



GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS, EROSÃO, DEGRADAÇÃO E MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS

GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS, EROSÃO, DEGRADAÇÃO E MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS

António Bento Gonçalves e António Vieira (Eds.)



Universidade do Minho
Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento



NIGP – Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento
Universidade do Minho

2013

António Bento Gonçalves e António Vieira (Eds.)

**GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS, EROSÃO, DEGRADAÇÃO E MEDIDAS
DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS**

NIGP – Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento
Universidade do Minho
2013

Título:

Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos

Editores:

António Bento Gonçalves e António Vieira

Autores:

Adélia Nunes, Anabela Queirós, António Bento-Gonçalves, Antonio J.D. Ferreira, Antonio Jordán, António Pedrosa, Antonio Velasco, António Vieira, A. Arellano, A. Barreiro, A. Lombao, A. Martín, A. Merino, Artemi B. Cerdà, Bruno Martins, C. O. A. Coelho, C. Fernández, Diana C.S. Vieira, Elina Baptista, E. Benito, Fantina Tedim, Felícia Fonseca, Fernando Félix, Fernando M. Granja Martins, Flora Ferreira-Leite, Helena Fernandez, Hugo Torrinha, Jesús San-Miguel Ayanz, Joana Gonçalves, João Martins, J. A. Vega, José Miguel Cardoso Pereira, J. J. Keizer, Lee MacDonald, Lorena M. Zavala, Luciano Lourenço, Maria Gouveia, Messias Mira, Micaela Leite, M. Díaz-Raviña, M. C. Malvar, M. A. S. Martins, M. T. Fontúrbel, Nuno Simões, Paulo Dias, Reyes de Celis, Ruben Remelgado, Salete Carvalho, Sandra Oliveira, Sofia Bernardino, Sofia Fernandes, S. González-Prieto, S. A. Prats, Tomás de Figueiredo, T. Carballas, Xavier Úbeda.

ISBN:

978-989-97214-2-5

Ano de Edição:

2013

Edição:

NIGP – Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento da Universidade do Minho
RISCOS – Associação Portuguesa de Riscos, Prevenção e Segurança
CEGOT – Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território

Reservados todos os direitos.

Os textos apresentados são da exclusiva responsabilidade dos respectivos autores.

ÍNDICE

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| PREFÁCIO | 5 |
| PARTE I - GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS | 7 |
| <i>Xavier Úbeda; Antonio Velasco</i> Incendios forestales. Herramientas de gestión y prevención | 9 |
| <i>Flora Ferreira-Leite; António Bento-Gonçalves; Luciano Lourenço; Xavier Úbeda; António Vieira</i> Mega-incêndios em Portugal Continental (?) – o caso do incêndio de Picões (Bragança) | 19 |
| <i>Paulo Dias</i> Grandes incêndios florestais – caso particular dos grandes incêndios de Rio Caldo/Bouça da Mó | 37 |
| <i>Sofia Bernardino; Luciano Lourenço; Joana Gonçalves</i> Incêndios Florestais e Risco de Ignição nos Distritos de Coimbra e Castelo Branco, entre 1981 e 2010 | 45 |
| <i>Fernando Félix; Luciano Lourenço</i> A importância da sinuosidade rodoviária na eficácia do ataque inicial aos incêndios florestais em áreas montanha. O caso particular da Serra da Lousã | 63 |
| <i>Fantina Tedim; Ruben Remelgado; João Martins; Salete Carvalho</i> Os grandes incêndios florestais em Portugal desafios para a gestão do risco | 75 |
| <i>Hugo Torrinha; António Bento-Gonçalves</i> Avaliação e gestão do risco de incêndio florestal, no concelho de Guimarães | 87 |
| <i>Sandra Oliveira; Luciano Lourenço; José Miguel Cardoso Pereira; Jesús San-Miguel Ayanz</i> A ocorrência de incêndios florestais nos países do Sul da Europa. Distribuição espacial, factores estruturais e influência dos grandes incêndios | 99 |
| <i>Maria Gouveia; Luciano Lourenço</i> Simulação de um incêndio florestal, a que se seguiu precipitação intensa, com consequente inundação | 111 |
| <i>Sandra Oliveira; Luciano Lourenço; António Vieira; Adélia Nunes; António Bento-Gonçalves</i> A utilização de dados de satélite no apoio à prevenção e à recuperação pós-incêndios. O exemplo do PREFER na Europa Mediterrânea | 121 |
| <i>Messias Mira; Luciano Lourenço</i> Os incêndios florestais em Portugal têm solução | 131 |
| PARTE II - EROSÃO, DEGRADAÇÃO E MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS | 143 |
| <i>Reyes de Celis; Antonio Jordán; Lorena M. Zavala</i> Efectos del fuego en las propiedades biológicas, físicas y químicas del suelo | 145 |
| <i>Adélia Nunes; Luciano Lourenço</i> Processos hidrogeomorfológicos intensos na sequência de incêndios florestais em Portugal: análise de estudos de caso | 161 |

- J.A. Vega; T. Fontúrbel; C. Fernández; A. Arellano; M. Díaz-Raviña; T. Carballas; A. Martín; S. González-Prieto; A. Merino; E. Benito*
 Actividades de emergencia para el control de la erosión post-incendio en Galicia (NO Península Ibérica) 181
- António Bento-Gonçalves; António Vieira; Flora Ferreira Leite*
 Erosão dos solos após incêndios florestais: avaliação de medidas de mitigação aplicadas em vertentes e em canais, no NW de Portugal 187
- Bruno Martins; António Pedrosa*
 Os incêndios florestais na alteração do uso e ocupação do solo e a sua relação com a análise da susceptibilidade de ravinamentos: exemplos no norte de Portugal 207
- Elina Baptista; Nuno Simões; Fernando M. Granja Martins; Helena Fernandez; Antonio Jordán; Lorena M. Zavalla*
 Evolução do coberto vegetal em cenário pós incêndio caso de estudo – Tavira – São Brás de Alportel 2012 (portugal) 219
- Micaela Leite, Felícia Fonseca, Tomás Figueiredo*
 Propriedades físicas e químicas do solo em áreas de montanha sob coberto de matos: efeito do fogo 227
- Sofia Fernandes; Sofia Bernardino; Luciano Lourenço*
 Erosão dos solos e medidas de recuperação anteriores aos grandes incêndios florestais, na área confinante das bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto 237
- S. A. Prats; M. A. S. Martins; M. C. Malvar; Diana C.S. Vieira; C. O. A. Coelho; Artemi B. Cerdà; Lee MacDonald; Antonio J.D. Ferreira; J. J. Keizer*
 Aplicação de “mulch” após fogo: um método efectivo para a redução da escorrência e da erosão 255
- Tomás de Figueiredo; Felícia Fonseca; Anabela Queirós*
 Efeitos do fogo na erosão do solo em áreas de matos: resultados de um ano de ensaio no parque natural de montesinho 267
- A. Barreiro; A. Lombao; A. Martín; T. Carballas; M. T. Fontúrbel; J. A. Vega; C. Fernández; M. Díaz-Raviña*
 Implementation of techniques to control post-fire erosion in Galicia (NW Iberian Peninsula): effects on soil quality 279
- A. Lombao; A. Barreiro; A. Martín; T. Carballas; M. T. Fontúrbel; J. A. Veja; C. Fernández; M. Díaz-Raviña*
 Implementation of techniques to control post-fire erosion in Galicia (NW Iberian Peninsula): effects on microbial community 285
- Elina Baptista; Nuno Simões; Fernando M. Granja Martins; Helena Fernandez; Antonio Jordán; Lorena M. Zavalla*
 Chove e não trás guarda-chuva, erosão hídrica pós incêndio – caso de estudo incêndio Tavira - São Brás de Alportel - Julho de 2012 291

PREFÁCIO

Dando continuidade às seis edições anteriores, o NIGP (Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento da Universidade do Minho) em colaboração com a RISCOS (Associação Portuguesa de Riscos, Prevenção e Segurança) e com o CEGOT (Centro de Estudos em Geografia e Planeamento) e contando com o apoio da GeoPlanUM (Associação de Estudantes de Geografia e Planeamento da Universidade do Minho), organizou a sétima edição dos Encontros de Geografia Física e Ambiente subordinado ao tema "Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos".

O evento decorreu nos dias 10 e 11 de Outubro, em Guimarães, na sede da ACIG (Associação Comercial e Industrial de Guimarães), tendo o primeiro dia sido dedicado à temática dos "Grandes Incêndios Florestais" e o segundo à "Erosão e Medidas de Recuperação de Solos após Incêndios".

O presente livro, com capítulos em português, espanhol e inglês, é o resultado do contributo dos mais de 20 cientistas de Espanha (Universidades de Barcelona, Vigo, Santiago de Compostela e Sevilha) e dos cerca de 30 cientistas e técnicos de Portugal, em representação de muitas Universidades e Institutos Politécnicos nacionais, bem como de diversas instituições publicas nacionais, que apresentaram Conferências, Comunicações Orais e Posters no VII EGFA.

No total, o livro apresenta 24 capítulos, divididos em duas partes, sendo que a primeira parte, (Grandes Incêndios Florestais) é composta por 11 e a segunda (Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação dos Solos) por 13 capítulos, que no seu conjunto cobrem aspetos tão variados como a prevenção, as ferramentas de gestão, os fatores de risco, as causas e as consequências, metodologias de mitigação, técnicas e tecnologias, perspetivas históricas, casos de estudo recentes, entre outros.

Trata-se de um livro que, sem ser exaustivo, apresenta o estado do conhecimento atual no âmbito dos grandes incêndios florestais e da erosão, degradação e medidas de recuperação de solos após incêndios, em Portugal e Espanha, pelo que se constitui como um importante contributo, em termos científicos e técnicos, para a defesa da floresta contra incêndios e para a proteção e recuperação dos solos percorridos por incêndios.

António Bento-Gonçalves e António Vieira



Universidade do Minho
Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento



CEGOT
Centro de Estudos de Geografia
e Ordenamento do Território

PARTE I
GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS

INCENDIOS FORESTALES. HERRAMIENTAS DE GESTIÓN Y PREVENCIÓN

Xavier Úbeda

GRAM (Grup de Recerca Ambiental Mediterrània). Departament de Geografia Física i AGR.
Universitat de Barcelona
xubeda@ub.edu

Antonio Velasco

GRAM (Grup de Recerca Ambiental Mediterrània). Departament de Geografia Física i AGR.
Universitat de Barcelona

RESUMEN

En este artículo se hace una revisión de la importancia que ha tenido el fuego en los ecosistemas y más concretamente en el ecosistema mediterráneo. El fuego forma parte de la evolución de los bosques, de una manera general, de la vegetación, el suelo, y de las interrelaciones entre los diferentes elementos. Se hace una visión más cercana de cómo son los fuegos en el mediterráneo. También se hace hincapié en cómo las sociedades han tendido hacia un modelo muy urbano y cómo las áreas forestales han ido aumentando debido al abandono de las prácticas silvícolas y agrarias. También destacamos cómo son estos incendios en Cataluña y que evolución han tenido. Este nuevo escenario es muy propicio para la propagación de grandes incendios forestales y el fuego, en lugar de ser un elemento más de los ecosistemas, se convierte en un peligro. La investigación y la prevención son claves para poder abordar el problema y se muestran dos tipos de gestiones destinadas a incidir en los regímenes de fuego potencialmente dañinos, la gestión del bosque y las quemas prescritas.

Palabras-clave: Incendios forestales; Herramientas de gestión; Prevención.

WILDLAND FIRES. TOOLS FOR MANAGEMENT AND PREVENTION

ABSTRACT

This article is a review of the significant role played by fire in ecosystems and especially in the Mediterranean ecosystem. The fire is part of the evolution of the forest, in a general way, vegetation, soil, and all the interrelationships between the different elements. It is also a brief view of how are the fires in the Mediterranean. It also emphasizes how societies have tended towards a very urban and how forest areas have been increasing due to the abandonment of agricultural and forestry practices. We also highlight how these fires are in Catalonia and evolution that they have had. This new setting is able to the spread of large wildfires and fire, instead of being an element of ecosystems, it becomes a hazard. Research and prevention are the key to addressing the problem and the paper shows two types of efforts designed to fight against fire regimes potentially harmful, forest management and prescribed burning.

Key-words: Forest fires; Management tools; Prevention.

1. EL FUEGO Y LOS INCENDIOS

El fuego es un elemento natural de los ecosistemas terrestres que ha acompañado al ser humano a lo largo de su historia. Aunque escasas, hay pruebas de la existencia del fuego desde el Silúrico (400 Ma), y durante los últimos 350 millones de años se han venido produciendo incendios en la Tierra de forma reiterada. Por tanto, la colonización de los continentes por la vegetación vino acompañada de la aparición de los incendios en todos ellos (Scott, 2009).

El fuego es un agente básico en los procesos de sedimentación y debe ser entendido sobre todo como uno de los procesos planetarios clave, junto con el clima, que ha condicionado la evolución y la dispersión de plantas y el desarrollo de los biomas, la formación de suelos y los ciclos hidrológico y erosivo durante el Terciario (Mataix-Solera y Cerdá, 2009). El fuego condiciona la formación de los suelos al modificar el ciclo de los nutrientes (Raison, 1979), sus propiedades físicas y químicas (Úbeda y Outeiro, 2009) y los procesos microbiológicos (Mataix-Solera *et al.*, 2009). Estas alteraciones se traducen en cambios en la química atmosférica al modificarse el intercambio de gases, alteraciones en la calidad y cantidad de las aguas que fluyen a través de los suelos y, con ello, en los procesos y formas terrestres (Mataix -Solera y Cerdá, 2009).

Así, sin fuego, los ecosistemas terrestres serían otros (Bond y Keeley, 2005). El estado actual de estos se debe a la selección y adaptación a los cambios climáticos que ha habido a lo largo del Terciario ya la acción selectiva de los incendios forestales. Estos incendios eran causados por agentes naturales. En cambio, durante el Neolítico, el hombre se convierte en agricultor y, por tanto, necesita zonas de cultivo. Para obtenerlas, utilizó el método de la deforestación utilizando el fuego como herramienta más o menos controlada.

Aunque se trata de un elemento natural y ecológico, la influencia humana en la frecuencia del fuego y en la modificación de los patrones de vegetación ha dado lugar a un problema ambiental en algunas zonas durante las últimas cinco décadas (Mataix-Solera y Cerdá, 2009).

El fuego fue una herramienta muy utilizada para eliminar residuos, controlar plagas o eliminar el bosque y generar de esta manera campos de cultivo y zonas de pasto. De hecho, esta técnica se sigue utilizando en algunos países. Actualmente, sin embargo, la industrialización de las sociedades modernas y la utilización de combustibles fósiles han provocado una reducción notable del uso de biomasa, además, del abandono de una gran cantidad de zonas rurales debido a las migraciones de la gente del campo hacia las ciudades. Esto provocó que la agricultura quedara, en muchos casos, abandonada (Naredo, 2004). Este proceso se dio de forma bastante ordenada en el norte de Europa pero, en cambio, en países mediterráneos como España, este fenómeno fue muy súbito y sin planificación. En los años sesenta y setenta, con este abandono del campo, la recuperación vegetal fue suficiente para favorecer los grandes incendios de finales de los años setenta, que fueron recurrentes durante las siguientes décadas. Esta situación en la que nos encontramos actualmente, ha dado lugar a que el fuego, antes aliado y herramienta, se haya transformado ahora en un problema medioambiental serio. Es importante mencionar que el fuego ha creado toda una problemática a su alrededor. Una parte importante de la población piensa que el fuego debe ser erradicado pero, como ya se ha mencionado, este es un fenómeno ecológico natural más antiguo que el propio ser humano e inherente al sistema Tierra. Esta pretende ser nuestra premisa básica. Hay científicos que ven en el fuego una oportunidad para estudiar la evolución de los biomas terrestres. Y es que el fuego, al mostrar los efectos de una alteración súbita y la posterior recuperación, permite conocer la dinámica de los ecosistemas terrestres. El rejuvenecimiento que supone un incendio permite que se produzcan cambios que podemos cuantificar y, a partir de su análisis, conocer la evolución post-incendio y deducir el funcionamiento del ecosistema en general y del suelo en particular (Mataix-Solera y Cerdá, 2009). Por desgracia, el fuego se ha convertido en un factor de origen antrópico ya que se sucede con una frecuencia e intensidad muy superiores que cuando era de origen natural. Esto ha provocado resultados adversos en nuestros ecosistemas. Los efectos directos sobre la biogeocenosis pueden ser importantes. También hay efectos indirectos como la erosión, que pueden llegar a ser catastróficos y, en ciertas zonas, pueden producir o acelerar la desertificación (Rubio, 1989).

Sin embargo, los incendios forestales no son siempre catastróficos ni mucho menos. En algunos casos sólo provocan leves cremas de las partes aéreas de la vegetación produciendo una

fertilización del suelo debido a las cenizas. Algunos autores han visto que los ciclos naturales de incendios de escasa severidad ayudan a mejorar la productividad de los ecosistemas para la deposición de materia orgánica y cenizas, y la posterior liberación de nutrientes que éstos provocan (Cromer, 1967). Las cenizas suelen presentar altas concentraciones de nutrientes. La supresión del fuego, en cambio, lleva a la inmovilización biológica de ciertos nutrientes (especialmente nitrógeno), limitando la productividad y funcionamiento habitual del ecosistema (Kilgore, 1981).

En otros casos los incendios son tan graves que llegan a provocar daños muy importantes en el ecosistema, debido a su severidad sobre la vegetación y el suelo (Pritchett y Fisher, 1987).

2. EL FUEGO EN EL MEDITERRÁNEO

La configuración de los ecosistemas está causada principalmente por la acción del fuego además de por motivos climáticos (Bond *et al.*, 2004; Bodí *et al.*, 2008). La manifestación repetida de incendios propicia un ecosistema diferente al esperado según la situación climática en la que se encuentra. El fuego es, pues, un factor ecológico esencial para la distribución de los biomas de la Tierra.

El fuego ha estado presente en el Mediterráneo como fenómeno natural mucho antes de que el hombre existiera, ya fueran provocados por rayos en tormentas eléctricas o por erupciones volcánicas (Naveh, 1975). De hecho, los incendios fueron durante el Plioceno uno de los factores que contribuyeron a configurar, junto con el clima, la vegetación mediterránea (Bond y Keeley, 2005; Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Los ecosistemas mediterráneos poseen un clima de transición entre el régimen templado oceánico y el tropical seco. La característica más relevante de éstos es la coincidencia de la época seca con la cálida. En verano, el Mediterráneo se encuentra bajo la influencia de los anticiclones subtropicales secos, que se retiran en invierno hacia latitudes más bajas dejando paso a las borrascas atlánticas de las latitudes templadas. Esta peculiaridad propicia que los ecosistemas sean susceptibles a los incendios forestales con una vegetación seca en verano, que junto a su naturaleza inflamable favorece la aparición y expansión de los incendios (Naveh, 1991; Arianoutsou *et al.*, 1993). La época de lluvias que suele llegar después de la estación seca puede erosionar grandes cantidades de suelo, suelo de mayor fragilidad si ha sufrido la combustión de su materia orgánica, además del lavado de nutrientes (Mataix-Solera y Cerdá, 2009).

Con la aparición de las sociedades de cazadores-recolectores se utiliza el fuego para abrir claros en los bosques y crear zonas accesibles, favorecer la producción de ciertos alimentos y propiciar mejores zonas de caza (Naveh, 1991). El mayor impacto del uso del fuego, sin embargo, se produjo durante el Neolítico, el hombre se convierte en agricultor y ganadero, y necesita amplias zonas para pastos y cultivos que alcanza al deforestar mediante el fuego. Estos incendios controlados han seguido practicando hasta los años 60 en España y en la Europa Mediterránea también con otros fines: controlar plagas y malas hierbas, fertilizar con cenizas, mejorar pastos y modificar el bosque (Naveh, 1974; Dupré, 1983; Carcaillet *et al.*, 2002).

Pero en los años 60, la industrialización y el éxodo rural dieron lugar al abandono de los campos de zonas de montaña y contribuyeron a un incremento de la cubierta forestal, que continúa hoy día (tabla 1). En la actualidad, estas zonas no tienen casi explotación ni se obtiene beneficio directo, ni siquiera para la gente que todavía reside en las zonas rurales, ya que nuevas normas y leyes restringen las talas, zonas de pastoreo y caza (Molinero *et al.*, 2008). A este cambio de usos del suelo y al incremento del riesgo de incendios forestales han contribuido también las repoblaciones de pinares y el aumento de nuevas zonas residenciales (Pausas *et al.*, 2008; Vallejo *et al.*, 2009).

Las consecuencias han sido un aumento de los incendios forestales desde los años 70 en aquellos momentos en que se dan las condiciones climáticas favorables. El fuego ocurre con mayor frecuencia y, aunque los ecosistemas mediterráneos son capaces de convivir con él, este cambio de régimen puede provocar efectos adversos (Bodí *et al.*, 2012).

Tabla I. Evolución de superficie forestal (Ha) por Comunidad Autónoma.

| Comunidad Autónoma | Sup. Arbolada (1975) | Sup. Arbolada (1996) | Sup. Arbolada (2009) |
|--------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Aragón | 950 | 1186 | 1578 |
| Andalucía | 1822 | 2282 | 2656 |
| Asturias | 363 | 368 | 451 |
| Baleares | 107 | 122 | 186 |
| C. Valenciana | 408 | 628 | 754 |
| Canarias | 97 | 105 | 134 |
| Cantabria | 173 | 166 | 214 |
| Castilla la Mancha | 1440 | 1851 | 2740 |
| Castilla y León | 1886 | 2119 | 2982 |
| Catalunya | 1164 | 1394 | 1626 |
| Extremadura | 1226 | 1458 | 1921 |
| Galicia | 1129 | 1045 | 1405 |
| La Rioja | 93 | 129 | 170 |
| Madrid | 157 | 195 | 270 |
| Murcia | 118 | 269 | 316 |
| Navarra | 304 | 372 | 463 |
| País Vasco | 353 | 390 | 398 |
| TOTAL | 11792 | 14080 | 18265 |

Fuente: IFN1 / IFN2 / IFN3

3. LOS INCENDIOS EN CATALUÑA

Como hemos dicho, en la transición económica de los años sesenta y setenta, el riesgo de inicio de incendio en las zonas rurales aumentó mucho por la acumulación progresiva de combustible que la población rural dejó de extraer como fuente energética. Inconscientemente, estas personas estaban cuidando el bosque y protegiéndolo contra los incendios. La consecuencia de los cambios de usos ha sido un aumento de la combustibilidad y de la biomasa presente en la montaña, y por tanto un incremento en el número de incendios (Mataix-Solera y Cerdà, 2009).

Como es natural pensar, no todas las regiones registran la misma cantidad de incendios forestales. Si hablamos de Europa, son los países del sur del continente los más afectados por los incendios. En 1997, por ejemplo, más del 50% de las zonas quemadas en Europa se produjeron en la Península Ibérica.

Este es el caso de España y, más concretamente, de Cataluña. El éxodo rural que sufrió la región catalana ha propiciado la colonización de tierras por matorrales y pinares, entre otros. Aparte del abandono del campo, hay otros problemas como la creación de núcleos habitados en zonas rurales poco cuidadas, donde el fuego puede ocasionar problemas a estos habitantes o el problema creciente del Cambio Climático, que puede llevar, en un futuro, más incendios.

En la figura 1 se puede ver la evolución del número de incendios y de hectáreas quemadas desde 1970 hasta la actualidad. La situación de grandes incendios durante los años 90 en Cataluña llevó a la creación, en 1999, del Grupo de Apoyo a Actuaciones Forestales (GRAF) de la Generalidad de Cataluña. Este grupo, además de actividades relacionadas con la gestión del bosque y la seguridad de personas y bienes, se dedica a las quemas prescritas o controladas. Estas cremas tienen como finalidad la eliminación de combustible, ya que podría presentar peligros en caso de un incendio forestal, crear una estructura de bosque óptima para la extinción de posibles incendios o regular la estructura de la vegetación para su explotación útil (Úbeda y Outeiro, 2007). El número de grandes incendios, pues, ha disminuido notablemente aunque cada año, nuevos incendios aparecen en los bosques catalanes y una parte de ellos suelen ser bastante virulentos.

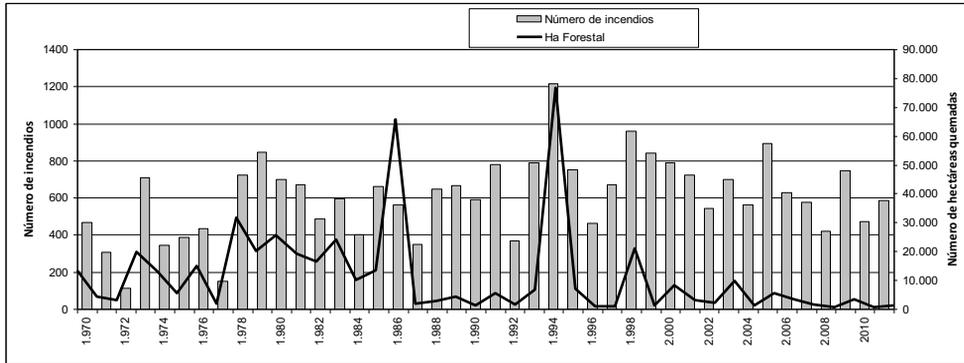


Figura 1. Número de incendios y hectáreas quemadas en Cataluña.

Fuente: www.idescat.cat

4. ¿QUÉ SON LOS PLANES TÉCNICOS DE GESTIÓN FORESTAL?

Desde el Centro de la Propiedad Forestal de la Generalitat de Catalunya se llevan a cabo la redacción, aprobación y supervisión de los instrumentos de ordenación forestal cuyo objetivo es facilitar la gestión de las fincas forestales y mejorar su rentabilidad, basados en unos criterios determinados. Los Instrumentos de Ordenación Forestal (IOF) engloban varias figuras de ordenación en la planificación forestal catalana:

- 1.- Plan técnico de gestión y mejora forestal (PTGMF)
- 2.- Plan simple de Gestión forestal
- 3.- Proyecto de ordenación

Todos estos instrumentos son documentos de ordenación forestal aplicables a bosques privados, que permiten programar la realización de trabajos de gestión y mejora forestal por un plazo máximo establecido. La planificación la propone el propietario al Centro de la Propiedad Forestal (CPF), el cual, una vez supervisado el informe técnico de los servicios del CPF puede aprobarlo, devolverlo con observaciones o denegar su aprobación.

Un PTGMF es un instrumento de ordenación para la gestión de fincas forestales con una superficie a ordenar igual o superior a 25 hectáreas. El Plan debe garantizar la mejora, la sostenibilidad y la multifuncionalidad de los sistemas forestales; hacer una parcelación forestal cuidadosa de la finca; considerar e integrar los planes de ordenación territorial, principalmente en el ámbito de la prevención y la lucha contra incendios forestales; introducir normas silvícolas para garantizar la regeneración de la masa arbórea y minimizar los riesgos de erosión y de incendio; definir las infraestructuras para mejorar la realización de los aprovechamientos, y planificar las actividades agropecuarias vinculadas a los terrenos forestales que disminuyen la combustibilidad, favorezcan el mantenimiento de los ecosistemas y en preserven la biodiversidad. Esta figura normalmente es empleada para la ordenación de los montes privados (www.gencat.cat).

4.1.- Un ejemplo de Plan Técnico de Gestión Forestal. El caso de Mas Bassets.

En el momento de empezar la gestión forestal a finales de los años 90 y principios del 2000, el estado del bosque en la finca era de “muy sucio”, con gran dificultad para el muestreo de parcelas para sus inventarios y hacer cálculos de la posibilidad de aprovechamiento.

El objetivo final de la finca es la regeneración del alcornoque, y se hará de forma gradual en función de cada parcela.

1. Regeneración del alcornoque: se tiene que obtener un bosque irregular que asegure la regeneración natural y la producción de corcho. Se tendrá a eliminar el resto de árboles de las unidades de regeneración excepto en rodales donde haya una mayor cantidad de pinos (Figura 2).



Figura 2. Desbroce del sotobosque para el favorecimiento del crecimiento del alcornoque.
Fuente: GRAM

2. Aprovechamiento de la madera de pino: Se realizarán cortas de pinos de un diámetro superior a 30 cm de madera. El tipo de bosque que se espera tener es un bosque irregular regenerado por semilla. Se tiende a reducir el pino blanco frente al pino piñonero (Figura 3).



Figura 3. Parcela de pinos gestionada para la explotación de madera en Mas Bassets.
Fuente: GRAM

3. Potenciación de la encina: En aquellas áreas donde tenga presencia y le favorezcan las condiciones ambientales, explotación de leña a largo término.
- 4.- Sotobosque: Desbroce. Estudiar la posibilidad de mantenerlo controlado con rebaños y la posibilidad de comercializar subproductos del aclarado.

4.2.- Sobre la parte económica se ha entrevistado a Jesús Soler, propietario de la finca de Mas Bassets.

“La parte económica del plan de gestión está planificada en el mismo plano asociado al plan de actuaciones donde hay descrita la parte de gastos en base a los costes unitarios de cada una de las tareas (costos unitarios son por ejemplo coste hora por hombre con sierra, coste por hora de oruga, etc. así como el tiempo que dura una tarea, hora hombre por hectárea).

Cada una de las tareas también puede tener la parte de ingresos que puede ser por un aprovechamiento (madera pinos, cáscara de corcho...) o bien a las ayudas para llevar a cabo las tareas del bosque sujetos a subvención. La valoración de las ayudas las publica cada año la Generalitat de Catalunya así como los términos para poder acceder a las ayudas, esto en base a las tareas prioritarias o por importes máximos para tareas y todos aquellos términos que se pueden reglamentar de ejecución como de concesión.

Una vez recibidas todas las peticiones se hace la evaluación y decisión sobre los expedientes. Las tareas subvencionadas deben estar después certificadas en terreno por un técnico del centro de la propiedad forestal (CPF) y se entregan los recibos de los trabajos y también se hace la medición de las superficies donde se han hecho las actuaciones (desbroces, podas, quemas,...). Una vez certificado el propietario puede cobrar la subvención. Los importes subvencionados no cubren los costes reales de los trabajos lo que cada vez hace más difícil la limpieza de bosque ya que todos los ingresos asociados al bosque son bajos (madera para sierra, madera para papel, corcho, leña). La redacción del plan de gestión está subvencionada por la Generalitat con un importe que depende de las existentes en regular. (Jesús Soler, comunicación oral, 2013)”.

5. GESTIÓN FORESTAL CON HERRAMIENTAS POLÉMICAS. HACIENDO PREVENCIÓN CON QUEMAS PRESCRITAS.

Los GRAF (Grup de Recolzament a Actuacions Forestals) (ver punto 3) ingenieros-bomberos se dedican tanto a la prevención como la extinción, y son los que empiezan a proponer como herramienta de gestión en fase experimental, las quemas prescritas. Desde 1999 el fuego se utiliza como gestor del bosque, una técnica llamada "fuego prescrito" o "quema prescrita". Es a partir de este momento que en Cataluña, se empieza a tratar de forma seria el fuego como posible gestor del monte y como la solución a Grandes Incendios Forestales (GIF). Existen otros objetivos por los que en Cataluña se han hecho quemas, como por ejemplo gestionar las igniciones de matorrales, proteger áreas urbanas estableciendo un perímetro de protección (Figura 4) por motivos de circulación, pastos, caza, turismo, o por la propia práctica y entrenamiento por parte de los GRAF que empiezan a trabajar.

Los objetivos que se persiguen en una quema siempre son muy diversos, tan diversos como cualquier actuación que se realice sobre un ecosistema. Antes de nada, hay que aclarar que una quema no es un incendio. La principal diferencia radica en la intensidad del fuego, por lo que este factor determina si el fuego beneficia o perjudica el medio. Las quemas se basan en la práctica de fuego de baja intensidad conducido artificialmente para que no pueda propagarse por medio de una evolución libre.

Las quemas se ejecutan obedeciendo un "plan de quema" previamente diseñado y aprobado donde se especifica claramente la "ventana de prescripción", que engloba el conjunto de condiciones meteorológicas, topográficas y de combustible disponible que hay tener presentes para poder garantizar un control absoluto del fuego.

En función del tipo de quema se persigue un tipo de objetivo u otro, y a partir de ahí las condiciones que marca la ventana de prescripción se ejecutan siguiendo un determinado "patrón de ignición", es decir, una forma prefijada de encender y conducir el fuego. Los patrones de quema pueden ser diversos pero, principalmente, se basan en variaciones o estrategias de conducir el fuego mediante una evolución de cabeza, de flanco o de cola.

Un hecho muy importante desde el punto de vista científico es que el GRAF siempre ha permitido que sus quemas fueran campos de experimentación para los grupos de investigación. Una quema es un escenario donde se pueden controlar muchas variables que cuando se conocen pueden someterse a experimentación. Hay varias variables interesantes de estudiar: cómo afecta el fuego en la fauna y la vegetación, al suelo, cómo se comporta el fuego, etc. Muchos grupos de investigación aprovechan científicamente esta infraestructura experimental.



Figura 4. Quema en Picarany (Reus) para el establecimiento de un perímetro alrededor de área urbana con el fin de eliminar combustible.

Fuente: GRAM

Las quemas prescritas son una actuación polémica. No todo el mundo acepta este tipo de gestión forestal. Por ello, el GRAF también está interesado en que se estudien todos los aspectos relacionados con la quema. Hay que dar respuestas y pensar en todos los beneficios e inconvenientes que esta gestión puede representar. Ahora bien, siempre se hace necesaria la búsqueda de un equilibrio que conduzca hacia una situación sostenible del bosque. Tampoco es válida la crítica sistemática de una herramienta de gestión forestal sin proponer una alternativa o sin conocer a fondo las ventajas o desventajas de esta herramienta.

Pero tampoco la quema prescrita es la panacea. Con los tiempos que vivimos de cambio global, calentamiento del planeta y los altos niveles de CO₂ en la atmósfera, parece de partida contradictorio proponer como válida una herramienta de gestión basada en la liberación intencionada de CO₂. Y simplemente se debe a que el nivel de liberación de CO₂ por parte del entramado industrial, de transporte, energético, etc, en las sociedades del mundo desarrollado es tan gigante que el proceso natural y milenario de quemar a una baja intensidad nos hace pensar que esta herramienta de gestión es poco contaminante. Pero claro, aquí, es donde la gestión vuelve a ser clave, y ahora no sólo la gestión forestal, si no la gestión global de los problemas. Hay que ver a las quemas prescritas como lo que realmente son, otra de las diferentes herramientas que existen para gestionar las masas forestales, y no como el remedio de aplicación extensiva y sistemática, porque si no nos encontraríamos con un nuevo desequilibrio de liberación de CO₂ por parte de la gestión con fuego.

REFERENCIAS Y RECURSOS ELECTRÓNICOS

ARIANOUTSOU, M., BEARD, J.S., FERRÉS, L., FOLCH, R. y TRABAUD, L.V. 1993. La vida a les formacions escleròfil·les, en *Mediterrànies* (Folch, R. coord.). Barcelona, Edit. MAB, UNESCO, p. 64-109

- BODI, M., B., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J. y DOERR, S.H. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la AGE*, 28, p. 33–55.
- BODÍ, M.B., DOERR, S.H., MATAIX-SOLERA, J. y CERDÀ, A. 2008. El papel del fuego en los ecosistemas terrestres. *V Congreso «La investigación ante la sociedad del conocimiento». Sostenibilidad y Medio Ambiente*. Escuela politécnica superior de Alcoi, UPV, p. 331-335.
- BOND, W.J. y KEELEY, J.E. 2005. Fire as global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: p. 387-394.
- BOND, W.J., WOODWARD, F.I. y MIDGLEY, G.F. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165, p. 525-538.
- CARCAILLET, C., ALMQUIMIST, H., ASNONG, H., BRADSHAW, R.H.W., CARRIÓM, J.S., GAILLARD, M.J., GAJEWSKI, K., HAAS, J.N., HABERLE, S.G., HADOM, P., MULLER, S.D., RICHARD, P.J.H., RICHOS, I., ROSCH, M., SANCHEZ GONI, M.F., VON STEDINGK, H., STEVENSON, A.C., TALON, B., TARDY, C., TINNER, W., TRYTERUD, E., WICK, L. y WILLYS, K.J. 2002. Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle». *Chemosphere*, 49, p. 845-863.
- CROMER, R.N. 1967. The significance of the "ashbed effect" in *Pinus radiata* plantations. *Appita*, 20, p. 104-112.
- DUPRÉ, M. 1983. Los montes: su estado y política forestal en la cuenca del Júcar. *Papel hidrológico-forestal». Cuadernos de Geografía*, 32-33, p. 265-290.
- KILGORE, B.M. 1981. Fire in ecosystem distribution and structure: western forests and scrublands. A: Fire Regimes and Ecosystems Properties, Proceedings of the Conference, pp 58–89. US Dept. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO.26.
- MATAIX-SOLERA, J. y CERDÀ, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. A: Cerdà, A. i Mataix-Solera, J. (Eds), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles, Càtedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, p. 27–53.
- MATAIX-SOLERA, J. Y GUERRERO, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. A: Mataix-Solera, J. (Ed), Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo. CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, p. 5–40.
- MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., GARCÍA-ORENES, F., BARCENAS, G.M. y TORRES, M.P. 2009. Forest fire effects on soil microbiology. A: Cerdà. A. i Robichaud, P.R. (Eds) Fire effects on soils and restoration strategies. Science Publishers, Enfield, 133–176.
- MOLINERO, F., CASCOS, C., GARCÍA, A. y BARAJA, E. 2008. Dinámica de los incendios forestales en Castilla y León. *Boletín de la A. G. E.*, 48:39-70.
- NAREDO, J.M. 2004. La evolución de la agricultura en España (1940-2000). Universidad de Granada, Granada. 549 pp.
- NAVEH, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Vegetation*, 29, p. 199-208.
- NAVEH, Z. 1991. The role of fire in Mediterranean vegetation. *Botanika Chronika*, 10, p. 386-405.
- PAUSAS, J.G., LLOVET, J., RODRIGO, A. y VALLEJO, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?-A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17:713-723.
- PRITCHETT, W.L. y FISHER, R.F. 1987. Effects of fire on soils and site. A: Properties and Management of Forest Soils. John Wiley, New York.
- RAISON, R.J. 1979. Modifications of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil*, 51, p. 73-108.
- RUBIO, J.L. 1989. Erosión del suelo y gestión ambiental en condiciones mediterráneas. *Options Méditerranéennes- Série Séminaires*, 3, p. 323–326.
- SCOTT, A.C. 2009. Forest fire in the fossil record. En: A. Cerdà i P.R. Robichaud (Eds), Fire effects on soil and restoration strategies. Science Publishers, p. 1-37
- ÚBEDA, X. y OUTEIRO, L. 2007. Efectos de los fuegos prescritos de Cataluña en las propiedades edáficas. Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. A J. Mataix-Solera, (Ed.), Alcoi, p. 41–55.
- ÚBEDA, X. y OUTEIRO, L., 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. In: Cerdà, A., Robichaud, P.R. (Eds), Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. Science Publishers, Enfield, NH, oo. p. 105-133.
- VALLEJO, R., SERRASOLSES, J.A., ALLOZA, J.A., BAEZA, M. J., BLADÉ, C., CHIRINO, E., DUGUY, B., FUENTES, D., PAUSAS, J.G., VALDECANTOS, A. y VILAGROSA, A. 2009. Long-term restoration strategies and techniques, en *Fire effects on Soils and Restoration*

Strategies (Cerdà, A. y Robichaud, P. R., coord.). Enfield, Edit. Science Publishers, p. 373-398.

www.idescat.cat - 15 d'abril de 2013.

www.gencat.cat - 27 septiembre 2013

www.magrama.gob.es/ca/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-forestal-nacional/ - 3 d'abril de 2013.

MEGA-INCÊNDIOS EM PORTUGAL CONTINENTAL (?) – O CASO DO INCÊNDIO DE PICÕES (BRAGANÇA)

Flora Ferreira-Leite
Bolsista FCT, CEGOT, Universidade do Minho
floraferriraleite@gmail.com

António Bento-Gonçalves
CEGOT, Departamento de Geografia, Universidade do Minho

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia e CEGOT, Universidade de Coimbra

Xavier Úbeda
GRAM, Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional, Universitat de Barcelona

António Vieira
CEGOT, Departamento de Geografia, Universidade do Minho

RESUMO

Os grandes incêndios florestais sempre existiram em muitas partes do mundo e são um problema recorrente em alguns países, como é o caso dos da região do Mediterrâneo. Trata-se de eventos de tal forma complexos que alguns especialistas começaram a tratá-los de forma diferenciada, designando-os por mega-incêndios.

Palavras-chave: Grandes incêndios florestais, mega-incêndios, Portugal.

MEGA-FIRES IN PORTUGAL MAINLAND (?) – THE CASE OF PICÕES (BRAGANÇA) FIRE

ABSTRACT

Large forest fires have always existed in many parts of the world and are a recurring problem in some countries, as in the case of the Mediterranean region ones. These are events are so complex that some experts began to treat them differently, designating them by mega-fires.

Key-words: large forest fires, mega-fires, Portugal.

INTRODUÇÃO

Quer de forma isolada, quer englobados em vagas de incêndios, é recorrente a ocorrência de incêndios de grandes dimensões nas mais diversas regiões do globo, dos quais podemos aqui destacar alguns dos mais impressionantes.

O mais extenso de todos os incêndios florestais, o *Black Dragon Fire*, teve uma área ardida de 7 284 371ha e ocorreu em Maio de 1987, entre a Rússia e China, tendo sido responsável pela morte de cerca de 200 pessoas. Segue-se-lhe o incêndio que, na primeira quinzena de Junho de 2004, queimou cerca de 5 milhões de hectares no Alasca. Referência especial merece também o apelidado *Black Friday Bushfire* ocorrido na Austrália, no Estado de Vitória, que deflagrou no dia 13 de Janeiro de 1939 e foi responsável por cerca de 2 Milhões de hectares ardidos (75% do estado foi afetado), 71 mortes e 1 100 casas destruídas.

A título de exemplo, existem também referências a alguns destes eventos datados do século XIX, como seja o denominado *Miramichi fire*, que ocorreu no Canadá em Outubro de 1825, tendo queimado uma área de 1 214 034ha e provocado cerca de 160 vítimas mortais e 15 000 desalojados, ainda, o *Peshtigo Fire*, verificado no Wisconsin (EUA), que ocorreu em Outubro de 1871, tendo sido responsável por uma área ardida de 1 497 309ha e por cerca de 1 700 mortos.

O aparecimento e desenvolvimento de um grande incêndio florestal deve-se essencialmente a dois fatores principais, causa-efeito de outros elementos: 1) o aumento do risco de ignição, ou seja, a possibilidade de se originar um incêndio e 2) o aumento do risco de propagação, isto é, a possibilidade de um foco de incêndio se propagar não conseguindo ser controlado (Plana *et al.*, 2000).

Não existe contudo na bibliografia internacional, uma definição clara de grande incêndio florestal, sendo que, de um modo geral, um grande incêndio é aquele cuja área ardida atinge uma dimensão considerada significativa, fora dos valores médios, que varia de país para país e ao longo do tempo (Viegas, 1998).

Efetivamente, o critério 'dimensão' é aquele que é comumente utilizado em termos do que se identifica como sendo um grande incêndio, no entanto, a própria definição subjacente ao sentido da expressão 'dimensão dos incêndios' não é consistente na literatura. Muitos termos são frequentemente utilizados como sinónimos e, embora as diferenças entre eles possam ser subtis, mesmo em termos da sua tradução para a língua portuguesa, as implicações no que respeita ao tamanho real do incêndio podem acarretar diferenças.

São poucos os autores que realmente definiram os termos utilizados nos seus trabalhos, contudo, é possível apresentar alguns exemplos: o conceito *area burned*, em português, 'área queimada', foi definido como sendo a área dentro do perímetro do incêndio (Heyerdahl *et al.*, 2001; Cumming, 2001; Rollins *et al.*, 2001). O 'tamanho do incêndio', *fire size*, na versão original, utilizada por Hunter (1993), refere-se à área envolvida pelo limite exterior do incêndio e inclui manchas não queimadas, ou "retalhos". O termo *number of cells burned*, 'número de células queimadas', é usado para definir o tamanho do incêndio em modelos de simulação baseados em informação *raster* (Boychuk *et al.*, 1997b; Turcotte *et al.* 1999; Schenk *et al.*, 2000; Perera *et al.* 2004; Li *et al.*, 2005; Malamud *et al.*, 2005). Resumindo, de um modo geral, o termo *fire size*, ou seja, a dimensão do incêndio, na literatura, especialmente em estudos empíricos, refere-se à área total dentro do perímetro do incêndio, incluindo manchas (residuais) não queimadas.

Foi em 1965, que pela primeira vez, se utilizaram as classes de tamanho dos incêndios, neste caso específico com o objetivo de estimar o efeito da gestão do fogo em determinados regimes de fogo (Davis, 1965). Mas foi durante a última década, que se assistiu a um aumento do interesse global pela dimensão dos incêndios florestais e sua distribuição (Cui e Perera, 2008), entendida como um indicador espacial ou como um parâmetro importante na análise dos regimes de incêndios florestais, na América do Norte (Alvarado *et al.* 1998; Weber e Stocks, 1998; Li *et al.* 1999; Cumming 2000; Li, 2000; Ward *et al.* 2001; Lefort *et al.* 2003; Bergeron *et al.* 2004; Parisien *et al.* 2004), na Austrália (Gill *et al.* 2003), e no sul da Europa (Moreno *et al.* 1998; Pereira *et al.* 2004).

Tal como a definição de dimensão do incêndio, também não encontramos na literatura nenhuma definição consistente para o termo *fire size distribution* (FSD), que em português poderá

ser corretamente entendido como a distribuição dos incêndios por dimensão, que se destina a descrever a relação quantitativa entre o número de ocorrências e a sua dimensão (Cumming, 2000).

A matéria publicada que contempla esta questão deriva de uma variedade de investigações realizadas com objetivos distintos, pelo que algumas estão relacionadas com o estudo dos regimes de fogo (Li *et al.*, 1999; Parisien *et al.*, 2004), enquanto outras se concentram na distribuição dos incêndios em função da sua dimensão em geral (Strauss *et al.*, 1989; Malamud *et al.*, 1998, 2005; Li *et al.*, 1999; Ricotta *et al.*, 1999, 2001; Schenk *et al.*, 2000; Cumming, 2001; Reed e McKelvey, 2002; Song *et al.*, 2002; Schoenberg *et al.*, 2003; Pereira *et al.*, 2004), ou nas variações temporais da distribuição dessa dimensão (Robertson, 1972; Schoenberg *et al.*, 2003), ou nos fatores que influenciam essa distribuição (Minnich, 1983; Ward e Tithcott, 1993; Minnich e Chou, 1997; Li *et al.*, 1999; Turcotte *et al.*, 1999; Rollins *et al.*, 2001; Ward *et al.*, 2001; Song *et al.*, 2002; Cumming, 2005), ou, por último, em casos específicos de grandes incêndios (Moritz, 1997; Alvarado *et al.*, 1998).

Com efeito, nos últimos anos, vários foram os incêndios de proporções/consequências significativas que ocorreram em várias partes do mundo, em condições climáticas extremas.

1. GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS

Um incêndio é considerado 'grande' (*large*) quando tem o potencial para se tornar 'muito grande' (*very large*) (Viegas, 1998) ou para atingir uma 'grande' área, sendo que o tamanho de um grande incêndio é variável de acordo com os critérios usados pelos diferentes autores (Knapp, 1998; Shvidenko e Nilsson, 2000; Stocks *et al.*, 2002).

A ocorrência e o tamanho dos incêndios são influenciados por uma série de fatores, tais como: fontes de ignição, combustíveis, topografia, condições meteorológicas, e capacidade das forças de combate ao incêndio (Davis e Michaelsen, 1995; Gill e Moore, 1998; Moritz, 2003; Keeley, 2004; Peters *et al.*, 2004). Ao contrário de outras regiões de clima mediterrâneo, como a África do Sul (Polakow e Dunne, 1999; Kraaij, 2010), a Califórnia (Moritz *et al.*, 2009) ou a Austrália (O'Donnell *et al.*, 2010), para a Europa do Sul são ainda poucos os estudos sobre grandes incêndios, talvez porque, nestes países, os incêndios florestais de grandes dimensões são relativamente recentes na história dendrocaustológica desta região, apesar da longa e intensa presença do fogo na mesma (Ferreira-Leite *et al.*, 2013). Salientam-se os grandes incêndios ocorridos em Espanha, nos anos de 1978, 1979 e 1994, na Grécia, em 1998, 2000 e 2007, e em Portugal, nos anos de 2003 e 2005. No entanto, apesar dos incêndios de grandes dimensões representarem uma pequena fração do número total de ocorrências, a verdade é que são eles os responsáveis por uma grande percentagem da área ardida destacando-se assim a importância da sua análise e estudo (Strauss *et al.*, 1989; Piñol *et al.*, 1998; Diaz-Delgado *et al.*, 2004; Pausas, 2004; Xanthopoulos, 2007; Bermudez *et al.*, 2009; Oliveras *et al.*, 2009; Ferreira-Leite *et al.*, 2013).

No caso português, desde há uns anos que os organismos oficiais consideram, para fins meramente estatísticos, como grande incêndio aqueles em que a dimensão da área ardida assume valores iguais ou superiores a 100 hectares. Todavia, nos anos 70 e 80 do século passado, a então Direção Geral das Florestas (DGF) considerava como grandes incêndios aqueles cuja área ardida fosse superior a 10 hectares, quando a realidade dendrocaustológica era bem diferente da atual. Em Espanha, alguns autores (Moreno *et al.*, 1998; Romero e Senra, 2006) apontam o valor de 500 hectares, como o limite a partir do qual se considera um grande incêndio.

Com efeito, tanto a utilização do fogo como a conjuntura das nossas paisagens, que se foram modificando ao longo dos anos, alterando igualmente os regimes de fogo e a realidade dendrocaustológica das regiões, têm influência na escala do que se deve considerar um grande incêndio.

Apesar da existência de alguns relatos pontuais sobre a ocorrência de grandes incêndios (≥ 100 ha) anteriores aos anos 70 do século passado (Ferreira-Leite *et al.*, 2011/2012), é sobretudo a partir desta década que se verifica um aumento da acumulação de combustível nas florestas, devido a um conjunto de mudanças no uso tradicional da terra e no estilo de vida das populações, que é reflexo das mudanças socioeconómicas então em curso nos países do sul da Europa, em particular nas regiões do Mediterrâneo (Lourenço, 1991; Vélez, 1993; Moreno *et al.*, 1998; Rego, 2001). Estas mudanças implicaram o aumento de grandes áreas abandonadas de anteriores terras agrícolas, o que, por um lado, levou à recuperação da vegetação e ao aumento do combustível acumulado nos espaços florestais tradicionais (Lourenço, 1991; Rego, 1992; García-Ruiz *et al.*, 1996; Roxo *et al.*, 1996) e, por outra parte, conduziu, naturalmente, ao aumento dos

espaços com uso florestal. Muitas destas áreas rurais tornaram-se paisagens propensas à ocorrência de incêndios de grande intensidade, devido aos elevados níveis de biomassa, acumulados ao longo dos anos e prontos para alimentar fogos catastróficos durante o Verão. Assim, começaram a “vulgarizar-se” os incêndios florestais com área igual ou superior a 100 hectares (Tabela I).

Tabela I. Número anual de grandes incêndios florestais (≥ 100 ha) e respetiva área ardida anualmente, em Portugal continental, entre 1981 e 2013

| Ano | Ocorrências de GIF ≥ 100 ha | Área total consumida por GIF |
|-------------------|----------------------------------|------------------------------|
| | (número) | (hectares) |
| 1981 | 134 | 65 350 |
| 1982 | 75 | 25 247 |
| 1983 | 58 | 35 333 |
| 1984 | 108 | 25 180 |
| 1985 | 256 | 109 550 |
| 1986 | 131 | 71 655 |
| 1987 | 108 | 54 192 |
| 1988 | 29 | 7 713 |
| 1989 | 175 | 73 674 |
| 1990 | 206 | 104 416 |
| 1991 | 200 | 156 566 |
| 1992 | 77 | 39 831 |
| 1993 | 76 | 31 660 |
| 1994 | 154 | 40 509 |
| 1995 | 275 | 114 096 |
| 1996 | 159 | 46 976 |
| 1997 | 37 | 7 695 |
| 1998 | 241 | 110 607 |
| 1999 | 114 | 45 004 |
| 2000 | 283 | 110 197 |
| 2001 | 175 | 70 609 |
| 2002 | 215 | 84 418 |
| 2003 | 253 | 395 641 |
| 2004 | 169 | 101 613 |
| 2005 | 423 | 288 310 |
| 2006 | 128 | 55 099 |
| 2007 | 37 | 13 746 |
| 2008 | 19 | 4 773 |
| 2009 | 133 | 50 528 |
| 2010 | 186 | 101 809 |
| 2011 | 122 | 39 309 |
| 2012 | 143 | 78 271 |
| 2013 ¹ | 106 | 79 187 |

Fonte: Relatórios anuais DGF/DGRF/AFN/ICNF

Mas, se em termos estatísticos o critério da dimensão é importante, em termos operacionais, ambientais ou humanos, há outros elementos que são fundamentais e, por isso, devem intervir também na definição de incêndio, como sejam a duração, a extensão (quando

¹ No período 01 de Janeiro a 31 de Agosto (dados provisórios).

superior à média da região onde ocorre), a intensidade (que pode impedir o seu controlo), a severidade (que pode provocar importantes danos ambientais), o local onde ocorre (que pode colocar vidas e bens em perigo – interfaces urbano-rurais), os meios envolvidos, o número de vítimas mortais, os prejuízos ou ainda a velocidade de propagação das chamas.

Por outro lado, parece-nos óbvio que incêndios de 100ha ou de 500ha não podem ser considerados na mesma classe de grandeza dos incêndios com 10 000ha, e estes não podem ser diretamente comparados com os de dimensões bem superiores (Ferreira-Leite *et al.*, 2011/2012).

Neste contexto, a metodologia associada ao Projeto Move – Methods for the improvement of vulnerability methods in Europe (2011) considera uma série de classes de incêndios florestais: pequeno (small), médio (medium), grande (large), muito grande (very large), e mega (mega-fire). Cada uma destas classes pode ser definida em termos de características tais como a quantidade de paisagem que envolvem e o efeito que tem sobre a paisagem afetada. Dadas estas classes de tamanho pode-se considerar o conjunto de possíveis transições entre elas, sendo que estas transições podem ser descritas em termos do que as pode causar, e das consequências resultantes da sua ocorrência. Tendo em conta que todos os incêndios florestais começam com uma pequena dimensão (small fire), um grande incêndio pode, assim, ser descrito como um pequeno incêndio, que foi submetido a uma série de transições, ou escalonamentos, com cada transição a ocorrer em resposta à existência de um conjunto específico de fatores contribuintes. Os incêndios assumem assim diferentes estados de acordo com os diferentes tamanhos ou classes de severidade (Contreras e Kienberger, 2011) (fig. 1).

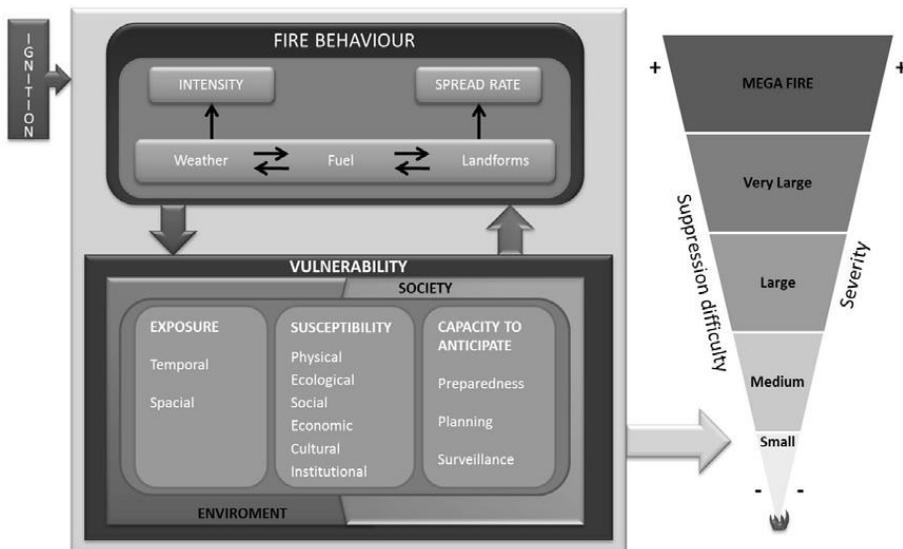


Figura 1. Ilustração esquemática do modelo de transição das classes de tamanho do fogo e suas relações entre o comportamento do fogo, vulnerabilidade dos elementos exposto, severidade e dificuldade de supressão do fogo.

Fonte: Tedim *et al.*, 2012.

De acordo com um outro modelo de transição das classes de dimensão dos incêndios, cuja estrutura conceptual é semelhante à anterior, o incêndio mais catastrófico, seria designado por extreme fire (incêndio extremo) (fig. 2), que, na essência da sua definição corrobora da definição de mega-incêndio usada por outros autores (McRae e Sharples, 2011), podendo tratar-se de sinónimos.

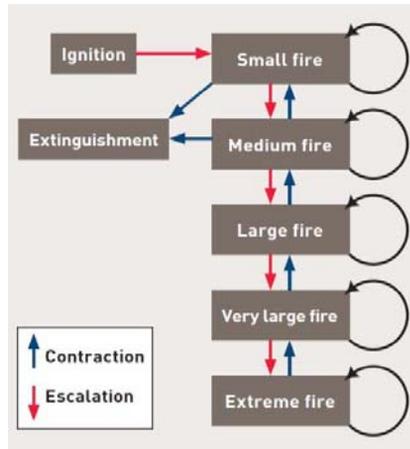


Figura 2. Ilustração esquemática do modelo de transição das classes de tamanho do fogo.
 Fonte: McRae e Sharples, 2011.

Historicamente, na Austrália, o termo *extreme* (extremo) tem sido usado na classificação de risco de incêndio, correspondendo a um índice de risco de incêndio (superior a 50, até 2009, e redefinido, após os incêndios de 2009, para valores situados entre 75 e 100). No entanto, não existe uma correlação entre a classificação de risco extremo de incêndio e o termo incêndio extremo, que se refere à dinâmica do fogo (McRae e Sharples, 2011). Assim, o comportamento de um incêndio extremo está pouco relacionado com o índice de risco de incêndio.

Alguns autores (Arturson, 1992; Cromack Jr. *et al.*, 2000; Roberts *et al.*, 2004) utilizam um outro conceito, o de *severe fires*, para traduzir, regra geral, os incêndios cuja severidade, conceito que nasceu da necessidade de fornecer uma descrição de como a intensidade do fogo (que descreve o processo de combustão física da energia libertada) afetou os ecossistemas (Keeley, 2009; Bento-Gonçalves, *et al.*, 2012).

Com base no comportamento do fogo, e nos seus impactes, os incêndios de grande dimensão podem evoluir para dimensões ainda mais importantes, pelo que devem ser tratados e designados de forma distinta.

Com efeito, nos últimos anos, ocorreram em diversas partes do mundo vários incêndios de proporções/consequências significativas. Estes eventos, muito complexos, em termos de tamanho, intensidade, resistência ao controlo e severidade, começaram a ser chamados de mega-incêndios em várias partes do mundo (Pyne, 2007; Williams *et al.*, 2011; Attiwill e Binkley, 2013).

1.1. Mega-incêndios

Segundo alguns autores (Williams *et al.*, 2011), o Great Black Dragon, na China, em 1987, marca o início do fenómeno dos mega-incêndios da era moderna. Este fogo causou a morte de mais de 200 pessoas e cerca de 1,2 milhões de hectares de área destruída (Salisbury, 1989). Na Indonésia, uma sucessão de incêndios florestais extraordinários, ocorridos em 1982/83, 1994, e 1997/98, resultou em danos ecológicos incalculáveis. Nos Estados Unidos, desde 1998, pelo menos nove Estados sofreram os piores incêndios da história. Na Califórnia, que detém porventura uns dos sistemas de combate a incêndios tecnologicamente mais avançado do mundo, vários incêndios de grandes dimensões ocorridos em 2003 causaram dezenas de mortos e destruíram milhares de casas. Na Austrália, uma série de incêndios florestais no início de 2003, 2005, 2006 e 2007, foram ultrapassados em termos de dimensão e consequências pelo Black Saturday Fire que ocorreu em fevereiro de 2009. Este foi considerado o pior desastre civil na história do país, contabilizando 173 vítimas mortais e cidades inteiras incineradas. Em 2007, graves incêndios atingiram a Grécia, fazendo notícia em todo o mundo. No ano de 2010, os incêndios recordes na Rússia e Israel foram adicionados à lista dos maiores desastres internacionais. Em toda a Rússia, cerca de 2,3 milhões de hectares foram queimados em resultado de mais de 32 mil incêndios, 62 pessoas morreram e centenas de casas foram completamente dizimadas. Ao longo dos últimos anos, incêndios desta natureza ocorreram no Canadá, África do Sul, Portugal, Espanha e Turquia, entre outros.

Em 2009, num contexto de redefinição dos alertas de proteção civil australianos, o termo mega-incêndio (*mega-fire* ou *extreme fire* para outros autores, como McRae e Sharples (2011) é

apresentado como sendo o nível mais grave de alerta, que inclusive impede as pessoas de se aproximarem de zonas florestais e obriga a evacuações. As autoridades do Estado de Victoria, que puseram em marcha este tipo de alerta, defendem que o objetivo é o de evitar situações como as vividas na Austrália em fevereiro de 2009.

A dificuldade ou impossibilidade de controlo explica porque estes incêndios queimam grandes áreas. Não é possível estabelecer um limite absoluto e universal para definir um mega-incêndio porque as características da paisagem são muito diferentes nas diferentes partes do mundo. Assim, o tamanho de um mega-incêndio só pode ser considerado em relação a cada país. Contudo, apenas porque o fogo queimou grandes áreas, isso não significa necessariamente que seja uma catástrofe (Keane *et al.*, 2008).

O que se entende então exatamente por mega-incêndio? A resposta mais simples a essa pergunta é a de que não há nenhuma definição de conjunto de mega-incêndio, mas existem algumas características básicas que podem contribuir para a sua definição (Williams *et al.*, 2011), designadamente as seguintes:

- Não podem ser definidos em termos absolutos. Um determinado número de hectares, por exemplo, não é suficiente para que um incêndio possa ser designado por mega-incêndio;
- Geralmente, queimam áreas de combustíveis sobre-acumulados resultantes da inexistência prolongada de fogo. Por outras palavras, os mega-incêndios estão muitas vezes relacionados com mudanças na estrutura de suporte e na composição das espécies que tornam a floresta mais suscetível a grandes incêndios e de alta intensidade;
- Não se limitam aos ecossistemas florestais. Vários mega-incêndios da história recente queimaram principalmente áreas de mato que são uma importante fonte de acumulação de combustível;
- Um mega-incêndio tanto pode derivar de uma só deriva de uma ocorrência, como pode ser o resultado de vários incêndios que coalescem numa grande área geográfica;
- Apresentam normalmente taxas extraordinárias de propagação e alta resistência aos esforços e técnicas de extinção;
- Ocorrem mais frequentemente quando se registam eventos climáticos extremos;
- Porque se propagam em vastas áreas, normalmente, os mega-incêndios cruzam fronteiras de propriedade, atingindo habitações e infraestruturas, e envolvem diferentes jurisdições, entidades e especialistas (responsáveis pelos serviços de emergência, serviços públicos, responsáveis locais, para além das forças de combate e voluntários);
- No contexto dos mega-incêndios são comuns as pressões públicas para “fazer mais”. Os gestores e autoridades devem ser sensíveis a um público ansioso e à pressão dos *media*;
- Os mega-incêndios obrigam as forças de combate a ter ações defensivas e reativas que, tipicamente, excedem aquilo que se esperava.

Efetivamente, os mega-incêndios são muitas vezes extraordinários, pela dimensão que adquirem. No entanto, são definidos, mais precisamente, pela importância dos seus impactes. A sua complexidade e as suas profundas consequências sociais, económicas e ambientais fazem com que estes acontecimentos sejam graves, em vez de, simplesmente, poderem ser considerados como acidentes de grandes dimensões.

1.1.1. Mega incêndios em Portugal (?) – o caso do incêndio de Picões (Bragança)

Em Portugal continental, foi a partir da década de 80 do século passado, que se começaram a “vulgarizar” os incêndios florestais com área igual ou superior a 100 hectares. Até esta data os incêndios no nosso país nunca tinham atingido os 10 000 hectares de área ardida numa só ocorrência, tendo o primeiro destes ocorrido no ano de 1986, nos concelhos de Vila de Rei e Ferreira do Zêzere (Lourenço, 1986) e, o segundo, no ano seguinte, 1987, tendo afetado os concelhos de Arganil, Oliveira do Hospital e Pampilhosa da Serra (Lourenço, 1988).

A partir destas datas podemos dizer que se deu início a uma nova realidade no que respeita aos grandes incêndios, muito embora já no século XIX houvesse alguns registos pontuais de incêndios com mais de 5 000 hectares de área ardida (Ferreira-Leite *et al.*, 2011/2012).

Neste contexto, parece-nos pertinente o estudo dos incêndios de muito grande dimensão em Portugal, tanto que, na última década, os registos destas ocorrências foram significativos, sobretudo no que respeita à importância da área ardida das ocorrências de dimensão $\geq 1\ 000$ ha (Tabela II).

Tabela II. Percentagem anual de ocorrências de grandes incêndios florestais, por classes de dimensão, entre 2003 e 2012, e percentagem anual da área consumida por esses incêndios.

| Ano | [100-500[ha | | [500-1 000[ha | | [1 000-5 000[ha | | [5 000-10 000[ha | | ≥10 000 ha | |
|------|---------------|---------------|----------------|---------------|------------------|---------------|-------------------|---------------|---------------|---------------|
| | % Ocorrências | % Área ardida | % Ocorrências | % Área ardida | % Ocorrências | % Área ardida | % Ocorrências | % Área ardida | % Ocorrências | % Área ardida |
| 2003 | 53,4 | 7,7 | 14,6 | 6,7 | 24,5 | 36,0 | 4,0 | 18,0 | 3,6 | 31,5 |
| 2004 | 68,6 | 24,7 | 17,2 | 20,1 | 13,0 | 34,7 | 0,6 | 7,9 | 0,6 | 12,6 |
| 2005 | 67,4 | 23,3 | 18,2 | 18,7 | 13,0 | 41,8 | 1,2 | 12,2 | 0,2 | 4,1 |
| 2006 | 80,5 | 42,0 | 14,1 | 23,5 | 4,7 | 24,4 | 0,8 | 10,1 | 0,0 | 0,0 |
| 2007 | 83,8 | 45,4 | 10,8 | 21,0 | 5,4 | 33,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2008 | 89,5 | 75,8 | 10,5 | 24,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2009 | 82,7 | 44,3 | 10,5 | 20,1 | 6,0 | 21,6 | 0,8 | 14,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2010 | 72,6 | 28,1 | 14,0 | 18,0 | 12,9 | 48,9 | 0,5 | 5,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2011 | 83,6 | 54,4 | 11,5 | 23,5 | 4,9 | 22,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 2012 | 76,4 | 32,3 | 13,2 | 14,2 | 9,1 | 26,1 | 0,8 | 0,0 | 0,5 | 27,4 |

Fonte: ICNF, 2013.

No que concerne ao ano de 2013, a base de dados nacional de incêndios florestais regista, no período compreendido entre 1 de janeiro e 31 de agosto, um total de 14143 ocorrências (2451 incêndios e 11692 fogachos) que resultaram em 94155 hectares de área ardida, entre povoamentos (33005) e matos (61150). Comparando os valores do ano de 2013 (de 1 de Janeiro a 31 de Agosto) com o histórico dos últimos dez anos, verifica-se menos 13% de ocorrências relativamente à média verificada no decénio anterior e menos 19% do que o valor médio de área ardida no mesmo período (Tabela III).

Tabela III. Número anual de ocorrências e correspondente área ardida, entre 2003 e 2013, no período compreendido entre 1 de Janeiro a 31 de Agosto.

| Anos | Número de ocorrências | Área ardida | | |
|------------------------|-----------------------|-------------|--------|--------|
| | | Povoamentos | Matos | Total |
| 2003 | 16 102 | 254 621 | 122832 | 377453 |
| 2004 | 17 288 | 53 031 | 57497 | 110528 |
| 2005 | 29 803 | 185 654 | 104483 | 290137 |
| 2006 | 18 422 | 34 772 | 34038 | 68810 |
| 2007 | 6 976 | 5 853 | 6496 | 12349 |
| 2008 | 9 186 | 3 353 | 6645 | 9998 |
| 2009 | 16 156 | 16 861 | 39275 | 56136 |
| 2010 | 17 413 | 44 921 | 80305 | 125226 |
| 2011 | 14 950 | 11 698 | 28446 | 40144 |
| 2012 | 15 833 | 27 545 | 47557 | 75102 |
| 2013 | 14 143 | 33 005 | 61150 | 94155 |
| Média 2003-2012 | 16 213 | 63 831 | 52757 | 116588 |

Fonte: Relatórios anuais AFN/ICNF

Esta situação poderá explicar-se em parte, pelas condições de tempo que se fizeram sentir durante os meses de inverno/primavera de 2013 em Portugal continental.

De acordo com informações do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), o trimestre março-maio, com uma temperatura média de 13,17°C, foi 0,43°C inferior ao valor normal,

depois de 20 anos consecutivos (1994-2012) com valores superiores ao valor médio. A primavera de 2013 foi, assim, a mais fria desde 1993.

Já o valor médio da quantidade da precipitação no mesmo trimestre (318,9mm) foi muito superior ao valor normal (+107,5mm), sendo o terceiro mais elevado desde 1972 (os maiores volumes registaram-se em 2001 – 372mm e em 2000 – 364mm). O Instituto classificou a primavera de 2013 como chuvosa a extremamente chuvosa em todo o território continental.

Para além de o mês de março ter sido considerado o segundo mais chuvoso em Portugal continental nos últimos 50 anos, podemos salientar outros fenómenos relevantes desta primavera: nos últimos dias do mês de Abril ocorreu a queda de neve acima dos 900m, o mês de maio registou a temperatura média mais baixa dos últimos 20 anos e a temperatura mínima mais baixa dos últimos 30 anos.

A sequência de ocorrências de episódios excepcionalmente chuvosos teve naturalmente consequências diretas no crescimento, mais forte, da vegetação. Ora, com níveis de humidade elevados e com um verão que não se reconheceria como tal, com temperaturas abaixo dos valores médios e com uma elevada probabilidade (70%) de ausência total de Verão (La Chaine Météo, 2013), alguns especialistas perspetivaram a ocorrência de menos incêndios e de área ardida inferior à média verificada, em particular no Norte e Centro do país, devido à chuva intensa que se verificou nessas regiões no inverno/primavera.

De facto, aqueles que analisam apenas os aspetos meteorológicos, esperavam que, pelo facto de não ter ardido nos meses de fevereiro e março, período destinado por excelência às queimas (de sobrantes agrícolas e florestais) e queimadas (com vista à renovação de pastagens), sobretudo no Norte e Centro do país, quando o verão chegasse a vegetação estaria ainda num tal estado de humidade que não seria muito favorável à propagação dos incêndios. Todavia, se fossem tidos em conta também outros factores, seria fácil prever que mal o calor se fizesse sentir, contrariamente ao que estas estimativas preconizaram, na presença de elevadas temperaturas, seriam muitos os episódios de incêndios em que a progressão seria mais rápida e intensa, devido ao forte crescimento de vegetação rasteira (sobretudo do combustível fino), que foi favorecido pelos episódios chuvosos, tanto mais que, em Portugal continental, o mês de julho não só registou valores médios de precipitação inferiores ao normal (6,8 mm abaixo da média), sendo classificado como um mês “normal a seco” em quase todo o território, mas também registou valores médios da temperatura do ar superiores ao normal (+1,24°C) e, ainda, valores médios da temperatura mínima e máxima do ar também superiores ao normal, +0,59°C e +1,88 °C, respetivamente, factores que ajudaram a preparar os combustíveis para uma eventual queima.

Acresce que os primeiros dias do mês de julho que foram efetivamente muito quentes, com valores das temperaturas mínima e máxima do ar altos, muito superiores aos respetivos valores médios e próximos dos valores extremos, cuja persistência originou grande desconforto térmico em quase todo o território.

De acordo com o Boletim Meteorológico relativo ao mês de Julho, a partir do dia 3 deste mês iniciou-se uma onda de calor que abrangeu quase todo o território e que se prolongou até ao dia 13 na região de Trás-os-Montes.

O maior incêndio de 2013 ocorreu precisamente no início do mês de Julho, em Picões, concelho de Alfândega da Fé, no distrito de Bragança, afetando uma área estimada pelo EFFIS-JRC/CE em 14 912 hectares, dos quais 11 980 hectares em espaços florestais, mas a área oficial, na delimitação elaborada pelo ICNF, totaliza 14 943 hectares (MAMAOT, 2013).

O incêndio florestal de Picões derivou de numa sequência de acontecimentos que decorreram entre os dias 8 e 12 de julho, e afetou várias freguesias dos concelhos de Alfândega da Fé, Mogadouro, Torre de Moncorvo e Freixo de Espada à Cinta (fig. 3, fot. 1, Tabela IV).

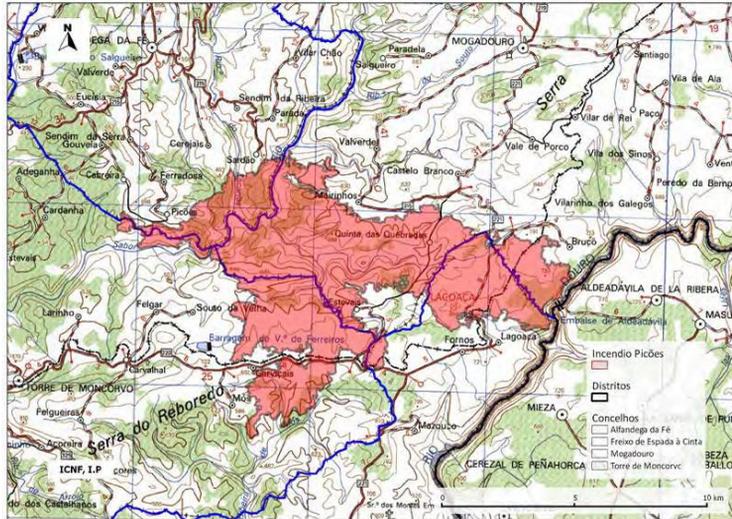


Figura 3. Área afetada pelo GIF de Picões, sobre a Carta Militar 1:250000 (IGeoE).
Fonte: ICNF, 2013.



Fotografia 1. Área ardida correspondente ao local de início do incêndio (Picões, Alfândega da Fé).

Tabela IV. Distribuição da superfície ardida, por concelhos, afetada pelo GIF de Picões.

| Concelho | Área total | Área ardida | % ardida do total |
|--------------------------|------------|-------------|-------------------|
| Alfândega da Fé | 7 478,5 | 1 430,0 | 19,1 |
| Mogadouro | 14 009,3 | 6 854,4 | 48,9 |
| Torre de Moncorvo | 18 511,9 | 3 752,1 | 20,3 |
| Freixo de Espada-à-Cinta | 6 426,8 | 2 099,5 | 32,7 |

Fonte: ICNF, 2013

De acordo com declarações do Comandante Operacional do Norte, Paulo Tavares, tratou-se do “maior incêndio registado em toda a região Norte”, o que de facto se confirma pela observação dos maiores incêndios registados nos seis distritos mais setentrionais (Tabela V).

Tabela V. Dimensão (ha) dos maiores incêndios florestais observados nos distritos setentrionais, entre 2003 e 2013

| | maior(es) incêndio(s) do distrito | | maior incêndio do ano, quando não coincidente com o de nenhum distrito | | | | | |
|-------------------|-----------------------------------|-------|------------------------------------------------------------------------|--------|-----------|-------|----------|--------|
| Anos | Concelhos | | | | | | | |
| | Viana do Castelo | Braga | Porto | Aveiro | Vila Real | Viseu | Bragança | Guarda |
| 2003 | 330 | 262 | 792 | 78 | 705 | 985 | 2 544 | 4 713 |
| 2004 | 275 | 158 | 780 | 1 071 | 1 783 | 1 908 | 1 132 | 1 203 |
| 2005 | 2 922 | 1 414 | 1 859 | 8 556 | 7 086 | 3 547 | 1 134 | 7 051 |
| 2006 | 5 590 | 2 537 | 1 132 | 870 | 603 | 1 355 | 463 | 549 |
| 2007 | 100 | 393 | 280 | 91 | 465 | 241 | 132 | 711 |
| 2008 | 149 | 134 | 35 | 64 | 90 | 131 | 210 | 535 |
| 2009 | 367 | 1 250 | 879 | 436 | 1 300 | 994 | 1 179 | 7 080 |
| 2010 | 3 059 | 2 316 | 639 | 1 429 | 4 019 | 5 066 | 1 286 | 4 483 |
| 2011 | 371 | 626 | 368 | 748 | 1 559 | 868 | 1 476 | 1 720 |
| 2012 | 329 | 1 711 | 219 | 977 | 543 | 3 074 | 1 879 | 2 480 |
| 2013 ¹ | 815 | 300 | 304 | 771 | 4 198 | 6 579 | 14 943 | 1 860 |

Fonte: ICNF/ Relatório Provisório 2013

No distrito de Bragança, o maior incêndio registado desde 2003, ocorreu precisamente nesse ano e queimou uma área de 2544ha.

Dada a dimensão do incêndio, o combate foi reforçado com equipas dos distritos de Vila Real, Guarda, Viseu, Coimbra, Santarém, Porto, Aveiro, Lisboa e Leiria. No terreno estiveram também elementos da Força Especial de Bombeiros e Militares. Segundo a página da ANPC, permaneceram no combate às chamas 771 homens, apoiados por 169 veículos operacionais e nove meios aéreos, entre os quais dois aviões espanhóis (fot. 2 e 3).

**Fotografias 2 e 3.** Alguns dos meios aéreos utilizados no combate ao incêndio.

Fonte: Lusa/José Coelho.

Dos espaços afetados pelo incêndio, quase dois terços (8 772 ha) correspondem a matos e pastagens. Os povoamentos florestais afetados (3 208 ha) correspondem a áreas com eucaliptos (cerca de 47% da área arborizada) e com resinosas, essencialmente pinheiro bravo (36% da área arborizada). Para além das áreas florestais, foram destruídas culturas agrícolas (Tabela VI), designadamente olivais e amendoais, que representam cerca de 18% da área ardida (ICNF, 2013).

Foram igualmente destruídas estruturas de apoio à atividade agrícola e pecuária. Além disso, o incêndio ameaçou ainda populações e habitações, na aldeia de Estevais, e levou à retirada dos habitantes da povoação da Quinta das Peladinhas e da aldeia da Quinta das Quebradas, no concelho de Mogadouro, onde o cenário se apresentou mais “desolador” e com prejuízos visíveis (fot. 4 e 5). Vários quilómetros de linha telefónica foram destruídos e postes de eletricidades derrubados.

Tabela VI. Distribuição dos usos do solo na área ardida, com base no Inventário Florestal Nacional (IFN_06).

| Uso do solo | Total (hectares) | (%) |
|----------------------------------|------------------|---------------|
| Matos e Pastagens | 8 772 | 58,83 |
| Floresta | 3 208 | 21,51 |
| Agricultura | 2 631 | 17,65 |
| Improdutivos | 175 | 1,17 |
| Águas interiores e Zonas húmidas | 50 | 0,34 |
| Outros usos | 75 | 0,50 |
| Total | 14 912 | 100,00 |

Fonte: ICNF



Fotografia 4. Povoação da Quinta das Peladinhos (aldeia de Estevais), concelho de Mogadouro, onde houve evacuação dos seus habitantes, após a passagem do incêndio.



Fotografia 5. Povoação Quinta das Quebradas, concelho de Mogadouro, após a passagem do incêndio.

Em entrevistas realizadas no dia 22 de Julho, quando da nossa visita às áreas afetadas pelo incêndio, os habitantes da aldeia de Estevais confessaram ter vivido situações de grande aflição, tendo o fogo estado a escassas dezenas de metros da porta de suas casas. Alguns dos habitantes perderam culturas e animais, “perdemos tudo, não há nada a fazer”; “está tudo ardido”, adianta um dos moradores. Também a Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte (DRAPN) apontou o incêndio como “o maior incêndio verificado na região desde sempre tanto em área como pelos

prejuízos causados” (fot.6, 7 e 8). Naturalmente, a destruição de extensas áreas de povoamentos poderá afetar a economia local, já que a floresta constitui um fator determinante do desenvolvimento rural.



Fotografias 6, 7 e 8. Culturas agrícolas e florestais destruídas na área afetada pelo incêndio.

O incêndio afetou ainda uma parte significativa das áreas classificadas dos rios Sabor e Maças, bem como do Douro Internacional, que representam 65% de toda a área ardida. Só na dos rios Sabor e Maças, foram afetados 2725 hectares do Sítio de Importância Comunitária (SIC) correspondente a 8,1% da sua área, e 6210 hectares da Zona de Proteção Especial (ZPE), correspondente a 12,3%, pondo em causa os valores do património natural que justificaram o estatuto inato a estas áreas. Importa notar ainda que, grande parte da área remanescente do incêndio, afetou a envolvente da albufeira situada a montante do aproveitamento hidroelétrico do Baixo Sabor (AHBS).

Dentro de outros recursos e produtos ligados à floresta, salienta-se ainda o potencial cinegético dos concelhos afetados. A quase totalidade do território percorrido pelo incêndio encontra-se sujeita ao regime cinegético especial, compreendendo 15 zonas de caça. A área afetada tinha também algumas estruturas relacionadas com a atividade apícola (ICNF, 2013).

Perante a grandeza da área atingida e a transversalidade dos impactes do incêndio, são inúmeras as intervenções que seria necessário efetuar para a recuperação dos ecossistemas, de tal modo que elas não poderão ser suportadas exclusivamente pelos proprietários/gestores, impondo-se o recurso a soluções de mitigação de prejuízos apoiadas pelo poder central.

CONCLUSÃO

Não existe, entre os autores, uma definição consensual sobre o que de facto constitui um grande incêndio. O critério mais comumente utilizado é o critério da dimensão, por ser de fácil acesso no que respeita às estatísticas sobre incêndios. No entanto, os valores em causa, em incêndios de grandes proporções, são tão variáveis que uma definição baseada única e exclusivamente no tamanho do incêndio, aplicável a uma realidade nacional, é insuficiente, pois deixa de fora aspetos importantes para essa definição, como sejam as suas consequências.

Neste aspeto, os mega-incêndios, que surgem como incêndios de dimensão superior aos GIF, pretendem ter em conta, para além do critério 'dimensão', outros critérios como sejam a duração do incêndio e o tempo de retenção das forças de combate ao fogo, a quantidade de

meios envolvidos, a proximidade do fogo às populações, ou o número de vítimas causadas pelo incêndio. Estes critérios podem inclusive tornar uma ocorrência sem grandes dimensões, em termos de área ardida, num evento da maior importância, em termos dos seus impactes profundos e duradouros.

Um mega-incêndio corresponde, assim, a um incêndio de grandes dimensões, mas nem todas as ocorrências com esta característica poderão ser consideradas mega-incêndios. São a sua complexidade e as profundas e, muitas vezes, duradouras consequências sociais, económicas e ambientais, que tornam os mega-incêndios em algo mais importante do que apenas um grande incêndio, tornando os danos e perdas envolvidas no seu atributo mais importante (Hyde e Williams, 2007; Turner *et al.*, 1999). De entre todos os incêndios, estes serão certamente os mais caros, os mais destrutivos e os mais prejudiciais, sobretudo para as pessoas.

Naturalmente, uma definição universal deste conceito é tarefa difícil uma vez que deverá ter-se em conta a importância relativa dos critérios acima referidos em determinada área ou região.

Apesar disso, os mega-incêndios precisam de ser entendidos, em vez de serem descartados como anomalias e considerados como acidentes inevitáveis da natureza ou como resultado do fracasso das ações de combate.

Os períodos de seca e a negligência humana parecem ser os principais contribuintes para a ocorrência destes eventos, mas as condições vegetativas vulneráveis (combustíveis contínuos e biomassa sobre acumulada em extensas paisagens) também alimentam o risco de mega-incêndios.

Conhecendo-se as condições da floresta portuguesa assim como a realidade dendrocaustológica a ela associada, parece-nos que a questão que se impõe é saber se de facto estamos perante a presença de mega-incêndios no nosso país ou se, no âmbito da realidade dendrocaustológica nacional, se deverá falar apenas de GIF?

Embora o conceito de mega incêndio seja ainda pouco utilizado em Portugal, quer pela comunidade científica quer pelas entidades florestais, vários autores (Kearney e Warren, 2006; Pyne, 2007; San-Miguel, 2011; Williams *et al.*, 2011; Tedim *et al.*, 2012) defendem que Portugal foi afetado por mega-incêndios em 2003 e 2005.

Estamos em crer que o incêndio de Picões, com cerca de 15 000 mil hectares de área consumida pelo fogo, com importantes danos/prejuízos e consequências ambientais, económicas e sociais, profundas e duradouras, poderá ser considerado um mega incêndio.

De acordo com o referido ao longo deste trabalho parece-nos que os incêndios deverão ser tratados para além da sua dimensão, sendo que nesta matéria, a área consumida pelo incêndio de Picões, cerca de 15 000 hectares, constitui sem margem para dúvida, uma marca importante à escala nacional. Para além da inequívoca relevância da sua dimensão, no contexto de um país de pequena dimensão, outros aspetos deverão entrar em linha de conta na caracterização deste incêndio e aqui os seus impactes (ambientais, económicos e sociais) foram de tal forma significativos que o incêndio de Picões poderá ser considerado no escalão superior da classe dos grandes incêndios florestais, podendo o mesmo ser classificado como um mega-incêndio. Assim, depois de nos anos 80, do século anterior, termos passado a conviver, com alguma regularidade, com incêndios de grandes dimensões, podemos, na última década, ter ultrapassado um novo limiar e os mega-incêndios terem-se tornado numa nova realidade em Portugal.

Obviamente, tal conclusão apenas poderá ser validada com mais estudos, pelo que o atual despertar do interesse da comunidade científica por esta questão, poderá em muito contribuir para melhorar o conhecimento deste problema.

AGRADECIMENTOS

Ao Sr. Comandante dos Bombeiros Voluntários de Torre de Moncorvo, Manuel Fernandes de Almeida e à Dra. Raquel Araújo.

BIBLIOGRAFIA

- ALVARADO, E.; SANDBERG, D. V. e PICKFORD, S. G. (1998) – “Modeling large forest fires as extreme events”. *Northwest Science*, nº 72, pp. 66-75.
- ARTURSON, G. (1992) – “Analysis of severe fire disasters”. In Masselis, M.; Gunn, S. W. A. (Eds.) – *The management of mass burn casualties and fire disasters*. Proceedings of the First

- International Conference on Burns and Fire Disasters, Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, pp. 24-33.
- ATTIWILL, P. e BINKLEY, D. (2013) – “Exploring the mega-fire reality”. *Forest Ecology and Management*, vol. 294, pp. 1-3.
- BENTO-GONÇALVES, A.; VIEIRA, A.; MARTINS, C.; FERREIRA-LEITE, F. e COSTA, F. (2010) – “A desestruturação do mundo rural e o uso do fogo – O caso da serra da Cabreira (Vieira do Minho)”. *Caminhos nas Ciências Sociais. Memória, mudança social e razão – Estudos de homenagem a Manuel da Silva Costa*, Grácio Editor, Universidade do Minho, pp. 87-104.
- BENTO-GONÇALVES, A.; VIEIRA, A.; ÚBEDA, X. e MARTIN, D. (2012) – “Fire and soils: Key concepts and recent advances”, *Geoderma*, nº 191, pp. 3-13.
- BERGERON, Y.; GAUTHIER, S.; FLANNIGAN, M. e KAFKA, V. (2004) – “Fire regimes at the transition between mixed wood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec”. *Ecology*, nº 85, pp. 1916-1932.
- BERMUDEZ, Z., MENDES, J., PEREIRA, J.M.C., TURKMAN, K.F., VASCONCELOS, M.J.P. (2009) -“Spatial and temporal extremes of wildfire sizes in Portugal”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 18, pp. 983-991.
- BOYCHUK, D.; PERERA, A. H.; TER-MIKAELIAN, M. T.; MARTELL, D. L. e LI, C. (1997) – “Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution”. *Ecological Modeling*, nº 95, 145–164.
- CONTRERAS, D. E KIENBERGER, S. (Eds.) (2011) – *Handbook of Vulnerability Assessment in Europe*. D. 4.2: MOVE Project- Methodsfor Vulne. European Commission, DGEvironment.
- CROMACK JR, K.; LANDSBERG, J.; EVERETT, R. L.; ZELNY, R.; GIARDINA, C. P.; STRAND, E. K.; ANDERSON, T. D.; AVERILL, R. E SMYRSKI, R. (2000) – “Assessing the Impacts of Severe Fire on Forest Ecosystem Recovery”. *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 11, nº 1-2, pp. 177-228.
- CUI, W. E PERERA, A. (2008) – “What do we know about forest size distribution, and why is this knowledge useful for forest management?” *International of Wildland Fire*, nº 17, pp. 234-244.
- CUMMING, S. G. (2001) – “A parametric model of the fire-size distribution”. *Canadian Journal of Forest Research*, nº 31, pp. 1297-1303.
- CUMMING, S. G. (2005) – “Effective fire suppression in boreal forests”. *Canadian Journal of Forest Research*, nº 35, pp. 772-786.
- DAVIS, F. W. E MICHAELSEN J. (1995) – “Sensitivity of fire regime in chaparral ecosystems to climate change”. In Moreno, J. M., Oechel, W. C. (Eds.) – *Global Change and Mediterranean-Type Ecosystem*, Springer: NewYork, pp. 435-456.
- DAVIS, L. S. (1965) – *The Economics of Wildfire Protection with Emphasis on Fuel Break System*. California Department of Forestry and Fire Protection: Sacramento, CA.
- DÍAZ-DELGADO, R.; LLORET, F. E PONS, X. (2004) – “Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain”. *Landscape Ecology*, nº 19, pp. 731-745.
- FERREIRA-LEITE, F.; BENTO-GONÇALVES, A. E LOURENÇO, L. (2011/2012) – “Grandes incêndios florestais em Portugal Continental. Da história recente à atualidade.” *Cadernos de Geografia*, nº 30/31, Coimbra, Faculdade de Letras, pp. 81-86.
- FERREIRA-LEITE, F.; BENTO-GONÇALVES, A.; LOURENÇO, L.; ÚBEDA, X. E VIEIRA, A. (2013) – “Grandes incêndios florestais em Portugal Continental como resultado das perturbações nos regimes de fogo no mundo mediterrâneo”. *Silva Lusitana*, nº Especial, pp. 127-142.
- GARCÍA-RUIZ, J.; LASANTA, T.; RUIZ-FLAÑO, P.; ORTIGOSA, L.; WHITE, S.; GONZÁLEZ, C. E MARTÍ, C. (1996) – “Land-use changes and sustainable development in mountain areas: A case study in the Spanish Pyrenees”. *Landscape Ecology*, nº 11, vol. 5, pp. 267-277.
- GILL, A. M. E MOORE, P. H. R. (1998) – “Big versus small fires: the bushfires of greater Sydney, January 1994”. In Moreno, J. M. (Ed.) – *Large Forest Fires*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 49-68.
- GILL, A. M.; ALLAN, G. E YATES, C. (2003) – “Fire-created patchiness in Australian savannas”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 12, pp. 323-331.
- HEYERDAHL, E. K.; BRUBAKER, L. B. E AGEE J. K. (2001) – “Spatial controls of historical fire regimes: a multiscale example from the interior west, USA”. *Ecology*, nº 82, pp. 660-678.
- HUNTER, M. L. (1993) – “Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests”. *Biological Conservation*, nº 65, pp. 115-120.
- HYDE, A. C. E WILLIAMS, J. T. (2007) – *The Mega-fire Phenomenon: Implications for Leadership. Phase II – Developing a Mega-fire Management Model*. Fire Operations, Summary Report.

- KEANE, R. E.; AGEE, J. K.; FULÉ, P.; KEELEY, J. E.; KEY, C.; KITCHEN, S. G.; MILLER, R. E SCHULTE, L. A. (2008) – “Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe?” *International Journal of Wildland Fire*, nº 17, pp. 696-712.
- KEARNEY, S. E WARREN, M. (2006) – *Mega-Fires of the Future. A Hellish Bushfire Prospect Awaits*. Report From The Australian (September 26).
- KEELEY, J. E. (2004) – “Impact of antecedent climate on fire regimes in coastal California”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 13, 173-182.
- KEELEY, J. E. (2009) – “Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 18, pp. 116-126.
- KNAPP, P. A. (1998) – “Spatio-temporal patterns of large grassland fires in the Intermountain West, USA”. *Global Ecology and Biogeography Letters*, nº 7, pp. 259-272.
- KRAAIJ, T. (2010) – *Changing the fire management regime in the renosterveld and lowland fynbos of the Bontebok National Park*. South African J. Bot. 76, 550-557.
- LEFORT, P.; GAUTHIER, S. E BERGERON, Y. (2003) – “The influence of fire weather and land use on the fire activity of the Lake Abitibi area, eastern Canada”. *Forest Science*, nº 49, pp. 509-521.
- LI, C. (2000) – “Fire regimes and their simulation with reference to Ontario”. In Perera, A. H.; Euler, D. L.; Thompson, I. D. (Eds.) – *Ecology of a Managed Terrestrial Landscape: Patterns and Processes of Forest Landscapes in Ontario*, UBC Press: Vancouver, pp. 115-140.
- LI, C.; BARCLAY, H.; LIU, J. E CAMPBELL, D. (2005) – “Simulation of historical and current fire regimes in central Saskatchewan”. *Forest Ecology and Management*, nº 208, pp. 319-329.
- LI, C.; CORNS, I. G. W. E YANG, R. C. (1999) – “Fire frequency and size distribution under natural conditions: a new hypothesis”. *Landscape Ecology*, nº 14, pp. 533-542.
- LOURENÇO, L. (1986) – “Consequências geográficas dos incêndios florestais nas serras de xisto do centro do país”. *Actas IV Colóquio Ibérico de Geografia*, Coimbra, pp. 943-957.
- LOURENÇO, L. (1988) – “Tipos de tempo correspondentes aos grandes incêndios florestais ocorridos em 1986 no Centro de Portugal”. *Finisterra*, nº46, vol. XXIII, pp. 251-270.
- LOURENÇO, L. (1991) – “Aspectos sócio-económicos dos incêndios florestais em Portugal”. *Biblos*, LXVII, Coimbra, pp. 373-385.
- MALAMUD, B. D.; MOREIN, G. E TURCOTTE, D. L. (1998) – “Forest fires: an example of self-organized critical behavior”. *Science*, nº 281, pp. 1840-1842.
- MALAMUD, B. D.; MILLINGTON, J. D. A. E PERRY, G. L. W. (2005) – “Characterizing wildfire regimes in the United States”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, nº 102, pp. 4694-4699.
- MCRAE, R. E SHARPLES, J. (2011) – “A Conceptual Framework for Assessing the Risk Posed by Extreme Bushfires”. *Australian Journal of Emergency Management*, vol. 26, nº 2, pp. 47-53.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, MAR, AMBIENTE E ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO (2013) – *Relatório de Avaliação dos Impactes sobre os Espaços Florestais decorrentes do Incêndio de Picões (Julho de 2013)*. Relatório técnico (versão de 29 de Julho).
- MINNICH, R. A. (1983) – “Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California”. *Science*, nº 219, pp. 1287-1294.
- MINNICH, R. A. E CHOU, Y. H. (1997) – “Wildland fire patch dynamics in the chaparral of southern California and northern Baja California”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 7, pp. 221-248.
- MORENO, J. M.; VÁZQUEZ, A. E VÉLEZ, R. (1998) – “Recent history of forest fires in Spain”. In Moreno, J. M. (Ed.) – *Large Forest Fires*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 159-185.
- MORITZ, M. A. (1997) – “Analyzing extreme disturbance events: fire in Los Padres national forest”. *Ecological Applications*, nº 7, pp. 1252-1262.
- MORITZ, M. A. (2003) – “Spatiotemporal analysis of controls on shrubland fire regimes: age dependency and fire hazard”. *Ecology*, nº 84, pp. 351-361.
- MORITZ, M. A.; MOODY, T. J.; MILES, L. J.; SMITH, M. M.; E DE VALPINE, P. (2009) – “The fire frequency analysis branch of the pyrostatistics tree: sampling decisions and censoring in fire interval data”. *Environmental and Ecological Statistics*, nº 16, pp. 271-289.
- O'DONNELL, A. J.; BOER, M. M.; MCCAOW, W. L. E GRIERSON, P. F. (2010) – “Vegetation and landscape connectivity control wildfire intervals in unmanaged semiarid shrublands and woodlands in Australia”. *Journal of Biogeography*, nº 28, pp. 37-48.
- OLIVERAS, I.; GRACIA, M.; MORÉ, G. E RETANA, J. (2009) – “Factors influencing the pattern of fire severities in a large wildfire under extreme meteorological conditions in the Mediterranean basin”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 18, pp. 755-764.

- PARISIEN, M. A.; HIRSCH, K. G.; LAVOIE, S. G.; TODD, J. B. E KAFKA, V. G. (2004) – *Saskatchewan fire regime analysis*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre Information Report NOR-X-394 (Edmonton, AB).
- PAUSAS, J. G. (2004) – “Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin)”. *Climatic Change*, nº 63, vol. 3, pp. 337-350.
- PERERA, A. H.; YEMSHANOV, D.; SCHNEKENBURGER, F.; BALDWIN, D. J. B.; BOYCHUK, D. E WEAVER, K. (2004) – “Spatial simulation of broad-scale fire regimes as a tool for emulating natural forest landscape disturbance”. In Perera, A. H., Buse, L. J., Weber, M. G.(Eds.) – *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*, Columbia University Press: NewYork, pp. 112-122.
- PEREIRA, M. G.; CALADO, T.; DACAMARA, C. C. E LEITE, S. M. (2004) – “Parametric models of Portuguese fire size distribution”. *Geophysical Research Abstracts*, nº 6, 06008.
- PETERS, D. P.; PIELKE, R. A.; BESTELMEYER, B. T.; ALLEN, C. D.; MUNSON-MCGEE, S. E HAVSTAD, K. M. (2004) – “Crossscale interactions, non-linearities, and forecasting catastrophic events”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, nº 101, vol. 15, pp. 130-135.
- PIÑOL, J.; TERRADAS, J. E LLORET, F. (1998) – “Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain”. *Climatic Change*, nº 38, vol. 3, pp. 345-357.
- PLANA, E.; DOMÍNGUEZ, G.; SANGRÀ, F. E GARRIGA, F. (2001) – “Análisis de la problemática de los incendios forestales de gran dimensión: un enfoque integral”. *III Congreso Forestal Nacional*, Granada.
- POLAKOW, D. A. E DUNNE, T. T. (1999) – “Modelling fire-return interval T: stochasticity and censoring in the twoparameter Weibull model”. *Ecological Modeling*, nº 121, pp. 79-102.
- PYNE, S. (2007) – “Megaburning: The Meaning of Megafires and the Means of the Management”. *4th International Wildland Fire Conference*, Seville, Spain.
- REED, W. J. E MCKELVEY, K. S. (2002) – “Power law behaviour and parametric models for the size-distribution of forest fires. *Ecological Modeling*, nº 150, pp. 239-254.
- REGO, F. C. (1992) – “Land use changes and wildfires. Response of Forest Ecosystems to Environmental Changes”. *Elsevier Applied Science*, pp. 367-373
- REGO, F. C. (2001) – *Florestas públicas*. Direção Geral das Florestas e Comissão Nacional Especializada de Fogos Florestais, Lisboa.
- RICOTTA, C.; AVENA, G. E MARCHETTI, M. (1999) – “The flaming sandpile: selforganized criticality and wildfires”. *Ecological Modeling*, nº 119, pp. 73-77.
- RICOTTA, C.; ARIANOUTSOU, M.; DÍAZ-DELGADO, R.; DUGUY, B.; LLORET, F.; MAROUDI, E.; MAZZOLENI, S.; MORENO, J. M.; RAMBAL, S.; VALLEJO, R. E VÁZQUEZ, A. (2001) – Self-organized criticality of wildfires ecologically revisited”. *Ecological Modeling*, nº 141, pp. 307-311.
- ROBERTS, T. A.; BUCKLAND, I.; SHIRVILL, L. C.; LOWESMITH, B. J. E SALATER, P. (2004) – “Design and Protection of Pressure Systems to Withstand Severe Fires”. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 82, nº 2, pp. 89-96.
- ROBERTSON, C. A. (1972) – *Analysis of forest fire data in California*. Department of Statistics, University of California, Technical Report No. 11 (Riverside, CA).
- ROLLINS, M. G.; SWETNAM, T. W. E MORGAN, P. (2001) – “Evaluating a century of fire patterns in two Rocky Mountain wilderness areas using digital fire atlases”. *Canadian Journal of Forest Research*, nº 31, pp. 2107-2123.
- ROMERO, F. E SENRA, F. (1996) – *Grandes Incendios Forestales. Causas y efectos de una ineficaz gestión del territorio*. WWF/Adena Madrid.
- ROXO, M. J.; CORTESÃO CASIMIRO, P. E SOEIRO DE BRITO, R. (1996) – “Inner Lower Alentejo field site: Cereal cropping, soil degradation and desertification”. In Brandt, J., Thornes, J. (Eds.) - *Mediterranean Desertification and Land Use*. J. Willey and Sons, pp. 111-135.
- SAN-MIGUEL A. J. (2011) – “Mega-Fires – Ecosystems at Risk: Perspectives and Lessons Learned from Around the World”. *Exploring the Mega-fire Reality 2011 – A Forest Ecology and Management Conference*, Florida State University Conference Center, Florida, USA.
- SALISBURY, H. E. (1989) – *The Great Black Dragon Fire: A Chinese Inferno*. (Little Brown and Company: Boston MA).
- SCHENK, K.; DROSSEL, B.; CLAR, S. E SCHWABL, F. (2000) – “Finite-size effects in the self-organized critical forest-fire model”. *The European Physical Journal B*, nº 15, pp. 177-185.
- SCHOENBER, F. P.; PENG, R. E WOODS, J. (2003) – “On the distribution of wildfire sizes”. *Environmetrics*, nº 14, pp. 583-592.

- SHVIDENKO, A. Z. E NILSSON, S. (2000) – “Extent, distribution, and ecological role of fire in Russian forests”. In Kasischke, E. S.; Stocks, B. J. (Eds.) – *Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*. Ecological Studies, Springer-Verlag: Berlin, nº 138, pp. 132-150.
- SONG, W.; FAN, W. E WANG, B. (2002) – “Influences of finite-size effects on the selforganized criticality of forest-fire model”. *Chinese Science Bulletin*, nº 47, pp. 177-180.
- STOCKS, B. J.; MASON, J. A.; TODD, J. B.; BOSCH, E. M.; WOTTON, B. M.; AMIRO, B. D.; FLANNIGAN, M. D.; HIRSCH, K. G.; LOGAN, K. A.; MARTELL, D. L. E SKINNER, W. R. (2002) – “Large forest fires in Canada, 1959–1997”. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres*, nº 108, 8149.
- STRAUSS, D.; BEDNAR, L. E MEES, R. (1989) – “Do one percent of forest fires cause ninety-nine percent of the damage?” *Forest Science*, nº 35, pp. 319-328.
- TEDIM, F.; REMELGADO, R.; BORGES, C.; CARVALHO, S. E MARTINS, J. (2012) – “Exploring the occurrence of mega-fires in Portugal”. *Forest Ecology and Management* (Article in Press).
- TURCOTTE, D. L.; MALAMUD, B. D.; MOREIN, G. E NEWMAN, W. I. (1999) – “An inverse cascade model for self-organized critical behavior”. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, nº 268, pp. 629-643.
- TURNER, M. G.; ROMME, W. H. E GARDNER, R. H. (1999) – “Pre-fire heterogeneity, fire severity, and early post-fire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming”. *International Journal of Wildland Fire*, nº 9, pp. 21-36.
- VÉLEZ, R. (1993) “High Intensity Forest Fires in the Mediterranean Basin: Natural and Socioeconomic Causes”. *Disaster Manage*, nº 5, pp. 16-20.
- VIEGAS, D. X. (1998) – “Weather, fire status and fire occurrence: predicting large fires”. In Moreno, J. M. (Ed.) – *Large Forest Fires*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 31-48.
- WARD, P. C. E TITHECOTT, A. G. (1993) – *The impact of fire management on the boreal landscape of Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources, Aviation, Flood and Fire Management Branch, Publication Nº 305. (Sault Ste. Marie, ON).
- WARD, P. C.; TITHECOTT, A. G. E WOTTON, B. M. (2001) – “Reply - A re-examination of the effects of fire suppression in the boreal forest”. *Canadian Journal of Forest Research*, nº 31, pp. 1467-1480.
- WEBER, M. G. E STOCKS, B. J. (1998) – “Forest fires in the boreal forests of Canada”. In Moreno, J. M. (Ed.) – *Large Forest Fires*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 215-233.
- WILLIAMS, J.; ALBRIGHT, D.; HOFFMANN, A. A.; ERITSOV, A.; MOORE, P.; MENDES DE MORAIS, J. C.; LEONARD, M.; SAN MIGUEL-AYANZ, J.; XANTHOPOULOS, G. E VAN LIEROP, P. (2011) – “Findings and implications from a coarse-scale global assessment of recent selected mega-fires”. *5th International Wildland Fire Conference*, Sun City, South Africa.
- XANTHOPOULOS, G. (2007) – “Forest fire policy scenarios as a key element affecting the occurrence and characteristics of fire disasters”. *4th International Wildland Fire Conference*, Seville, Spain, pp.129.

Fontes:

- Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (2013) – Estatísticas dos incêndios <Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/inc/estatisticas>>
- Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (2013) – Relatórios dos incêndios <Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/relat/rel-if>>
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2013) – Boletim Climatológico Sazonal, Verão 2013 <Disponível em <http://www.ipma.pt>>
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2013) – Boletim Climatológico Sazonal, Primavera 2012/2013 <Disponível em <http://www.ipma.pt>>
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2013) – Boletim Climatológico Mensal, Portugal Continental, Julho de 2013 <Disponível em <http://www.ipma.pt>>

GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS – CASO PARTICULAR DOS GRANDES INCÊNDIOS DE RIO CALDO/BOUÇA DA MÓ

Paulo Dias
ISCIA
pdi@iscia.edu.pt

A partir da experiência acumulada durante 43 anos na gestão de áreas de montanha e no combate a incêndios florestais, verificamos a recorrência quer dos locais onde se localizam os repetidos incêndios quer mesmo das áreas ardidas. Aquilo que na generalidade são pequenos incêndios que combatidos devida e atempadamente e que oficialmente são denominados de “fogachos” poderiam caso as condições o permitissem ser o início de grandes incêndios.

Quando em 1972 iniciamos funções no Parque Nacional da Peneda Gerês encontramos uma estrutura de prevenção e combate aos incêndios florestais semelhante a todas aquelas que existiam nas diversas Administrações Florestais. As áreas de montanha estavam divididas em cantões, cada um deles da responsabilidade de um Guarda Florestal e de um Rondista que numa disponibilidade total vigiavam toda a área do cantão e capataziavam todos os trabalhos de silvicultura. Tinha assim cada Administração Florestal para além do corpo de guardas um Engenheiro Silvicultor ou Regente Florestal um Mestre Florestal que numa cadeia hierárquica bem definida coordenavam todos os trabalhos.

Em cada Administração, que no caso do PNPG lhes chamávamos Delegações, existia uma ou mais Brigadas de Incêndios composta por funcionários que nas alturas de condições propícias aos incêndios eram colocados de atitude exclusiva de combate a incêndios florestais. O seu profundo conhecimento do terreno, das acessibilidades e do seu estado, densidade e altura dos povoamentos conjugado com a enorme capacidade do uso de ferramentas manuais, permitia-lhes uma atuação certa que, não procurando o ataque direto, por regra era eficaz na rápida extinção dos incêndios.

Brigadas Florestais (1972 – 1980)

Cerca de 20 homens comandados por um Guarda Florestal.

Permanência total 24 sobre 24 horas sendo permitido aos casados dormir uma vez por semana em casa.

Quarteis colocados no coração das principais manchas florestais em locais de boa viabilidade. No Gerês duas Brigadas (a dos Velhos e a dos Novos) que não eram colocadas em quartel ficando “À chamada” nas suas residências.

Habilidade no uso de ferramentas, grande conhecimento da área.

Em suma conhecimento do terreno, disponibilidade total, facilidade de deslocação, uso do mínimo de equipamento, mas o máximo de corpo e da arte.

Com cerca de 22 elementos, sendo um deles um o guarda florestal e outro o motorista, tinham uma atuação bem coordenada rodando de posições entre o abrir de fachas de contenção, o apoio com batedores ao contrafogo feito pelo chefe ou por elementos mais experientes e por posição mais recuada na linha de vigilância a reacendimentos. Estes "harmónios" escolhendo os locais mais apropriados e por vezes em linhas de milhares de metros fechavam por completo os incêndios. Populares e outros funcionários iam preenchendo as linhas procedendo aos rescaldos e vigilância.

O verão de 1975, chamado de "verão quente" pela luta política então travada, foi na realidade uma das épocas onde temperaturas elevadas conjugadas com períodos muito grandes de secas e dias contínuos de vento de leste levaram á ocorrência de Grandes Incêndios Florestais. Durante semanas coordenamos o combate a grandes incêndios quer na Serra do Gerês quer na Serra da Cabreira. O fogo já em 1974 tinha ameaçado entrar na Mata do Cabril com um grande incêndio na Serra Amarela. Nessa fase e nesses incêndios o apoio exterior, apesar de muito limitado, era dado por bombeiros e militares.

A partir dos anos 1979, no caso do PNPG, o combate aos incêndios florestais fica definitivamente entregue aos bombeiros sendo desmanteladas as Brigadas de Incêndios passando os trabalhadores do Parque a dar apoio.

Após o grande incêndio de Covide em 1984, onde arderam cerca de 2000 ha, surge em 1989 aquele, que quanto a nós, foi o mais devastador e danoso dos grandes incêndios da região que aqui chamamos de Incêndio Rio Caldo / Bouça da Mó, mas que por norma gostamos de chamar "Incêndio da Lixeira". Na realidade este grande incêndio é o resultado de três que se juntam tendo sido um deles e o inicial aquele que deflagrou junto á Lixeira da Vila do Gerês.

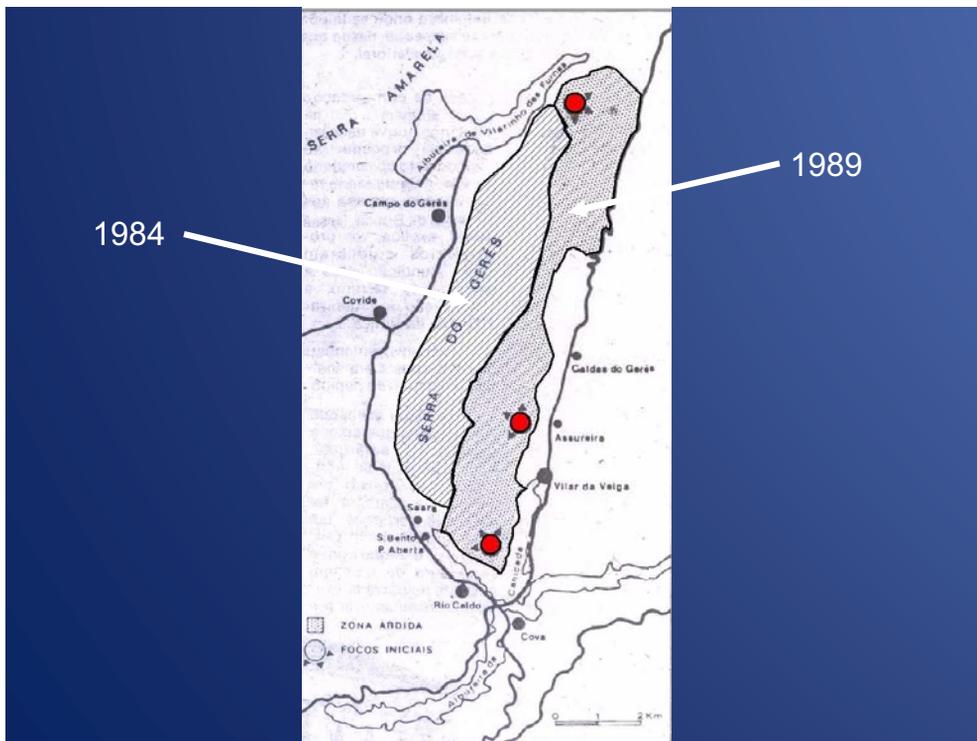


Figura 1. Cartografia dos grandes incêndios de 1984 e 1989 da Serra do Gerês. A vermelho os três distintos focos de incêndio, sendo aquele que aparece ao centro o foco inicial junto á Lixeira da Vila do Gerês.

Este grande incêndio de 1989 foi sem dúvida um dos mais violentos e danosos que percorreu a Serra do Gerês. As marcas por ele deixadas chegam aos dias de hoje sendo a recuperação que muitas vezes se verifica noutros casos aqui deveras impossível. A perda da melhor mancha de pinheiro bravo do país, o alastramento da mancha de mimosas e das áquias

Grandes Incêndios Florestais, Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação dos Solos

bem como a erosão e os danos causados em todo o nicho ecológico são sem dúvida irreversíveis. O fogo passou pela Mata de Albergaria atingindo uma boa área da floresta de carvalho. Para todos quantos trabalhávamos no Parque Nacional da Peneda Gerês o sentido de revolta era enorme. O crime cometido, conforme conclusão do Guarda Álvaro Branco no seu auto de incêndio (fig. 2), peca apenas por não ser mais explícito pois para além de indicar a causa como queima de origem criminosa poderia ir mais além apontando os seus responsáveis.

DIRECÇÃO GERAL DOS SERVIÇOS FLORESTAIS E AQUÍCOLAS
PARQUE NACIONAL DA PENEDA GERÊS
FICHA DE INCÊNDIO

1 - LOCALIZAÇÃO
 Estado: **Serra, Perreira e Lama**
 Freguesia: **Vilar de Veiga**
 Concelho: **Terras de Bouro**

2 - INCÊNDIO
 Dia: **05 / 09 / 89**
 Alarma: **15** horas **58** minutos
 Início do combate: **16** horas **58** minutos
 Extinção: **07 / 09 / 89** às **08** horas **00** minutos
 Rescaldo: **09 / 09 / 89** às **17** horas **00** minutos

3 - ORIGEM
 Dentro do Parque Nacional
 Fora do Parque Nacional

4 - CAUSA
 Negligência (opostas, telhados)
 Fogos (queimadas, foguetas, carneiros)
 Malheiras (mandalinos)
 Diversas (velo, balho, fogo etc.)
 Desconhecida
Queimada criminosa
 Por estradas: 3 km
 A pé: 0,5 km

5 - PREJUÍZOS
 Área total ardida: **1 400** hectares

PLANTACIÃO:
 Área: **19** has. Espécie: **pinh. silv. e/ 60 anos**
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Valor: **1 500 000,00**

SEMENTEIRA:
 Área: **1900** has. Espécie: **pinh. brv. e/ 20 a 100**
 Área: ___ has. Espécie: **anos**
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Valor: **78 500 000,00**

MATO:
 Área: **3400** has. Valor: **- 1 -**

6 - DESPESAS
 Com a extinção: **330 000,00**
 Com o alimentado: **78 500,00**

7 - OBSERVAÇÕES
pinh. silv. - 2 000 e/ 317 e, 1e a e, 35
pinh. brv. - 28 000 e/ 317 e, 1e a e, 60
na beirada de Vilar, e/ 317 e, 1e a e, 60
atingida, também, alguma madeira ardida
espartaneira.

NOTA: Em 3 e 4 sublinhar a que interessar

Gerês, **16** de **Outubro** de **1989**
 Participante:
Álvaro Fernandes Branco
 guarda da natureza principal

Foram testemunhas: **Paulino de Jesus Ribeiro e Silva** residente no lugar de **Gerês**
 Inquirido de **Vilar de Veiga** concelho de **Terras de Bouro**
 e **Miguel José da Silva Rodrigues** residente no lugar de **Gerês**
 Inquirido de **Vilar de Veiga** concelho de **Terras de Bouro**

DIRECÇÃO GERAL DOS SERVIÇOS FLORESTAIS E AQUÍCOLAS
PARQUE NACIONAL DA PENEDA GERÊS
FICHA DE INCÊNDIO

1 - LOCALIZAÇÃO
 Estado: **Serra de N. e Albergaria a**
Leiria e Buzia a
a) Serra de N. e Buzia a
b) Serra de N. e Buzia a
 Concelho: **Terras de Bouro**

2 - INCÊNDIO
 Dia: **05 / 09 / 89**
 Alarma: **8** horas **00** minutos
 Início do combate: **8** horas **50** minutos
 Extinção: **08 / 09 / 89** às **15** horas **00** minutos
 Dia: **17 / 09 / 89** às **17** horas **00** minutos

3 - ORIGEM
 Dentro do Parque Nacional
 Fora do Parque Nacional

4 - CAUSA
 Negligência (opostas, telhados)
 Fogos (queimadas, foguetas, carneiros)
 Malheiras (mandalinos)
 Diversas (velo, balho, fogo etc.)
 Desconhecida
Desconhecida: muito difícil, devido a
arborização, mata e declive de ter
Por estradas: 15 km
A pé: 3 km

5 - PREJUÍZOS
 Área total ardida: **1 250** hectares

PLANTACIÃO:
 Área: **300** has. Espécie: **pinh. silv. e/ 50 anos**
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Valor: **9 000 000,00**

SEMENTEIRA:
 Área: **5** has. Espécie: **pinh. brv. e/ 70 anos**
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Área: ___ has. Espécie: ___
 Valor: **600 000,00**

MATO:
 Área: **120** has. Valor: **- 1 -**
1 000 na M.N. e 250 em particular

6 - DESPESAS
 Com a extinção: **520 000,00**
 Com o alimentado: **122 500,00**

7 - OBSERVAÇÕES
pinh. silv. - 10 000 e/ 317 e, 1e a e, 4
pinh. brv. - 600 e/ 317 e, 1e a e, 4
atingida um número inenunciável de
valhes centonários que não deverão ser
ver. Valor inenunciável.

NOTA: Em 3 e 4 sublinhar a que interessar

Gerês, **16** de **Outubro** de **1989**
 O Participante:
Álvaro Fernandes Branco
 guarda da natureza principal

Foram testemunhas: **José Ferreira (10)** residente no lugar de **Gerês**
 Inquirido de **Vilar de Veiga** concelho de **Terras de Bouro**
 e **António Joaquim Gonçalves** residente no lugar de **Gerês**
 Inquirido de **Vilar de Veiga** concelho de **Terras de Bouro**

Figura 2. Fichas de incêndio levantadas pelo Guarda da Natureza Principal Álvaro Fernandes Branco.

A área indicada nos autos é de 2650 ha, mas dada a extensão e dificuldades de medição pensamos que tal como é referido em vários documentos da época terá ultrapassado os 3000 ha.

O governo, numa ação de imagem, decreta que toda a madeira ardida não poderia ser vendida a madeireiros em asta pública como norma habitual pelo que foi criado um “parque de madeiras” na Serra da Cabreira e feito o corte e extração por parte do Estado. Foi sem dúvida o negócio mais ruinoso a que assistimos pois o preço final da madeira em lote acabou por ser inferior ao valor em pé.

Vários foram os grandes incêndios após 1989, mas um dos que maior dimensão e danos causou foi o incêndio de Agosto de 1998 que varreu 5000 ha de floresta na serra da Cabreira. Estava-mos em plena EXPO 98 e as chamas aproveitando-se da estiagem mas sobretudo da alguma descoordenação quer das forças de combate quer das outras entidades lavraram a seu belo prazer acabando por se apagarem por si próprias naquilo que são sus os limites naturais. Tudo quanto foi poupado nos grandes incêndios de 1975 é agora de forma ligeira deixado consumir. Conhecedores da Serra da Cabreira, das suas belezas e potencialidades, foi para nós um erro coletivo injustificável de desleixo e abandono. Após 26 anos de serviço no Parque Nacional da Peneda Gerês a resolução estava tomada: Tomada de posse como Responsável pelo Sector de Gestão do Património Florestal de Vieira do Minho e Abadia.

Apesar das dificuldades dos anos de 2003 e 2005, onde o país foi recordista em área ardida, a área sob a nossa responsabilidade de gestão não sofre incêndios significativos. Fruto do trabalho incansável dos funcionários dos serviços florestais e de uma excelente articulação com os bombeiros, todas as ocorrências que ano após ano foram surgindo, acabaram por ser rápida e eficazmente dominadas.

Talvez devido a esse fato novo desafio nos é lançado: convite do então Ministro da Administração Interna Dr. Antônio Costa para o cargo de 2º Comandante Operacional Distrital.

A aceitação é imediata!!! O poder contribuir para diminuir aquilo que é considerada uma das maiores tragédias nacionais não poderia da nossa parte ter uma recusa.

Logo após a tomada de posse e numa correria sobretudo na área da formação com cursos de Posto de Comando, Estado Maior, Incêndios Florestais, entre outros, somos deparados com a elaboração (no prazo de 8 dias) de um relatório sobre um incêndio em Valdozende - Terras de Bouro com a área de 194 ha, dos quais 42 de povoamentos e o restante de matos. Esta ocorrência que aparecia no SGIF, não tinha sequer sido aberta no Comando Distrital nem tão pouco tinha sido enviado para ela qualquer meio dos bombeiros ou de outra força. Na realidade ela tinha ocorrido e o obrigatório REIF, Relatório Especial de Incêndios Florestais com alguma dificuldade sobretudo na parte referente à cartografia teve de ser feito.

No dia 4 de Junho de 2006, ainda em fase de preparação para a chamada “Época de Incêndios” surge o Grande Incêndio de Fragoso em Barcelos. A verificação das insuficiências e das falhas no Dispositivo constata com a área ardida: 2537 ha sendo 1757 ha de povoamento na sua generalidade de eucalipto com idades entre os 15 e os 30 anos. Após quase uma semana de combate e de um mediatismo desabitual procedemos à análise e estudo da ocorrência concluindo que num raio de 8 km em torno do ponto de origem tinha havido, desde o dia 4 de Janeiro, 74 tentativas de fogo posto!!! Tratava-se por parte dos proprietários florestais da vontade de através do fogo proceder ao controlo de uma praga do Eucalipto.

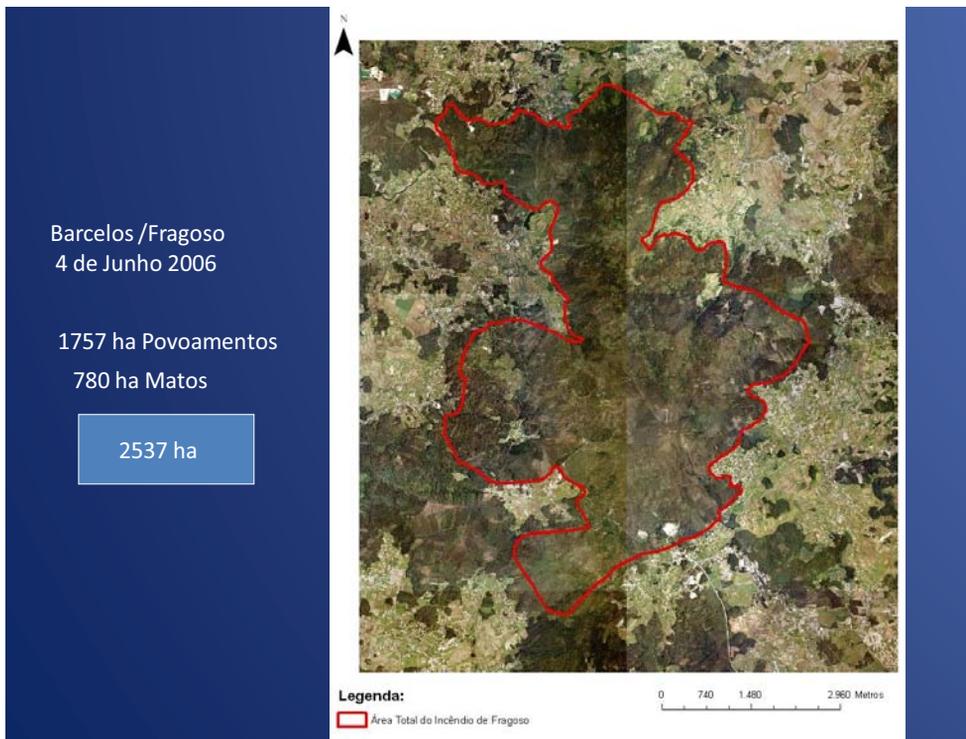


Figura 3. Cartografia do Grande Incêndio de Fragoso – Barcelos.

Esta ocorrência, marcante pelo inesperado no início das funções de 2º Comandante Distrital despertou continuamente o melhor dos nossos interesses, quer pelo estudo de caso então elaborado, quer pelo REIF enviado superiormente. Em finais da primavera de 2010, procedemos ao estudo da área ardida no sentido de proactivamente serem verificadas as condições naturais para a repetição da ocorrência. Juntamente com o então Adjunto do Comando Distrital, Eng. Armando Silva e com o 2º Comandante dos Bombeiros de Esposende, Manuel Pinto, percorremos toda a área e concluímos que pelo desenvolvimento arbóreo dos povoamentos antes de 2013 não existiria um potencial risco de um grande incêndio. Erro de cálculo dos três operacionais já que no

ano de 2012 o grande incêndio se repete e agora com uma área de 1886 ha (1711 ha + 175 ha). Desconhecemos neste caso as causas e motivações.

Mas voltemos ao ano de 2006 onde após aquele início de Junho, com a grande ocorrência de Fragoso, se verificou apenas na primeira quinzena de Agosto um período de dias consecutivos de risco máximo de incêndio que vieram a tornar infernal quer os Distritos de Braga e Viana do Castelo quer a vizinha Galiza. Em Viana do Castelo era o Grande Incêndio do Mezio que já lavrava a mais de uma semana e na Galiza os incêndios eram tantos e tão grandes que mereceram o apoio de combatentes portugueses.

Risco de Incêndio Diário por Distrito na Primeira Quinzena de Agosto de 2006

| Dia | Distrito | | | | |
|--------------|----------|-------|-------|-----------|--------|
| | Braga | Porto | Viana | Vila Real | Aveiro |
| 1 de Agosto | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| 2 de Agosto | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| 3 de Agosto | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 |
| 4 de Agosto | 5 | 4 | 4 | 4 | 3 |
| 5 de Agosto | 5 | 4 | 4 | 4 | 3 |
| 6 de Agosto | 5 | 4 | 4 | 4 | 3 |
| 7 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 8 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 9 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 10 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 11 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 12 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 13 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 |
| 14 de Agosto | 5 | 5 | 5 | 4 | 3 |
| 15 de Agosto | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 |

| | |
|---|---------------------|
| 5 | Risco Máximo |
| 4 | Risco Muito Elevado |
| 3 | Risco Elevado |

Figura 4. Risco de Incêndio na primeira quinzena de Agosto de 2006

Em função das notícias do Mezio e da Galiza e do número crescente das ocorrências no Distrito de Braga, foram tomadas uma série de diligências no sentido de alertar e preparar os APC e em particular as forças do Dispositivo.

Nesse sentido o Comando Distrital com o Governo Civil e Oficiais de Ligação das diferentes Entidades, efetuou uma visita ao Gerês a uma potencial zona para a ocorrência de um grande incêndio florestal. Falamos da área Rio Caldo / Bouça da Mó que com o seu histórico de 1984 e 1989 poderia já conter as fragilidades necessárias para uma grande incêndio.



Figura 5. Visita ao Gerês para estudo de uma potencial área onde pudesse vir a ocorrer um grande incêndio.

Essa visita prepara antecipadamente toda a ação de intervenção e comandamento de uma ocorrência que surge dali a oito dias muito próximo do Santuário de S. Bento da Porta Aberta em Rio Caldo. Apesar de um total em área ardida de 168 ha foi considerada como muito bem sucedida em função da potencial área de cerca de 5000 ha disponível para um grande incêndio.

Na análise da ocorrência foram verificadas uma série de situações que aliadas dificultaram o combate. A título de exemplo e por serem comuns em muitas das grandes ocorrências vejamos:

1 - Apesar da rapidez e da quantidade de forças de primeira intervenção, é nosso parecer que terá havido algum desvio e perda de tempo por parte dos bombeiros na tentativa de salvar as colmeias do Presidente da Junta de Rio Caldo que estava em sua defesa.

2 - A saída de um dos meios aéreos para abastecimento impediu a articulação em "Task Force" deixando progredir um dos flancos para áreas onde os meios terrestres não podiam chegar.

3 - O Ponto de Água situado mais próximo de S. Bento, apesar de inicialmente cheio, acabou por ficar inoperacional para meios aéreos.

4 - O vento soprou em rajadas fortes e com mudanças de direção durante toda a ocorrência.

5 - Feito o estudo da área verificou-se a existência de uma contínua facha de floresta com uma extensão de 7,5 km sem qualquer caminho ou via penetrante.

6 - A potencial estrutura que permitiria o corte do incêndio estava totalmente interdita com impedimento de circulação.

7 - Se em determinada fase do incêndio os meios aéreos se tornaram escassos, fases houve em que quase pecaram por excesso. Não sendo a sua entrada no TO coordenada pelo Posto de Comando, nem tão pouco a sua retirada para abastecimento, verificou-se que entre as 12 e as 14 horas todos os meios estiveram em abastecimento.

8 - A articulação entre forças, ainda em fase de estruturamento do Dispositivo, não terá sido a melhor.

9- Alguma relutância por parte de forças apeadas em entrar em zonas de escarpa para trabalho com ferramenta manual.

10 - Existência de grande quantidade de matéria vegetal seca debaixo de fios de alta tensão que impediram a aproximação dos meios aéreos e demoraram as ações quer de combate quer de rescaldo.

Estes aspetos foram alguns dos constrangimentos sentidos pelo Comando nesta ocorrência e que viriam parte deles a aparecer como recorrentes no Grande Incêndio que ocorreu nesta mesma área em Agosto de 2010.

Após um ciclo de 12 dias consecutivos de risco máximo de incêndio (fig. 6), verificaram-se, senão em simultâneo mas em contínuo, três grandes incêndios na zona do Gerês.

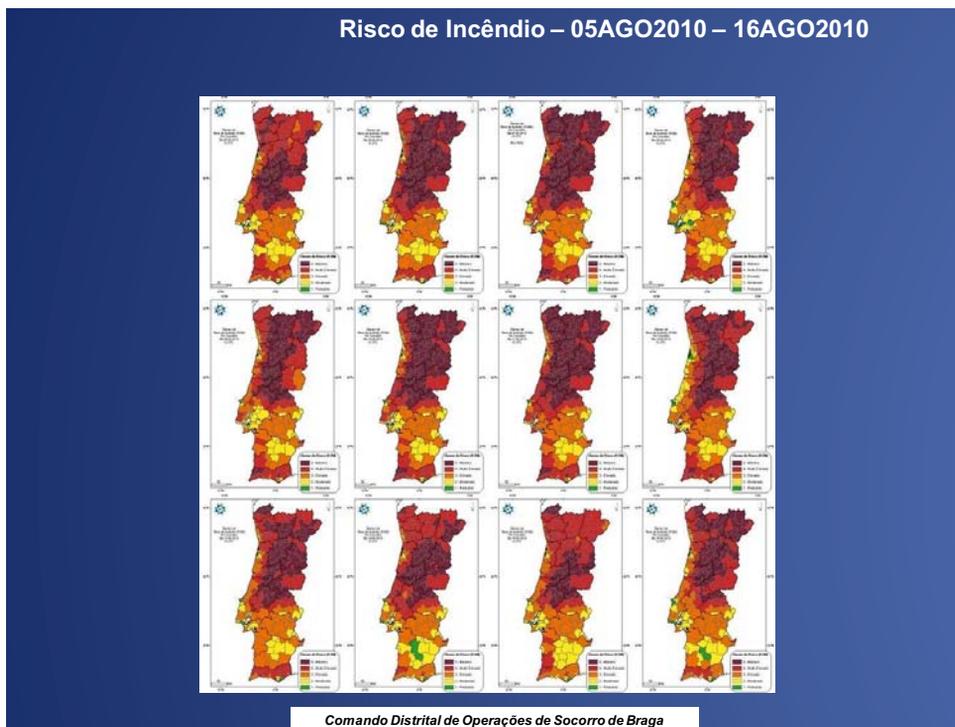


Figura 6. Risco de Incêndio de 5 a 16 de Agosto de 2010.

Depois de oito focos de incêndio terem contribuído para um grande incêndio (785 ha), que acabou por consumir praticamente toda mancha florestal do Baldio de Rio Caldo do Perímetro Florestal da Abadia, surge um outro cujo foco inicial próximo do paredão da Barragem de Vilarinho das Furnas mas que rapidamente alastrou para toda a vertente sul da serra Amarela passando para a vertente norte já no Distrito de Viana do Castelo e vindo a consumir quase na sua totalidade a Mata do Cabril. Esta última ocorrência aparece dividida em duas, tendo a de Braga uma área de 2377 ha, mas que somos de parecer que na sua totalidade (Braga e Viana) terá sido próximo dos 6000 ha.

Após estas duas grandes e desgastantes ocorrências, surge o Grande Incêndio Rio Caldo / Bouça da Mó (1479 ha) com três focos iniciais na zona da Calcedónia que acaba por repetir grande parte da área dos incêndios de 1984 e 1989.

Esta ocorrência tem contornos de grande dificuldade, dada a carga humana (época de grande afluxo de turistas e peregrinos) que na data se encontrava na Vila do Gerês, e o grau de perigosidade de um incêndio florestal lambem a área periurbana da Vila e chegar a ameaçar as habitações. Necessidade do corte total das vias de acesso á Vila, evacuação do Parque de Campismo, ativação do Plano Municipal de Emergência.

Em jeito de conclusão, verificamos durante 43 anos de função e atividade na região do aumento progressivo, quer em número quer área e violência, de grandes incêndios florestais. O conhecimento dessa realidade é fundamental quer para os elementos de Comando quer para todos os APC envolvidos no Sistema. O seu estudo e divulgação é quanto a nós fundamental e imperioso.

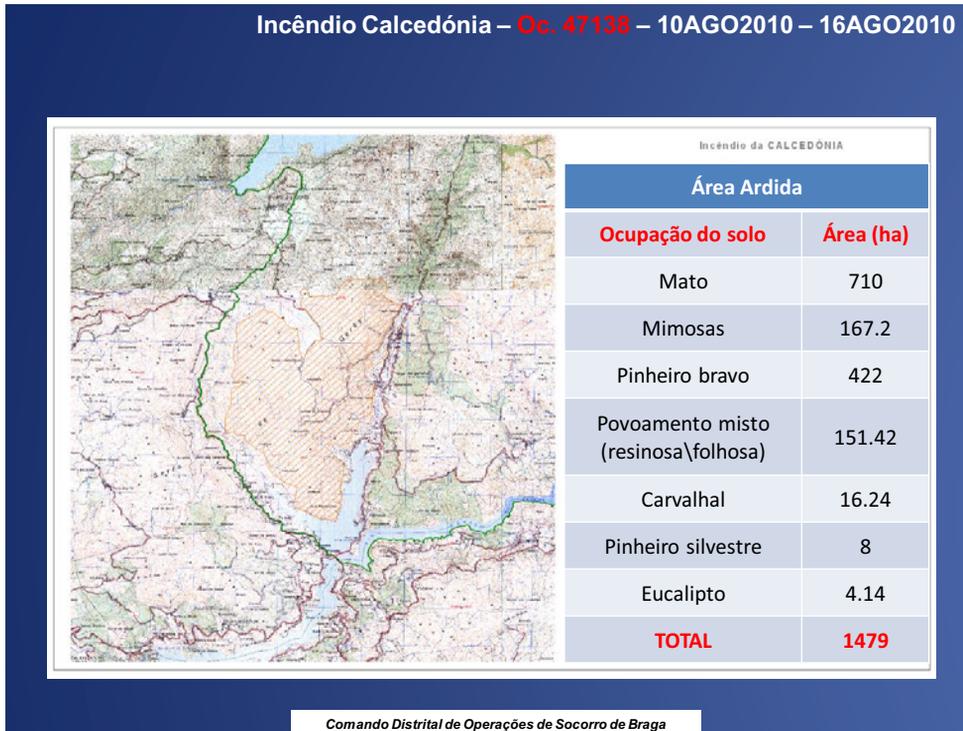


Figura 7. Incêndio da Calcedónia.

Nesse sentido, o registo das Grandes Ocorrências nos REIF, Relatórios Especiais de Incêndios Florestais deve no nosso entender ser elaborado de forma sistemática e de apurado rigor para poderem servir de orientação e estudo aos combatentes do futuro. Verificamos alguma fragilidade na sua elaboração a nível nacional e sem nunca terem uma profunda e necessária discussão. Por outro lado alterações de procedimento, quer nos prazos de apresentação que nas áreas (inicialmente 100 ha, depois 1000 ha e agora 500 ha) parece-nos também não ser um bom contributo. Os formatos e questões solicitadas bem como os prazos de elaboração merecem também a nossa crítica.

INCÊNDIOS FLORESTAIS E RISCO DE IGNIÇÃO NOS DISTRITOS DE COIMBRA E CASTELO BRANCO, ENTRE 1981 E 2010

Sofia Bernardino
NICIF – Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais
sofia.bernardino@yahoo.com

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia
Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

Joana Gonçalves
NICIF – Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais
jhuanita_rita@hotmail.com

RESUMO

O risco de ignição de incêndio florestal é um dos elementos fundamentais a ter em conta num processo de ordenamento da floresta portuguesa, neste caso concreto, aplicado aos distritos de Castelo Branco e Coimbra, que servem de área/objeto de análise e reflexão. A utilização de índices de risco de incêndio florestal adaptados ao território, com base na previsão de variáveis meteorológicas, pode ser uma boa ferramenta a usar na redução das eclosões bem como na diminuição da dimensão das áreas ardidas.

Palavras-chave: risco de ignição de incêndio florestal; Castelo Branco e Coimbra; índices de risco de incêndio florestal; variáveis meteorológicas.

ABSTRACT

The risk of ignition of forest fire is one of the fundamental elements to be considered in the planning process of the Portuguese forest, in this case, applied to the districts of Castelo Branco and Coimbra, which will be the area / object of analysis and reflection. The use of the forest fire risk indexes adapted to the territory, based on the prevision of meteorological variables, can be a good tool in reducing ignitions and size of burned areas.

Keywords: risk of ignition of forest fire; Castelo Branco and Coimbra; Forest fire risk indexes; meteorological variables.

INTRODUÇÃO

O clima determina, de forma muito importante, a quantidade e o tipo de vegetação de cada região e a dinâmica sazonal do seu teor de humidade, influenciando direta e indiretamente a ocorrência de incêndios e respetiva proporção (Pyne *et al.*, 1996).

Portugal beneficia de condições climáticas favoráveis, comumente com outros países que apresentam um clima com características mediterrâneas, ou seja, apresenta, regra geral, verões quentes e secos, os quais favorecem a eclosão e a rápida progressão dos incêndios florestais (L. Lourenço, 2004).

É, geralmente, durante a época de verão, que este processo se manifesta com maior incidência e consequentemente o tema dos “incêndios florestais” adquire uma maior notoriedade junto da comunicação social, especialmente desde o ano de 2003, cuja manifestação revelou um carácter catastrófico, tanto pelas áreas ardidas daí resultantes como pelos enormes prejuízos a diversos níveis, revelando, até certo ponto, a impotência dos meios humanos para o seu controlo e extinção, surgindo frequentemente o conceito de “risco”, cujos limiares de transição entre as várias classes são, por vezes, desconhecidos ou, então, confundidos.

Todavia, quando se fala de “risco de incêndio florestal”, muitas vezes consideram-se apenas os processos nele envolvidos, ou seja, os fatores de risco, tais como elementos meteorológicos (temperatura e humidade relativa do ar, rumo e velocidade do vento, precipitação), topografia, combustível, fonte de ignição,... quando o risco de incêndio florestal é bem mais complexo, pois depende muito das vulnerabilidades associadas a cada espaço florestal, as quais devem ser também averiguadas para se poder falar em “risco”.

No entanto, mesmo quando consideramos apenas um dos processos envolvidos no risco de incêndio florestal, neste caso, o meteorológico, cuja maior incidência ocorre efetivamente durante os meses de verão, não podemos deixar de considerar as outras estações do ano, na medida em que ele também pode nelas manifestar-se e, por vezes, causando tantos ou mais danos que muitos incêndios de verão, pois, embora as causas dos incêndios sejam múltiplas e variadas (L. Lourenço, 1994), apenas alguns deles apresentam condições, designadamente em função da situação meteorológica, para se desenvolverem e progredirem, podendo transformar-se em grandes incêndios florestais (L. Lourenço, 2004b).

Assim, sabendo-se que apenas alguns tipos de tempo são favoráveis à ocorrência de incêndios florestais (F. Rebelo, 1980), ainda que sejam na sua grande maioria provocadas por causa humanas, nomeadamente negligentes e intencionais, é a conjugação de condições particulares de temperatura e humidade relativa do ar que possibilitam a ignição e facilitam a propagação de um grande número de incêndios, pelo que a componente meteorológica não deixa de ser fundamental na análise de risco.

Desta forma, a previsão do risco de incêndio florestal pressupõe uma análise específica das condicionantes de índole meteorológica, porque são aquelas que apresentam maior variabilidade e porque, em maior ou menor grau, estas regulam outras variáveis físicas, em particular, o estado dos combustíveis (L. Lourenço, 1992 p. 117). A utilização de determinados índices de risco, simples e adaptados ao território, vêm assumir-se como uma boa ferramenta para o planeamento de estratégias de prevenção e, sobretudo, da gestão do dispositivo de combate aos incêndios florestais. Esta gestão está dependente da análise da tendência diária do risco meteorológico de incêndio florestal, cujas variáveis vão condicionar e vão determinar a sua maior ou menor gravidade, devendo constituir, portanto, um fator decisivo para a mobilização de meios e o empenhamento de recursos, cujos efetivos seriam, deste modo, variáveis ao longo do tempo, bem como nos diferentes espaços geográficos existentes no território.

Dada a importância da gestão dos dispositivos, este trabalho surgiu como complemento de outros anteriores, designadamente com o objetivo central de alargar o período de estudo, analisando a evolução diária do risco meteorológico de incêndio florestal ao longo de um período normal, ou seja, de 30 anos, correspondentes às três últimas décadas (1981-2010), comparativamente com o número de ocorrências e as áreas ardidas nesses mesmos dias. Para o efeito consideraram-se as estações meteorológicas de Coimbra e Castelo Branco e, como área de estudo, escolheu-se a correspondente a esses dois distritos (fig.1).

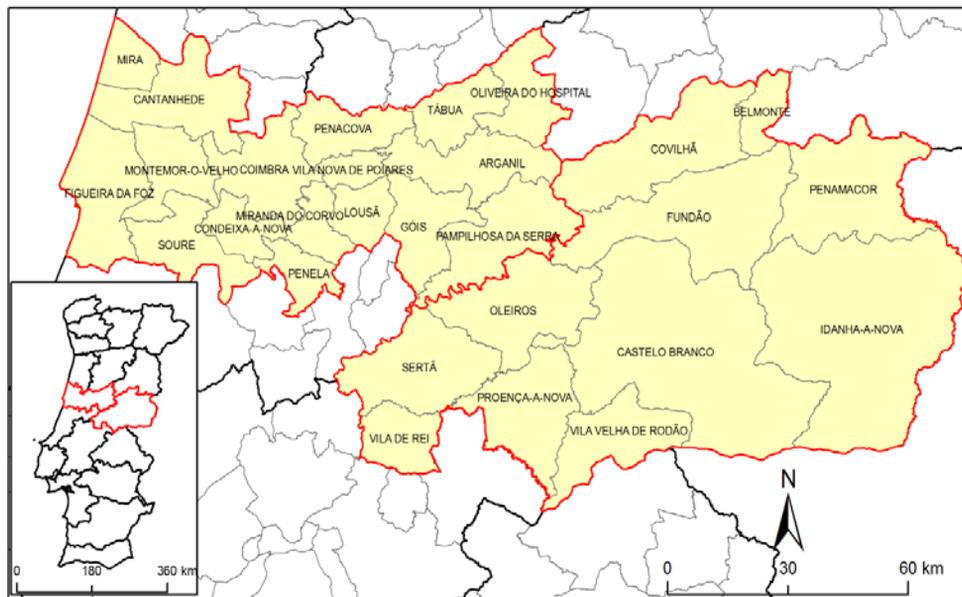


Figura 1. Localização dos municípios dos distritos de Coimbra e Castelo Branco
 Fonte dos dados – Instituto Geográfico Português.

A escolha desta área de estudo, prendeu-se, por um lado, com a disponibilidade de dados para a abordagem a realizar neste trabalho, mas ficou a dever-se, sobretudo, ao facto de ambos os distritos estarem localizados no centro do território continental, onde beneficiam de condições climáticas que se aproximam tanto das mais húmidas, sentidas a NW, como das mais secas, vividas a sul do território, do mesmo modo que, por se desenvolverem desde o litoral até à fronteira, passando pelo interior montanhoso, integram a realidade geomorfológica do território, sentida tanto pelos distritos mais litorais, como pelos do interior, e por conseguinte, podem ser também considerados representativos dos diferentes tipos de vegetação existente em Portugal, o combustível florestal que alimenta os incêndios, razões pelas quais consideramos a área escolhida como representativa da realidade dendrocaustológica nacional que se pretendeu ilustrar.

Em termos da metodologia utilizada neste estudo de avaliação do risco de incêndio, começámos por analisar tanto a frequência como a extensão dos incêndios, em cada distrito, ao longo do período compreendido entre 1981 e 2010, recorrendo, para o efeito, ao tratamento estatístico dos dados disponibilizados pelo Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, e à sua respetiva representação gráfica e cartográfica.

Do mesmo modo, através dos dados meteorológicos diários relativos às variáveis da temperatura, humidade relativa e precipitação, cedidos pelo Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra, para esta cidade, e dos dados obtidos pelo então Instituto de Meteorologia, atual Instituto Português do Mar e da Atmosfera, para Castelo Branco, conseguimos analisar, nos dois distritos e de forma retrospectiva, a evolução diária dos elementos meteorológicos antes mencionados comparativamente com a ocorrência de incêndios florestais permitindo observar, de forma direta, algumas das tendências anuais ou cíclicas para esta ocorrência, com base nas condições que se iam verificando em termos meteorológicos.

Posto isto, procedemos à análise do risco meteorológico de incêndio. Para tal, recorremos ao Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Florestal, proposto por Luciano Lourenço, em 1992, e que apresenta um algoritmo de cálculo estruturalmente muito simples, requerendo apenas que se dividam os valores da temperatura máxima do ar, em graus centígrado (°C), pelos valores da humidade relativa mínima do ar, em percentagem (%), obtendo-se as condições de maior risco:

$$IRDIF_{MáxLL} = T_{máx}/U_{mín}$$

Consoante o valor obtido, o risco escalonar-se em cinco graus. Deste modo, sempre que o resultado seja igual ou superior à unidade, estaremos perante situações de alto risco de ignição de incêndio florestal, que será tanto mais elevado quanto maior for o valor obtido (Tabela I).

Tabela I – Definição de Classes de Risco, segundo o IRDIFmáxLL.

| Classe de risco | Grau de risco | Intervalo de classe | Classe de risco |
|-----------------|---------------|---------------------|-----------------|
| 1 | reduzido | 0,00 – 0,49 | verde |
| 2 | moderado | 0,50 – 0,99 | amarelo |
| 3 | elevado | 1,00 – 1,49 | laranja |
| 4 | muito elevado | 1,50 – 1,99 | vermelho |
| 5 | máximo | ≥ 2,00 | Vermelho escuro |

Adaptado de L. Lourenço, 2004b

A partir da determinação diária do IRDIFmáxLL, procedeu-se à representação gráfica dos valores obtidos para ambos distritos, no período considerado, e, para uma análise mais aprofundada, foram escolhidos dois anos com características contrárias. Numa última fase, procedeu-se à correlação entre o índice utilizado e o número de ocorrências para os anos analisados.

1. CARATERIZAÇÃO DENDROCAUSTOLÓGICA DE PORTUGAL CONTINENTAL.

Segundo os dados disponibilizados pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas para Portugal Continental, no período compreendido entre 1981-2010 observou-se um aumento significativo do número de ocorrências de incêndios florestais, bem como da dimensão da área ardida (fig. 2), situação que acarreta um grande leque de consequência ambientais e de prejuízos socioeconómicos, conduzindo paulatinamente o País para uma alteração/degradação da sua floresta. Nestes 30 anos ocorreram cerca de 570 000 incêndios, o que perfaz uma média anual de quase 20 000 ocorrências, a que corresponderam mais de 3 350 000 hectares área ardida, o que se traduz numa média anual de mais de 110 000 ha de floresta incinerada.

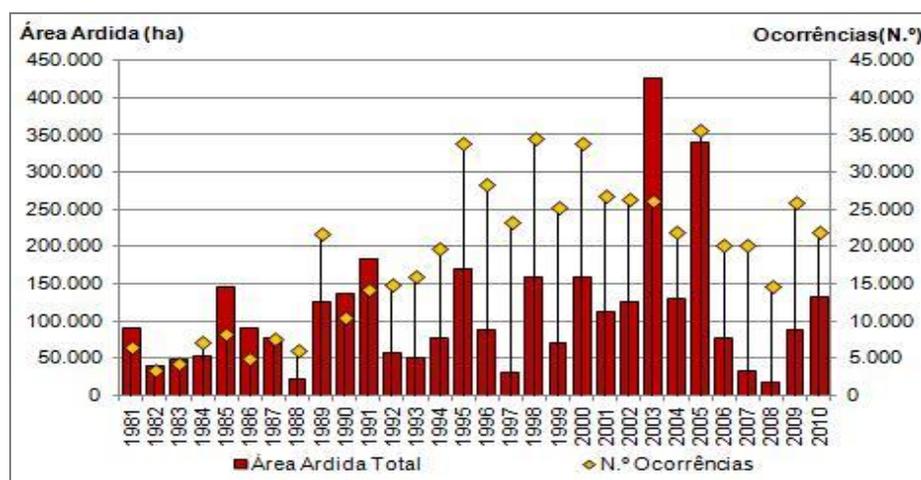


Figura 2. Número total de ocorrências de incêndios florestais e dimensão total de área ardida em hectares, no período compreendido entre 1981-2010.

Fonte dos dados: Instituto da Conservação da Natureza e das Floresta.

Relativamente à distribuição espacial dos incêndios florestais em Portugal Continental, verifica-se que foi nas áreas mais densamente povoadas que se concentrou o maior número de ignições, atendendo a que a maioria dos incêndios florestais resultaram de causas humanas. Todavia, as maiores percentagens de áreas ardidas concentraram-se nas regiões montanhosas do interior centro e norte, com o distrito da Guarda a tomar a dianteira, seguido pelos distritos de Castelo Branco, Viseu, Vila Real e Coimbra, dois dos quais serviram de amostra ao presente estudo. Em contrapartida, foram os distritos localizados mais a Sul que apresentaram percentagens de áreas ardidas mais reduzidas, os de especialmente Évora, Beja, Lisboa e Setúbal (fig.s 3 e 4).

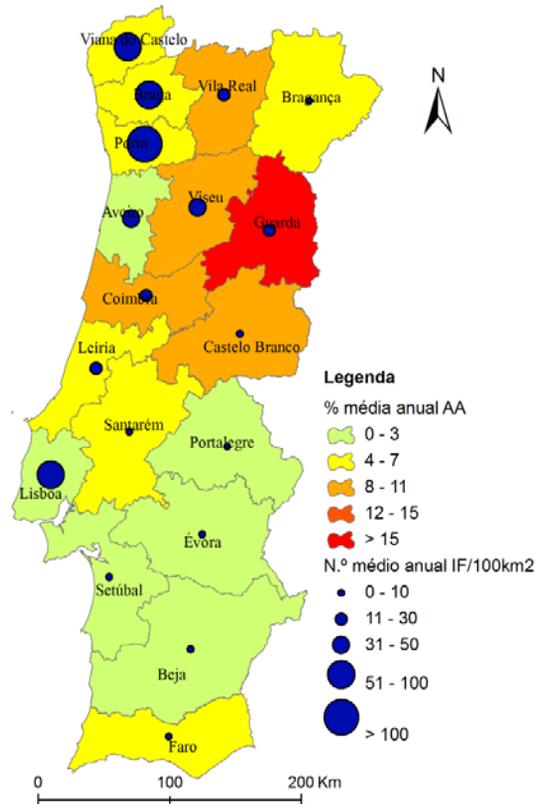


Figura 3. Distribuição, por distrito, da percentagem média anual de área ardida e do número médio anual de ocorrências por 100 km² em Portugal Continental, no período de 1981-2010. Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

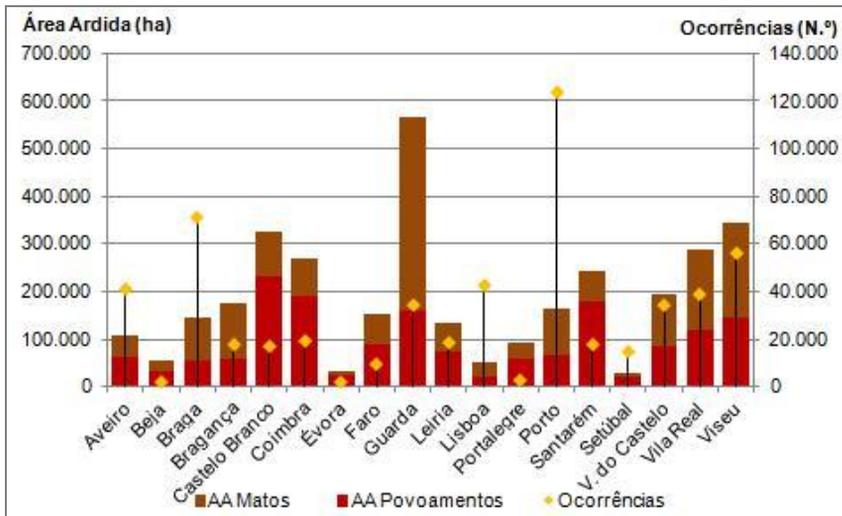


Figura 4. Distribuição do total de ocorrências e de área ardida, entre 1981 e 2010, por distrito.
 Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Por sua vez, numa análise à distribuição temporal dos incêndios florestais por décadas, verifica-se que na maior parte dos distritos a grande evolução se registou da década de 1980 para a de 1990, uma vez que na década seguinte os valores se mantiveram elevados (fig. 5). Os distritos que mais se destacaram foram sobretudo os do Porto, Braga, Aveiro e Lisboa.

No caso dos distritos em estudo, o distrito de Castelo Branco seguiu a tendência geral de aumento de ocorrências, da década de 1980 para a de 1990. Contudo, na década seguinte, revelou um decréscimo semelhante ao do anterior aumento. Por sua vez, o distrito de Coimbra apresentou uma certa regularidade ao longo de período em análise (fig. 5).

No que às áreas ardidas diz respeito, verifica-se alguma irregularidade em termos da evolução decenal nos diferentes distritos, ainda que a tendência geral seja de aumento da primeira para a segunda década e da segunda para a terceira, de que é exemplo o distrito de Castelo Branco. Curiosamente, o de Coimbra foi a única exceção, tendo-se observado redução da área ardida da primeira para a segunda década e desta para a terceira (fig. 6). Embora não seja objetivo deste trabalho perceber porque é que tal sucedeu, é um facto que deveria merecer análise por parte das entidades competentes.

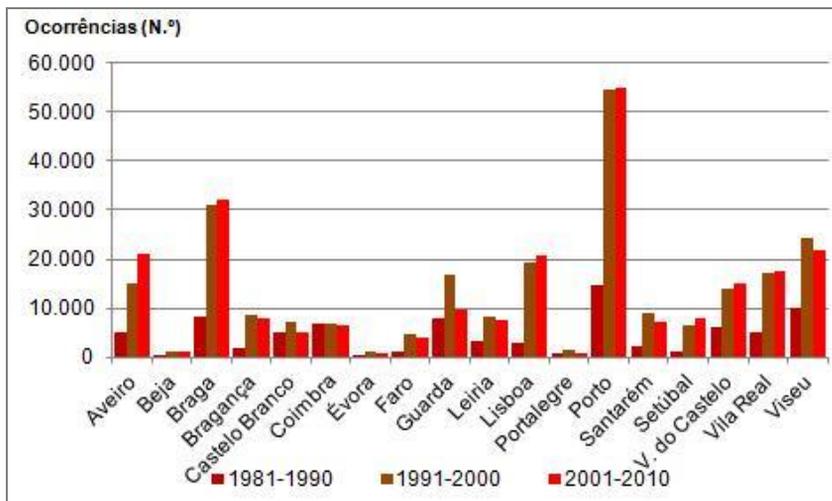


Figura 5. Distribuição do total de ocorrências, por década e por distrito.
 Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

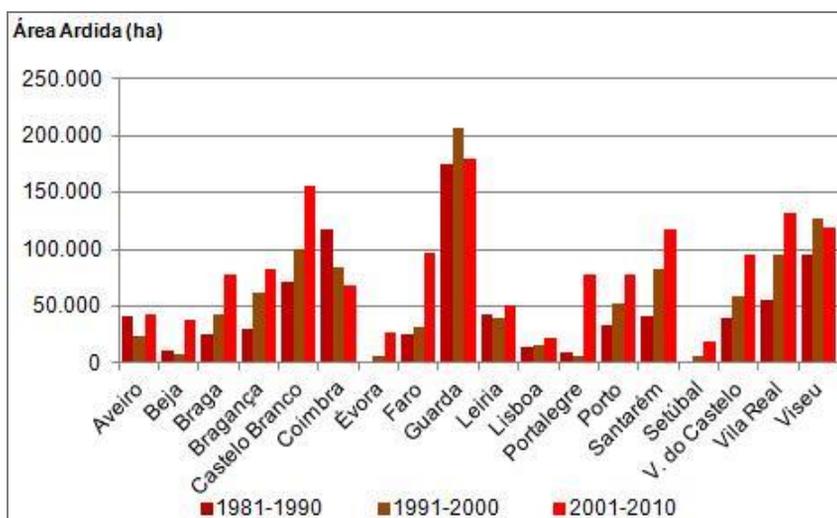


Figura 6. Distribuição do total de área ardida, em hectares, por década e por distrito.
 Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

2. TRINTA ANOS DE INCÊNDIOS FLORESTAIS NOS DISTRITOS DE CASTELO BRANCO E COIMBRA.

Em termos de evolução do número de ocorrências nos distritos de Castelo Branco e de Coimbra, no período compreendido entre 1981-2010, observou-se uma grande variabilidade anual, não existindo uma tendência geral ao longo dos anos.

No entanto, pode dizer-se que, caso de Castelo Branco, o valor mais baixo se registou no ano de 1982, com menos de 200 ocorrências, mais precisamente 135, e o valor máximo correspondeu ao ano de 1995, que ultrapassou as 1200 ignições, pelo que foi o mais problemático nesta série de anos, pelo que entre eles a tendência foi a do aumento do número de ocorrências. A partir dessa data, a tendência foi em sentido contrário, apontando para uma gradual redução do número de ignições.

No distrito de Coimbra, os primeiros cinco anos corresponderam a um progressivo aumento do número de ocorrências, com o valor máximo em 1985, a rondar 1400 ignições. A partir do ano seguinte os valores situaram-se sempre abaixo de 1000 ocorrências, com oscilações até valores inferiores a 400 ignições, em 1997, pelo que se esboça uma ligeira tendência no sentido decrescente (fig. 7).

No total dos 30 anos registaram-se, no distrito de Coimbra, 19 614 ocorrências, o que representa cerca de 653 ocorrências em termos médios anuais. Por sua vez, o distrito de Castelo Branco deteve 17 401 ocorrências, o que perfaz uma média anual de 580 ocorrências.

No que diz respeito às áreas ardidas, podemos dizer que a localização geográfica e sobretudo as características orográficas de ambos os distritos, são favoráveis à progressão de incêndios florestais.

Em termos gerais, e de acordo com dados disponibilizados pelo ICNF, o distrito de Castelo Branco registou, ao longo dos 30 anos de análise, um total de 327 557 hectares de área ardida, o que representa um valor médio anual de 10 919 hectares, ao passo que o distrito de Coimbra registou 269 949 hectares de área queimada, o que se traduziu numa média de 8 998 hectares por ano.

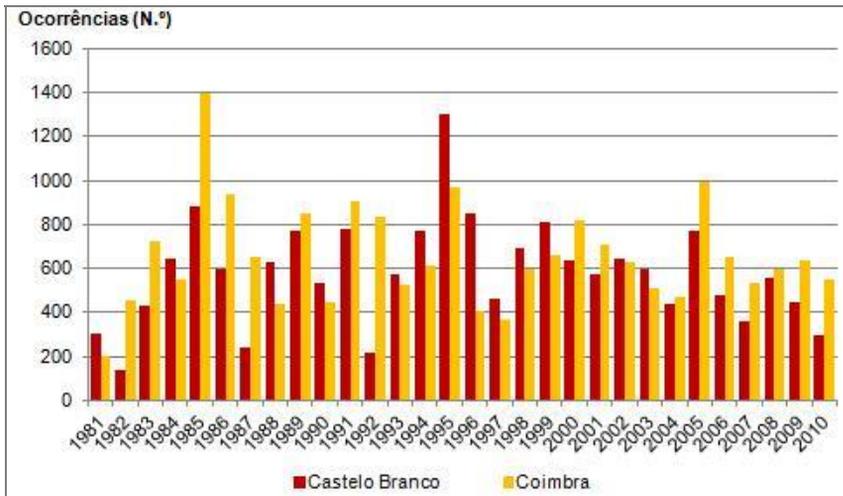


Figura 7. Distribuição anual do total de ocorrências de incêndios florestais registadas nos distritos de Castelo Branco e Coimbra, no período compreendido entre 1981-2010.
 Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Se estes valores são relativamente próximos, já a sua distribuição no tempo apresenta comportamentos ligeiramente diferentes, com o distrito de Coimbra a deter as áreas mais elevadas na esmagadora maioria dos anos do primeiro quinquénio, ao passo que no segundo período a situação se inverteu, com o distrito de Castelo Branco a deter a primazia na generalidade dos anos (fig. 8). Em termos dos anos mais críticos, verificamos que também se distribuíram pelos dois distritos. Em 2003 o distrito mais afetado foi o de Castelo Branco, que viu arder mais de 90 000 hectares de floresta, com quatro incêndios de grandes dimensões, com área ardida individual superior a 9 000 hectares (DSVPF, 2003), designadamente nos concelhos de Proença-a-Nova (36 019ha, com início em 01 de Agosto), Fundão (19 561ha, em 27 de Julho) e da Sertã (9 105ha, em 19 de Julho e 9 980ha, em 30 de Julho). Por sua vez, o ano de 2005 foi mais problemático no distrito de Coimbra, com um total de de 48 227 hectares queimados (fig. 8). Neste ano, o distrito de Coimbra foi afetado por três incêndios de grandes proporções (DSDf), um deles com início a 19 de Julho, no distrito da Guarda, tendo consumido 15 837ha, parte deles no distrito de Coimbra, onde a 13 de Agosto se iniciou outro, que varreu 15 394ha, no concelho de Pampilhosa da Serra e, a 19 de Agosto, um terceiro que entrou no perímetro urbano da cidade de Coimbra, com 12 147ha.

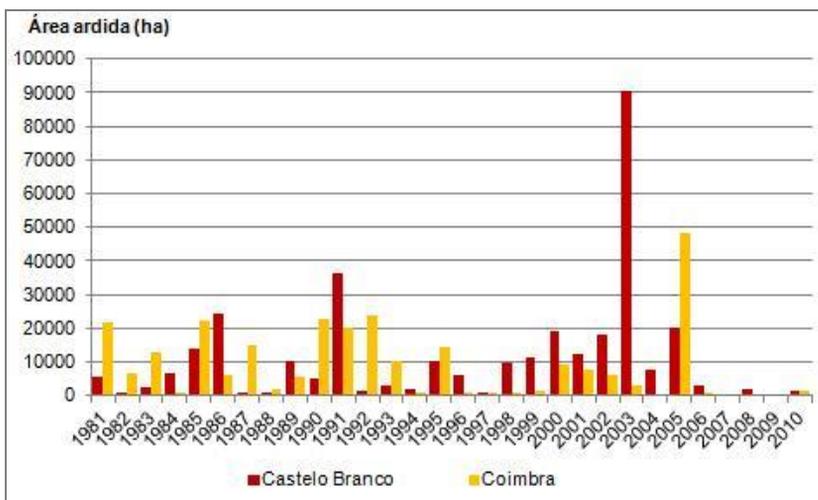


Figura 8. Distribuição do valor anual de área ardida em hectares, nos distritos de Castelo Branco e Coimbra, no período compreendido entre 1981 e 2010.
 Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Se, agora, considerarmos os valores totais por décadas, verificamos um acréscimo de ocorrências no distrito de Castelo Branco, de 5 165, em 1980, para 7085, na década de 1990, verificando-se, na década seguinte, uma diminuição para valores semelhantes aos anteriores. Por sua vez, o distrito de Coimbra manteve os valores bastante próximos, ao longo das três décadas de análise, embora com uma ligeira tendência de redução (fig. 9), uma vez que eles variaram de 6651, em 1980, para 6266, em 2000.

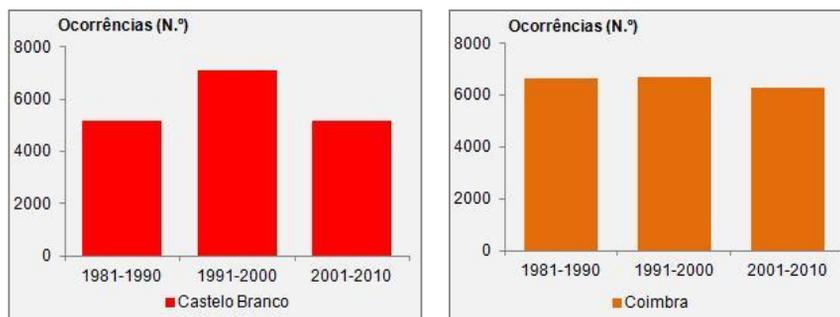


Figura 9. Distribuição do número médio de ocorrências registadas nos distritos de Castelo Branco e de Coimbra, por década, entre 1981 e 2010.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Em termos de evolução do valor das áreas ardidas por década, os dois distritos apresentam um comportamento contrário, como já foi referido. Com efeito, enquanto o distrito de Castelo Branco mostra uma tendência para o aumento das áreas ardidas década após década, o distrito de Coimbra mostra uma tendência oposta baseada, para progressiva redução do valor da área queimada em cada década (fig. 10), situação que deveria merecer estudo por parte das entidades responsáveis pela prevenção e combate aos incêndios florestais.

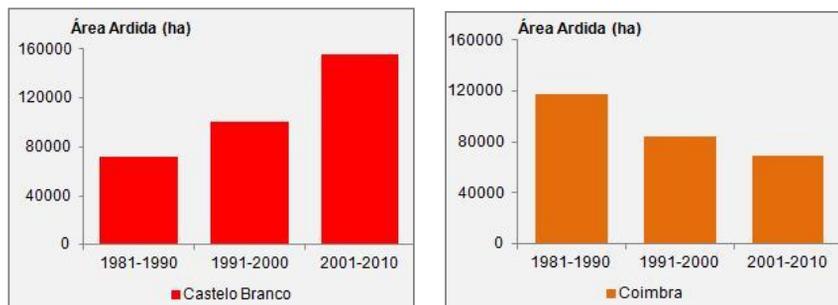


Figura 10. Distribuição decenal do valor total de área ardida, em hectares, registada nos distritos de Castelo Branco e de Coimbra, entre 1981 e 2010.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Em termos de representação espacial da manifestação dos incêndios florestais na área de estudo, relativamente aos valores médios anuais de ocorrências, verificamos que há maior concentração nos concelhos do distrito de Coimbra, sobretudo nos concelhos de Coimbra, Figueira-da-Foz, Miranda do Corvo, Lousã e Vila Nova de Poiares, Tábua e Oliveira do Hospital. Em contrapartida, no caso do distrito de Castelo Branco, verifica-se menor incidência de ocorrências, cuja maior representatividade corresponde aos concelhos de Covilhã, Belmonte e Fundão (fig. 11). De facto, as ignições de incêndios florestais estão intimamente ligados a causas humanas, pelo que ocorrem mais incêndios onde há maior concentração de população.

Por sua vez, a representação espacial da percentagem média anual das áreas ardidas por concelhos mostra que as áreas mais problemáticas se localizam no interior, em especial nas regiões montanhosas dos concelhos de Arganil, Góis e Pampilhosa da Serra, no distrito de Coimbra, bem como nas dos concelhos da Covilhã, Castelo Branco e Fundão, no distrito de Castelo Branco (fig. 11), o que em parte decorre do despovoamento e do envelhecimento da população destas áreas interiores.

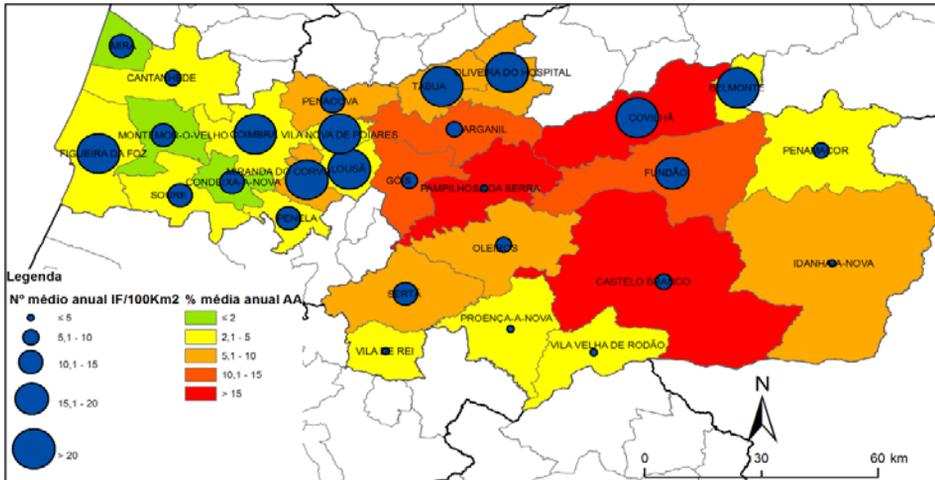


Figura 11. Representação espacial do número médio anual de ocorrências por 100Km² e da percentagem média anual de área ardida, por concelho, nos distritos de Castelo Branco e de Coimbra, durante o período compreendido entre 1981 e 2010.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

3. RISCO DE IGNIÇÃO DE INCÊNDIO FLORESTAL NOS DISTRITOS DE CASTELO BRANCO E COIMBRA. O EXEMPLO DOS ANOS DE 1997 E DE 2005

Para efetuar a análise do risco de incêndio florestal recorremos a um índice de cálculo simples, o Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Florestal (IRDIFmáxLL), proposto por Luciano Lourenço (1990), mas que apesar da simplicidade do algoritmo apresenta uma boa correlação entre as variáveis meteorológicas usadas e o grau de risco de incêndio para determinado local.

O IRDIFmáxLL foi calculado para cada um dos 365 dias do ano, relativos ao período compreendido entre 1990 e 2010, para as estações meteorológicas de Castelo Branco e Coimbra, com base na informação a relativa aos valores diários da humidade relativa mínima, em percentagem, e da temperatura máxima, em graus centígrados.

Não cabe apresentar aqui os resultados deste estudo, pelo que optámos por, a título de exemplo, tratar apenas dois anos, os de 1997 e de 2005, o primeiro por ter apresentado valores reduzidos de ocorrências e de área ardida e, o segundo, por ter sido problemático em ambos distritos.

3.1. O ano de 1997.

O ano de 1997 caracterizou-se por se apresentar bastante húmido, em virtude dos elevados quantitativos pluviométricos registados em todo o território nacional. Este facto, contribuiu para manter elevados teores de humidade nos combustíveis e no solo, o que se mostrou determinante em termos dendrocaustológicos, pois foi pouco favorável à ignição e propagação de incêndios, pelo que foi dos anos menos problemáticos, ou seja, um dos que registou menos ocorrências e áreas ardidas mais reduzidas.

3.1.1. Castelo Branco.

Como habitualmente, o distrito de Castelo Branco apresentou a maior concentração de ocorrências durante os meses de verão do ano de 1997. No entanto, os meses primaveris também registaram um número de ocorrências considerável (fig. 12), facto que está relacionado com o valor da temperatura máxima do ar ter registado valores superiores aos da humidade relativa, coincidentes com quantitativos pluviométricos bastante escassos, ou inexistentes (fig. 13).

Estas condições meteorológicas permitiram que o risco de deflagração de incêndio florestal não tivesse ido além de Elevado, apresentando-se mesmo durante vários dias de verão com valor

Reduzido (fig. 14) ,o que originou condições desfavoráveis à ignição e ao desenvolvimento de incêndios florestais.

3.1.2. Coimbra

O ano de 1997, no distrito de Coimbra, apresentou um comportamento dendrocaustológico semelhante ao de Castelo Branco, com valores reduzidos de ocorrências, bem como de área incinerada. Do mesmo modo, verificou-se uma maior concentração de ocorrências nos meses de julho, agosto e setembro, bem como durante o mês de março, que registou as maiores áreas ardidas (fig. 15). No entanto, não só porque os quantitativos pluviométricos nos meses de verão foram superiores aos valores normais, mas também porque as humidades relativas apresentaram valores mais elevados do que os habituais nesses meses (fig. 16), o IRDIFmáxLL, em Coimbra, nunca atingiu o risco máximo nem sequer o nível muito elevado, pelo que foi um ano considerado de baixo risco de ignição de incêndio florestal (fig. 17).

3.2. O ano de 2005.

O ano de 2005, ao contrário do de 1997, caracterizou-se por apresentar, em todo o território continental, quantitativos de precipitação bastante inferiores aos valores normais, tendo sido classificado como um ano extremamente seco, ao ponto de ter registado o valor mais baixo de precipitação anual desde 1931. Para além disso, foi também um ano quente, tendo-se registado um valor da temperatura média máxima do ar superior à normal. Por último, os meses de verão apresentaram-se muito quentes, o que levou o Instituto Português do Mar e da Atmosfera a considerá-lo como o mais quente dos últimos 75 anos, para o que muito terá contribuído a situação de seca severa e extrema definida para a grande parte do território, condições meteorológicas que se manifestaram extremamente favoráveis à ignição e, sobretudo, à progressão dos incêndios florestais.

3.2.1. Castelo Branco.

Em função das condições expostas, não será de admirar que, no distrito de Castelo Branco, o ano de 2005 tenha registado, logo no seu início, vários pontos de ignição que se atenuaram no mês de abril (fig. 18) devido a que nos meses de janeiro a março os quantitativos de precipitação não foram representativos, ao contrário do que sucedeu em abril (fig. 19). Depois, durante os meses de verão houve um aumento tanto do número de ocorrências como da área ardida, tendo-se registado ocorrências até meados do mês de outubro.

De facto, as condições meteorológicas foram muito favoráveis, não só porque a precipitação ocorrida foi bastante reduzida ou mesmo nula, mas também porque os valores de humidade relativa mínima se mantiveram bastante baixos, com vários dias em que foram inferiores aos da temperatura máxima verificada. Apenas a partir do final do mês de outubro começou a ocorrer precipitação, o que fez aumentar os valores da humidade relativa e, ao mesmo tempo, baixar os da temperatura do ar.

Deste modo, o comportamento do índice de risco diário evidenciou a permanência risco elevado e muito elevado durante vários dias consecutivos, nos meses de verão (fig. 20). Por outro lado, apesar do índice de risco de incêndio ser reduzido nos meses de janeiro e fevereiro, pelo facto de não ocorrer precipitação e de se ter prolongado a situação de seca, favoreceu o número de ignições, visto o teor de humidade dos combustíveis ser muito baixo..

3.2.2. Coimbra.

A maior concentração de incêndios florestais no distrito de Coimbra, no ano de 2005, registou-se nos meses de junho a outubro (fig. 21) fruto de condições meteorológicas muito favoráveis (fig. 16). Como sucedeu em Castelo Branco, os primeiros meses do ano, de janeiro a março, a precipitação foi escassa, pelo que estes foram meses secos. O mês de abril já registou alguma precipitação, embora reduzida, quando comparada com a normal. A partir do final do mês de abril verificou-se um aumento progressivo da temperatura do ar, que se manteve elevada durante os meses de verão (fig. 22), ultrapassando 40°C no mês de agosto. A humidade relativa mínima atingiu valores também bastante reduzidos neste período, determinando vários dias com risco máximo de deflagração de incêndio florestal (fig. 23), o que ajuda a explicar as vastas áreas ardidas.

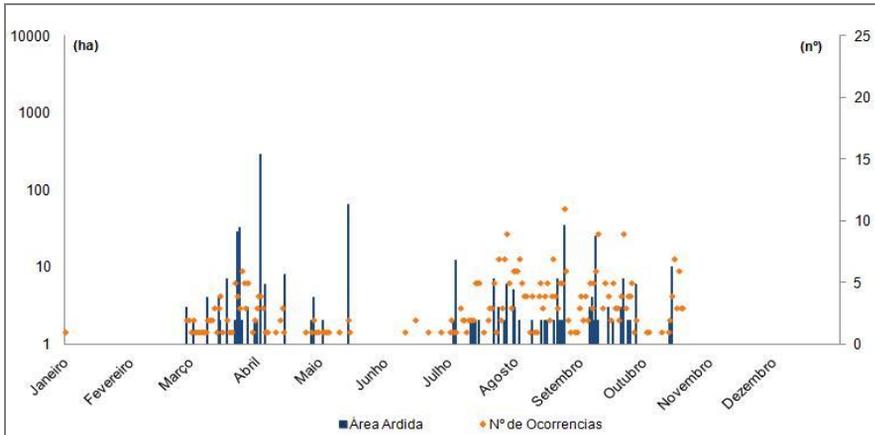


Figura 12. Distribuição dos valores diários de ocorrências de incêndios florestais e de área ardida em hectares, no distrito de Castelo Branco, no ano de 1997.
Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

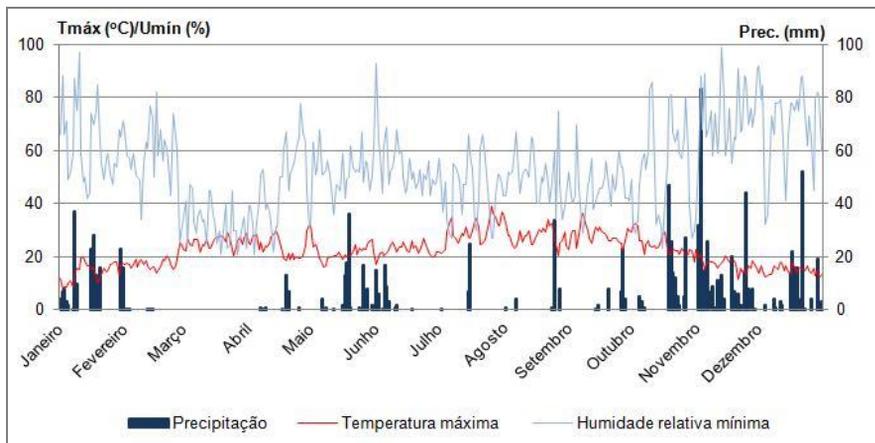


Figura 13. Distribuição dos valores diários da temperatura máxima do ar (°C), da humidade relativa mínima (%) e da precipitação (mm) registados no ano de 1997, em Castelo Branco.
Fonte dos dados: Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

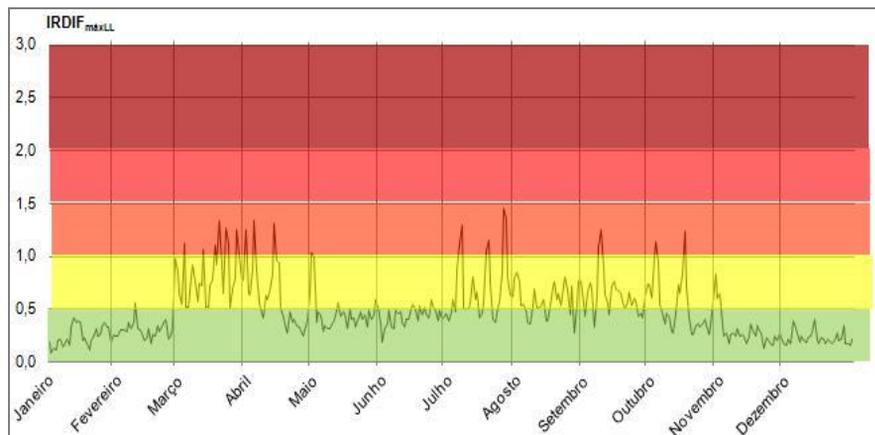


Figura 14. Evolução diária do Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Florestal, no ano de 1997, no distrito de Castelo Branco.
Fonte dos dados: Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

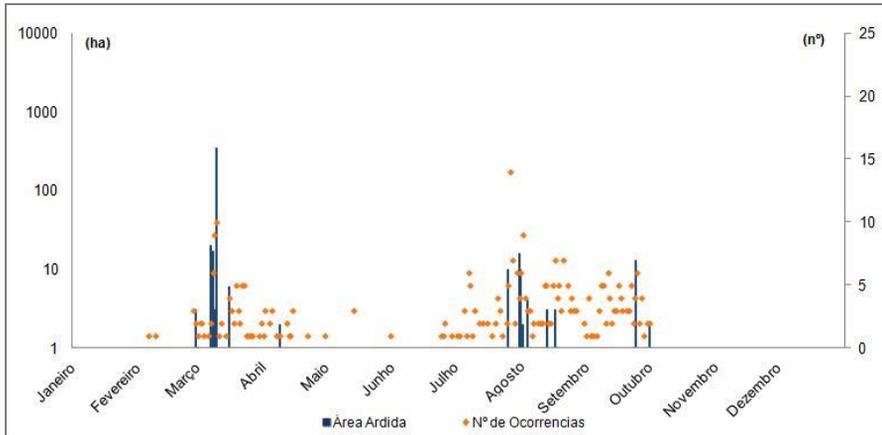


Figura 15. Distribuição dos valores diários de ocorrências de incêndios florestais e da área ardida em hectares, no distrito de Coimbra, no ano de 1997.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

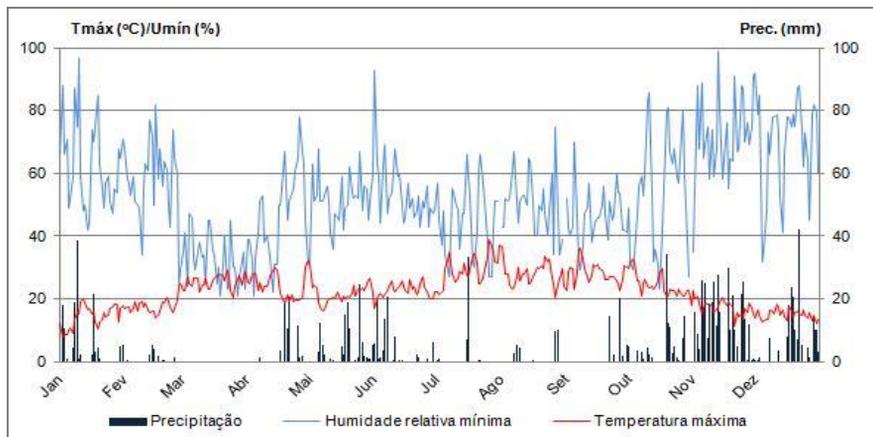


Figura 16. Distribuição dos valores diários da temperatura máxima do ar (°C), da humidade relativa mínima (%) e da precipitação (mm) registados no ano de 1997, em Coimbra.

Fonte dos dados: Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra.

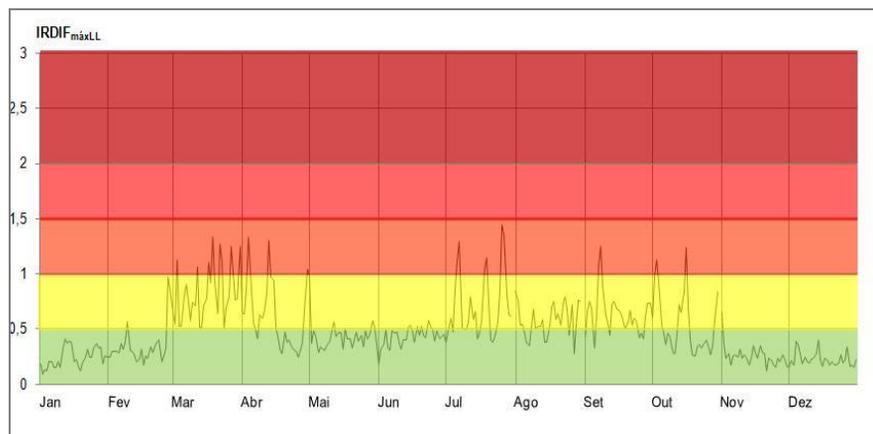


Figura 17. Evolução diária do Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Floresta, no ano de 1997, no distrito de Coimbra.

Fonte dos dados: Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra.

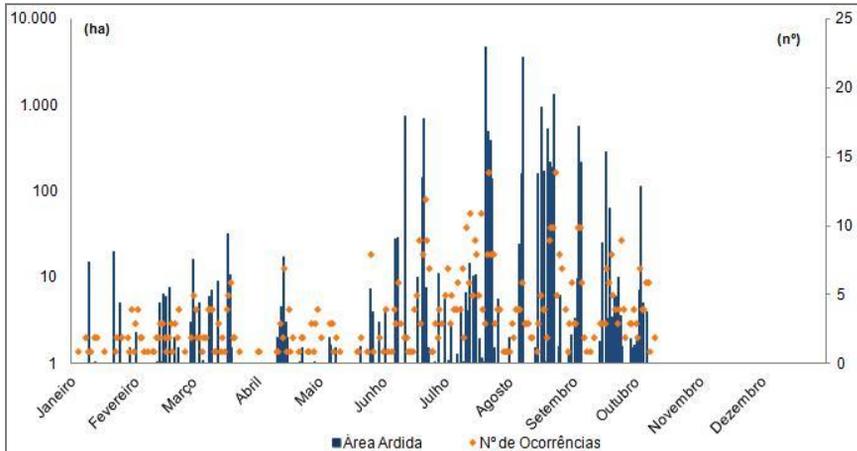


Figura 18. Distribuição dos valores diários de ocorrências de incêndios florestais e de área ardida em hectares, no distrito de Castelo Branco, no ano de 2005.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

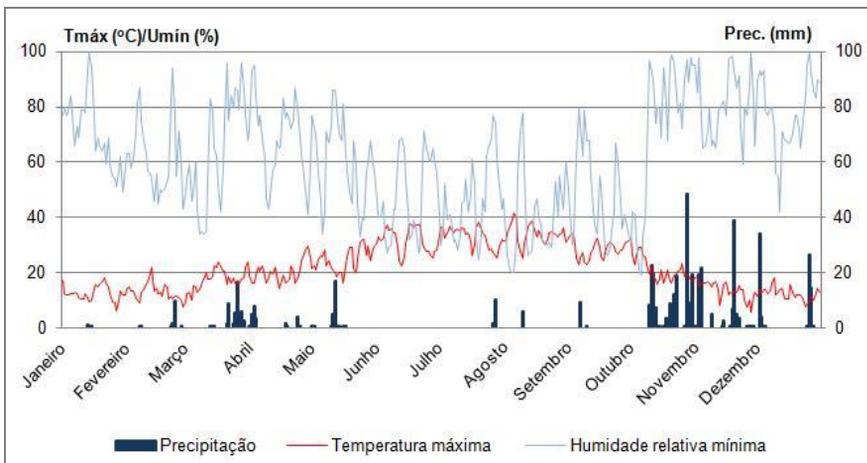


Figura 19. Distribuição dos valores diários da temperatura máxima do ar (°C), da humidade relativa mínima (%) e da precipitação (mm) registados no ano de 2005, em Castelo Branco.

Fonte dos dados: Instituto Português do Mar e da Atmosfera

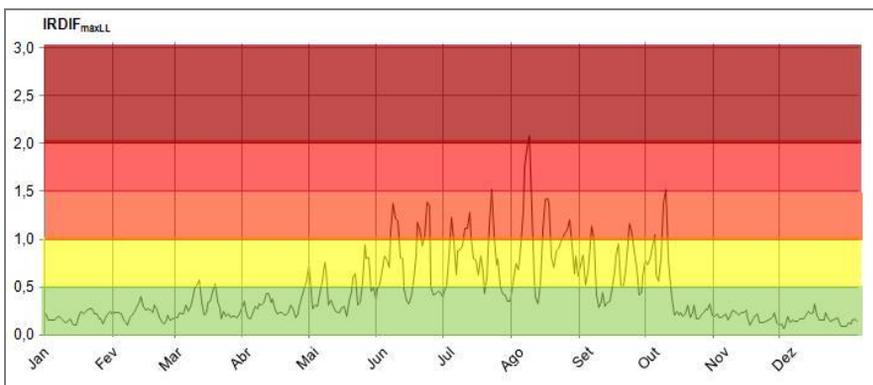


Figura 20. Evolução diária do Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Florestal, no ano de 2005, no distrito de Castelo Branco. Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Fonte dos dados: Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

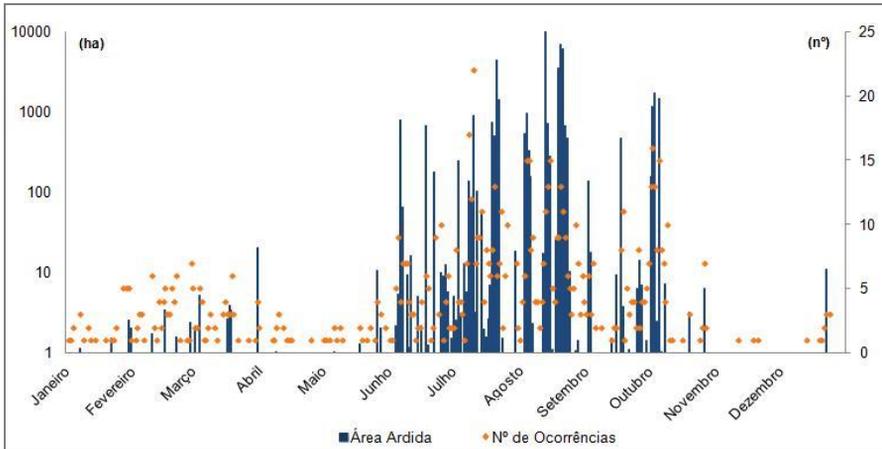


Figura 21. Distribuição dos valores diários de ocorrências de incêndios florestais e de área ardida em hectares, no distrito de Coimbra, no ano de 2005.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

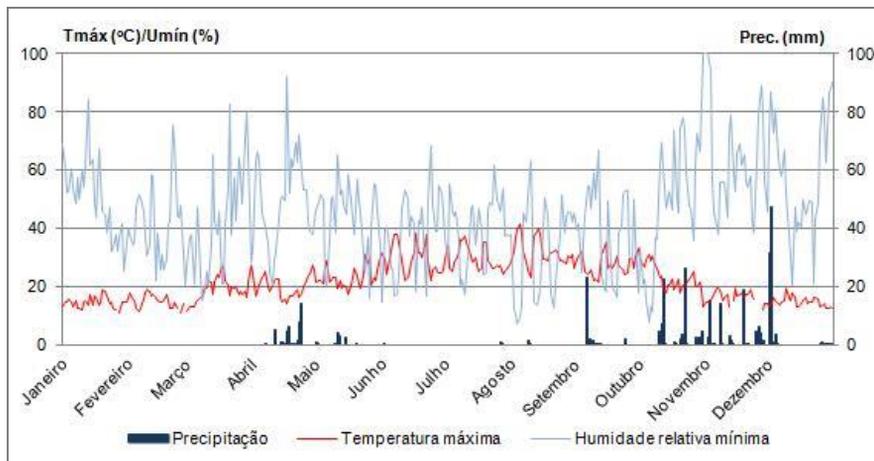


Figura 22. Distribuição dos valores diários da temperatura máxima do ar (°C), da humidade relativa mínima (%) e da precipitação (mm) registados no ano de 2005, em Coimbra.

Fonte dos dados: Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra.

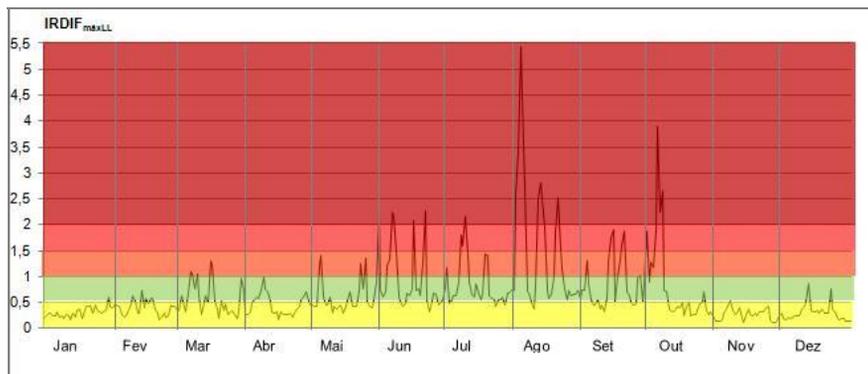


Figura 23. Evolução diária do Índice de Risco Máximo de Deflagração de Incêndio Floresta, no ano de 2005, no distrito de Coimbra.

Fonte dos dados: Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra

CONCLUSÃO

O risco de incêndio florestal esteve sempre presente nas floresta dos distritos de Coimbra e Castelo Branco, ao longo do período de estudo, designadamente pelas condições meteorológicas que nelas se fazem sentir.

Assim, todos os anos, embora mais nuns de que noutros, o risco de incêndio florestal se manifestou, por vezes, com grandes proporções, traduzidas em vastas áreas completamente incineradas, sobretudo durante a época de verão, causando elevados prejuízos.

Ao longo do período estudado, foram vários os fatores que contribuíram para, em certos anos, agravar o risco de incêndio florestal, como sejam a persistência de determinadas condições meteorológicas, por vezes traduzidas em eventos climáticos extremos, tais como ondas de calor e períodos de seca. Por outro lado, as mudanças verificadas ao nível da estrutura da população e dos seus sectores de atividade, entre outros, traduzem outro conjunto de fatores que, paulatinamente, ao longo dos anos, acabaram por indiretamente fazer aumentar o risco de incêndio.

A aplicação do Índice de Risco de Deflagração de Incêndio Florestal (IRDIF) aos distritos de Castelo Branco e de Coimbra, nos anos de 1997 e 2005, mostrou uma relação positiva entre a ocorrência de incêndios e as condições meteorológicas, traduzidas em graus de risco, ou seja, quando o risco era mais elevado, também se registava o maior número de ocorrências e áreas ardidas de maior dimensão.

Contudo, o IRDIF não determina a ocorrência dos incêndios, apenas permite estabelecer eventuais correlações. Todavia, o que mais importa ressaltar deste estudo é que se as condições meteorológicas condicionaram a ocorrência e o desenvolvimento dos incêndios florestais, o ser humano também foi interventor, quer gerindo a floresta, quer criando mecanismos de defesa contra os incêndios, contrariando assim a influência negativa de algumas condições meteorológicas.

De facto o comportamento destas condições foi semelhante nos dois distritos, pelo que a principal conclusão deste estudo, a merecer reflexão, foi a de que no distrito de Coimbra, o valor médio de ocorrências da área ardida nas três últimas décadas, sofreu uma substancial redução, perante sensivelmente o mesmo número médio de ignições, ao passo que no distrito de Castelo Branco esse comportamento foi contrário, com um aumento da primeira para a segunda década, porventura justificável em função do aumento do número médio de ocorrências, mas como continuou a aumentar na terceira década, quando o valor das ocorrências diminuiu significativamente, o que deixa de ter justificação plausível, mas que deve merecer reflexão profunda, porque nela poderá estar o princípio da solução para o problema dos incêndios florestais.

BIBLIOGRAFIA

- ALMEIDA, António Campar. (2002-2004) A Floresta na Região Centro e o risco de incêndio: uma reflexão. *Cadernos de Geografia*, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra. 2002-2004, n.º 21/23;
- DECRETO-LEI n.º 17/2009 de 14 de Janeiro: <http://dre.pt/pdf1s/2009/01/00900/0027300295.pdf>
- DECRETO-LEI n.º124/2006, de 28 de Junho: http://www.cm-braga.pt/wps/wcm/connect/c8e381804300b16a56ee55197f99830/ATPC_GF_DL12406.pdf?MOD=AJPERES
- DECRETO-LEI n.º 156/2004, de 30 de Junho: <http://www.dre.pt/cgi/dr1s.exe?t=dr&cap=1-1200&doc=20041912%20&v02=&v01=2&v03=1900-01-01&v04=3000-12-21&v05=&v06=&v07=&v08=&v09=&v10=&v11=%27Decreto-Lei%27&v12=&v13=&v14=&v15=&sort=0&submit=Pesquisar>
- DECRETO REGULAMENTAR n.º 55/81 de 18 de Dezembro DE 1981 <http://siddamb.apambiente.pt/publico/documentoPublico.asp?documento=1881&versao=3>
- DSVPF - *Divisão de Protecção e Conservação Florestal Incêndios Florestais* - Relatório Provisório (01 Janeiro a 31 de Outubro). Direcção Geral das Florestas ,03 Novembro, 2003, 13 p.
- DSDF - *Divisão de Defesa da Floresta contra Incêndios Incêndios Florestais*. Relatório Provisório (01 Janeiro a 09 de Outubro). Direcção Geral dos Recursos Florestais, 12 Outubro, 2005, 16 p.

- DURÃO, Rita e CORTE-REAL, João. Alterações climáticas: Futuro dos acontecimentos extremos e do risco de incêndio. *Incêndios Florestais em Portugal. Caracterização, impactes e prevenção*, Instituto Superior de Agronomia de Lisboa, Lisboa. 2006;
- FERREIRA-LEITE, Flora, BENTO-GONÇALVES, António e LOURENÇO, Luciano. Grandes incêndios florestais em Portugal Continental. Da história à atualidade. *Cadernos de Geografia*, Departamento de Geografia da Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra. 2011-2012, n.º30/31, pp.81-86;
- LOURENÇO, Luciano e BERNARDINO, Sofia. Condições meteorológicas e ocorrências de incêndios florestais em Portugal Continental (1971-2010). *Cadernos de Geografia*, Departamento de Geografia da Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra. 2013, n.º32, pp.105-132;
- LOURENÇO, Luciano. Risco de incêndio florestal em Portugal Continental. *Riscos Naturais e Protecção do Ambiente*, Colectâneas Cindínicas I, Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra. 2004a, pp.43-66;
- LOURENÇO, Luciano. *Manifestações de Risco Dendrocaustológico*. Coletâneas Cindínicas VI, Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais, FLUC, Coimbra. 2004b, 174p.;
- LOURENÇO, Luciano. *Risco Dendrocaustológico em Mapas*, Colectâneas Cindínicas III, Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra. 2004c, 201p.;
- LOURENÇO, Luciano. Indices meteorológicos de riesgo de incendio florestal senciltos y expeditos. Tendência del riesgo para el dia siguiente. *Actas, Taller Internacional sobre Prognosis y Gestión en control de Incendios Forestales*, Santiago de Chile, 1995, p. 75-81;
- LOURENÇO, Luciano. Meio Geográfico e Fogos Florestais. Relações de causa-efeito. *Actas, II Congresso da Geografia Portuguesa*, Coimbra. 1994, pp. 177-183;
- LOURENÇO, Luciano. Avaliação do Risco de Incêndio nas Matas e Florestas de Portugal Continental. *Finisterra*, Lisboa, XXVII, 53-54, 1992, pp. 115-140;
- LOURENÇO, Luciano. Uma fórmula expedita para determinar o índice meteorológico de risco de eclosão de fogos florestais em Portugal Continental. *Cadernos Científicos sobre Incêndios Florestais*, Coimbra n.º 2, 1991, pp.3-63;
- LOURENÇO, Luciano. Uma fórmula simples para cálculo do risco meteorológico de incêndios na floresta de Portugal. *Comunicações, II Congresso Florestal Nacional*, Porto, 1990, pp. 743-754;
- MACEDO, F. W. e SARDINHA, A. *Fogos Florestais*, Publicações Ciência e Vida, Lisboa, 1987;
- PYNE, Stephen J., ANDREWS, Patricia L. & LAVEN, Richard D. (1996). *Introduction to wildland Fire*. Wiley. 1996, 808 p.;
- REBELO, Fernando. Condições de tempo favoráveis à ocorrência de incêndios florestais. Análise de dados referentes a Julho e Agosto de 1975 na área de Coimbra. *Biblos*, LVI, Coimbra. 1980, pp. 653-673;
- SANTO, Fátima Espírito (Coord.). *Boletim climatológico de 2005. Caracterização climática/ano 2005*. Instituto de Meteorologia, Departamento de Acompanhamento do Clima e das Alterações Climáticas, 2006, 32 p.;

Recursos eletrónicos

- AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE, IP: www.apambiente.pt/
- INSTITUTO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS:
www.icnf.pt/portal/florestas
- INSTITUTO GEOFÍSICO DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA: <http://www1.ci.uc.pt/iguc/>
- INSTITUTO GEOGRÁFICO PORTUGUÊS: <http://www.igeo.pt/>
- INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA: www.ipma.pt/pt/

A IMPORTÂNCIA DA SINUOSIDADE RODOVIÁRIA NA EFICÁCIA DO ATAQUE INICIAL AOS INCÊNDIOS FLORESTAIS EM ÁREAS MONTANHA. O CASO PARTICULAR DA SERRA DA LOUSÃ.²

Fernando Félix
NICIF - Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais
Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra
ffelix@fl.uc.pt

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia
Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

RESUMO

Os incêndios florestais implicam a deslocação dos meios terrestres de combate para as manchas florestais, por estradas e caminhos que tendem a colocar entraves à sua progressão, designadamente a sinuosidade rodoviária e o gradiente de declives, atrasando a resposta do ataque inicial, contribuindo indiretamente para o aumento das áreas ardidas, situação que tende a agravar-se nas áreas de montanha.

Palavras-Chave: Incêndios florestais; Sinuosidade; Risco de ignição; Locais Estratégicos de Pré-posicionamento; Serra da Lousã.

ABSTRACT

The road sinuosity importance in the initial attack efficacy on forest fires in mountain areas. The particular case of Serra da Lousã – Forest fires involves the movement of the land combating means to the forest areas by roads and paths that tend to holdup their progress, like the sinuosity of a road and the slopes gradient, delaying the initial attack response, thereby increasing burned areas, a situation that tends to be worsen in the mountain areas.

Key-words: Forest fires; Sinuosity; Ignition risk; Strategic Places of Pre-positioning; Serra da Lousã.

² Este artigo resulta de um trabalho que está a ser desenvolvido como tese de mestrado, pelo primeiro autor, que deixa aqui alguns problemas com que se depara o combate aos incêndios florestais nas áreas de montanha em geral e na Serra da Lousã, em particular.

INTRODUÇÃO

Todos nós estamos habituados, pelo menos durante o período de verão, a ouvir o som estridente das sirenes das viaturas de combate aos incêndios florestais, que ecoa enquanto serpenteiam ao longo das estradas e caminhos florestais em marcha de emergência acudindo populações e bens que se encontram em perigo, devido à proximidade das chamas, que ano após ano consomem hectares da nossa floresta e que, na perspetiva dos aflitos, chegam sempre atrasados,

Os incêndios florestais não são um fenómeno endémico, pelo que não estão restritos a um único local no planeta Terra. A sua ocorrência mostra uma grande distribuição espacial, não homogénica, pelas diversas coordenadas do planeta, que se estendem do Canadá à Austrália. A Europa também não escapa ileso, apresentando quer no passado quer no presente, uma grande manifestação de ocorrências deste fenómeno, especialmente nos países da bacia do Mediterrâneo. Portugal pertencente aos países do sul da Europa que sofre influência do clima mediterrâneo e, com maior ou menor passividade, habituamo-nos a assistir, todos os anos, à destruição de milhares de hectares de floresta consumida pelo fogo e à alteração dos ecossistemas florestais (L. LOURENÇO, 1991), pelo que “à semelhança de outros países da bacia mediterrânea, os incêndios florestais são os principais responsáveis pela destruição de elevadas parcelas das nossas matas e florestas” (X. VIEGAS e L. LOURENÇO, 1989).

Contudo este flagelo, apesar de comum a todo o território continental, não se distribui de forma uniforme. As cinco Regiões portuguesas apresentam valores díspares, quer no que respeita ao número de ocorrências, quer à quantificação das áreas ardidas. “Com efeito, embora mais de 50% dos fogos florestais ocorram na Região Norte, é a Região Centro aquela que regista a maior área ardida, com valor superior a 60% do total da área queimada” (L. LOURENÇO, *et al.*, 1993). Um fator que ajuda a explicar esta situação é o facto da Região Centro ter uma presença significativa de áreas montanhosas (L. LOURENÇO *et al.*, 1993).

Todos os grandes incêndios florestais começam por ser pequenos focos. O que distingue um foco de incêndio de um grande incêndio florestal é a sua dimensão. Para a redução da dimensão das áreas ardidas é fundamental um Ataque Inicial (ATI) eficaz e eficiente aos fogos nascentes, travando a sua evolução, delimitando-os e extinguindo-os. Então porque é que na Região Centro a dimensão das áreas ardidas é superior à média nacional? O que leva os incêndios florestais a atingirem, repetidamente, grandes dimensões? Será que as restantes Corpos de Bombeiros têm recursos humanos com mais formação ou tecnologia mais evoluída?

L. LOURENÇO *et al.* (2001) referiu que “fatores físicos podem também contribuir de forma indireta para os incêndios florestais, [...] Um excelente exemplo disso, é a forma como o relevo vigoroso e acidentado, vai agravar o risco de incêndio, não só porque ao proporcionar elevadas diferenças de altitude com declives consideráveis, mas também porque imprime um traçado sinuoso às estradas, o qual condiciona a velocidade máxima de circulação rodoviária, aumentando o tempo necessário para percorrer as distâncias entre os quartéis de bombeiros e os pontos mais afastados da sua esfera de atuação, já de si longos, mas a assumirem maior significado quando se trata de combate a incêndios florestais, e, muito em especial, do primeiro “ataque” a fogos nascentes”. Deste modo, as áreas de montanha apresentam, tendencialmente, um risco de incêndio florestal elevado devido não só às suas proeminências físicas, mas também pelos seus constrangimentos naturais, tais como o clima, o declive, o isolamento, uso do solo, modos de vida, que conjuntamente dificultam o próprio combate aos incêndios florestais, e, ainda, pelas grandes distâncias que os meios terrestres de combate têm de percorrer e, por último, pelos entraves que colocam à sua própria deslocação, diminuindo a eficácia do ATI.

Deste modo, os concelhos das áreas de montanha necessitam de uma abordagem cuidada, ajustada às suas realidades demográficas e condicionalismos territoriais. Por exemplo, Rudolf GEIGER (1980, cit. por C. SILVA e L. LOURENÇO, 1995) refere que o “clima de planície nada tem a ver com o clima de montanha, mesmo que virtualmente contíguos. Também o clima de uma encosta virada a Norte é diferente do clima de uma encosta virada a Sul, mesmo que a distância entre ambas não exceda a centena de metros”. Ora, sendo o clima um elemento chave para a ignição e propagação dos incêndios florestais, Rudolf GEIGER (1980) demonstra, também, que o

“clima do bosque varia em função das espécies florestais, da densidade, do seu escalonamento vertical [...]” Sendo assim, na análise do risco de incêndio florestal, para além da análise das variáveis climáticas e topográficas, torna-se necessário englobar o uso do solo, com real destaque para o tipo da floresta e o meio natural ou seminatural em que está inserida, de modo a que se possam identificar as áreas críticas que necessitam de um ATI mais rápido, para que se debelem os focos de incêndios à sua nascente, de modo a que a sua extinção seja mais fácil e antes que atinjam grandes proporções e acarretem uma intervenção mais musculada.

1. AS ÁREAS DE MONTANHA E O ATAQUE INICIAL AOS INCÊNDIOS FLORESTAIS

As montanhas constituem espaços de excepcional valor ambiental, quer pela sua riqueza de formas, patentes nas singularidades geomorfológicas, quer pela manutenção da biodiversidade, marcada nas paisagens naturais de espécies pouco comuns e pela integridade dos seus recursos e reservas (FERNANDES, 2004).

O histórico e sempre atual interesse dos geógrafos pelas áreas de montanha está, diretamente, relacionado com o que foi anteriormente descrito, bem como, com as fragilidades que estas apresentam, dependendo da época e lugar, dos contextos socioeconômicos e culturais, sendo necessário uma reconversão e reorientação funcional destes espaços, de a modo a que possam ultrapassar a crise social, económica e territorial que, no geral, atinge as montanhas (P. CARVALHO, 2008).

O. RIBEIRO (1945) refere que Portugal “aparece separado em duas regiões de relevo, não só distintas, mas de certo modo opostas. O Sul possui 61,5% das terras baixas, inferiores a 200 metros: é a região das planuras e dos planaltos médios [...]. O Norte, pelo contrário, compreende 95,4% das áreas superiores a 400 metros. A terra alta está presente por toda a parte e cimos de mais de 1000 metros levantam-se a 50 quilómetros do mar”. M. J. FERREIRA (1999) identificou “uma centena de concelhos, a maioria com 400 – 700 metros de altitude, correspondentes a cerca de um terço do território nacional e a 15% da população”. P. CARVALHO (2008) refere que a montanha representa cerca de 20% do território continental.

Os espaços de montanha são percebidos como áreas de grandes imposições físicas, existindo varias tipologias para classificar o relevo: em função da origem, a exemplo de FAIRBRIDGE (1968), do ponto de vista estético, da altura/altitude e da forma. KING (1967) elaborou uma classificação que leva em conta apenas as montanhas produzidas nos cinturões orogénicos, deixando todos os outros tipos de fora. Para a geomorfologia, em geral, considera-se montanha como uma elevação cuja altura em relação à base é maior do que 300 metros e com vertentes de inclinação acentuada. Esta é a forma mais simples para classificar montanhas, de acordo com BATES & JACKSON (1976) e PRICE (1981). A montanha como entidade geográfica é classificada usualmente, de modo qualitativo, como espaço barreira, espaço sagrado, espaço grandioso, (MONTEL MOLINA, 2002) mas por outro lado é também percebido como espaço vazio, temido, maldito e odiado (L. CUNHA, 2003) pelos sacrifícios que decorrem das imposições físicas associadas às áreas de montanha.

Os esforços e sacrifícios que a montanha impõe face às suas imposições físicas, as grandes limitações de solo e clima, os baixos rendimentos, o isolamento, a escassez de serviços, são fatores que contribuíram historicamente para a saída das suas gentes e conseqüentemente para a desarticulação da sua estrutura socioeconómica. Estes aspetos são agravados quando se localizam em regiões interiores, já elas com graves debilidades estruturais, o que gera processos de migração e de rutura com o sistema produtivo tradicional, conduzindo para uma situação de crise estrutural, agravada, simultaneamente, pela sua fragilidade (FERNANDES, 2004).

No sentido de se dar uma maior vivacidade a estas áreas, populacionalmente “silenciosas” e economicamente “mortas”, houve um forte crescimento da economia florestal, os madeireiros instalaram-se desenfreadamente nestas áreas e com eles as espécies de crescimento rápido como o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), entre outras, geralmente sem qualquer tipo de regulamentação ou política/estratégia definida. Por outro lado, a própria reincidência dos incêndios florestais e a ação antrópica têm modificado o arranjo florístico. Por isso, hoje, caracteriza a Serra da Lousã apresenta extensas áreas de monocultura do pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (fig. 1). As formações arbustivas são, na sua maioria, constituídas por mato, composto por espécies mediterrâneas de elevada inflamabilidade, nomeadamente, diversas variedades de urzes (*Erica* sp.), giestas (*Cistus* sp.), tojos (*Ulex* sp.) carquejas (*Chamaespartium tridentatum*), estevas (*Citrus ladanifer*) e medronheiros (*Arbustus unedo*) (L. LOURENÇO e A. NAVE, 2006).

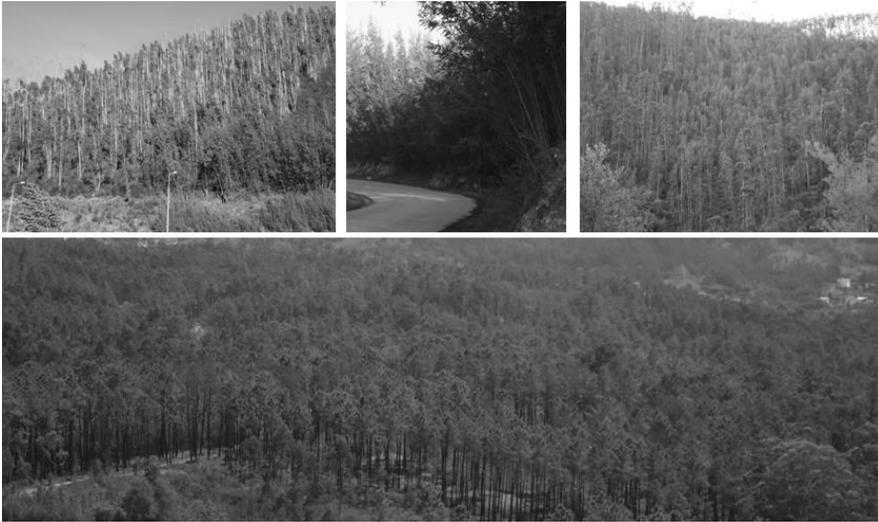


Figura 1. Exemplos do coberto vegetal da Serra da Lousã.
 Autor: F. Félix. (10/05/2012)

O abandono da vida rural, de viver no e do campo, levou a que muitos dos espaços agrícolas outrora cultivados, fossem abandonados e, conseqüentemente, invadidos pela floresta circundante, numa primeira fase, por mato e, depois, por espécies arbóreas, o que contribuiu para o aumento do risco de incêndio florestal, que “dadas as características mediterrâneas do clima português, um dos principais riscos que afeta, hoje, a vida das populações mesmo em Montanha é, sem sombra de dúvida, o risco de incêndio florestal” (L. CUNHA, 2003). Com efeito, a alternância entre uma estação chuvosa, que permite uma elevada (re)produção do coberto vegetal e consequente disponibilidade de biomassa, combustível, e um alongado período seco e quente, à volta de 4 meses, gera condições para que a biomassa arda facilmente.

No entanto, a maioria das montanhas, e particularmente as mediterrâneas, não podem entender-se à margem de ação antrópica milenar, uma vez que “O homem é o complemento do quadro físico, sem o qual ficaria destituído de vida, movimento, ação”. (M. B. A. SERRA, 1961)

Numa análise à distribuição da população residente da Serra da Lousã, verifica-se que a população se aglomera nas cotas baixas, inferiores a 400m, situação particularmente visível a Norte (fig. 2). Nas altitudes mais elevadas temos pequenos focos de população, dispersos.

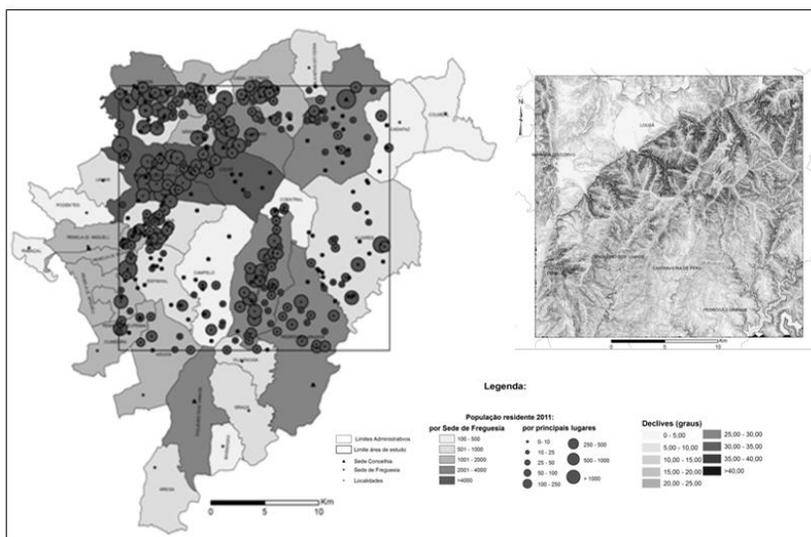


Figura 2. Distribuição da população da Serra da Lousã por principais lugares, 2011.
 Autor: F. Félix. Fonte dados: CAOP, Censos 2011 e Atlas do Ambiente.

Um outro aspeto a ter em conta é a forma como se agrupam as casa que formam as diferentes povoações, pois o povoamento não só se estende ou se ramifica ao longo das principais vias de comunicação, como que acompanhando-as no seu percurso (fig. 3.a), mas também há agrupamentos nítidos, formando pequenos aglomerados, dispersos pela Serra da Lousã (fig. 3.b). Por sua vez, o desenho do traçado das estradas também salta logo à vista, pois tende a ser bastante sinuoso na área de montanha, dado que é condicionado pela orografia, “belo monstro de xisto e granito com a terra a encher-lhe os ocos do esqueleto [...] contorce-se aqui, alteia-se acolá, abaixa-se mais adiante, para altear de novo, [...] e logo se ramifica que nem centopeia de pesadelo” (FERREIRA DE CASTRO, 1979), imprimindo um traçado sinuoso às estradas que a serpenteiam invariavelmente, enquanto que nas cotas mais baixas o traçado é mais retilíneo e existe um maior grau de cobertura da rede de estradas, comparativamente com as cotas mais elevadas.

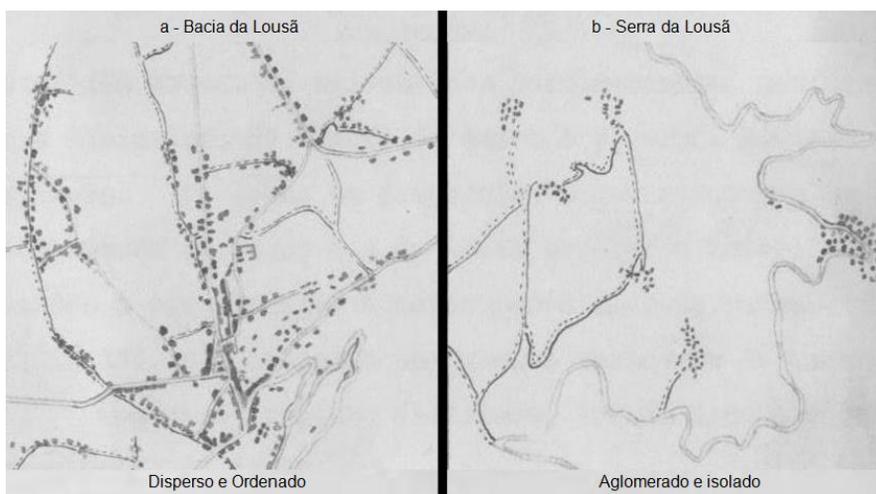


Figura 3. Principais tipos de povoamento existentes na serra da Lousã.

Fonte: M. B. A. SERRA, 1961.

Esta situação coloca algumas dificuldades ao combate aos incêndios florestais. A concentração de população no tecido urbano, nas proximidades do quartel, como que o sufoca, dificultando, a deslocação dos meios de combate, através de uma malha urbana muito preenchida, que têm que prestar auxílio a toda a população, mesmo àquela que se encontra isolada nas áreas altas, com fracas acessibilidades e onde a distância a percorrer aumenta significativamente com a sinuosidade do sistema rodoviário.

Assim, para um ATI aos fogos nascentes, as estradas assumem um papel preponderante. Realizando um balanço sobre a construção de estradas entre 1937 e 1957, Orlando RIBEIRO in S. DAVEAU (1999) referiu que “quase se não aumentou a rede ferroviária [...] as estradas alcatroadas passaram de 3564Km [...] a 7495Km [...], e os transportes automóveis tomaram enorme incremento, assegurando a deslocação das pessoas e a circulação de mercadorias; mas só nos últimos anos as estradas penetraram na montanha, começando a quebrar o isolamento em que viviam as suas populações: e o autocarro, com maior plasticidade do que o caminho-de-ferro, correndo mesmo com ele nalguns sítios, chamou à vida de relação lugares onde este nunca chegaria.” (Orlando RIBEIRO in S. DAVEAU, 1999).

Artur Teodoro MATOS (1980), refere que elementos de ordem natural foram desenhando o traçado das estradas de Portugal, pelo menos até meados de oitocentos, onde a “rede de estradas se concentrava no litoral, acompanhando e penetrando, sempre que possível, a rede fluvial navegável, mas diluindo-se nas zonas montanhosas do interior”. O interior, com destaque para as áreas de montanha, ficou isolado dos principais eixos nacionais. Estas regiões, já de si débeis, viram-se mais isoladas pelos custos onerosos que a implementação de uma estrada em montanha acarreta (fig. 4). A serra da Lousã ocupou uma posição geográfica semiperiférica em relação aos principais eixos rodoviários de circulação, regional e nacional, e a modernização do seu sistema rodoviário “processou-se de uma forma lenta” (ALEGRIA, 1988).

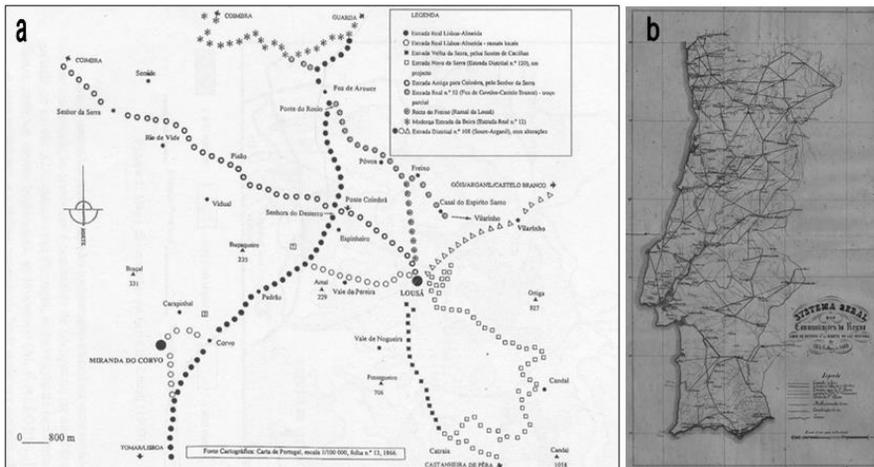


Figura 4. Evolução do Mapa Rodoviário
 a) O quadro viário lousanense: 1850-1990. b) Mapa das Comunicações do Reino, 1882.

Assim, as regiões topograficamente movimentadas apresentam características desfavoráveis à implementação de um sistema rodoviário retilíneo. Nestas áreas de montanha facilmente encontramos formas de relevo, como os contrafortes, espigões, esporões e gargantas, que obrigam ao desvio do traçado, imprimindo-lhe um perfil sinuoso, que aumenta consideravelmente a distância entre dois pontos, A e B (fig. 5).

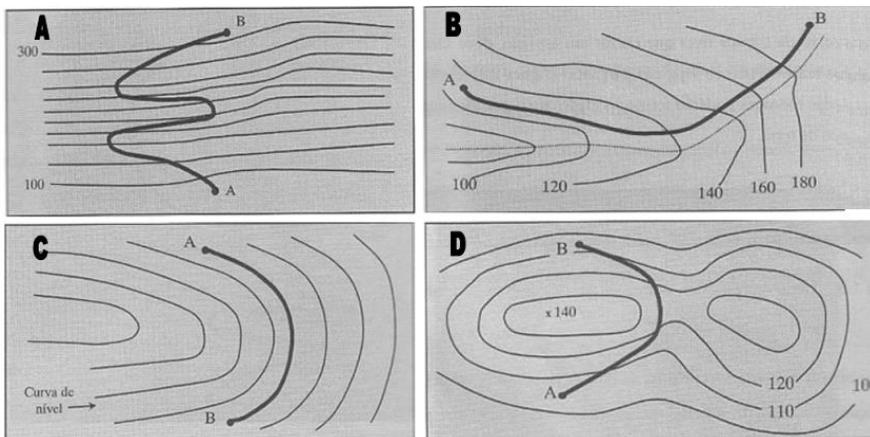


Figura 5. Formas de desenvolvimento de um traçado de uma estrada
 A – Traçado em ziguezague; C – Traçado acompanhando as curvas de nível; B – Traçado acompanhando o talvegue;
 D – Traçado cruzando um espigão pelo colo.
 Fonte: MACEDO, 2008.

A Serra da Lousã herdou uma herança pesada devido aos seus constrangimentos estruturais, onde está patenteado o isolamento, com incidência secular, transversal a toda a serra (P. CARVALHO, 2008). A Serra da Lousã herdou assim uma rede rodoviária cuja estrutura atual revela a sua insuficiência na minimização dos tempos de deslocação e a penosidade das viagens.

A rede de estradas da Serra da Lousã apenas pretendeu fazer a ligação às áreas locais de maior densidade de ocupação, realização dos movimentos pendulares e estimular o comércio e a indústria locais, mas sem responder a estratégias de (re)ordenamento do território urbano e florestal. Esta situação levou a um incremento do sentimento de insegurança nas áreas de montanha, junto das populações rurais, mais próximas ou até mesmo absorvidas pela mancha florestal, pois as populações, embora relativamente acessíveis, no caso dos incêndios florestais, encontram-se isoladas e afastadas dos quartéis dos bombeiros.

É sabido que o comportamento do fogo é dinâmico e é determinado pelo declive, vento e combustíveis. A análise do vento e do declive, em contexto de combate, são essenciais para prever a velocidade e intensidade nas diferentes direções de propagação. (MARTINS, 2010).

MCARTHUR (1968) sugere que os declives podem afetar significativamente a taxa de propagação do incêndio, especialmente, imediatamente a seguir à sua ignição. Ele sugere que, quando comparada com terreno plano, a taxa de propagação da frente de fogo vai aumentar duas vezes, com 10° de declive, e quatro vezes, com 20° de declive. CURRY e FONS (1938 e 1940) escreveram que “slope resulted in increased heat transfer between the flame and fuel ahead of it and that the effect of slope is relatively low in the absence of wind, but that the combined effect of wind and slope can be dramatic”, ou seja, que o efeito dos declives é relativamente baixo na ausência de vento, mas que o efeito combinado do vento e do declive pode ser dramático.

Deste modo para um ATI eficiente a focos de incêndio florestais nascentes, de modo a não deixar que um ponto de ignição possa evoluir para um grande incêndio, é fundamental dar especial atenção aos locais em que a capacidade de propagação do incêndio é elevada e em que o ATI não esteja assegurado dentro dos primeiros 20 minutos, devido não só à localização dos quartéis dos bombeiros e, por conseguinte, dos meios de combate que se encontram lá estacionados, mas também devido aos fortes declives que impõem um traçado sinuoso, aumentando as distâncias a percorrer, já de si longas, e que colocam entravas à manutenção de uma velocidade de marcha de emergência que se quer rápida, mas que tende a diminuir, entre outros, com o aumento do gradiente do declive (fig. 6).

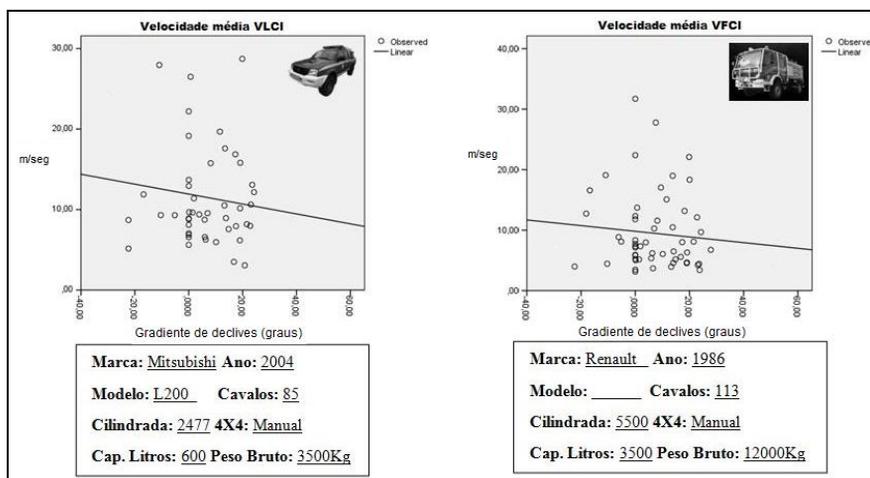


Figura 6. Curvas da velocidade média estimada por tipo de veículo.

Autor: F. Félix. Fonte dados: Simulação realiza, com um VLCI e um VFCL, em dois percursos: N236 e M555.

Pelas curvas de estimação podemos concluir que a velocidade do Veículo Ligeiro de Combate a Incêndios (VLCI) cai mais facilmente que a do Veículo Florestal de Combate a Incêndios (VFCL) quando a diferença de cotas aumenta. Fato que pode ser explicado pelo VLCI atingir maiores velocidade e quando se encontra perante aclives tem quebras, perda de velocidade, descendo para valores próximos do VFCL que tem uma velocidade mais linear, embora reduzida. Contudo mesmo o VLCI com perdas de velocidade mais significativas, é sempre mais rápido do que o VFCL, mas, em contrapartida, este transporta quase 6 vezes mais água do que o VLCI.

Sendo assim, é necessário jogar o tempo de resposta na deslocação dos meios em ATI, quer com o rácio dos meios existentes e a sua tipologia, quer com a capacidade do tanque de cada um deles. A título de exemplo, seria útil que as áreas de risco elevado, em que a capacidade de propagação do incêndio é mais intensa, dispusessem de um VFCL com um tempo de primeira intervenção inferior a 10 minutos, enquanto que as áreas em que a propagação do incêndio florestal está mais dificultado, pelos declives suaves e descontinuidade da mancha florestal, tivessem um VLCI com um tempo de resposta até 20 minutos, possibilitando deste modo, com a antecipação dos meios terrestres de combate para Locais Estratégicos de Pré-Posicionamento (LEPP), que toda a área florestal ficasse salvaguarda com um ATI eficaz aos incêndios florestais.

2. O COMBATE AOS INCÊNDIOS FLORESTAIS

A primeira fase de combate aos incêndios florestais consiste na sua deteção, no seu avistamento. A deteção de um foco de incêndio é um fator determinante para o desenrolar de todas as restantes ações. É a partir da deteção e da forma como esta informação chega aos centros operacionais que se desencadeiam todos os subsequentes procedimentos, desde logo a ativação dos meios de combate. O seu principal objetivo é a redução do tempo entre o início do incêndio e a intervenção dos meios necessários para procederem ao seu controlo e extinção.

Depois de detetado e localizado o incêndio florestal, dá-se o alarme através de um despacho do CDOS para a Corporação de Bombeiros, que não deverá ultrapassar dois minutos, ativando os meios de combate. De entre as Fases Operacionais (FO) previstas no âmbito do ATI destacamos o fator da distância, por ser aquele que, em áreas de montanha, assume especial relevo devido às condicionantes que impõe, de entre as quais merece referência o traçado sinuoso das estradas, não só porque faz aumentar a distância entre os quartéis dos bombeiros e os focos de incêndio, mas também porque, como consequência, retarda a marcha dos veículos e, por conseguinte, o tempo de resposta dos bombeiros.

Não é possível estabelecer com precisão o tempo que medeia entre a deteção do foco de incêndio e a ativação dos meios de combate, nem tão pouco sabemos há quanto tempo o foco de incêndio esteve ativo antes de ser detetado, pelo que para se ter um ATI eficiente e eficaz a primeira intervenção deve ser consumada até 20 minutos.

Tendo em conta que qualquer intervenção dos Bombeiros para combate a incêndios florestais implica, necessariamente, a deslocação de meios humanos para as áreas florestais, em veículos com os tanques atestados de água, a qualidade dos acessos é um aspeto fundamental. Todavia, nem sempre as estradas e caminhos florestais facilitam essa tarefa, pois, pela sua própria natureza, apresentam dificuldades acrescidas para a progressão de homens e máquinas (sinuosidade, aclives, declives, tipo de piso, largura da via), pelo que um dos objetivos do ATI – colocar o primeiro meio de intervenção operacional, no local do incêndio, até 20 minutos depois do despacho inicial, de modo a que, no mais curto espaço de tempo possível, possa projetar sobre o ponto de ignição a quantidade de água necessária e suficiente para a sua extinção, por forma a evitar que este assuma maiores proporções – está à partida bastante condicionado.

Ora, nos concelhos da Serra da Lousã, nos anos de 2001, 2002, 2003, 2005 e 2011, cerca de 97% das ocorrências foram meros fogachos e pequenos ou médios incêndios florestais, entre 0 e 100 hectares (Quadro I). Os grandes incêndios florestais (> 100 hectares) apesar do seu reduzido significado a nível das ocorrências (26, em 5 anos – 2,68%) foram responsáveis por cerca de 95% da área ardida, ou seja, 21.440 hectares, dos quais, cerca de 70%, ocorreram dentro do período crítico, quando o Dispositivo Especial de Combate a Incêndios Florestais estava no seu auge, o que em parte poderá ter resultado da estratégia de combate, assente no estacionamento dos meios nos quartéis, facto que associado à sinuosidade do sistema rodoviário serrano, atrasa o tempo de resposta da primeira intervenção, o que poderá ter contribuído para o aumento das áreas ardidas.

Uma das formas de contrariar esta situação, sobretudo quando as condições meteorológicas são mais críticas, passa pelo destacamento de meios para LEPP (Locais Estratégicos de Pré-Posicionamento), diminuindo assim a distância às áreas florestais e assegurando um ATI mais rápido e eficaz, ao mesmo tempo que também passam a funcionar como fatores de prevenção, dissuasão e vigilância pró-ativa.

Contudo, a resposta dada pelas autoridades competentes com o objetivo de travar esta calamidade tem sido sempre a mesma, o reforço do investimento na aquisição de mais meios e em ações de combate (SERRANO e MARTINS, 2002), embora, como diz ARANHA (2004), seja necessário conhecer as características do terreno e da rede viária pois, de outra forma, os recursos disponíveis ficam muitas vezes impossibilitados de dar o seu real contributo no combate dos incêndios florestais e, consequentemente, os pontos de ignição nascentes evoluem para grandes incêndios florestais.

QUADRO I – Principais áreas ardidas entre 2000 e 2011.

| Hectares | | Número de Ocorrências em Espaço Florestal (Povoamentos e matos) | | | | | | | | | | Total | % | |
|-------------------------------------------------------|------------|-----------------------------------------------------------------|-------|--------|-------|--------|-------|----------|-------|--------|-------|----------|-------|-------|
| | | 2001 | | 2002 | | 2003 | | 2005 | | 2011 | | | | |
| < = 1 | | 154 | 138 | 124 | 284 | 129 | 829 | | 85,38 | 97,33 | | | | |
| 01-Out | | 29 | 13 | 10 | 24 | 10 | 86 | | 8,86 | | | | | |
| 10 - 100 | | 3 | 5 | 4 | 14 | 4 | 30 | | 3,09 | | | | | |
| Grandes incêndios | 100 - 1000 | 2 | 3 | 1 | 13 | 1 | 20 | | 2,06 | | | | | |
| | > 1000 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 6 | | 0,62 | | | | | |
| Ocorrências | | 189 | 159 | 139 | 340 | 144 | 971 | | 100 | | | | | |
| Área Ardida em Espaço Florestal (Povoamentos e matos) | | | | | | | | | | | | | | |
| Hectare | | Hec. | % | Hec. | % | Hec. | % | Hec. | % | Hec. | % | Total | % | |
| 0-100 | | 225,1 | 9,6 | 176,29 | 15,6 | 144,29 | 18,52 | 564,91 | 3,17 | 173,66 | 25,72 | 1284,25 | 5,65 | |
| Grandes incêndios | 100-1000 | 378,3 | 16,1 | 954,41 | 84,4 | 635 | 81,48 | 5531,55 | 31,09 | 501,42 | 74,28 | 8000,68 | 32,21 | 94,35 |
| | > 1000 | 1742,3 | 74,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11697,09 | 65,74 | 0 | 0 | 13439,39 | 59,14 | |
| Total | | 2345,7 | 100 | 1130,7 | 100 | 779,29 | 100 | 17793,55 | 100 | 675,08 | 100 | 22724,32 | 100% | |
| Fora Período Crítico | | 1822,1 | 77,68 | 222,01 | 19,63 | 699,62 | 89,78 | 3399,43 | 19,1 | 581,78 | 86,18 | 6724,94 | % | |
| Dentro do Período Crítico | | 523,6 | 22,32 | 908,69 | 80,37 | 79,67 | 10,22 | 14394,12 | 80,9 | 93,3 | 13,82 | 15999,38 | 70,41 | |

Autor: F. Félix. Fonte dados: ICNF.

CONCLUSÃO

As áreas de montanha, ao perderem população, perdem também os hábitos de trabalhar a terra. Estes espaços, outrora cultivados e minuciosamente cuidados pelos serranos, são deixados ao abandono e sofrem um processo de simplificação, face ao desaparecimento de determinados usos do solo em que, à pequena escala, a heterogeneidade decresce (Adélia NUNES, 2007).

Nas áreas de maior movimentação do relevo facilmente observamos o despovoamento, bem patente e contínuo no tempo, que conduz à ausência de um verdadeiro ordenamento, pelo que tanto o correto planeamento das atividades agro-silvo-pastoris, como as medidas preventivas de incêndios florestais, tornam-se mais difíceis de concretizar, traduzindo-se posteriormente numa grande dificuldade do combate direto aos incêndios florestais.

Assim, as áreas topograficamente mais acidentadas necessitam de uma resposta ainda mais rápida, em termos de primeira intervenção, não só pela velocidade de propagação de um incêndio na presença de fortes declives, mas também pela sinuosidade rodoviária que tem implicações na distância a percorrer, na manutenção de uma velocidade homogénea e na segurança da condução. Esta realidade assume o seu apogeu nos espaços de montanha, pelo que estas áreas devem ser alvo de estratégias de combate específicas, ajustadas à sua realidade territorial. Deste modo, a abordagem estratégica do combate aos incêndios florestais em áreas de montanha terá de passar pela antecipação de meios de combate para Locais Estratégicos de Pré-Posicionamento, bem identificados, de modo a aumentar o grau de cobertura de cada Corpo de Bombeiros, diminuindo-se assim a distância entre o quartel e o ponto da ignição.

Mário G. PEREIRA, *et al.*, (2005) refere que os distritos costeiros costumam ter uma alta densidade populacional e possuem uma mistura complexa de vários tipos de uso do solo, com amplas adjacências entre as áreas agrícolas ou industriais, e florestais, uma característica que é responsável por um grande número de ignições. No entanto, a fragmentação da paisagem peri-urbana evita a ocorrência de grandes incêndios, facilita a sua deteção, e a rede viária densa facilita um rápido ataque inicial e extinção dos fogos nascente. Isto explica o grande número de

pequenos incêndios nos distritos de Porto, Braga, Lisboa e Setúbal, pelo que a expectativa de área queimada no momento da ignição tende a ser inferior a 1 hectare.

Por sua vez, nos distritos da Região Centro e no interior de Portugal, onde a topografia é mais acidentada, a paisagem é dominada por extensas áreas contínuas das florestas e matos e a densidade populacional é muito menor do que no litoral, o reduzido número de ignições nestas áreas despovoadas é, no entanto, capaz de originar vários grandes incêndios florestais. Tal fica a dever-se à vulnerabilidade da cobertura vegetal, dada a sua continuidade espacial, a deteção tardia e o difícil acesso aos locais onde os incêndios começam, pois a rede viária apresenta um traçado sinuoso, aumentando a distância entre as corpos de bombeiros e as manchas florestais. Portanto, em comparação com a zona costeira, estas regiões são caracterizadas por um menor número de incêndios, que queimam uma área muito maior (J. M. C. PEREIRA, *et al.*, 1998), pelo que a expectativa de área queimada, associada a estas ignições é dezenas ou centenas de vezes maior do que a das áreas costeiras.

Com efeito, nos concelhos da Serra da Lousã, nos anos de 2001, 2002, 2003, 2005 e 2011, cerca de 97% das ignições foram meros fogachos e pequenos incêndios florestais. Os restantes 2,68% das ignições traduziram-se em grandes incêndios florestais que foram responsáveis por cerca de 95% da área ardida (21.440 hectares) nesse período.

Estando a dimensão da área ardida resultante de uma ignição associada às condicionantes geográficas em que ocorre, torna-se crucial a modelação espacial da sinuosidade rodoviária nas áreas de montanha, a qual irá permitir delinear a área de cobertura ideal para cada quartel de bombeiros desenvolver o seu ATI, efetuando eventuais ajustamentos às atuais áreas de atuação “própria”, identificando as áreas críticas, de risco elevado, onde o destacamento de meios terrestres de combate é necessário para uma resposta atempada da extinção dos focos de incêndio nascentes e, consequentemente, reduzindo a dimensão das áreas ardidas.

“O homem do passado viu estes montes cobertos de carvalhos, e o homem do futuro há-de vê-los cobertos de pinheiros. Dantes a natureza e a sua espontaneidade ; amanhã, a natureza disciplinada e utilizada. (...) Serras nuas, esqueléticas e ossadas, mas de uma beleza que nem o passado viu, nem o futuro há-de adivinhar” (Miguel TORGA, Diário IV, 1999: 453, citado por Paulo de CARVALHO, 2007).

BIBLIOGRAFIA

- ALEGRIA, Maria Fernanda (1976) – “A bacia topográfica da Lousã: características físicas e utilização do solo”. *Finisterra*, Lisboa, vol 21 (2), pp. 187-212
- BATES, R. L & JACKSON, J. A. (1984). *Dictionary of Geological Terms*. New York. Anchor Books. 571p.
- CARVALHO, Paulo (2008) – *Património Construído e Desenvolvimento em Áreas de Montanha. O exemplo da Serra da Lousã*. Lousã. CML, 657 pp.
- CUNHA, Lúcio (2003) – *A montanha do centro português: espaço de refúgio, território marginal e recurso para o desenvolvimento local*; Centro de Estudos Geográficos, Faculdade de Letras - Universidade de Coimbra.
- CURRY, J.R.; FONS, W.L. (1938) – “Rate of spread of surface fires in the ponderosa pine type of California”. *J. Agr. Res.* 57:239-267.
- CURRY, J.R.; FONS, W.L. (1940) – *Forest fire behavior studies*. Mech. Engng. N.Y. 219-25.
- FAIRBRIDGE, R. W. (1968) – “Mountain and Lilly terrain, mountain systems; mountain types”. In: R. W. Fairbridge (ed.), *Encyclopedia of Geomorphology*. New York, Reinhold, 745-761.
- FERNANDES, Gonçalo José Poeta (2004) – *Percepções e Significados dos Espaços de Montanha: Da Desarticulação Produtiva à Revalorização Eco-Cultural*, ESEG – IPG.
- FERREIRA, M. J.(1999) – “Prospects for sustainable development in mountain area in Portugal: conceptual and poly-related issues” In BOWLE, Ian *et al.* *Progress in Research on Sustainable Rural Systems*. IGU Commission on “The Sustainable of Rural Systems”. Centro de Estudos de Geografia e Planeamento Regional da Universidade Nova de Lisboa, série estudos nº 2, pp. 163-173.
- GEIGER, Rudolf (1980) – *Manual de Microclimatologia: o clima da camada de ar junto ao solo*. Trad. de Ivone Gouveia e Francisco Caldeira Cabral. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa
- KING, L. C. (1967) – *The Morphology of the Earth*. Edinburgh. Oliver and Boyd.
- MACEDO, Edivaldo Lins (2008) – *Noções de Topografia para Projetos Rodoviários*. Fundação Universidade Federal do Rio Grande Departamento de Materiais e Construção – Projeto de Estradas Prof. Milton Luiz Paiva de LIMA.

- LOURENÇO, Luciano (1991) – “Aspectos sócio-económicos dos incêndios florestais em Portugal”; *Biblos*, Vol. LXVII.
- LOURENÇO, Luciano; MALTA, Paula (1993) – “Elementos estatísticos. Incêndios florestais em Portugal continental na década de 80 e anos seguintes”. *Finisterra*, XXVIII, 55-56, 1993, pp. 261-277.
- LOURENÇO, Luciano; GONÇALVES BENTO, António; BENTO, Manuela Segura (2001) – “Intervenção Humana e risco de Fogo Florestal”; *Actas do II Colóquio de Geografia de Coimbra*, N.º Especial de *Cadernos de Geografia*, pp. 91-98.
- LOURENÇO, Luciano; NAVE, Adriano (2006) – *O papel dos socacos na prevenção de incêndios florestais. Exemplo das bacias hidrográficas dos rios Alva e Alvoco (Serras do Açor e da Estrela)*; NICIF; FLUC; Coimbra.
- MATOS, Artur Teodoro (1980) – “Transportes e Comunicações em Portugal, Açores e Madeira (1750 - 1850)”. vol. 1, Ponta Delgada, Universidade dos Açores, 1980, p. 478.
- MARTINS, Samuel David Rodrigues (2010) – *Incêndios florestais: comportamento, segurança e extinção*. Mestrado interdisciplinar em Dinâmicas Sociais, Riscos Naturais e Tecnológicos, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Coimbra.
- MCARTHUR, A.G. (1968) – “Fire Behaviour in Eucalypt Forests”. *Leaflet No. 107*. Ninth Commonwealth Forestry Conference, India.
- MONTEL MOLINA, Cristina (2002) – “Tradición, renovación e innovación en los usos y aprovechamientos de las áreas rurales de montaña”. Comunicação apresentada ao *XI Colóquio de Geografia Rural da Associação de Geógrafos Espanhóis*. Santander.
- PEREIRA, J.M.C., CARREIRAS, J.M.B., VASCONCELOS, M.J.P., (1998) – “Exploratory data analysis of the spatial distribution of wildfires in Portugal, 1980–1989”. *Geograph. Systems* 5 (4), 355–390.
- PEREIRA, Mário G.; TRIGO, Ricardo M.; CAMARA, Carlos C.; PEREIRA, José M.C.; LEITE, SOLANGE M.; (2005) – “Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal”. *Agricultural and Forest Meteorology* 129 (2005) 11 – 25 . Elsevier B.V.
- PRICE, L. W. (1991) – *Mountains and Man*. University of California Press, Berkeley.
- RIBEIRO, Orlando (1945) *Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico. Estudo Geográfico*. Coimbra. Coimbra Editora, 245 pp.
- RIBEIRO, Orlando. *et al.*. (1999) – *Geografia de Portugal. O Povo Português*, vol. III, 3ª ed, Edições João Sá da Costa, Lisboa.
- SERRA, Maria Beatriz Alvão (1961) – *A bacia da Lousã. Estudo Geográfico*. Tese de Licenciatura em Ciências Geográficas apresentada à FLUC, 72 pp.
- SILVA, Carlos; LOURENÇO, Luciano (1995) – *Rede de estações pirometeorológicas no Centro de Portugal*. Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais, Instituto de Estudos Geográficos da Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra.
- VIEGAS, Domingos Xavier; LOURENÇO, Luciano (1989) – “Os incêndios florestais na região Centro”; *Revista Sociedade e Território*, N.º. 9.

OS GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS EM PORTUGAL DESAFIOS PARA A GESTÃO DO RISCO

Fantina Tedim
Universidade do Porto
ftedim@letras.up.pt

Ruben Remelgado
European Academy of Bozen/Bolzano
Ruben.Remelgado@eurac.edu

João Martins
Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas
joao_martins@yahoo.com

Saete Carvalho
Universidade do Porto
carvalho.saete@gmail.com

RESUMO

O pressuposto de que os danos de um incêndio são tanto mais elevados quanto maior for a área queimada é demasiado simplista. A relação entre área ardida e severidade do fogo é uma realidade bem mais complexa que deverá ser devidamente equacionada para uma gestão do risco com melhor relação custo-eficácia.

Palavras-chave: Grande incêndio florestal, severidade do fogo, gestão do risco

LARGE FOREST FIRES IN PORTUGAL: CHALLENGES FOR RISK MANAGEMENT

ABSTRACT

The assumption that forest fire damages have a direct relation with the burned area is too simplistic. The relation between the burned area and fire severity is a much more complex reality which should be considered for a more cost-effective risk management.

Keywords: Large forest fires, fire severity, risk management

INTRODUÇÃO

O termo *grande incêndio florestal* tem sido utilizado com diferentes significados. Surge sobretudo associado ao comportamento do fogo (McRae e Sharples, 2011), às características e complexidades do combate (Bartlett *et al.*, 2007; Delogu, 2012; Williams, 2010) e à extensão da área ardida.

Esta última forma de abordagem é habitualmente considerada em termos absolutos em função de um limiar quantitativo que apresenta uma grande variabilidade a nível mundial. Na literatura internacional foram encontrados valores que variam entre 20 ha (Dickson *et al.*, 2006) e 100 000 ha (Yates *et al.*, 2008).

A nível europeu também existe uma grande diversidade: 50 ha (Costa *et al.*, 2011; San-Miguel e Camia, 2009), 100 ha (Gauteame e Jappiot, 2013; Moreno *et al.*, 2011), 500 ha (San-Miguel *et al.*, 2013; Romero e Senra, 2006), 1 000 ha (Barros *et al.*, 2012; Dimitrakopoulos *et al.*, 2011; Viegas, 1998; Moreno *et al.*, 1998) e 10 000 ha (Binggeli, 2008). O limite considerado pelos organismos oficiais responsáveis pela gestão dos incêndios florestais de cada país europeu também é diverso. Se, por exemplo, em Portugal se consideram como *grandes incêndios florestais* os de dimensão ≥ 100 ha, já em Espanha o limite ascende a >500 ha. Noutros países, como a Grécia, não existe uma definição oficial de *grande incêndio florestal* (comunicação pessoal de Gavriil Xanthopoulos), embora a propósito da realidade grega Dimitrakopoulos *et al.* (2011) tenha sugerido o valor de 1 000 ha. Em Itália também não há uma classificação oficial, embora as estatísticas dos incêndios florestais da responsabilidade do Corpo Forestale dello Stato consideram como 500 ha o limite inferior da última categoria de incêndios florestais.

Alguns autores adotam um enfoque relativo relacionando por exemplo, a área ardida com as especificidades do ecossistema (Lutz *et al.*, 2011) ou então com o padrão de ocorrência de incêndios numa região (Gill e Allan, 2008; Romero e Senra, 2006).

Embora menos frequente um *grande incêndio* também pode ser definido em função da distância percorrida desde o ponto de ignição (Ager *et al.*, 2012; FAO, 2007).

Em Portugal o termo *grande incêndio florestal* é fundamentalmente utilizado para designar os eventos com uma área ardida de pelo menos 100 ha. Todavia, a área ardida é uma variável que apresenta várias limitações. A consideração do perímetro dos incêndios florestais como uma extensão contínua e afetada com a mesma intensidade limita a compreensão da complexidade espacial e temporal da severidade do fogo e das suas interações com as características da paisagem. Por um lado, o perímetro do incêndio tal como surge cartografado na base de dados do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) não considera a totalidade das superfícies não queimadas no seu interior, cujas características (p.ex., dimensão, densidade, tipo de ocupação) são fundamentais para compreender o comportamento do fogo, e o impacto das ações de prevenção realizadas, assim como para compreender a recuperação das áreas ardidas. Por outro lado, a intensidade do fogo e consequentemente a sua severidade, é muito variável dentro de um mesmo perímetro e entre diferentes incêndios florestais com dimensão semelhante. Este trabalho apresenta como hipótese de investigação que a extensão da área ardida como variável substituta (indicador *proxy*) dos danos provocados por um incêndio florestal é muito limitada para o desenvolvimento de medidas sustentáveis e eficazes de redução do risco de incêndio florestal. A investigação desenvolveu-se em duas direções: i) identificar no interior do perímetro de um incêndio ilhas que não arderam; ii) analisar a variabilidade da severidade do fogo dentro de um mesmo perímetro e entre diferentes incêndios florestais com extensão semelhante.

1. DADOS E MÉTODOS

1.1. Dados e área de estudo

A investigação iniciou-se com a análise da base de dados de incêndios florestais, gerida pelo ICNF, que comporta duas componentes: i) a componente estatística organizada por incêndio

florestal, com registos desde 1980; ii) a componente cartográfica, com informação disponibilizada por perímetro florestal em shape file, desde 1990.

Para concretizar os objetivos desta investigação, selecionamos quatro casos de estudo (Fig.1) que se referem aos maiores incêndios florestais que ocorreram no Algarve desde 1980 e que têm uma extensão superior a 10 000 ha, segundo o levantamento por nós realizado a partir de imagem de satélite, o que os coloca simultaneamente no top dos maiores incêndios registados em Portugal. O primeiro refere-se ao incêndio que afetou os municípios de Monchique, Portimão, Aljezur e Lagos, entre 7 e 17 de Agosto de 2003 e que queimou aproximadamente 22 968 ha. Em 12 de Agosto uma nova ignição foi registada no município de Silves e que também afetou Monchique. A extensão de área ardida foi de 11 098 ha. Um mês mais tarde surgiu novo foco de incêndio que afetou 22 265 ha não só no município de Monchique mas também nos de Aljezur, Silves e Odemira. O quarto percorreu 23 301 ha dos municípios de Tavira e São Brás de Alportel, entre os dias 18 e 22 de Julho de 2012 e, segundo a base de dados do ICNF, é o maior incêndio alguma vez registado em Portugal.

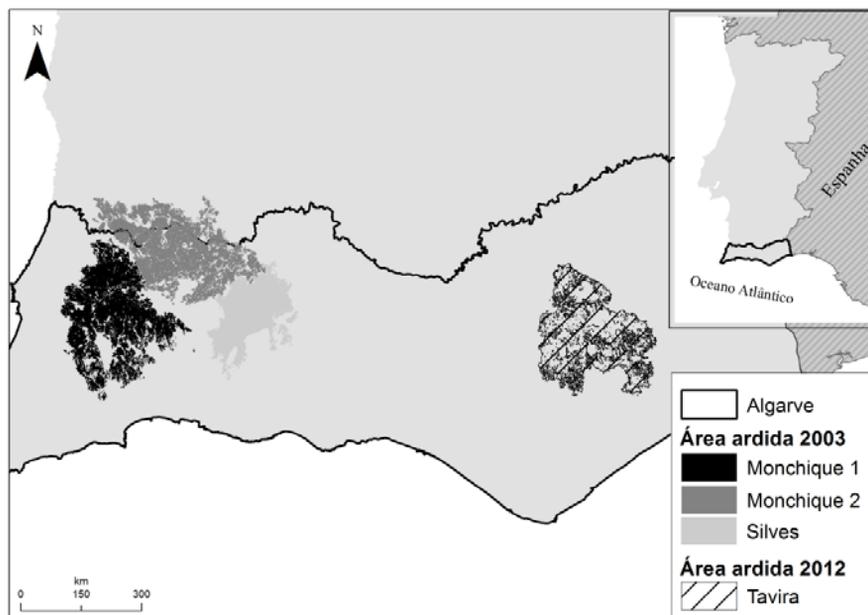


Figura 1. Localização dos casos de estudo

Como ainda não foi conseguida uma correspondência entre as componentes estatística e cartográfica da base de dados de incêndios florestais do ICNF e cada perímetro de área ardida pode resultar de mais de uma ocorrência, recorreu-se à imagem de satélite para delimitar os perímetros da área ardida nos quatro casos de estudo, identificar as ilhas não ardidas assim como para avaliar a severidade do fogo. A diferença entre o valor de área apresentada pela base estatística e a obtida pela delimitação do perímetro resulta de distintos procedimentos de obtenção de informação. Por um lado, o que sucede na maioria dos casos é que as ocorrências são lançadas no sistema em tempo real (as áreas de cada uma são posteriormente preenchidas na base de dados). A delimitação da área ardida é feita posteriormente e com recurso a levantamento por GPS e tratamento de imagens de satélite. Esta tarefa, normalmente é feita num momento em que já não é possível definir os limites geográficos de cada uma das ocorrências registadas na base de dados. Esta é a razão que leva a que não exista (ou que não seja fácil de detetar) ligação entre a base estatística e cartográfica.

Em caso de incêndios complexos podem ser encontrados registos distintos na base de dados estatísticos que todavia fazem parte de um mesmo evento. Por exemplo, a história do incêndio de Monchique 1, obtida diretamente de intervenientes nas atividades de combate assim como pelo relatório dos incêndios do município de Portimão (Serviço Municipal de Proteção Civil de Portimão, 2003), permitiu concluir que se tratou de um evento complexo que resultou de várias ignições com registos diferentes na base estatística.

1.2. Métodos

A evolução dos grandes incêndios em Portugal continental e no Algarve foi realizada com base na componente estatística da base de dados de incêndios florestais do ICNF tendo sido aplicada uma análise estatística descritiva. O cálculo da significância estatística foi realizado pelo método proposto por Bryhn e Dimberg (2011).

As áreas aridas em Portugal são normalmente delimitadas por equipas de terreno com recurso a recetor GPS. Este tipo de metodologia, apesar de todas as vantagens que apresenta, tem também algumas limitações, principalmente em áreas aridas de grande dimensão, que apresentam perímetros extremamente longos e recortados. Nestes casos, em que se enquadram as áreas de estudo, os métodos de levantamento de campo tornam-se morosos e a dificuldade de acesso a alguns locais impede a correta delimitação das áreas aridas. As principais limitações estão relacionadas com as zonas de fronteira (clara definição do perímetro ardido) e com as manchas interiores não afetadas pelo fogo (ilhas).

No presente trabalho, a delimitação das áreas afetadas pelo fogo foi efetuada com recurso a imagens de satélite multiespectrais. Esta opção metodológica permitiu obter uma versão da área percorrida pelos incêndios que se pensa ser mais próxima da realidade, afinando aquela resultante da base de dados oficial, e que foi o suporte da análise no âmbito deste trabalho. Para os estudos de caso de Monchique 1, Monchique 2, Silves e Tavira foram utilizadas as imagens Landsat 5 TM (4 de julho de 2003, 24 de outubro de 2003 e 26 de julho de 2011) e Landsat 7 ETM+ (21 de agosto de 2012, 6 de setembro de 2012 e 21 de outubro de 2012) O principal critério de seleção das imagens relacionou-se com a redução do impacto das diferenças fenológicas da vegetação nos períodos pré e pós fogo.

O pré-processamento das imagens foi desenvolvido em três etapas. Numa primeira instância, seguindo a metodologia desenvolvida por Thome *et al.* 1994, Teillet *et al.* 1995 e Chander *et al.*, 2009, foi feita a calibração radiométrica das imagens e a sua posterior conversão para reflectância do topo da atmosfera (TOA). Este procedimento garante a redução de erros das imagens, quer ao nível do sensor, quer ao nível da imagem. No segundo momento, tendo em vista a redução da influência das diferenças de iluminação na imagem foi efetuada a correção topográfica das mesmas. Para este efeito foi utilizado o método Minnaert (Lu *et al.* 2008). Como passo final da metodologia adotada, de forma a compensar as alterações sazonais dos valores de reflectância (Yang e Lo, 2000) e das características fenológicas da vegetação (Helmer e Ruefenacht, 2007), a normalização radiométrica das imagens assume-se como um passo fundamental para uma eficiente deteção de mudanças na superfície estudada (Du *et al.*, 2002). A redução deste fenómeno foi efetuada através da inclusão do algoritmo MAD (Canty e Nielsen, 2008).

No caso da área ardida de Tavira, a presença de falhas na imagem pós-fogo resultantes da avaria do filtro SLC obrigaram ao desenvolvimento de uma etapa adicional para o seu preenchimento. Neste contexto optou-se pela adoção de uma abordagem multi-temporal, utilizando duas imagens adicionais (6 de setembro e 21 de outubro). As imagens foram empilhadas para criação de um mosaico respeitando a ordem cronológica das imagens recolhidas. De forma a homogeneizar a escala radiométrica das imagens utilizadas o método MAD, proposto por Canty e Nielsen (2008), foi aplicado utilizando a imagem de 21 de Agosto como referencia.

Através de abordagem bitemporal de métodos tradicionais de deteção de mudança como o difference Normalized Burn Ratio (dNBR) e o difference Normalized Difference Vegetation Index (dNDVI) proporcionam um rápido e eficiente método para a delimitação de áreas aridas e para a avaliação da sua severidade ecológica. Contudo, quando confrontados com superfícies complexas, estes métodos tornam-se altamente ineficientes falhando na distinção de espelhos de água, rochas e solo descoberto nas áreas afetadas (Escuin *et al.*, 2008).

Considerando as limitações associadas aos índices tradicionalmente utilizados, informação espectral adicional foi introduzida de forma a minimizar o ruído criado pela interação de diferentes classes de ocupação do solo na área afetada. Tanto em Monchique e Silves como em Tavira o NDVI ($B3 - B4 / B3 + B4$), obtido através da imagem pré-fogo, foi utilizado como suporte para a delimitação de áreas cobertas por vegetação permitindo adquirir a área potencialmente afetada. Um valor mínimo de 0.2 foi utilizado. O NBR ($B4 - B7 / B4 + B7$) obtido através da imagem pós-fogo, foi também utilizado como uma variável adicional recorrendo a um valor mínimo de 0.18. Apesar da eficiência do método proposto na exclusão de áreas não cobertas por vegetação, a presença de áreas agrícolas permanece como um problema, sendo erroneamente classificadas como aridas após o período de colheita. De forma a minimizar este efeito e filtrar as áreas

indesejadas, informação cartográfica da ocupação do solo proveniente do Inventário Florestal do ICNF foi introduzida. Concluído este processo, o dNBR, obtido através do cálculo da diferença entre o NBR pré e pós-fogo, foi utilizado para distinguir entre áreas ardidas e não ardidas.

2. RESULTADOS

2.1. Evolução dos grandes incêndios florestais

Em Portugal continental o número de grandes incêndios (≥ 100 ha) aumentou 103% desde 1980 (Quadro 1). Este aumento foi superior nos incêndios de pelo menos 1 000 ha (180%). Na década de 1980 só se registou um incêndio com mais de 10 000 ha e depois de 2002 ocorreram doze eventos com essa mesma dimensão. Apesar desta evidência não é possível encontrar uma tendência com significado estatístico para os incêndios florestais ≥ 100 ha ($R^2=0.0474$ e $p=0.2315$), segundo a metodologia de Bryhn and Dimberg (2011). Estes resultados estão em consonância com as conclusões de Bermudez *et al.* (2009) que não encontraram uma tendência na ocorrência de grandes incêndios mas identificaram um padrão cíclico com um período de retorno de 3-5 anos. Um outro aspeto a considerar é o aumento da extensão dos maiores incêndios. Entre 1980 e 1989 a maior ocorrência está registada com pouco mais de 10 000 ha, enquanto na primeira década do século XXI surgiram vários incêndios com mais de 20 000 ha.

Quadro 1 - Número de incêndios florestais e área ardida entre 1980 e 2012, segundo a dimensão das ocorrências, em Portugal Continental e no Algarve

| Período | Território | <100ha | | 100-999ha | | 1000-9999ha | | $\geq 10\ 000$ ha | |
|-------------|------------|---------|----------------|-----------|----------------|-------------|----------------|-------------------|----------------|
| | | Nº | Área ardida ha | Nº | Área ardida ha | Nº | Área ardida ha | Nº | Área ardida ha |
| 1980 a 1989 | Portugal | 71 918 | 235 745,00 | 1 052 | 279 656,90 | 107 | 209 409,20 | 1 | 10 032,00 |
| | Algarve | 850 | 4 170,40 | 42 | 11 847,00 | 4 | 10 800,00 | 0 | 0 |
| 1990 a 1999 | Portugal | 206 978 | 320 462,13 | 1 392 | 394 086,26 | 147 | 303 812,62 | 0 | 0 |
| | Algarve | 3 623 | 4 459,64 | 30 | 8 371,91 | 6 | 17 271,98 | 0 | 0 |
| 2000 a 2012 | Portugal | 309 083 | 428 651,55 | 2 047 | 599 944,78 | 290 | 707 632,46 | 12 | 189 517,72 |
| | Algarve | 4 813 | 3 978,84 | 28 | 7 996,67 | 16 | 42 581,19 | 5 | 87 162,62 |

Fonte: Dados da Base de Incêndios Florestais do ICNF, 2012.

A evolução da ocorrência de grandes incêndios no Algarve revela-se diferenciada, pois registou um aumento de apenas 6,5%. Se explicavam 5% das ocorrências e 84% da área ardida em 1980-89, já no período de 2000-2012, apenas representam 1% do número de eventos mas são responsáveis por 97,2% da área ardida, o que espelha bem a importância que os grandes incêndios florestais têm assumido no início do século XXI. Neste último período só os incêndios com pelo menos 10 000 ha explicam 62% da área mas apenas 0,1% do número de ocorrências na região. Se o número de eventos com 100 a 999 ha registou mesmo um decréscimo (33%), o de dimensão igual ou superior a 1000 ha aumentou 425%.

2.2. As ilhas não ardidas

A dimensão é uma das métricas mais utilizadas para caracterizar a incidência de incêndios florestais numa região, mas é também uma das mais inconsistentes na forma como é registada. No interior dos perímetros ardidos há um mosaico de parcelas que são afetadas com diferente intensidade do fogo e existem manchas não ardidas (Kolden *et al.*, 2012).

Nesta contabilização, tendo em vista a minimização de erros, e tendo em conta a resolução espacial das imagens adotadas, foram excluídas da análise todas as áreas inferiores a 0,81 ha (1 pixel e vizinhanças). No perímetro do evento de Tavira foram encontradas 435 ilhas que correspondem a 3188 ha de área não ardida e que representam 14% da dimensão total do incêndio (Quadro 2). A percentagem de área não ardida é ligeiramente menor no caso dos incêndios de Monchique 1 (12%) e Monchique 2 (13%) mas o número de ilhas não ardidas é

ligeiramente superior (460 e 467, respetivamente). O evento de Silves tem uma dimensão significativamente menor do que os anteriores, e por isso o número de ilhas é bem menor (apenas 263), mas a percentagem de área não ardida (19%) é superior à de qualquer uma dos outros casos de estudo.

Em todos os eventos considerados a maior parte das ilhas (> 75%) tem uma dimensão inferior a 5 ha (Quadro 3). Se considerarmos a dimensão máxima das ilhas encontradas em cada um dos casos de estudo verificamos que em Silves é de 154 ha enquanto nos outros perímetros a dimensão máxima é maior (182 ha e 217 ha em Monchique 1 e em Monchique 2, respetivamente). A mancha não ardida de maior extensão tem 1167 ha e ocorreu no perímetro de Tavira. A dimensão média das ilhas é muito semelhante entre Silves (8 ha) e Tavira (7,3 ha) e é menor nos outros dois casos de estudo (5,9 ha em Monchique 1 e 6,3 ha em Monchique 2).

Em relação ao uso do solo também se verificam algumas distinções entre os casos de estudo. Em Tavira as ilhas não ardidas são fundamentalmente constituídas por matos (57%) enquanto em Monchique 2 e Silves a maior parte das manchas não ardidas está ocupada por floresta (63% e 52% respetivamente). Em Silves as ilhas não ardidas ocupadas por matos cobrem 40% do perímetro do incêndio, enquanto em Monchique 2 a sua representatividade é reduzida (18%).

Quadro 2 - Número de ilhas não ardidas segundo a classe de área

| Classe de área | Número de ilhas | | | | | | | |
|----------------|-----------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | Monchique 1 | | Monchique 2 | | Silves | | Tavira | |
| | Nº | % | Nº | % | Nº | % | Nº | % |
| <1 | 68 | 15 | 82 | 18 | 40 | 15 | 71 | 16.3 |
| 1 – 5 | 303 | 66 | 303 | 65 | 161 | 61 | 279 | 64.1 |
| 5 – 10 | 40 | 9 | 32 | 7 | 23 | 9 | 40 | 9.2 |
| 10 – 20 | 30 | 7 | 24 | 5 | 19 | 7 | 23 | 5.3 |
| 20 – 50 | 11 | 2 | 16 | 3 | 12 | 5 | 17 | 3.9 |
| 50 – 100 | 4 | 1 | 6 | 1 | 4 | 1,5 | 4 | 0.9 |
| ≥100 | 4 | 1 | 4 | 1 | 4 | 1,5 | 1 | 0.2 |
| TOTAL | 460 | 100 | 467 | 100 | 263 | 100 | 435 | 100 |

Quadro 3 - Dimensão das ilhas não ardidas por classe de área

| Classe de área | Dimensão das ilhas (ha) | | | | | | | |
|----------------|-------------------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|
| | Monchique 1 | | Monchique 2 | | Silves | | Tavira | |
| | Área | % | Área | % | Área | % | Área | % |
| <1 | 61.5 | 2 | 74.6 | 3 | 36.0 | 2 | 64 | 2.0 |
| 1 – 5 | 623.8 | 23 | 614.0 | 21 | 345.5 | 17 | 637 | 20.0 |
| 5 – 10 | 272.0 | 10 | 233.6 | 8 | 154.7 | 7 | 262 | 8.2 |
| 10 – 20 | 407.6 | 15 | 322.3 | 11 | 264.3 | 13 | 312 | 9.8 |
| 20 – 50 | 353.9 | 13 | 415.7 | 14 | 385.7 | 18 | 492 | 15.4 |
| 50 – 100 | 285.6 | 10 | 436.7 | 15 | 288.6 | 14 | 253 | 7.9 |
| ≥ 100 | 727.3 | 27 | 867.4 | 29 | 617.4 | 30 | 1167 | 36.6 |
| TOTAL | 2732 | 100 | 2964 | 100 | 2092 | 100 | 3188 | 100 |

Em Monchique 1 as ilhas não ardidas com ocupação florestal (41%) são mais importantes do que as com matos (35%). A percentagem de ilhas não ardidas com ocupação agrícola ascende a 21% em Monchique 1 e Tavira, tendo uma expressão muito menor em Monchique 2 (16%) e, sobretudo em Silves (5%).

2.3. A severidade ecológica

Os quatro incêndios florestais considerados têm dimensões semelhantes mas apresentam contrastes em termos de severidade (Fig. 2). A análise evidencia que o incêndio de Tavira que afetou maior extensão, teve menor severidade. A maior parte da superfície (54%) foi classificada como de média severidade (dNBR com valores entre 0,27 e 0,44) (Quadro 4). Apenas 1% da área ardida apresentou alta severidade.

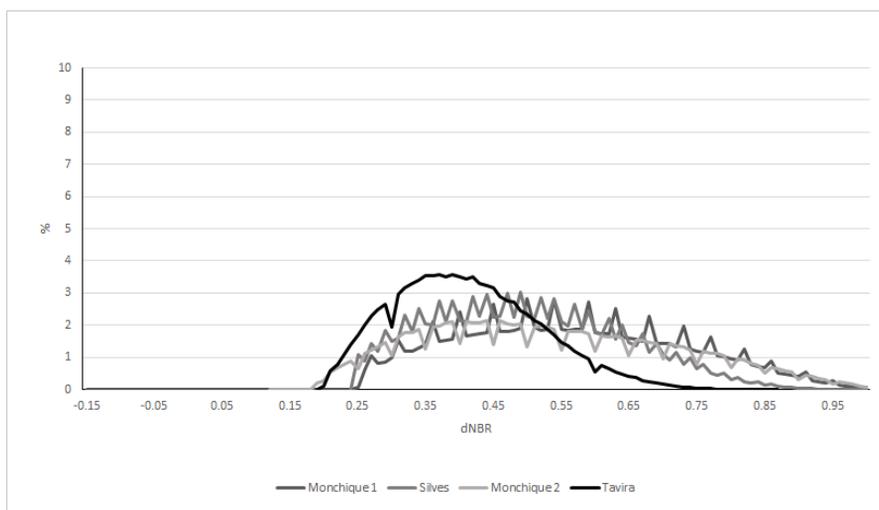


Figura 2. Severidade do fogo nos casos de estudo

Os eventos ocorridos em 2003, sobretudo Monchique 1, revelaram maior severidade, com mais de 60% da área ardida nas duas categorias com valores mais elevados de dNBR. Neste evento 44% da área ardida apresenta um dNBR com valores compreendidos entre 0,44 e 0,66 e 29% do perímetro assume mesmo alta severidade ($dNBR \geq 0,66$).

O incêndio de Silves apresenta em mais de 60% da área um $dNBR \geq 0,44$, e embora seja o evento estudado com menor dimensão tem severidade superior ao incêndio de Tavira.

A distribuição espacial das áreas com diferente severidade evidencia um padrão muito heterogêneo revelador da elevada complexidade do mosaico criado pelos grandes incêndios no seu perímetro (Fig.3).

Quadro 4 - Severidade do fogo (dNBR)

| Classes de dNBR | Monchique 1 | Monchique 2 | Silves | Tavira |
|-------------------------------------|-------------|-------------|--------|--------|
| Sem alteração (<0,1) | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Baixa severidade (0,1 – 0,27) | 2% | 7% | 2% | 11% |
| Média severidade (0,27 – 0,44) | 25% | 30% | 35% | 54% |
| Média alta severidade (0,44 – 0,66) | 44% | 37% | 48% | 33% |
| Alta severidade $\geq 0,66$ | 29% | 26% | 14% | 1% |

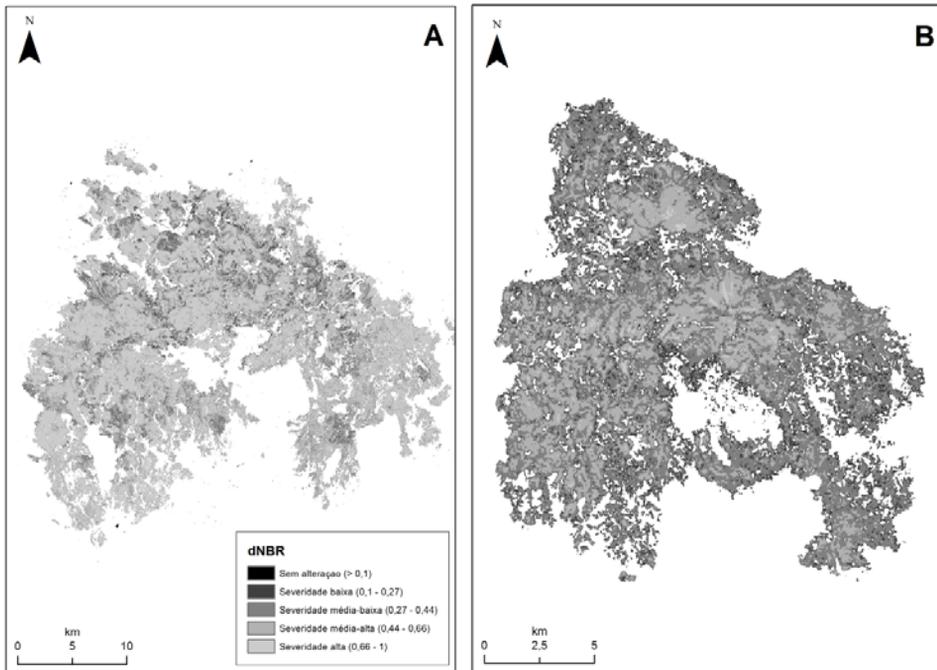


Figura 3. Severidade do fogo. A (Monchique 1, Monchique 2 e Silves), B (Tavira)

3. DISCUSSÃO

3.1. Os grandes incêndios florestais

Mesmo que não seja possível definir uma tendência com significância estatística, os registos existentes põem em evidência que a ocorrência de grandes incêndios aumentou em Portugal continental e no Algarve. O contributo dos grandes incêndios no total de área ardida não deixou de aumentar desde 1980. No Algarve é particularmente relevante que os incêndios estejam a assumir maiores dimensões mas não necessariamente maior severidade, pois o incêndio de Tavira embora tenha maior superfície não assumiu a severidade ecológica e social dos eventos de 2003 que afetaram a serra de Monchique (Tedim *et al.*, 2013). Todavia, a expansão da interface urbano-florestal pode conduzir a cenários futuros mais catastróficos.

Embora na região do Algarve o acréscimo do número dos grandes incêndios florestais não seja tao acentuado (apenas 6,5%) como no total do País, em termos de extensão da área ardida passa-se exatamente o contrário (aumento de 508% no Algarve e de cerca de 200% no total do continente). A ocorrência de incêndios florestais com dimensões extremas, como as dos quatro estudos de caso considerados nesta investigação, evidenciam os limites das atividades de supressão sobretudo quando há uma grande simultaneidade de ocorrências que obriga à dispersão de meios, o que conjugado com condições meteorológicas extremas, reduz a sua capacidade de intervenção. Esta evolução aponta para mudanças no regime de fogo que deverão ser consideradas na gestão do risco.

Num contexto de alterações climáticas em que é expectável um aumento da ocorrência de incêndios assim como da área ardida (Carvalho *et al.*, 2010) e de maior predominância de grandes incêndios (Moreira *et al.*, 2010), importa reforçar a prevenção (p.ex., reduzindo as ignições, a intensidade do fogo, a velocidade de propagação, assim como a vulnerabilidade do ambiente e das sociedades, de modo a mitigar a severidade do fogo) e, paralelamente uma organização de combate ainda mais eficiente. Considerando as limitações na utilização do fogo controlado na região do Algarve impostas pelas condições climáticas e o elevado custo da gestão de combustíveis por meios mecânicos, reconhece-se a importância das alterações do uso do solo e do ordenamento da paisagem na prevenção dos incêndios florestais.

3.2. Proposta de classificação dos grandes incêndios florestais

A diversidade de valores propostos para a definição de *grande incêndio florestal*, nomeadamente na Europa, e o facto de os maiores incêndios ocorridos em Portugal terem ultrapassado a fasquia dos 20 000 ha em 2003, poderiam levar-nos a propor um aumento do limiar para os 500 ha ou mesmo 1000 ha. Todavia, consideramos que deve ser mantido o valor de 100 ha pois traduz uma ocorrência que deve merecer uma atenção especial pois para além de representar uma extensão significativa no contexto da estrutura fundiária portuguesa, requer intervenção de significativos recursos de combate. A análise de ocorrências com esta dimensão deverá permitir retirar lições para uma gestão mais eficaz do risco de incêndio florestal.

Mas, efetivamente, um incêndio de 100 ha e um de 10 000 ha não se distinguem apenas pela extensão mas pelos processos dinâmicos que geram e que se refletem em termos de severidade. Como refere Butry *et al.* (2008), os grandes incêndios não são "simplesmente pequenos fogos mas mais extensos, mas algo fundamentalmente diferente" (p.103).

Este pressuposto conduziu-nos a propor uma classificação dos *grandes incêndios florestais* baseada apenas na extensão da área queimada. Sugerimos que os incêndios com uma dimensão entre 100 e 999 ha se designem de *incêndios extensos*, os eventos entre 1 000 e 9 999 ha sejam considerados como incêndios *muito extensos* enquanto os de dimensão igual ou superior a 10 000 ha se designem de *incêndios extremos*. A designação de mega-incêndio deverá ser deixada para incêndios que assumem elevada severidade quer sob o ponto de vista ecológico quer socioeconómico, independentemente da sua extensão (Williams, 2013; Tedim *et al.*, 2013). Embora os mega-incêndios que até agora identificamos em Portugal sejam superiores a 10 000 ha, não significa que não possam ocorrer eventos de severidade extrema com dimensão inferior que é um cenário possível atendendo à expansão da interface urbano-florestal. Por outro lado, há ocorrências, como a de Tavira que tem mais de 20 000 ha e não é um mega-incêndio.

Em relação aos incêndios com menos de 100 ha propomos que se mantenha a designação de *fogachos* para as ocorrências com menos de 1 ha, *incêndios pequenos* são aqueles que têm menos de 10 ha e *incêndios médios* entre 10 ha e 99 ha. Embora tenhamos chegado às classes propostas apenas considerando a frequência de ocorrência dos incêndios consideramos que um indicador *proxy* (ou variável substituta) dos processos desenvolvidos pelos incêndios que permitirá validar ou propor novos limites para a classificação proposta, poderá ser a severidade. A análise realizada para o Algarve permite sustentar os limites propostos mas mais investigação será realizada antes de avançarmos na validação dos limiares selecionados.

3.3. Ilhas não ardidas e severidade

A investigação realizada demonstrou que as ilhas não ardidas podem representar uma porção significativa nos perímetros dos grandes incêndios florestais. Estudos realizados por vários autores apontam que o número de ilhas não ardidas aumenta com a dimensão do incêndio (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Eberhart e Woodard, 1987). A investigação de Kolden *et al.* (2012) confirma esta relação, mas encontra uma correlação fraca. Os nossos resultados corroboram estas conclusões. Por um lado, o número de ilhas no incêndio de Silves, o de menor extensão entre os casos de estudo, é bem menor do que nos outros eventos em análise. Por outro lado, Tavira tem a maior extensão de área ardida mas tem ligeiramente menos ilhas do que os incêndios de Monchique 1 e 2, embora as características (em termos de dimensão e de representatividade de manchas não ardidas) sejam muito semelhantes.

Díaz-Delgado *et al.* (2004) a propósito dos incêndios na Catalunha concluiu que no período de 1975 e 1998 a superfície das ilhas não ardidas aumentou com a dimensão do incêndio. Os nossos resultados mostram que efetivamente o menor valor surge em Silves e, pelo contrário, a ilha de maior dimensão ocorre no perímetro de Tavira. Todavia, se considerarmos como indicador a dimensão média das ilhas não ardidas, os incêndios de Silves e de Tavira apresentam valores semelhantes e superiores aos dos outros casos de estudo.

A análise da severidade do fogo nos quatro perímetros confirma a não existência de uma relação entre a dimensão do incêndio e a severidade do fogo que outros trabalhos já tinham evidenciado (p.ex., Gill e Moore, 1998; Lutz *et al.*, 2011).

3.4. Implicações na gestão do risco

Os resultados desta investigação permitem demonstrar que a intensidade do fogo é uma variável espacialmente muito variável (Benyon e Lane, 2013) pelo que mapear a severidade e

compreender os fatores explicativos é fundamental para melhorar a gestão do risco. A investigação sobre a explicação das ilhas não ardidas assim como do seu padrão espacial e sua interação com as variáveis da paisagem é de importância crítica para a gestão do risco de incêndio florestal e para a recuperação das áreas ardidas. Como refere Moreira *et al.* (2011) há um debate sobre a importância das características das paisagens e das condições climáticas/meteorológicas na ocorrência dos grandes incêndios. Os resultados deste debate têm fortes implicações no desenvolvimento de medidas de prevenção do risco e na gestão da incerteza relacionada com as alterações climáticas.

Atendendo ao elevado custo da gestão do combustível, às limitações na utilização do fogo controlado nalgumas regiões (nomeadamente por questões climáticas e meteorológicas, como acontece na região do Algarve) é fundamental desenvolver conhecimento que permita reduzir a intensidade dos incêndios e a vulnerabilidade dos elementos em risco, mesmo em situações climáticas (p. ex. período prolongado de seca) ou meteorológicas (baixa humidade, ventos fortes e variáveis) extremas.

Embora haja diferentes interpretações do conceito de regime do fogo, a severidade ecológica assim como o padrão e características das ilhas não ardidas dentro do perímetro do fogo constituem variáveis do regime de fogo para alguns investigadores (Gill e Allan, 2008; Groot *et al.*, 2013; Kolden *et al.*, 2012; Stocks *et al.*, 2003).

A integração da avaliação dos danos na análise dos incêndios florestais é fundamental e constitui um desafio para uma maior eficácia na prevenção do risco, sobretudo de eventos extremos.

Propomos que para os incêndios que classificamos como *muito extensos* e *extremos* seja definido um protocolo de avaliação da severidade ecológica mas também da severidade socioeconómica.

CONCLUSÃO

A investigação que realizamos sobre os grandes incêndios florestais adotou a perspetiva dos riscos naturais, pois o objetivo é compreender os desafios que este tipo de eventos, que podem assumir não só grandes extensões mas também elevada severidade, colocam à avaliação e gestão do risco.

Os resultados da investigação comprovam que a abordagem focalizada nos perímetros dos incêndios florestais como uma extensão contínua e afetada com a mesma intensidade limita a compreensão da complexidade espacial e temporal da severidade dos incêndios florestais, o que condiciona o desenvolvimento de medidas de gestão do risco com melhor relação custo-eficácia. Só porque um incêndio é grande isso não significa que não seja natural ou indesejável e que assuma necessariamente proporções catastróficas (Keane *et al.*, 2008).

A afirmação de que os danos serão tanto mais elevados quanto mais extensa for a área queimada é demasiado simplista e generalista. A relação entre área ardida e severidade do fogo, na sua vertente ecológica, como ficou demonstrado neste trabalho, e social (Tedim *et al.*, 2013), é uma realidade bem mais complexa. A hipótese que serviu de base a esta investigação é válida e por isso a extensão da área ardida não tem validade como variável substituta (indicador *proxy*) dos danos provocados por um incêndio florestal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGER, A., Finney M.A. and Vaillant N.M. Analyzing the spatial transmission of wildfire risk from large fires. In SPANO, D., *Modelling Fire Behaviour and Risk*. Italy, University of Sassari, Maio 2012, p.108-113.
- BARROS, A. M.G., Pereira J.M.C. and Lund U.J. Identifying geographical patterns of wildfire orientation: A watershed-based analysis. *Forest Ecology and Management*, 2012, vol. 264, p. 98-107.
- BARTLETT, T., Leonard M., Morgan G. The megafire phenomenon: some Australian perspectives. In The 2007 Institute of Foresters of Australia and New Zealand Institute of Forestry Conference: Programme, Abstracts and Papers, Canberra, 2007, Institute of Foresters of Australia, 2007.

- BENYON, R.G., Lane P.N.J. Ground and satellite-based assessments of wet eucalypt forest survival and regeneration for predicting long-term hydrological responses to a large. *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 197–207.
- BERMUDEZ, P.Z., Mendes J., Pereira J.M.C., Turkman K. F. and Vasconcelos M. J. P. Spatial and temporal extremes of wildfire sizes in Portugal (1984–2004). *International Journal of Wildland Fire*, 2009, vol.18, p. 983–991.
- BINGGELI, F. Algumas reflexões, 5 anos após 2003. In SANDE SILVA, J., DEUS, E. and SALDANHA, L. Incêndios Florestais, 5 anos após 2003, Parte II, Liga para a Proteção da Natureza, 2008, Autoridade Florestal Nacional, p. 87-95.
- BRYHN, A.C., Dimberg P.H. An Operational Definition of a Statistically Meaningful Trend. *PLoS ONE*, 2011, vol. 6, nº 4, p.19241
- BUTRY, D.T., Gumpertz M. and Genton M.G. The production of large and small wildfires. In Holmes T.P. *et al.* *The Economics of Forest Disturbances*, Springer, 2008, p-79-106.
- CANTY, M.J. and Nielsen A.A. Automatic Radiometric Normalization of Multitemporal Satellite Imagery with the Iteratively Re-weighted MAD Transformation. *Remote Sensing of Environment*, 2008, vol. 112, nº 3, p. 1025-1036.
- CHANDER, G., Markhamb, B. L and Helder D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 2009, vol.113, p.893–903
- COSTA, L., Thonick K., Poulter B. and Badeck F.W. Sensitivity of Portuguese forest fires to climatic, human, and landscape variables: subnational differences between fire drivers in extreme fire years and decadal averages. *Regional Environmental Change*, 2010, vol. 11, nº 3, p. 543-551.
- DELOGU, A., Murrancia S., Deiana E. and Cabiddu S. Muravera 2010: analysis of an extreme wildfire. In SPANO, D., *Modelling Fire Behaviour and Risk*. Italy, University of Sassari, 2012, p. 145-149.
- DIAZ-DELGADO, Ricardo, Lloret, Francisco and Pons, Xavier. Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain. *Landscape Ecology*, 2004, vol. 19, p. 731-745.
- DICKSON, B.G., Prather J.W., Xu Y., Hampton H.M., Aumack E.N. and Sisk T. D. (2006). Mapping the probability of large fire occurrence in northern Arizona, USA. *Landscape Ecology*, 2006, vol. 21, p. 747-761.
- DIMITRAKOPOULOS, A., Gogi C., Stamatelos G. and Mitsopoulos I. Statistical Analysis of the Fire Environment of Large Forest Fires (>1000 ha) in Greece. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2011, vol. 20, nº 2, p. 327-332.
- DU, Y., Teillet P.M. and Cihlar J. Radiometric normalization of multi-temporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. *Remote Sensing of Environment*, 2002, vol. 82, nº1, p. 123–134.
- EBERHART, K.E. and Woodard P.M. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 1987, vol.17, p. 1207-1212.
- ESCUIN, S., Navarro R. and Fernández P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*, 2008, vol. 29, nº 4, p. 1053–1073.
- FAO (Food and Agriculture Organization). Fire management – global assessment 2006. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. Rome: FAO. 2007. p. 135
- GAUTEAME, A. and Jappiot M. What causes large fires in Southern France? *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 76-85.
- GILL, A. M. and Allan G. Large fires, fire effects and the fire-regime concept. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, vol. 17, p. 688–695.
- GILL, A.M., and Moore P.H.R. Big versus small fires: the bushfires of Greater Sidney, January, 1994. In MORENO J.M. *Large Fires*, Leiden, Netherlands. Backhury's Publishers, 1998.
- GROOT, W.J., Cantin, A.S., Flannigan, M.D., Soja, A., Gowman, L.M. and Newbery, A. Exploring thA comparison of Canadian and Russian boreal forest fire regimes. *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 23-34.
- HELMER, E.H. and Ruefenacht B. A comparison of radiometric normalization methods when filling cloud gaps in Landsat imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing/Journal Canadian de Teledetection*, 2007, vol. 33, p. 325–340.

- KEANE, R.E., Agee, J.A., Fulé, P., Keeley, J.E., Key, C., Kitchen, S.G., Miller, R. and Schulte L.A. Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? *International Journal of Wildland Fire*, 2008, vol. 17, p. 696-712.
- KOLDEN, C.A., Lutz, J.A., Key, C.H., Kane, J.T. and Van-Wagtendonk, J.W. Mapped versus actual burned area within wildfire perimeters: Characterizing the unburned. *Forest Ecology and Management*, 2012, vol. 286, p. 38-47.
- KOLDEN, Crystal A. and Weisberg, Peter J. Assessing accuracy of Manually- mapped Wildfire Perimeters in Topographically Disssected Areas. *Fire Ecology Special Issue*, 2007, vol. 3, nº 1, p. 22-31.
- LU D., Ge H., He S., Xu A., Zhou G., Du H. Pixel-based Minnaert Correction Method for Reducing Topographic Effects on a Landsat 7 ETM+ Image. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2008, vol. 74, nº 11, p.1343–1350.
- LUTZ, J.A., Key, C.H., Kolden, C.A., Kane, J.T., and van Wagtendonk J.W. Fire frequency, area burned, and severity: what is a normal fire year? *Fire Ecology*, 2011, vol. 7, nº 2, p. 51-65.
- McRAE, R. and Sharples J. A conceptual Framework for assessing the risk posed by extreme bushfires. *The Australian Journal of Emergency Management*, 2011, vol. 26, nº 2, p. 47-53.
- MOREIRA, Francisco, Catry, Filipe X., Rego, Francisco and Bacao Fernando. Size-dependent pattern of wildfire ignitions in Portugal: when do ignitions turn into big fires? *Landscape Ecology*, 2010, vol. 25, p. 1405-1417.
- MOREIRA, Francisco, Viedm, Olga, Arianoustsou, Margarita, Curt, Thomas, Koutsias, Nikos, Rigolot Eric, Barbati, Anna, Corona, Piermaria, Vaz, Pedro, Xanthopoulos, Gavriil and Mouillot Florent. Landscape –wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of Environmental Management*, 2011, vol. 92, p. 2389-2402.
- MORENO, J. M., Viedma, O., Zavala, G. and Luna, B. Landscape variables influencing forest fires in central Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 2011, vol. 20, p. 678–689.
- MORENO, J.M., Vázquez, A. and Vélez, R. Recent history of forest fires in Spain, In MORENO, J.M., *Large Forest Fires*. Leiden, Netherlands. Backhury Publishers, 1998, p. 159-185.
- ROMERO, F. and Senra, F. *Grandes Incendios Forestales Causas y efectos de una ineficaz gestión del territorio*. Gran Vía de San Francisco, Madrid, España, WWF/Adena, 2006.
- SAN-MIGUEL, J. and Camia, A. Forest fires at a glance: facts, figures and trends in EU, In BIROT, Y. *Living with wildfires: what science can tell us*. Joensuu, European Forest Institute, 2009.
- SAN-MIGUEL-AYANZ, J., Moreno, J.M. and Camia, A. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 11-22.
- Serviço Municipal de Proteção Civil de Portimão. Relatório – Fogos Florestais no Município de Portimão, SMPC/CMP/JM/AT, 7 a 16 de Agosto 2003, , Portimão.
- TEDIM, F., Remelgado R., Borges C., Carvalho S. and Martins J. Exploring the occurrence of mega-fires in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 86-96.
- TEILLET, P.M., Fedosejevs, G., Gauthier, D., D'Iorio, M.A., Rivard, B., Budkewitsch, P. and Brisco, B. Initial Examination of Radar Imagery of Optical Radiometric Calibration Sites. *Proceedings of SPIE Conference 2583 on Advanced and Next-Generation Satellites*, Paris, France, 1995, p. 154-165.
- THOME, K.G, Biggar, S.F., Gellman, D.I., Slater, P.N. Absolute-radio calibration of Landsat-5 Thematic Mapper and the proposed calibration of the advanced spaceborne thermal emission and reflection radiometer. In *Proceedings IGARSS*, 1994, p. 2973-2975.
- VIEGAS, D.X. Weather, fire status and fire occurrence: Predicting large fires. In MORENO, J.M., *Large Forest Fires*. Leiden, Netherlands. Backhury Publishers, 1998, p. 31–48.
- WILLIAMS, J. The 1910 Fires A Century Later: Could They Happen Again? In *Inland Empire Society of American Foresters Annual Meeting*, Wallace, Idaho, 20-22 May 2010.
- WILLIAMS, Jerry. Exploring the onset of high-impact mega-fires through a forest land management prism, *Forest Ecology and Management*, 2013, vol. 294, p. 4-10.
- YANG, X. and Lo, C.P. Relative Radiometric Normalization Performance for Change Detection from Multi-Date Satellite Images. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2000, vol. 66, nº 8, p. 967-980.
- YATES, C.P., Edwards, A.C. and Russell-Smith, J. Big fires and their ecological impacts in Australian savannas: size and frequency matters. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, vol.17, p. 768–781.

AVALIAÇÃO E GESTÃO DO RISCO DE INCÊNDIO FLORESTAL, NO CONCELHO DE GUIMARÃES

Hugo Torrinhã
Departamento de Geografia, Universidade do Minho
torrinh@gmail.com

António José Bento Gonçalves
CEGOT, Departamento de Geografia, Universidade do Minho
bento@geografia.uminho.pt

RESUMO

O Concelho de Guimarães fica situado no Distrito de Braga, possuindo uma área de 241,05 km², densamente povoado, com mais de 660 hab/Km². A sua caracterização permite avaliar as áreas de risco de incêndio, devido à carga de combustível, identificando as áreas de perigo devido à presença humana.

Palavras-chave: risco de incêndio, incêndios florestais, área ardida, ocorrências, causas

ABSTRACT

Guimarães is a northern Portuguese city located in the District of Braga, with a area of 241.05 km², is a densely populated region, with more than 660 hab/Km². Thus characterization allows to evaluate both the areas of fire risk due to fuel load and to identify hazard areas due to human presence.

Keywords: fire risk, forest fires, burnt area, occurrences, causes

INTRODUÇÃO

Este trabalho pretende demonstrar a realidade de um concelho com características muito específicas ao nível do seu território, do seu ambiente, bem como ao nível populacional. Aliado, aos fatores anteriormente referidos aparece o minifúndio e o abandono de terrenos agrícolas que se converteram em áreas de matos, e terão, conseqüentemente, de ser olhados de uma forma mais cuidada, por quem analisa, avalia e gere o risco de Incêndio florestal, no Concelho de Guimarães.

De acordo com o definido no PNDFCI a tipologia do concelho de Guimarães é do tipo T4, caracterizado como um concelho com muitas ocorrências e muita área ardida.

No decorrer deste trabalho, constatou-se que há uma alteração na ocorrência dos incêndios em relação aos meses, semanas, dias e horas em que ocorrem, correlacionando-se esta com as atividades e hábitos humanos que têm sofrido constantes mutações na última década.

1. PARÂMETROS CONSIDERADOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DO USO DO SOLO E ZONAS ESPECIAIS

1.1. Ocupação do solo

A ocupação do solo tem uma relação direta com a problemática do risco de incêndio. Assim, a sua caracterização permite avaliar tanto as áreas de risco de incêndio, devido, por exemplo, à carga de combustível, como identificar as áreas de perigo, devido à presença humana. Através da atualização da cartografia 1:10.000 da Câmara Municipal de Guimarães (CMG), de 2002, e mediante as alterações verificadas em PDM, verifica-se que existem áreas sobrepostas de ocupação de solo, o que se deve, em parte, ao abandono da agricultura que se tem sentido desde as últimas décadas.

Relativamente às áreas sociais (6318,42ha), estas foram validadas de acordo com o PDM (1993) e pode-se observar a consolidação dos núcleos populacionais, principalmente junto às áreas florestais.

As áreas ocupadas por improdutivo (178,08ha) são maioritariamente associadas a pedreiras, enquanto que as áreas ocupadas por superfícies aquáticas (87,97ha), estão associadas aos principais cursos de água permanentes, onde para além de interferirem na localização das áreas ocupadas pela agricultura, desempenham uma função muito importante na Defesa da Floresta Contra Incêndios (DFCI) por nele existirem a maior parte dos pontos de abastecimento de água para combate a incêndios florestais.

No âmbito das implicações que os vários tipos de ocupação de solo podem ter na DFCI, destaca-se o facto do conhecimento a nível local poder ser um aspeto fulcral na tomada de decisão aquando de situações de emergência, nomeadamente no que se refere à localização de áreas de risco, distribuição demográfica, vias de acesso, etc., de forma a poderem ser contabilizados os danos, os riscos e os bens a salvaguardar em determinada área do concelho.

1.2. Povoamentos florestais

Segundo o Plano Regional de Ordenamento Florestal (PROF) do Baixo Minho (região na qual se insere Guimarães), as principais espécies vegetais existentes nesse concelho, em área florestada, são o pinheiro bravo (270,42ha) e o eucalipto (1250,48ha). No que diz respeito às espécies invasoras lenhosas é de destacar a presença das Acácias (*Acacia* sp.) e o *Ailanthus altissima*. Destacam-se ainda as espécies autóctones, com a presença de pequenas manchas de sobreiros (*Quercus suber*) e carvalhos roble (*Quercus robur*).

As freguesias de Airão Sta. Maria, Atães, Briteiros Sta. Leocádia, Brito, Conde, Figueiredo, Gonça, Leitões, Longos e Sande Vila Nova (ver figura 1) são as que se encontram mais densamente povoadas de pinheiros e eucaliptos e que, na estação seca, são mais atingidas por incêndios florestais.

Como se refere no PDM (1994), o Concelho de Guimarães insere-se principalmente em duas zonas fito climáticas, para grandes regiões de arborização: região Submontana Subatlântica, e Região Basal Atlântica. A região Submontana Subatlântica é uma zona onde é possível a diversificação florestal, onde, para além do Pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) se pode recorrer ao Castanheiro (*Castanea sativa*), ao Carvalho alvarinho (*Quercus robur*) e a outras folhosas. A outra zona ecológica que ocorre, a Basal Atlântica, é considerada a que melhores aptidões tem para o Carvalho alvarinho, e onde tem possibilidades o Pinheiro bravo e o Eucalipto. No espaço florestal predomina o tipo de floresta mista de Pinheiro bravo e Eucalipto, sendo de realçar alguns núcleos, pequenos mas valiosos, de folhosas principalmente, de Carvalho alvarinho.

Nas zonas ribeirinhas, assim como nas linhas de água principais, ocorrem, com frequência, folhosas tais como: Ulmeiros, Amieiros, Salgueiros, que além do papel ecológico importante que assumem, caracterizam a paisagem que compartimentam.

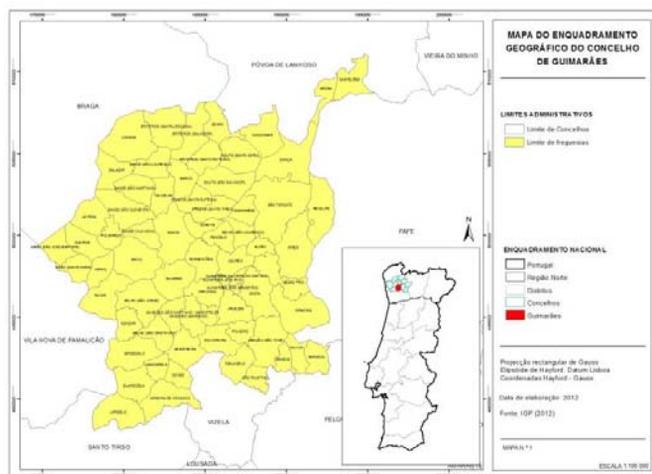


Figura 1. Enquadramento Geográfico do Concelho de Guimarães.
Fonte: Câmara Municipal de Guimarães.

Observando a carta de povoamentos florestais do concelho de Guimarães, ressalta o facto de se verificar uma assimetria norte/sul. Conclui-se que as maiores manchas contínuas de floresta localizam-se basicamente nas freguesias limites do concelho, a nordeste do concelho (Gonça e S. Torcato), a norte e oeste (Donim, Briteiros S. Salvador, Briteiros Sta. Leocádia, Longos, Leitões e Oleiros) que não terminam nos limites administrativos destes concelhos, estendendo-se para os concelhos vizinhos, como, Famalicão, Braga, Póvoa de Lanhoso, Fafe, Vizela e Santo Tirso (ver figura 1).

Numa apreciação mais pormenorizada à floresta do concelho de Guimarães, podemos caracterizá-la como não heterogénea, do ponto de vista da composição (monoespecífica), com uma estrutura dotada de um elevado grau de combustibilidade, em que as áreas florestais caracterizadas são do tipo estrutura minifundiária de propriedade, que bloqueia as intervenções nos povoamentos e desincentiva o investimento, acrescentando-se ainda a dificuldade de acesso às áreas mais montanhosas. Ao nível das implicações da distribuição de povoamentos florestais, destaca-se o facto de no concelho de Guimarães, as propriedades existentes, terem na sua maioria dimensões reduzidas, o que, aliado ao facto do elevado número de proprietários, os quais muitas das vezes são desconhecidos, e à ausência de cadastro, trás repercussões ao nível da gestão de combustíveis, da sensibilização, da acessibilidade e da própria recuperação. Ou seja, a falta de intervenção nas áreas florestais por parte dos proprietários leva ao aumento da carga de combustível, potenciando assim a propagação de incêndios.

2. ANÁLISE DO HISTÓRICO E DA CAUSALIDADE DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS

Neste ponto pretende-se abordar a problemática dos incêndios florestais no concelho de Guimarães e procura-se essencialmente caracterizar e compreender o fenómeno através da identificação de padrões de distribuição espacial e temporal. Assim, com base num esforço de

compilação, reorganização e processamento de dados, foi possível produzir informação estatística de suporte ao estudo da realidade dendrocaustológica.

Apresenta-se uma análise espacial (ver figura 2), em que se estuda a distribuição geográfica dos incêndios e a incidência do fenómeno sob a perspetiva temporal, em que se observa a sua evolução ao longo dos últimos anos (2000-2011) e os seus padrões de distribuição temporal (por meses do ano, por dias da semana e por horas do dia). Apresenta-se, ainda, um estudo das causas de ignição dos incêndios, fazendo-se, finalmente, a comparação de áreas ardidadas e do número de ocorrências de incêndios florestais em Guimarães. A análise das ocorrências, das áreas ardidadas e das respetivas localizações, durante o período de (2000 a 2011) permite, em parte, avaliar a eficiência dos meios de vigilância e combate, e também detetar os locais para onde deve ser dirigida maior atenção.

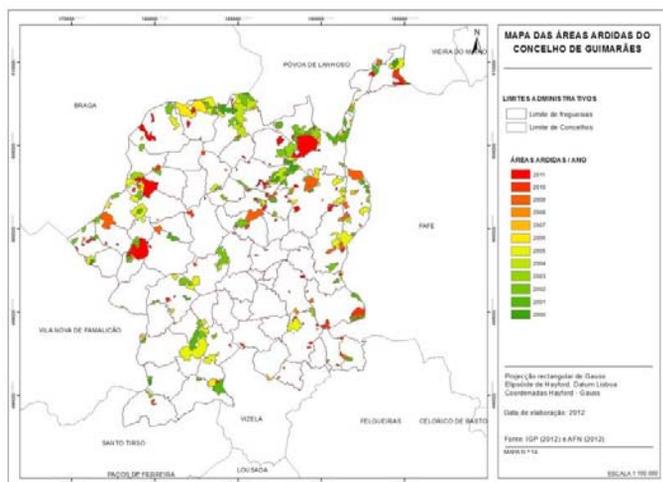


Figura 2. Áreas Ardidadas do Concelho de Guimarães.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

2.1. Análise do histórico e da causalidade dos incêndios florestais

2.1.1. Distribuição anual da área ardidada e ocorrências

De acordo com os dados fornecidos pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), ex-Autoridade Florestal Nacional, a média anual de área ardidada, no concelho de Guimarães, entre 1990 e 2011, cifrou-se em 494,22 hectares, dos quais em média, 170,55 hectares corresponderam a povoamentos e 323,67 hectares a matos (ver quadro 1).

Quadro 1: Distribuição do número de ocorrências e área ardidada de 1990 a 2011 no concelho de Guimarães.

| Anos | Número de ocorrências | Área ardidada (ha) | | Total |
|------|-----------------------|--------------------|--------|--------|
| | Incêndios Florestais | Povoamentos | Matos | |
| 1990 | 299 | 252,80 | 263,10 | 515,90 |
| 1991 | 231 | 31,14 | 136,05 | 167,19 |
| 1992 | 395 | 1,60 | 212,00 | 213,60 |
| 1993 | 581 | 178,49 | 271,40 | 449,89 |
| 1994 | 412 | 75,25 | 260,64 | 335,89 |
| 1995 | 773 | 191,19 | 557,62 | 748,81 |
| 1996 | 865 | 83,00 | 561,18 | 644,18 |

Grandes Incêndios Florestais, Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação dos Solos

| Anos | Número de ocorrências | Área ardida (ha) | | |
|--------------|-----------------------|------------------|----------------|-----------------|
| | Incêndios Florestais | Povoamentos | Matos | Total |
| 1997 | 527 | 75,77 | 250,31 | 326,08 |
| 1998 | 1102 | 163,08 | 827,56 | 990,64 |
| 1999 | 648 | 87,79 | 293,97 | 381,76 |
| 2000 | 642 | 63,36 | 361,14 | 424,50 |
| 2001 | 783 | 121,73 | 342,94 | 464,67 |
| 2002 | 712 | 196,97 | 290,20 | 487,16 |
| 2003 | 865 | 113,34 | 636,21 | 749,55 |
| 2004 | 484 | 255,47 | 339,49 | 594,96 |
| 2005 | 770 | 667,12 | 609,46 | 1276,58 |
| 2006 | 371 | 220,00 | 92,85 | 312,85 |
| 2007 | 343 | 91,96 | 94,42 | 186,38 |
| 2008 | 155 | 36,72 | 45,64 | 82,36 |
| 2009 | 438 | 410,57 | 211,13 | 621,70 |
| 2010 | 294 | 147,14 | 152,57 | 299,71 |
| 2011 | 432 | 287,62 | 310,90 | 598,53 |
| Total | 12122,00 | 3752,11 | 7120,77 | 10872,88 |
| Média | 551,00 | 170,55 | 323,67 | 494,22 |

Fonte: Autoridade Florestal Nacional (AFN), 2012.

Quanto ao número médio anual de incêndios florestais e fogachos, foi de 551 ocorrências. O ano em que se registou o maior número de incêndios foi 1998, com um total de 1102 ocorrências e 990,64ha de área ardida. Também com alguma significância, o ano de 2003 apresentou 865 ocorrências, com uma área ardida de 749,55ha (ver quadro 1). Outro ano, também preocupante, foi 2005, em que as condições meteorológicas, consubstanciadas em altas temperaturas, humidades relativas muito baixas, bem como ventos instáveis e predominantemente de leste, deram origem a uma simultaneidade e concentração de incêndios florestais, cuja força e velocidade de propagação resultaram em fogos violentos e de proporções fora do comum, tendo-se registado 770 ocorrências com 1276,58ha de área ardida (ver figura 2).

Após, a análise dos dados constatou-se que 2005 foi o ano que apresentou maior área ardida e isto devido ao facto de durante o período crítico, os índices de risco de incêndio terem alcançado os níveis superiores (alto e muito alto), dadas as condições meteorológicas que se fizeram sentir em toda a Europa, com particular incidência na Península Ibérica, em que se registaram temperaturas muito superiores às médias, associadas a humidades relativas inferiores aos valores normais para a época. A prolongada permanência destas condições meteorológicas adversas, conjugadas em algumas das áreas com um coberto vegetal altamente inflamável e ainda uma topografia em que dominam declives acentuados, contribuíram fortemente para os cenários vividos.

Na verdade, o comportamento dos incêndios florestais está relacionado com três fatores – condições meteorológicas, combustível e relevo – aos quais se associa a própria dinâmica do incêndio que, face a temperaturas acima dos 30°C, velocidades do vento superiores a 30 km/h, humidades do ar abaixo de 30%, bem como humidades dos combustíveis inferiores a 6%, conduz

as situações de desenvolvimento e propagação especialmente violentas. Deste modo, o Verão de 2005 no concelho de Guimarães devido à junção de todas estas condições ficou marcado como um dos piores anos ao nível da área florestal consumida pelo fogo. Desde 1989 que não se registavam valores de área ardida tão altos como os do referido Verão, contudo o número de ocorrências manteve-se estável, comparativamente aos anos anteriores.

No que confere ao quinquénio 2006-2010, verifica-se que foram anos com menor número de ocorrência e menor área ardida (ha), uma vez que, as condições meteorológicas (temperatura e humidade relativa), bem como a carga combustível, contribuíram para que não ocorresse propagação de fogo, com grandes dimensões. Os anos em que ocorreram maior número de incêndios coincidiram com fenómenos meteorológicos anormais, traduzidos em ondas de calor. Pode-se então salientar os anos de 2005 em que arderam 1276,58ha e 2003 em que arderam 749,55ha (ver figura 3).

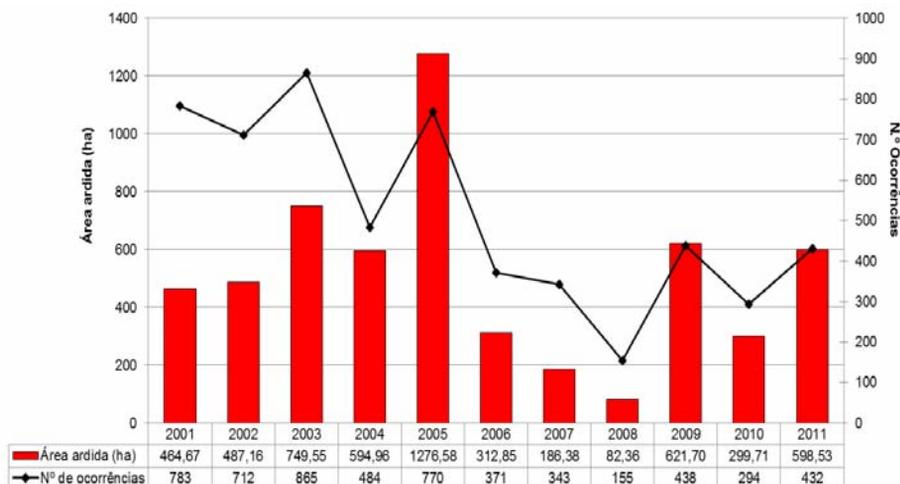


Figura 3. Gráfico da Distribuição Anual da Área Ardida e N.º de Ocorrências (2001 -2011).
Fonte: Autoridade Florestal Nacional (AFN) e Câmara Municipal de Guimarães, 2012.

De salientar é o facto de que a maior parte dos incêndios ocorreram nos meses estivais, altura em que se comemoram a maior parte das festividades e onde há maior concentração de pessoas nas proximidades de grandes áreas florestais. Em sumula, percebe-se que nem sempre as áreas onde existe maior percentagem do número de ocorrências, corresponde à maior percentagem de área ardida e vice-versa. Isto pode explicar-se devido ao facto de as áreas com maior percentagem de número de ocorrências na maioria do caso corresponderem a reacendimentos.

2.1.2. Distribuição mensal da área ardida e ocorrências

No que concerne à distribuição temporal dos incêndios no concelho de Guimarães, verificamos que de acordo com a média de 2001-2010, que Julho e Agosto são os meses em que ocorrem mais incêndios e onde se registou maior área ardia. Apesar de marginais, Junho e Setembro também apresentam um elevado número de ocorrências. Salienta-se destes 4 meses críticos o mês de Agosto, por apresentar o maior registo de ocorrências nos últimos 10 anos, com uma média anual de 149 incêndios e com uma área ardida anual média de 148,50ha. Após, a análise da figura 4, constata-se que, no primeiro quinquénio 2001-2005 há um aumento da área média ardida e do número de ocorrências, em relação ao segundo quinquénio 2006-2010. Contudo, verifica-se um desvio desta tendência nos meses de Outubro e Novembro, referente às variáveis referidas anteriormente, devido às condições climáticas que surgiram e à ocorrência de ignições que, se consociaram com perturbações antrópicas como a realização de queima de sobrantos. Também no ano 2011, o mês de outubro foi o que apresentou maior número de ocorrências, com 159 e maior área ardida, com 285,52ha. Neste ano o período crítico decorreu até Setembro, constatando-se um elevado número de queimas de sobrantos que, relacionados a condições meteorológicas e combustíveis, bem como, as dinâmicas próprias dos incêndios face a temperaturas acima de 30°C, velocidade do vento superior a 30 Km/h, humidade do ar abaixo de

30%, humidade do combustível inferior a 6%, todos estes fatores associados favoreceram o desenvolvimento e propagação do fogo. Por fim, prolongou-se o período crítico até ao final do mês de outubro, de modo a evitar o aumento do número de ocorrências e área ardida, tal como se registou no início deste mês.

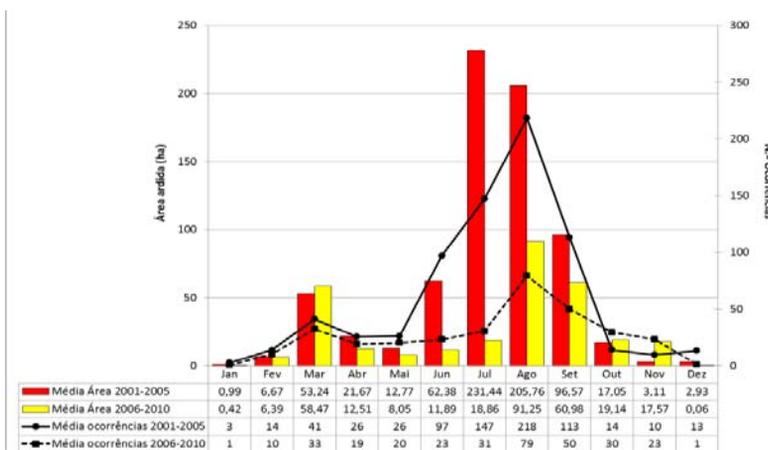


Figura 4. Distribuição média mensal da área ardida e nº de ocorrências entre 2001-2005 e 2006-2010.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

2.1.3. Distribuição semanal da área ardida e ocorrências

No que concerne à distribuição do número de ocorrências e área ardida no concelho de Guimarães por dia de semana, verifica-se que o dia em que se registam maior número de ocorrências é o sábado, e a segunda-feira. Em 2011 existiu um maior número de ocorrências e de área ardida à quarta-feira e quinta-feira (ver figura 5), porque as condições meteorológicas, o combustível, a queima de sobranes conjugadas com as atividades agrícolas e florestais contribuíram para influenciar os valores da distribuição semanal. Julga-se que outro fator que poderá ter contribuído para um aumento da área ardida e número de ocorrências deveu-se ao aumento da atividade humana durante a semana, motivado pelo facto do período crítico ter terminado no mês de Setembro em 2011.

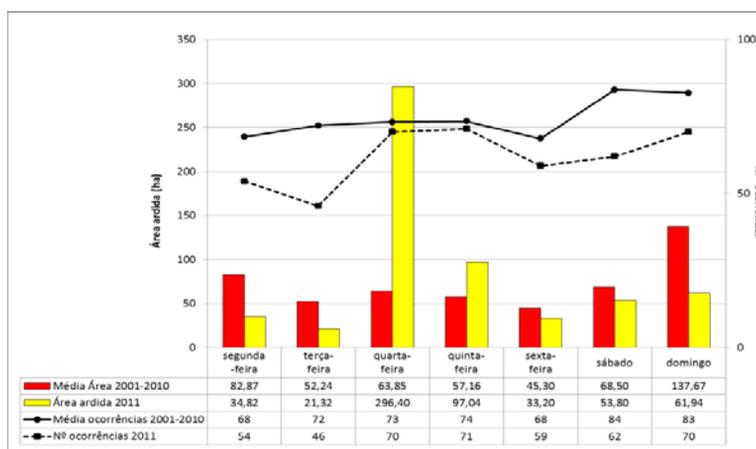


Figura 5. Distribuição semanal da área ardida e do nº de ocorrências em 2011 e média 2001-2010.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

2.2. Distribuição horária da área ardida e ocorrências

O conhecimento da distribuição das ocorrências durante o dia permite direcionar os meios de vigilância e 1ª intervenção para as horas mais críticas. Este elemento é fundamental para a minimização da probabilidade de um foco de incêndio se transformar num grande incêndio. Deste modo verificamos que é a partir das 10 h da manhã que o número de ocorrências começa a aumentar. O pico do número de ocorrências acontece entre as 14h e as 17:59h, tal deve-se em grande parte às características meteorológicas que propiciam, durante este período, condições de humidade e temperaturas ótimas ao início e deflagração de focos de incêndio. É de referir a existência de um pico de área ardida entre as 14h e as 15:59h, que poderá estar relacionado com o lançamento de foguetes. Neste período de tempo arderam 1740,87ha de floresta entre 2001-2010 (ver figura 6). No que respeita ao ano de 2011, o número de ocorrências surge com maior incidência entre as 16h e as 16:59h e a área ardida aparece em dois períodos distintos, o primeiro entre as 11h e as 11:59h e o segundo entre as 20h e as 20:59h (ver figura 6).

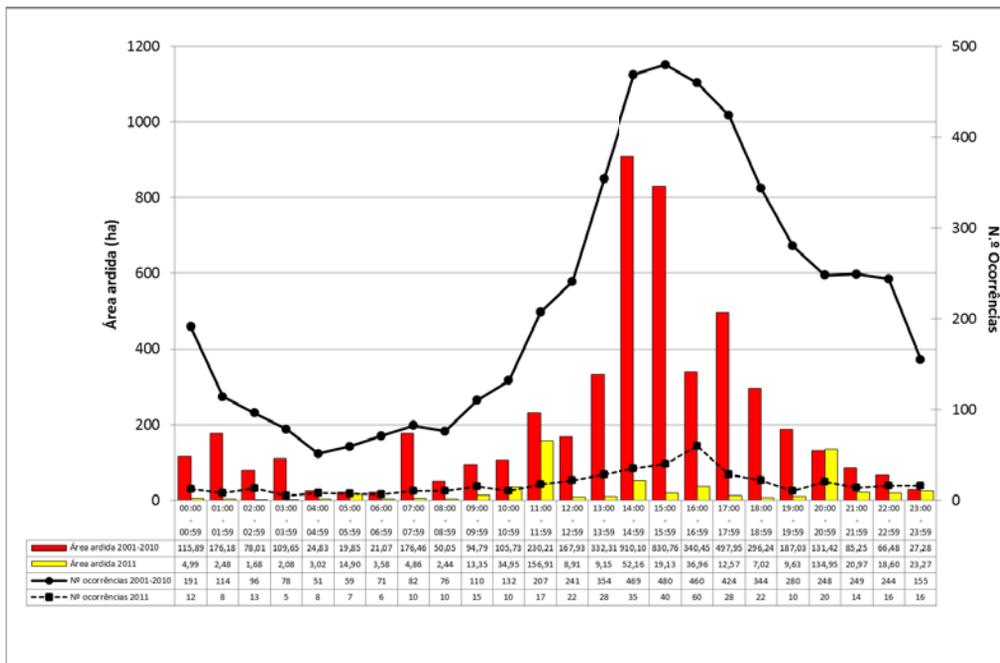


Figura 6. Distribuição horária da área ardida e n.º de ocorrências 2001-2010 no concelho de Guimarães.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

2.3. Área ardida por tipo de coberto vegetal

Relativamente à distribuição da área ardida por tipo de coberto vegetal, no período compreendido entre 2006-2011, à exceção dos anos de 2006 e de 2009, a grande maioria da área ardida correspondeu a mato. Estes dois anos foram excepcionais, devido às condições climáticas que se fizeram sentir e pela existência de um sub-coberto denso, normalmente infestado com acácia, bem como vegetação arbustiva e sub-arbustiva, o que criou uma continuidade vertical e horizontal dos combustíveis entre o solo e a copa das árvores permitindo a propagação de eventuais focos de incêndio. Para além disso a acumulação de detritos de exploração florestal durante várias rotações, nos eucaliptais, e a presença de povoamentos muito extensos, compostos por múltiplas espécies inflamáveis, nomeadamente o eucalipto e pinheiro bravo, influenciaram o perigo de propagação.

2.4. Área ardida e número de ocorrências por classe de extensão

Quanto à área ardida e número de ocorrências por classe de extensão podemos salientar que no período compreendido de 2006 a 2010, 9,37% do número de ocorrências correspondem a uma área ardida entre o 1 e os 10ha, dando no total 539,62ha (35,90% da área ardida). Os fogachos³, têm uma grande representatividade ao nível do número de ocorrências (89,26%), mas um baixo valor de área ardida com 234,87ha (15,63% de área ardida) (ver figura 6), o que tudo indica que tem sido efetuado um bom trabalho ao nível, não só da deteção como do combate a incêndios, pois graças à pronta intervenção das equipas de bombeiros, tem-se conseguido evitar que a floresta de Guimarães seja mais afetada.

2.5. Distribuição anual e mensal dos grandes incêndios (área > 100 ha)

Ao nível da distribuição anual dos grandes incêndios florestais (GIF), ou seja, os que apresentam áreas ardidas superiores a 100ha, mais especificamente entre 100 e 500ha, sendo que de 1996 a 2011 verificaram-se 8 GIF, onde verificamos que o ano em que se registou mais área ardida, foi em 2005, com 304,12ha (ver figura 7 e 8). Como já foi acima referido, no período crítico de 2005, os índices de risco de incêndio alcançaram os níveis superiores (alto e muito alto), dadas as condições meteorológicas que se fizeram sentir em toda a Europa, com particular incidência na Península Ibérica, tendo em conta que se registaram temperaturas muito superiores às médias, associadas a humidades relativas inferiores aos valores normais para a época. A prolongada permanência destas condições meteorológicas, conjugadas em algumas das áreas com um coberto vegetal altamente inflamável e ainda uma topografia em que dominam declives acentuados, contribuíram fortemente para os cenários vividos.

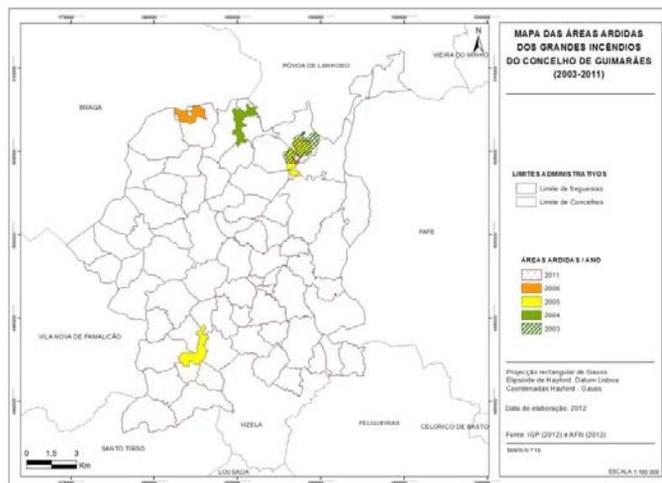


Figura 7. Áreas ardidas dos Grandes Incêndios do Concelho de Guimarães.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

Conclui-se que, em quinze anos, "apenas" se registaram um total de 8 ocorrências que se converteram em grandes incêndios (> 100ha). Para isto, tem vindo a contribuir um aumento da sensibilização e participação da população em relação a este fenómeno natural. As estratégias definidas pelo Município Guimarães, Autoridade Florestal Nacional, Guarda Nacional Republicana, Polícia de Segurança Pública e Polícia Municipal que têm tido um papel fulcral na vigilância e no combate aos incêndios florestais.

Deste modo, o Verão de 2005 no concelho de Guimarães ficou marcado como um dos piores anos ao nível da área florestal consumida pelo fogo, em que, apenas com duas ocorrências se registou um total de área ardida de 304,12ha, sendo 140,58ha na freguesia de Souto Santa Maria (4 de setembro pelas 7h) e a outra na freguesia de Atães, com 163,54ha (16 de agosto às 15h).

³ Incêndio cuja área total ardida é inferior a 1 ha.

Salienta-se o facto de não se registarem grandes incêndios entre os anos de 2007 e 2010. Já no ano de 2011 ocorreram dois incêndios com área superior a 100ha, um na freguesia de Brito com uma área ardida de 127,00ha (27 de julho às 11h) e o outro na freguesia de Gonça com uma área ardida de 128,00ha (5 de outubro às 20h).

Em relação à distribuição do número de grandes incêndios por classes de área, no concelho de Guimarães, constatou-se que não ocorreu nenhum incêndio que resultasse de uma área ardida superior a 500ha, tendo tido o maior incêndio uma área de 240,00ha em 2003, na freguesia de Gondomar (24 de agosto pela 14h) (ver figura 8).

Verifica-se pois que em quinze anos se registaram 8 ocorrências que se converteram em grandes incêndios (> 100ha).

2.6. Distribuição mensal e semanal dos grandes incêndios (área > 100 ha)

Relativamente à distribuição mensal dos grandes incêndios, verifica-se que os meses em que surgiram as ocorrências com maior área ardida foram na época estival, ou seja, julho, agosto, setembro e outubro (ver figura 9). Contudo, foi em Agosto que se registou o maior incêndio dos últimos 10 anos, que queimou cerca de 240ha. Em relação à distribuição dos grandes incêndios por dia da semana verifica-se que foram os dois do fim de semana, salientando-se que, esta dinâmica começa a apresentar sinais de alteração, visto começarem a observar-se ocorrências que degeneraram em grandes incêndios, à segunda e terça-feira (ver figura 10).

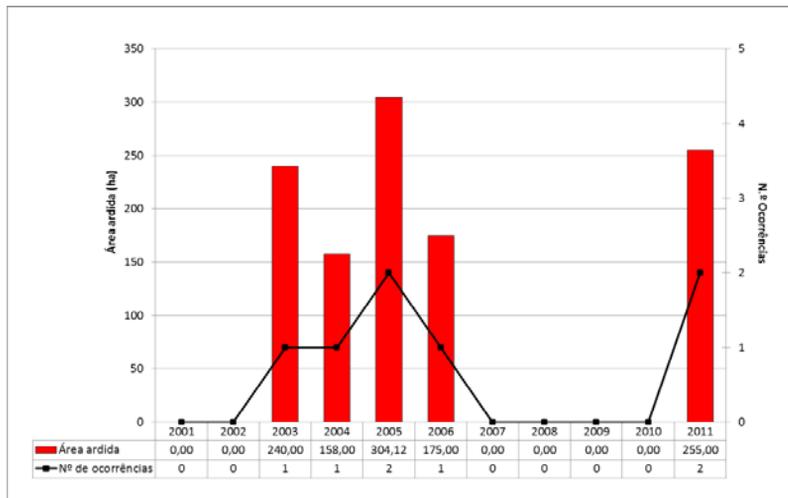


Figura 8. Distribuição anual da área ardida e n.º de ocorrências dos grandes incêndios 2001-2011 no concelho de Guimarães.

Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

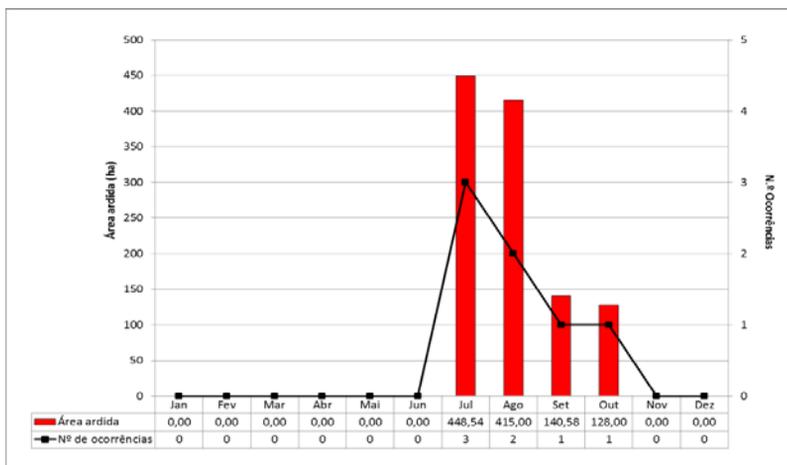


Figura 9. Distribuição mensal da área ardida e n.º de ocorrências dos grandes incêndios 2001-2011 no concelho de Guimarães.
Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

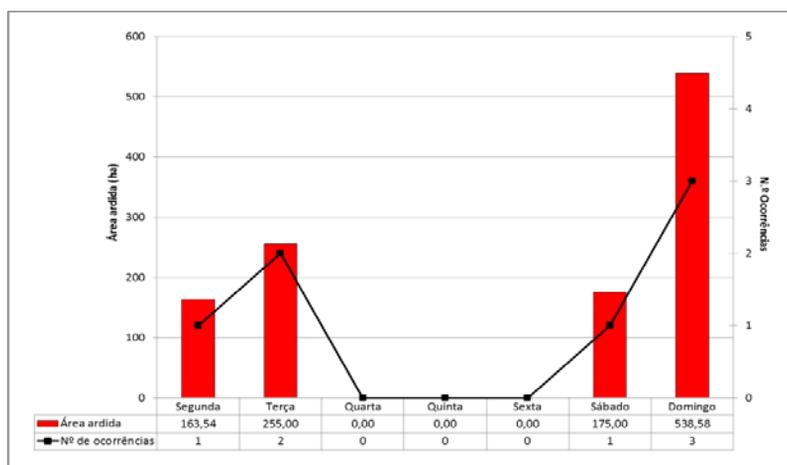


Figura 10. Distribuição semanal da área ardida e n.º de ocorrências dos grandes incêndios 2001-2011 no concelho de Guimarães.
Fonte: Autoridade Florestal Nacional, 2012.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com este trabalho pretendeu-se caracterizar os incêndios florestais no concelho de Guimarães, focando a análise sobre a sua dinâmica ao longo dos anos. Julga-se oportuno que, nos próximos trabalhos se correlacionem o vastíssimo conjunto de dados que já existem com a densidade populacional, o período temporal em que a população emigrante volta para as suas terras e a alteração do período crítico.

Há uma uniformidade quanto ao risco de incêndio florestal ocorrer nas freguesias limítrofes do concelho de Guimarães, porque este confronta com concelhos vizinhos, contribuindo também para este, as características morfológicas do terreno e da vegetação aí existente. Neste contexto, a paisagem do concelho de Guimarães é bastante fragmentada, também fruto de nos encontrarmos no seio do minifúndio e altamente infraestruturada. No entanto, os sucessivos anos de abandono das atividades fundiárias têm contribuído para a conversão dos campos agrícolas em terrenos incultos. Deste modo, tem-se vindo a contribuir para uma continuidade vertical, horizontal e espacial da vegetação no território, ao longo do tempo. Por fim, alerta-se que tão importante como a prevenção dos incêndios florestais e o combate, será a curto prazo começar a planear e gerir o território com a capacidade de ordenar as florestas com as respetivas espécies

autóctones, associadas às suas regiões fito climática, construindo-se, desta forma um paisagem compartimentada e vocacionada para uma floresta que vise não só a produção de madeira, mas também a capacidade de explorar os seu recursos florestais, quer ao nível do pastoreio, apicultura, caça, pesca e lazer, assegurando-se que esta floresta terá uma maior capacidade de resiliência e resistência a perturbações abióticas como o fogos e às bióticas como as pragas ou doenças. Deste modo, não se deverão privilegiar as plantações monoespecíficas de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*), entre outras que, apenas visam uma floresta de produção, com o principal objetivo de produção de madeira, descurando dos recursos florestais, bem como da biodiversidade e da melhoria cénica da paisagem.

Constatou-se que, no quinquénio de 2001-2005, a média anual da área ardida e o número de ocorrências são superiores aos do quinquénio 2006-2010, uma vez que diminuiu a carga combustível com os incêndios ocorridos no primeiro quinquénio, o que leva a que nos anos seguintes a área ardida decresça. No entanto, sabe-se que a carga combustível volta a surgir com dimensões propícias à propagação de fogos florestais, passados cerca de 10 anos. O paradigma dos grandes incêndios, em termos de ocorrências começa a alterar-se, com o aparecimento da segunda e terça-feira, como dias potenciais. Este fenómeno pode ser explicado pela aproximação do homem às suas origens ("à terra"), traduzindo-se numa maior presença deste e das suas atividades durante mais dias nos espaços florestais, agroflorestais e agrícolas. Aproveita-se para referir que, a ultima grande vaga de incêndios foi em 2003 e passados 10 anos, voltamos a ter outra grande vaga de incêndios, no ano 2013.

BIBLIOGRAFIA

- BACHMANN, A., B. ALLGÖWER. Framework for wildfire risk analysis. In Proceedings III International Conference on Forest Fire Research and 14th, (1998).
- BENTO, J., BOTELHO, H. Tools and methodologies for fire danger mapping. Proceedings do Workshop "Tools and methodologies for fire danger mapping", UTAD, Vila Real, (2001), 163p.
- DGRF. Estratégia Nacional Para as Florestas, MADRP, Lisboa, (2006).
- GONÇALVES, A. J. B. Geografia dos Incêndio em Espaços Silvestres de Montanha: O Caso da Serra da Cabreira. Instituto das Ciências Sociais. Universidade do Minho, (2006).
- IM. O clima de Portugal. Fascículo XLIX, vol. 1 - 1ª região. Normais climatológicas da região de "Entre Douro e Minho" e "Beira Litoral", 1951-1980. Lisboa, (1990).
- IM. Normais climatológicas 1961-1999. Instituto de meteorologia, Lisboa, (2006).
- INTERNATIONAL CONFERENCE ON FIRE AND FOREST METEOROLOGY (1998). Vol II, pp.2177-2190, Luso, 16-20 Novembro.
- LOURENÇO, L. Risco dendrocaustológico em mapas. Coimbra, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, (2004).
- LOURENÇO, L. AND B. GONÇALVES. "Índice de Risco Histórico-Geográfico de Fogo Florestal - Uma proposta para Portugal Continental." ENB, Revista Técnica da Escola Nacional de Bombeiros (6): 15-27, (1998).
- MACEDO, F. W. & SARDINHA, A. M. Fogos Florestais. Publicações Ciência e Vida, Lda. - 2.º Volume, (1993).
- Plano de Desenvolvimento Sustentável da Floresta Portuguesa, 1998
- Plano Regional de Ordenamento Florestal do Baixo Minho, 2003
- Relatório do Plano Diretor Municipal, CMG, 1994.
- SUAREZ, P. Urbanization, Climate Change and Flood Risk: Addressing the Fractal Nature of Differential Vulnerability, Proceedings of the Second, (2002).
- UN/ISDR (International Strategy for Disaster Reduction). Living with risk: A global review of disaster reduction initiatives, Geneva: UN Publications, (2004).
- VARNES, D. Landslide hazard zonation: a review of principles and practice, UNESCO, Paris, (1984).

**A OCORRÊNCIA DE INCÊNDIOS FLORESTAIS NOS PAÍSES DO SUL DA EUROPA.
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL, FACTORES ESTRUTURAIS E INFLUÊNCIA DOS GRANDES INCÊNDIOS**

Sandra Oliveira
Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais (NICIF), Universidade de Coimbra
sisoliveira@gmail.com

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia, Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

José Miguel Cardoso Pereira
Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia
jmcpereira@isa.utl.pt

Jesús San-Miguel Ayanz
European Commission, Joint Research Centre
jesus.san-miguel@jrc.ec.europa.eu

RESUMO

No Sul da Europa, a densidade de incêndios é muito variável, associada a factores climáticos como precipitação, ao tipo de vegetação e a factores humanos. A importância destes factores varia consoante o país ou região. Esta distribuição espacial reflecte também a ocorrência de situações extremas, com número elevado de incêndios e de grande dimensão, no período em estudo.

Palavras-chave: Sul da Europa, factores estruturais, densidade de incêndios, eventos extremos

**The occurrence of forest fires in Southern Europe.
Spatial distribution, structural factors and the influence of large fires**

ABSTRACT

In Southern Europe, fire density is highly variable, associated with climatic variables such as precipitation, with vegetation and with human factors. The importance of these factors varies throughout countries or regions. The spatial distribution of forest fires reflects as well the occurrence of extreme events, with large fires and a high number of fire events, during the study period.

Keywords: Southern Europe, structural factors, fire density, extreme fire events

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais são frequentes na Europa, com maior incidência nos países mediterrâneos do Sul, onde arde mais de meio milhão de hectares de áreas florestais por ano (Martínez *et al* 2009; San-Miguel e Camia 2009; San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2013). Apesar da relação intrínseca entre os incêndios e as condições ambientais das regiões mediterrâneas (Pausas 2004; Pausas *et al.* 2008; San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012), o regime natural de fogo foi modificado nas últimas décadas, devido ao abandono de terrenos agrícolas e consequente acumulação de combustível, a mudanças nos usos tradicionais da terra e de produtos florestais resultantes de mudanças demográficas e socioeconómicas, e devido à arborização de terras agrícolas (Badia *et al.*, 2011; Bento-Gonçalves *et al.*, 2012; Moreira *et al* 2001, 2011, 2012; San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012). Os incêndios são, actualmente, a principal causa da degradação do solo na Europa Mediterrânea (Amatulli e Camia 2007) e podem ser considerados eventos catastróficos (Pausas *et al.*, 2008) pelos impactes negativos que acarretam; de facto, as épocas de incêndio dramáticas de 2003 e 2005, em Portugal, e de 2007, na Grécia, por exemplo, relembram a relevância deste fenómeno nestes países, profundamente afectados ao nível ambiental, socioeconómico e humano (Biro 2009; Boschetti *et al.*, 2008; San-Miguel e Camia 2009; Trigo *et al.*, 2006). Estes acontecimentos recentes, encorajam uma investigação mais aprofundada de todas as vertentes associadas à ocorrência de incêndios e obrigam a repensar as estratégias de gestão do fogo nesta região (Biro 2009; Conedera *et al.* 2011).

Assim, neste trabalho investiga-se a ocorrência de incêndios e a sua variabilidade no Sul da Europa, numa perspectiva de longo prazo, com o objectivo de contribuir para uma melhor compreensão dos factores estruturais que influenciam a ocorrência de incêndios nesta região. Os factores estruturais reflectem as condições socioeconómicas e ambientais que permanecem estáveis ao longo de vários meses ou anos, e são particularmente relevantes para a avaliação da susceptibilidade a incêndios para a fase de prevenção e para a gestão dos recursos disponíveis.

Mais especificamente, os objectivos deste estudo foram:

- a) Investigar os padrões espaciais da ocorrência de incêndios em diversos países do Sul da Europa;
- b) Identificar os factores estruturais que influenciam a ocorrência de incêndios, associados ao número de incêndios e à variação do seu grau de influência na área em estudo;
- c) Avaliar a susceptibilidade a incêndios nos países mais afectados, através do desenvolvimento de um modelo baseado em variáveis estruturais.

1. DADOS E METODOLOGIA

1.1. Área de estudo

Este estudo foi aplicado aos países do Sul da Europa onde a ocorrência de incêndios é relativamente frequente, uma área de estudo vasta, que se estende desde Portugal, a Oeste, até à Turquia, a Este, de clima de tipo mediterrâneo, embora com diferentes subtipos, e com condições biogeográficas e socioeconómicas distintas (fig. 1). A investigação foi realizada para os países com dados de número de incêndios compatíveis com a escala de longo prazo.

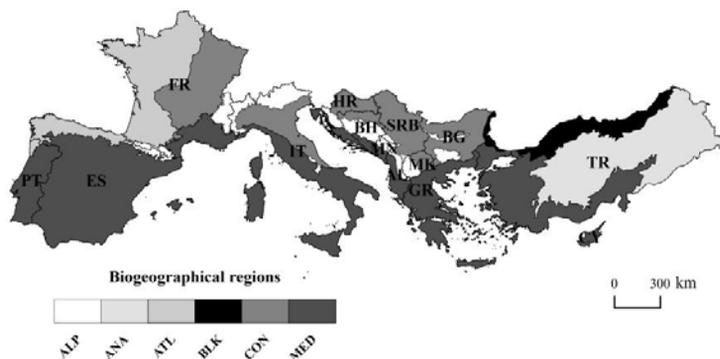


Figura 1. Área de estudo, composta por 14 países (PT, Portugal; ES, Espanha; FR, França; IT, Itália; HR, Croácia; BH, Bósnia e Herzegovina; SRB, Sérvia; MN, Montenegro; AL, Albânia; MK, antiga República Jugoslava da Macedónia FYROM; BG, Bulgária; GR, Grécia; TR, Turquia; CY, Chipre) e as regiões biogeográficas representadas (ALP, Alpina; ANA, Anatólia; ATL, Atlântica; BLK, Mar Negro; CON, Continental; MED, Mediterrânea). *Retirado de Oliveira et al., 2013.*

1.2. Dados

Os dados do número de incêndios foram obtidos da base de dados europeia, (European Fire Database - EFD), pertencente ao European Forest Fire Information System (EFFIS, San-Miguel-Ayanz *et al.* 2012). Esta base de dados resulta da colaboração entre diversos países europeus e foi criada para apoiar os serviços nacionais na gestão do fogo, para além de disponibilizar dados harmonizados e actualizados sobre os incêndios florestais, aos serviços da Comissão Europeia e ao Parlamento (Camia *et al.*, 2010). Actualmente, a base de dados conta com a participação de mais de 20 países, os quais disponibilizam dados sobre a localização dos incêndios, a data e hora de início e de extinção, o tipo de cobertura do solo afectada e a possível causa do incêndio, entre outros parâmetros. A variável dependente de número de incêndios foi analisada em relação à superfície, representando a densidade de incêndios (nº incêndios/km²). Para obter a densidade, e tendo em conta a dificuldade em obter a localização exacta de cada incêndio, foram aplicados métodos de interpolação aos dados obtidos por NUTS III4. Utilizaram-se os dados de número de incêndios de 1996 a 2010, ou a maior série de dados disponível para os países com um período menos alargado de registo. A densidade de fogos corresponde à média do número de incêndios no período em estudo para cada país.

As variáveis independentes, representativas de parâmetros físicos ou humanos, foram obtidas de diversas fontes (Quadro 1), segundo dois critérios principais: a disponibilidade ao nível Europeu e a compatibilidade com a escala temporal de longo prazo, que exige um número mínimo de anos para calcular condições médias no período de tempo considerado, ou a utilização de indicadores que representem variáveis estáticas (Conedera *et al.*, 2011; Jappiot *et al.*, 2009).

Ao longo do desenvolvimento deste trabalho, algumas das variáveis foram alteradas, o que sucedeu sempre que versões mais actualizadas ou dados mais representativos foram disponibilizados, de acordo com os dois critérios de selecção mencionados anteriormente.

4 Nomenclatura de Unidades Territoriais para fins estatísticos. As NUTS III correspondem, na maioria dos países europeus, a províncias ou regiões; em Portugal correspondem a grupos de concelhos.

Quadro 1. Tipo de variáveis independentes recolhidas para este estudo, a resolução/escala, a fonte e referências.

| Tipo de variáveis | Nome das variáveis | Resolução/ Escala | Fonte e referências |
|-------------------|--------------------------------------------------|----------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Topográficas | Altitude | 1 km | DEM Europe (Jarvis <i>et al.</i> , 2008; Reuter <i>et al.</i> , 2007) |
| | Inclinação de vertentes | 1 km | |
| | Rugosidade | 100 m | |
| | Orientação solar | 1 km | |
| Uso do solo | Proporção de áreas florestais | 100 m | Corine Land Cover 2000 (EEA-ETC/TE, JRC, 2002) |
| | Proporção de áreas arbustivas | | |
| | Proporção de áreas herbáceas | | |
| | Proporção de outras áreas naturais | | |
| | Proporção áreas agrícolas e naturais | | |
| | Proporção áreas agrícolas | | |
| | Proporção interface urbano-rural | | |
| Climáticas | Média da temperatura máxima | 1 km (30 arc s) | WorldClim (normals 1961-1990) (Hijmans <i>et al.</i> , 2005) |
| | Precipitação acumulada de Verão | | |
| | Precipitação acumulada for a do Verão | | |
| | Humidade Relativa | 18.5 km (10') | Climate Research Unit (CRU) and Tyndall Centre (normals 1961-1990) (New <i>et al.</i> , 2002) |
| | Humidade do solo (anomalia média, no Verão) | 5 km | JRC, Soil Moisture Archive (2010) |
| Infraestruturas | Densidade de auto-estradas | 1/100.000 | Tele Atlas (2007) (level 00) |
| | Densidade de estradas principais | | Tele Atlas (2007) (levels 01 to 03) |
| | Densidade de estradas locais | | Tele Atlas (2007) (levels 04 to 06) |
| | Densidade de linhas eléctricas | Vector | Platts, McGraw-Hill Research and Analytics, USA (2006) |
| Demográficas | Densidade populacional | 100 m | Gallego (2010) |
| | Proporção de área de densidade urbana intermédia | 1:3 million | EUROSTAT, GISCO (2001) |
| Socioeconómicas | Taxa de desemprego média | NUTS3 | EUROSTAT Regional Statistics (2010, annual data) |
| | Densidade de gado (pecuária) | NUTS3 | Farm Structure Survey, EUROSTAT (2000) |

1.3. Metodologia

Todas as variáveis, dependentes e independentes, foram transformadas para uma escala contínua e uma resolução de 10 km². A investigação dos padrões de ocorrência de incêndios foi realizada através da aplicação da Geographically Weighted Regression (GWR, Fotheringham *et al.*, 2002), um método de análise espacial que calcula o valor de regressão para cada uma das observações (ou unidade de área), capturando as características espaciais das variáveis no modelo. Este método tem a capacidade de revelar as potenciais variações no nível de importância das variáveis na área de estudo, e as diferenças e semelhanças entre países e regiões. A GWR foi aplicada a duas regiões distintas na Europa do Sul, definidas através de uma análise exploratória da evolução do número de incêndios e das condições biogeográficas: Sudoeste e Sudeste da Europa (fig. 1). O Sudoeste da Europa é composto por Portugal, Espanha, França e Itália, e o Sudeste da Europa pela Eslovénia, Croácia, Bulgária, Grécia, Turquia e Chipre. Os restantes países da região Balcânica não possuem, até agora, dados que correspondam aos critérios definidos para a obtenção de variáveis, tendo sido, por isso, excluídos da análise.

Para a modelação da probabilidade de ocorrência de incêndios, foram aplicados dois métodos diferentes: regressão linear múltipla, amplamente aplicada em estudos sobre incêndios florestais (Keeley *et al.*, 2005; Syphard *et al.*, 2007; Sebastian-Lopez *et al.*, 2008) e Random Forest, uma alternativa não-paramétrica recente, baseada em árvores de classificação e regressão (Breiman 2001; Cutler *et al.* 2007; Prasad *et al.*, 2006). A capacidade preditiva e a importância das variáveis seleccionadas, estimada por ferramentas específicas de cada método, foram comparadas, com o intuito de verificar a aplicabilidade do método Random Forest na

modelação da susceptibilidade a incêndios. O modelo foi desenvolvido para os 5 países da Europa Ocidental mais afectados por incêndios (Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia).

2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1. Padrões espaciais da ocorrência de incêndios e factores estruturais

A distribuição do número de incêndios no Sul da Europa é extremamente heterogênea (fig. 2). O Sudoeste da Europa é a região com a média mais elevada de densidade de incêndios, que se concentram sobretudo no noroeste da Península Ibérica. A variabilidade é também evidente dentro de um país, verificando-se variações locais e regionais da densidade de fogos, como se verifica, por exemplo, para a Itália, onde as regiões do Sul são mais afectadas por incêndios (fig. 3).

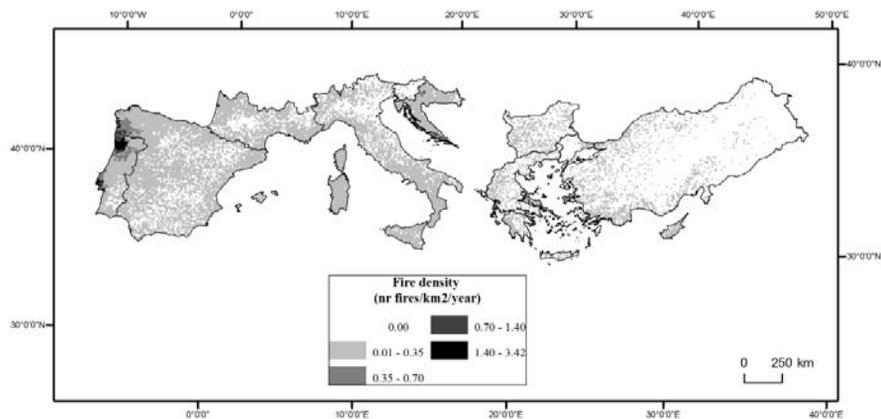


Figura 2. Média da densidade de incêndios (1996-2010) na área de estudo.

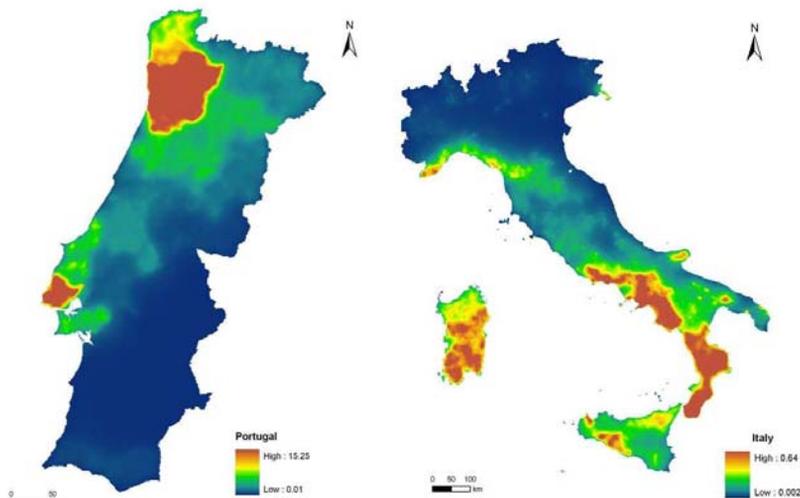


Figura 3. Média da densidade de incêndios (2000-2007) em dois países da área de estudo: Portugal e Itália. Os valores foram obtidos para cada país individualmente, para mostrar as diferenças dentro do território de cada um. As escalas de densidade são, por isso, diferentes entre os dois países, o que revela também diferenças na escala da densidade de incêndios entre ambos.

A análise da influência das variáveis revelou padrões distintos em cada região. A variável mais significativa, obtida a partir dos valores de T para cada unidade de área e calculados pela GWR, varia consoante o local. Em ambas as regiões, a precipitação fora do Verão, a densidade de gado caprino e a proporção de matos arbustivos surgem como a variável mais significativa em áreas específicas. No Noroeste da Europa (fig. 4), a precipitação fora do Verão e a densidade de gado caprino têm ambas uma influência positiva (aumenta a densidade de incêndios quando aumentam os valores destas variáveis). Estes resultados indicam que a precipitação fora da estação de Verão contribui para o crescimento da vegetação e para o aumento da carga de combustível, que estará depois disponível para arder na estação seca (Pausas, 2004; Moreno *et al.*, 2011). A associação entre incêndios e a precipitação foi verificada também por outros autores (Bravo *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2010; Drever *et al.*, 2008; Nunes *et al.*, 2013).

A importância da densidade de gado caprino sugere a relevância das actividades agrícolas na ocorrência de incêndios nesta região, provavelmente relacionadas com a queima de vegetação para manutenção ou criação de pastagens, conforme foi também indicado por diversos autores (Carmo *et al.*, 2011; Koutsias *et al.*, 2010; Martinez *et al.*, 2009).

A influência dos matos arbustivos na densidade de incêndios está associada ao tipo de vegetação disponível nesta cobertura do solo, cuja estrutura e grau de inflamabilidade conferem maior propensão para arder do que outros tipos de cobertura do solo, incluindo florestas (Carmo *et al.*, 2011; Mermoz *et al.*, 2005).

A densidade populacional é outro factor significativo para o aumento da densidade de incêndios em áreas específicas, sugerindo a importância da existência de agentes de ignição (pessoas) para o número de fogos no Sul da Europa, onde mais de 90% dos incêndios são de origem humana (Leone *et al.*, 2009).

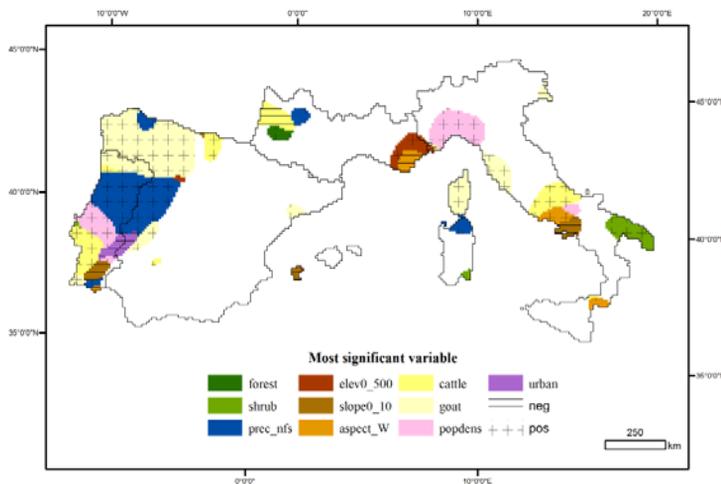


Figura 4. Distribuição da variável mais significativa para a densidade de incêndios no Sudoeste da Europa. Retirado de Oliveira, 2013

Apesar da variável dependente reflectir condições médias ao longo do período em estudo, verifica-se que, tanto a distribuição espacial, como a análise estrutural dos incêndios florestais no Sul da Europa reflectem, em parte, a ocorrência de situações extremas ao nível da densidade e dimensão de incêndios, ao longo do período em estudo. A elevada densidade de incêndios concentrada em áreas específicas, como no Noroeste da Península Ibérica e no Sudoeste da Grécia, resultou também de condições meteorológicas excepcionais, com temperaturas muito elevadas que favoreceram a ocorrência de incêndios, como foi o caso de Portugal, em 2003 e da Grécia, em 2007 (Boschetti *et al.*, 2008; Trigo *et al.*, 2006).

2.2. Modelação da susceptibilidade a incêndios nos países mais afectados

O método *Random Forest* forneceu resultados mais sólidos na avaliação da susceptibilidade a incêndios, em relação à regressão linear múltipla. A potencial existência de relações não lineares entre as diversas variáveis, não capturadas pela regressão múltipla, é uma das possíveis razões para a diferença nos resultados dos métodos. Apesar disso, os modelos seleccionaram

variáveis comuns, demonstrando a sua importância para a ocorrência de incêndios, independentemente do método aplicado. A precipitação, densidade de gado, densidade de estradas e taxa de desemprego são variáveis importantes para ambos os modelos. A precipitação fora do Verão tem uma associação positiva com a densidade de incêndios, sugerindo, uma vez mais, o seu potencial efeito no crescimento de vegetação e acumulação de combustível antes da estação seca, enquanto que a precipitação no Verão tem uma associação negativa com os incêndios e a sua ocorrência na estação mais seca diminui a densidade de fogos (Drever *et al.*, 2008).

Os resultados sugerem que as actividades agrícolas, reflectidas na associação positiva dos incêndios com a densidade de gado, contribuem para o aumento da densidade de fogos nestes países, o que se verificou também com a aplicação do método GWR, mencionado anteriormente. A densidade de estradas, particularmente as estradas locais, reflecte o nível de acessibilidade às áreas de ocorrência de incêndios, um factor de grande importância no contexto Europeu, onde a maioria dos incêndios são causados por pessoas. De facto, outros autores sugeriram esta associação entre estradas e incêndios em diversos locais, como na região central de Espanha (Romero-Calcerrada *et al.*, 2008), no sul da Califórnia (Syphard *et al.*, 2008) e em Portugal (Catry *et al.*, 2009).

A relação da densidade de incêndios com a taxa de desemprego tem sido apontada noutros estudos, embora a justificação para esta associação seja difícil (Martínez *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2012; Sebastián-López *et al.*, 2008) Neste caso, o modelo não-paramétrico de *Random Forest* identificou esta variável com maior importância do que o modelo de regressão linear múltipla, o que sugere a existência de uma relação não linear entre a densidade de fogos e a taxa de desemprego. Por um lado, o desemprego pode ser um indicador de depressão económica em determinadas áreas, o que está associado ao abandono da terra em áreas rurais; por outro lado, pode ser um indicador de potenciais conflitos sociais e ser uma motivação para ignições deliberadas (Ferreira de Almeida e Vilaça e Moura, 1992; Leone, 1999; Velez, 2000).

Os mapas de susceptibilidade a incêndios produzidos pelos modelos mostram uma grande variabilidade na sua distribuição espacial (fig. 5); as áreas mais susceptíveis a incêndios são o noroeste da Península Ibérica e o sul de Itália, enquanto que as áreas menos susceptíveis são o norte de França e o norte da Grécia, para ambos os modelos, embora o mapa derivado de *Random Forest* mostre uma menor dispersão espacial dos valores mais elevados, que correspondem com maior precisão à distribuição dos valores observados, indicando um melhor desempenho deste método.

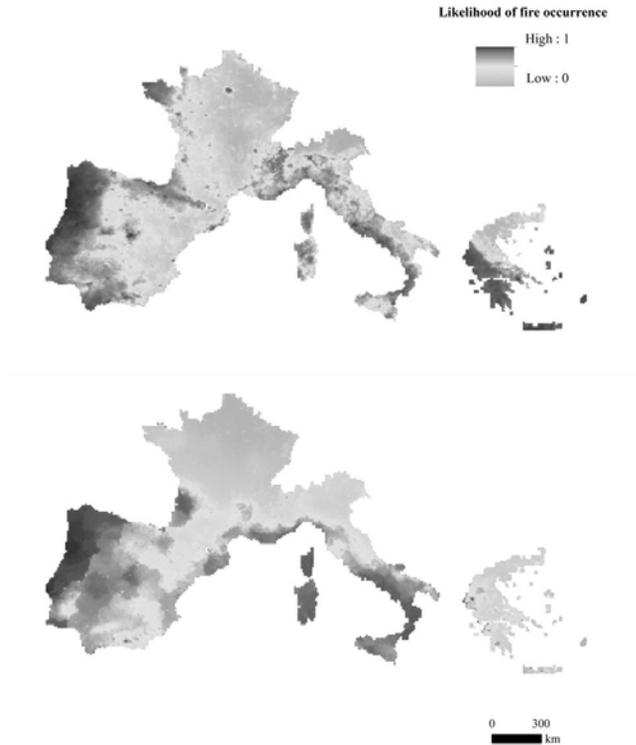


Figura 5. Mapas de susceptibilidade a incêndios resultantes do modelo de regressão múltipla (em cima) e *Random Forest* (em baixo). Adaptado de Oliveira et al., 2012

3. CONCLUSÃO

A distribuição espacial da densidade de incêndios é extremamente irregular no sul da Europa. As áreas mais susceptíveis à ocorrência de incêndios são o noroeste da Península Ibérica, o sul de França, o sul de Itália (incluindo as principais ilhas) e a região centro-sul da Grécia. Nestas áreas devem ser implementadas medidas de prevenção de forma atempada, focadas nos principais factores que explicam a sua propensão à maior densidade de incêndios e permitindo, assim, uma gestão mais eficiente dos recursos. Variáveis climáticas, como a precipitação antes do Verão, as actividades agrícolas, a densidade de estradas e factores socioeconómicos como o desemprego, são factores estruturais que influenciam grandemente a ocorrência de incêndios nesta região da Europa, a diferentes níveis consoante o local. O conhecimento aprofundado dos factores estruturais que determinam a distribuição dos incêndios no sul da Europa, pode contribuir também para promover a cooperação internacional, através da partilha de soluções para problemas comuns entre os vários países.

BIBLIOGRAFIA

- AMATULLI, G., CAMIA, A. (2007) Exploring the relationships of fire occurrence variables by means of CART and MARS models. *Proceedings of the 4th International Wildland Fire Conference*, Seville, Spain
- BADIA, A., SERRA, P., MODUGNO, S. (2011) Identifying dynamics of fire ignition probabilities in two representative Mediterranean wildland-urban interface areas. *Applied Geography* 31(3), 930–940
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., ÚBEDA, X., MARTIN, D. (2012) Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma* 191(0), 3–13

- BIROT, Y. (2009) "Living with wildfires: what science can tell us—a contribution to the science-policy dialogue." Introduction. European Forest Institute, Discussion paper 15, 7-8
- BOSCHETTI, L., ROY, D., BARBOSA, P., BOCA, R., JUSTICE, C. (2008) A MODIS assessment of the summer 2007 extent burned in Greece. *International Journal of Remote Sensing* 29(8), 2433–2436
- BRAVO, S., KUNST, C., GRAU, R., ARAOZ, E. (2010) Fire-rainfall relationships in Argentine Chaco savannas. *Journal of Arid Environments* 74, 1319–1323.
- BREIMAN, L. (2001) Random forests. *Machine Learning* 45, 5–32
- CAMIA, A., DURRANT HOUSTON, T., SAN-MIGUEL-AYANZ, J. (2010) The European fire database: development, structure and implementation. In VIEGAS DX (Ed.), *Proceedings of the VI International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra, Portugal
- CARMO, M., MOREIRA, F., CASIMIRO, P., VAZ, P. (2011) Land use and topography influences on wildfire occurrence in northern Portugal. *Landscape and Urban Planning* 100(1), 169–176
- CARVALHO, A., FLANNIGAN, M. D., LOGAN, K. A., GOWMAN, L. M., MIRANDA, A. I., BORREGO, C. (2010) The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Climatic Change* 98(1-2), 177–197
- CATRY, F. X., REGO, F. C., BAÇÃO, F. L., MOREIRA, F. (2009) Modelling and mapping the occurrence of wildfire ignitions in Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 18, 921–931.
- CONEDERA, M., TORRIANI, D., NEFF, C., RICOTTA, C., BAJOCOCO, S., PEZZATTI, G. B. (2011) Using Monte Carlo simulations to estimate relative fire ignition danger in a low-to-medium fire-prone region. *Forest Ecology and Management* 261(12), 2179–2187
- CUTLER, D. R., EDWARDS, T. C., BEARD, K. H., CUTLER, A., HESS, K. T., GIBSON, J., LAWLER, J. J. (2007) Random forests for classification in Ecology. *Ecology* 88 (11), 2783–2792
- DREVER, C. R., DREVER, M. C., MESSIER, C., BERGERON, Y., FLANNIGAN, M. (2008) Fire and the relative roles of weather, climate and landscape characteristics in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Canada. *Journal of Vegetation Science* 19, 57–66
- EEA-ETC/TE (2002) CORINE Land Cover update: I&CLC2000 Project Technical Guidelines (European Topic Centre on Terrestrial Environment: Barcelona, Spain)
- EUROSTAT, 2000. Farm Structure Survey. Disponível em: <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>>
- EUROSTAT, 2001. Degree of urbanisation. GISCO database (Geographic Information System of the European Commission). Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/gisco_Geographical_information_maps/popups/references/Population%20Distribution%20-%20Demography>
- EUROSTAT, 2010. Regional Statistics. Disponível em: <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>>
- FERREIRA DE ALMEIDA, A. M. S., VILAÇA E MOURA, P. V. S. (1992) The relationship of forest fires to agro-forestry and socio-economic parameters in Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 2, 37–40.
- FOTHERINGHAM, A. S., BRUNSDON, C., CHARLTON, M. (2002) "Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships". Wiley New York
- GALLEGO, F. J. (2010) A population density grid of the European Union. *Population and Environment* 31 (6), 460–473
- HIJMANS, R. J., CAMERON, S. E., PARRA, J. L., JONES, P. G., JARVIS, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965–1978
- JAPPIOT, M., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R., LAMPIN-MAILLET, C., BORGNIE, L. 2009. Assessing wildfire risk in time and space. In Birot, Y., 2009 (Ed). "Living with wildfires: what science can tell us. A contribution to the Science-Policy Dialogue". European Forest Institute, Discussion Paper 15, 41-48
- JARVIS, A., REUTER, H. I., NELSON, A., GUEVARA, E. (2008) Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture, CIAT. Disponível em: <<http://srtm.csi.cgiar.org>>
- JRC – JOINT RESEARCH CENTER OF THE EUROPEAN COMMISSION (2010) Soil Moisture Archive, Joint Research Centre, European Commission. Disponível em: <<http://desert.jrc.ec.europa.eu/action/php/index.php?action=view&id=19>>
- KEELEY, J. E., FOTHERINGHAM, C. J., BAER-KEELEY, M. (2005). Determinants of postfire recovery and succession in mediterranean-climate shrublands of California. *Ecological Applications* 15(5), 1515–1534

- KOUTSIAS, N., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J., ALLGÖWER, B. (2010) Do factors causing wildfires vary in space? Evidence from geographically weighted regression. *GIScience & Remote Sensing* 47(2), 221–240
- LEONE, V. (1999) Los incendios en el Medio día Italiano. In: ARAQUE JIMENEZ E (Ed.) "Incendios históricos: una aproximación multidisciplinaria". Universidad Internacional de Andalucía, Seville
- LEONE, V., LOVREGGIO, R., MARTÍN, M. P., MARTÍNEZ, J., VILAR, L. (2009) Human Factors of Fire Occurrence in the Mediterranean. In Chuvieco E (ed) "Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems" Springer Berlin Heidelberg, 149–170
- MARTÍNEZ, J., VEGA-GARCIA, C., CHUVIECO, E. (2009) Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90(2), 1241–1252
- MERMOZ, M., KITZBERGER, T., VEBLEN, T. T. (2005) Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* 86, 2705–2715
- MORENO, J. M., ZUAZUA, E., PÉREZ, B., LUNA, B., VELASCO, A., RESCO DE DIOS, V. (2011) Rainfall patterns after fire differentially affect the recruitment of three Mediterranean shrubs. *Biogeosciences* 8, 3721–3732.
- MOREIRA, F., VIEDMA, O., ARIANOUTSOU, M., CURT, T., KOUTSIAS, N., RIGOLOT, E., BARBATI, A., CORONA, P., VAZ, P., XANTHOPOULOS, G. (2011) Landscape–wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of environmental management* 92(10), 2389–2402
- MOREIRA, F., ARIANOUTSOU, M., VALLEJO, V. R., HERAS, J., CORONA, P., XANTHOPOULOS, G., FERNANDES, P., PAPAGEORGIOU, K. (2012) Setting the Scene for Post-Fire Management. In MOREIRA F, ARIANOUTSOU M, CORONA P (eds.) "Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests", Springer Netherlands, 1–19
- MOREIRA, F., REGO, F. C., FERREIRA, P. G. (2001) Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* 16(6), 557–567
- NEW, M., LISTER, D., HULME, M., MAKIN, I. (2002) A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21, 1–25
- NUNES, A., LOURENÇO, L., BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A. (2013). Três décadas de incêndios florestais em Portugal: incidência regional e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia* 32, 133-143
- OLIVEIRA, S., OEHLER, F., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., CAMIA, A., PEREIRA, J. M. C. (2012) Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. *Forest Ecology and Management* 275, 117–129
- OLIVEIRA, SANDRA (2013) *Spatial patterns of fire occurrence in Southern Europe. Long-term assessment and environmental drivers*. Tese de doutoramento, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 2013
- PAUSAS, J. G. (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic change* 63(3), 337–350
- PAUSAS, J. G., LLOVET, J., RODRIGO, A., VALLEJO, R. (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?—A review. *International Journal of Wildland Fire* 17(6), 713–723
- PLATTS, McGraw-Hill Research and Analytics, USA, 2006. Disponível em: <<http://www.platts.com/Products/gisdata>>
- PRASAD, A. M., IVERSON, L. R., LIAW, A. (2006) Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems* 9, 181–199
- REUTER, H. I., NELSON, A., JARVIS, A. (2007) An evaluation of void-filling interpolation methods for SRTM data. *International Journal of Geographical Information Science* 21 (9), 983–1008
- ROMERO-CALCERRADA, R., NOVILLO, C., MILLINGTON, J. D. A., GOMEZ-JIMENEZ, I. (2008) GIS analysis of spatial patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid (Central Spain). *Landscape Ecology* 23(3), 341–354
- SÁ, A. C. L., PEREIRA, J. M. C., CHARLTON, M. E., MOTA, B., BARBOSA, P. M., STEWART FOTHERINGHAM, A. (2010) The pyrogeography of sub-Saharan Africa: a study of the spatial non-stationarity of fire–environment relationships using GWR. *Journal of Geographical Systems* 13, 227–248
- SAN-MIGUEL, J., CAMIA, A. (2009) Forest fires at a glance: facts, figures and trends in the EU. In Birot, Y., 2009 (Ed). "Living with wildfires: what science can tell us - A contribution to the Science-Policy Dialogue". European Forest Institute, Discussion Paper 15, 11–18
- SAN-MIGUEL-AYANZ, J., RODRIGUES, M., OLIVEIRA, S. S., PACHECO, C. K., MOREIRA, F., DUGUY, B., CAMIA, A. (2012) Land Cover Change and Fire Regime in the European

- Mediterranean Region. In MOREIRA F, ARIANOUTSOU M, CORONA P (eds.) "Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests", Springer Netherlands, 21–43
- SAN-MIGUEL-AYANZ, J., MORENO, J. M., CAMIA, A. (2013) Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 294, 11-22
- SEBASTIÁN-LÓPEZ, A., SALVADOR-CIVIL, R., GONZALO-JIMÉNEZ, J., SANMIGUEL-AYANZ, J. (2008) Integration of socio-economic and environmental variables for modeling long-term fire danger in Southern Europe. *European Journal of Forest Research* 127(2), 149–163
- SYPHARD, A. D., RADELOFF, V. C., KEELY, J. E., HAWBAKER, R. J., CLAYTON, M. K., STEWART, S. I., HAMMER, R. B. (2007) Human influence on California Fire Regimes. *Ecological Applications* 17, 1388–1402
- TELE ATLAS NV AND TELE ATLAS NORTH AMERICA (2007) Tele Atlas MultiNet_ Version 3.4.2.1 Data Specification
- TRIGO, R. M., PEREIRA, J. M. C., PEREIRA, M. G., MOTA, B., CALADO, T. J., DACAMARA, C. C., SANTO, F. E. (2006) Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *International Journal of Climatology* 26(13), 1741–1757
- VELEZ, R. (2000) La prevencion. In GARCIA-BRAGE, A. (Ed.) "La defensa contra incêndios forestales fundamentos y experiencias". McGraw-Hill/Interamericana de Espana, Madrid

SIMULAÇÃO DE UM INCÊNDIO FLORESTAL, A QUE SE SEGUIU PRECIPITAÇÃO INTENSA, COM CONSEQUENTE INUNDAÇÃO

Maria Gouveia
Doutoranda em Geografia, Departamento de Geografia, Faculdade de Letras da Universidade de
Coimbra
maria.gouveia@cm-mirandela.pt

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia e Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território
(CEGOT), Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

RESUMO

Um incêndio florestal, seguido de episódios de precipitação, pode provocar uma inundação na cidade de Mirandela. A sua simulação possibilitará a prevenção de situações desagradáveis, designadamente através da implementação de algumas medidas mitigadoras no que respeita à erosão e reabilitação de solos após incêndios, bem como à redução das vulnerabilidades e das áreas inundáveis.

Palavras-chave: Simulação. Incêndio florestal. Inundação. Mirandela.

SIMULATION OF A FOREST FIRE, FOLLOWED BY INTENSE PRECIPITATION WITH CONSEQUENT FLOOD

ABSTRACT

A forest fire, followed by precipitation episodes may cause a flood in the city of Mirandela. Its simulation shall allow the prevention against unpleasant situations, namely through the implementation of some mitigating measures regarding erosion and rehabilitation of soils after the occurrence of fires, as well as regarding the reduction of vulnerabilities and flood prone areas.

Keywords: Simulation. Forest fire. Flood. Mirandela.

INTRODUÇÃO

Sabendo-se que a ocorrência de inundações na cidade de Mirandela é um fator condicionante para a vida dos cidadãos que aí residem, trabalham ou se deslocam para a visitar, pensou-se ser importante a simulação de uma inundação cuja causa principal se relacionasse com a ocorrência de um incêndio florestal e posterior acumulação de material sólido nas pontes que existem nesta Cidade e que permitem a travessia do rio Tua.

A simulação que se apresenta compreende a ocorrência de um incêndio florestal, seguido, dois dias depois, de precipitação, forte e concentrada, que originou uma inundação na cidade, sendo identificados e caracterizados os possíveis estragos que, nestas circunstâncias, seriam provocados.

Ao simular-se a extensão da inundação, ficam a conhecer-se as possíveis consequências desta, o que pode ajudar a prevenir muitas das situações desagradáveis que ocorreriam nessas circunstâncias, propondo-se, na parte final, a implementação de algumas medidas mitigadoras no que respeita à erosão e reabilitação de solos após incêndios, bem como à redução das vulnerabilidades das áreas inundáveis.

As animações tridimensionais que se elaboraram compreenderam a utilização da extensão *3D Analyst* do *software* de Sistemas de Informação Geográfica *ArcGIS*, versão 10.1, licenciado para a Universidade de Coimbra que, gentilmente, o disponibiliza aos seus alunos. O ambiente de visualização disponível, através da extensão *3D Analyst*, que foi utilizado denomina-se *ArcScene*. Este visualizador é específico para analisar e animar dados em ambiente 3D, tendo-se utilizado informação vetorial e raster em 2D.

O concelho de Mirandela localiza-se no Norte de Portugal, NUTIII – Alto Trás-os-Montes e a cidade, com o mesmo nome, situa-se, sensivelmente, no ponto central do Concelho (fig. 1). A cidade de Mirandela localiza-se numa área deprimida, onde se encontra instalado o rio Tua que separa a cidade, com uma distância entre margens de cerca de 220 metros.



Figura 1. Portugal, dividido em NUTIII (divisão estatística). Destaque para o concelho e a cidade de Mirandela.

Fonte: National Geographic, Bing Maps, 2013.

A área escolhida para se efetuar a simulação do incêndio florestal localiza-se a montante da cidade de Mirandela, na margem esquerda do rio Tua, no local denominado: Quinta do Canal (fig. 2 e 3).

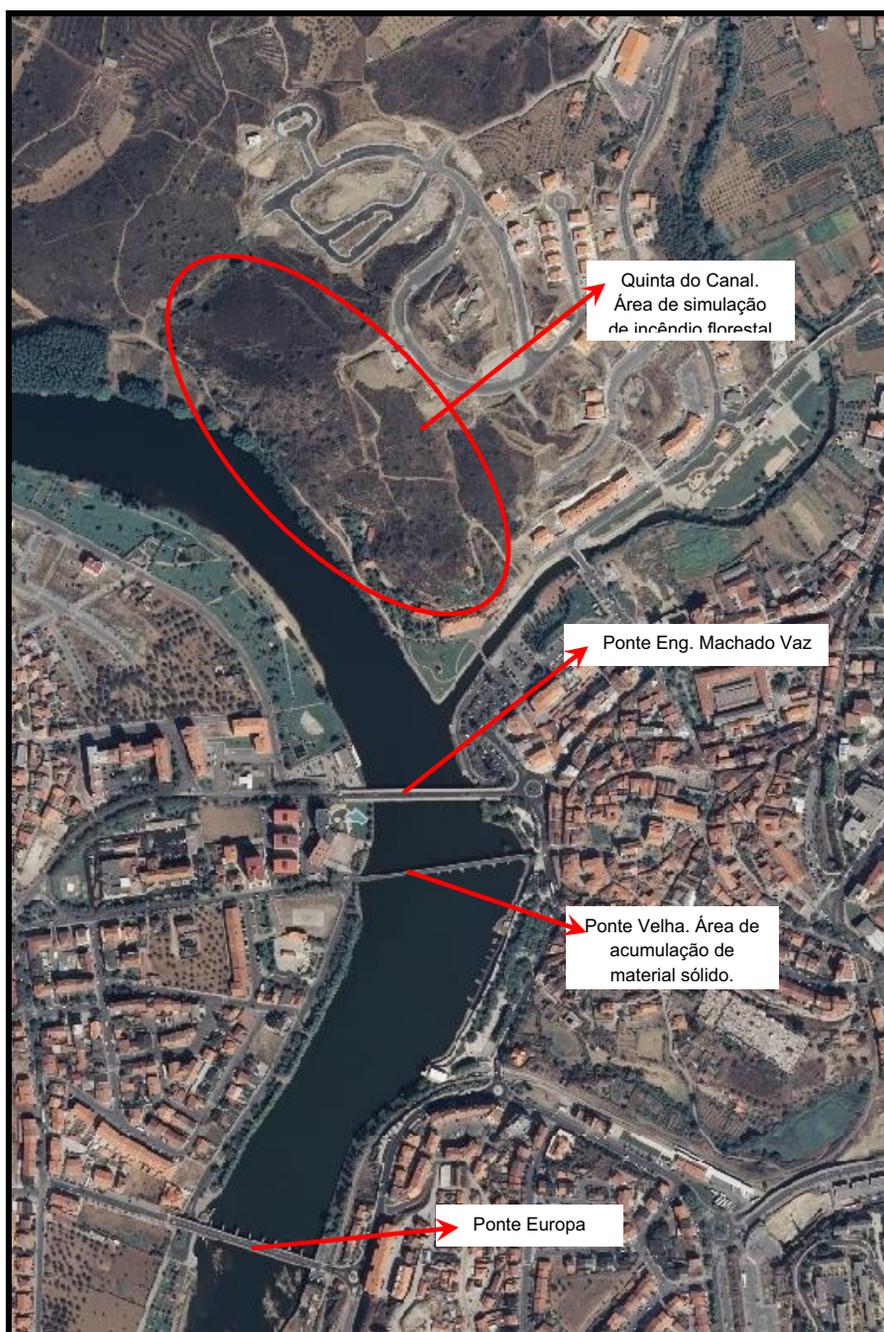


Figura 2. Cidade de Mirandela.
Fonte: Ortofotomapas, DGT, 2009.

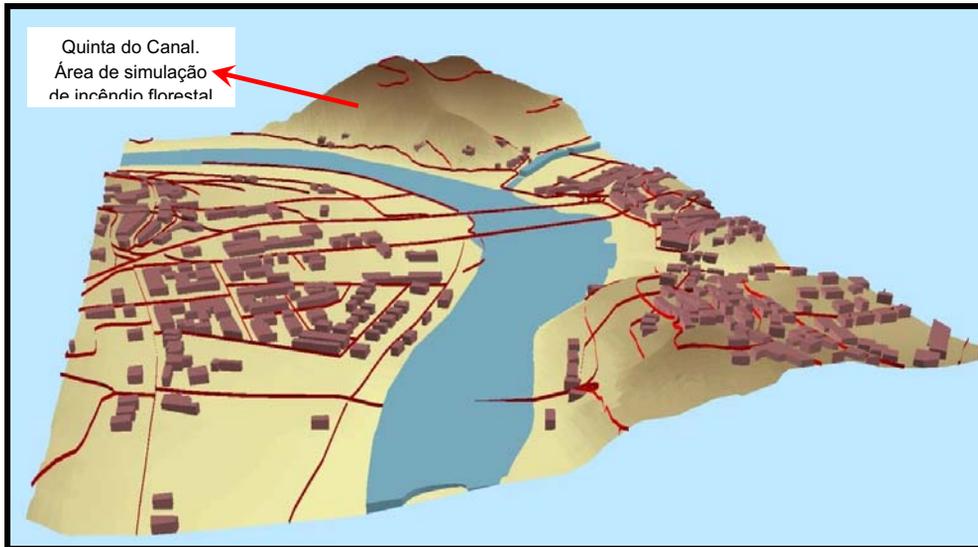


Figura 3. Cidade de Mirandela (animação 3D).

Fonte: Carta Militar de Portugal, 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.

A simulação que se propõe efetuar compreende a ocorrência de um incêndio florestal numa vertente, que tem 215 metros de altitude, na base e 280 metros de altitude, no topo, havendo um desnível de cerca de 75 metros (fig. 4).

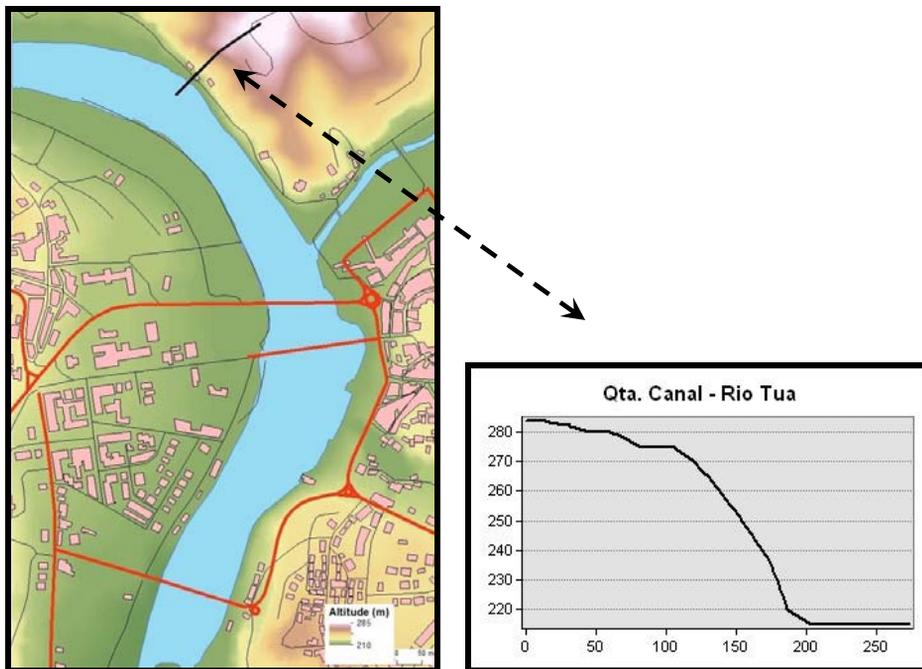
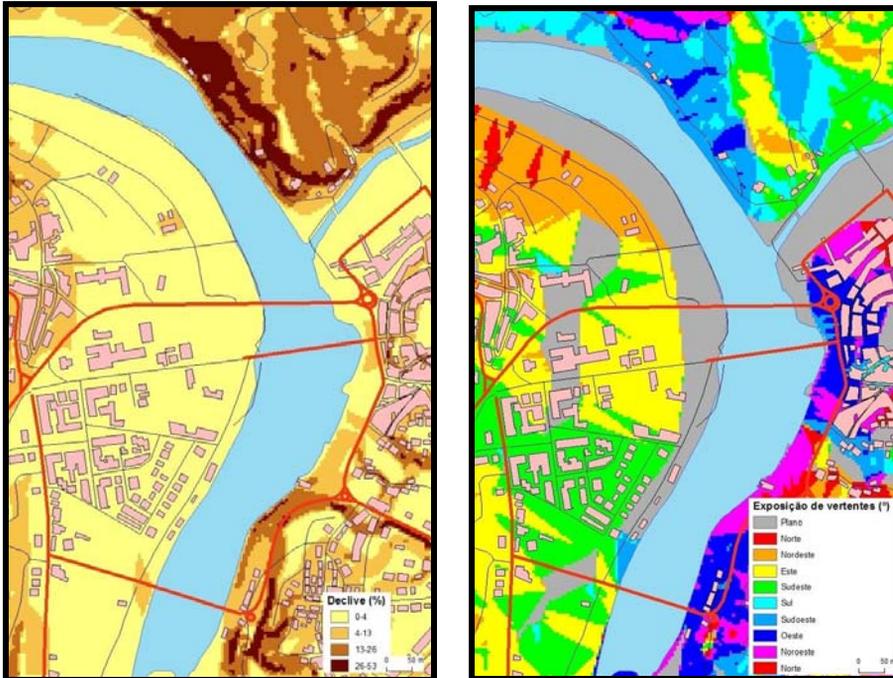


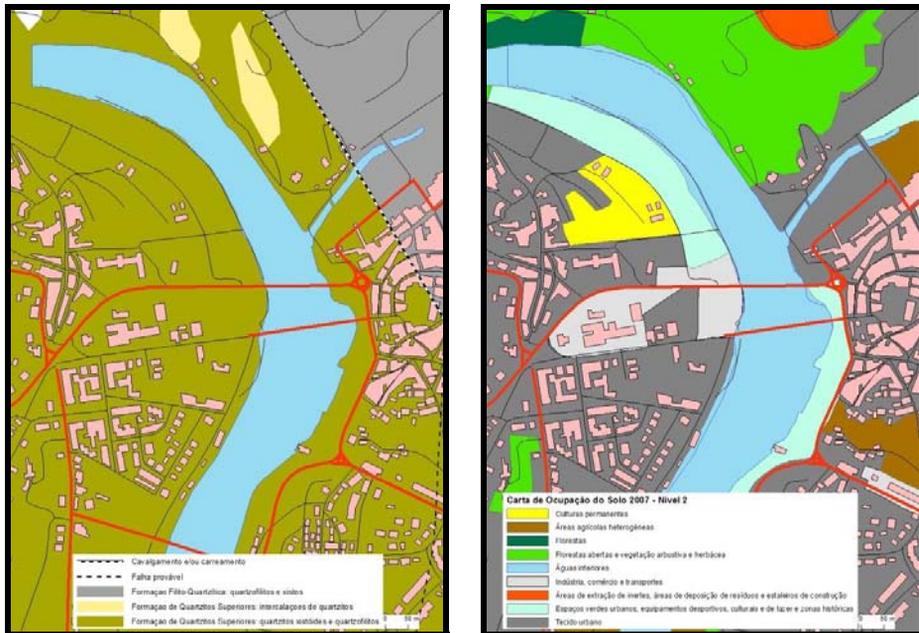
Figura 4. Mapa hipsométrico e perfil topográfico.

Fonte: Carta Militar de Portugal, Curvas de nível (equidistância de 10 metros), 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.

Nesta vertente, os declives chegam a atingir valores superiores a 26%, sobretudo a meio da vertente e, saliente-se, junto a casas que se encontram habitadas. A vertente encontra-se, maioritariamente, exposta a sudoeste, sendo constituída por xisto e o solo é ocupado, sobretudo, por floresta aberta e vegetação arbustiva e herbácea (fig.s 5, 6, 7 e 8).



Figuras 5 e 6. Mapas de declive e de exposição de vertentes.
Fonte: Carta Militar de Portugal, 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.



Figuras 7 e 8. Mapas com a geologia e ocupação do solo.
Fonte: Carta Militar de Portugal, 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.

1. SIMULAÇÃO DE INCÊNDIO FLORESTAL

Entende-se por simulação, a criação virtual de uma situação que pode acontecer no mundo real e por animação compreende-se a visualização dessa mesma situação.

Ora, sabendo-se que a ocorrência de cheias no rio Tua provoca situações de inundação na cidade de Mirandela, que perturbam o decorrer “normal” do dia-a-dia, pensou-se em simular a ocorrência de um incêndio florestal, a que se seguisse uma precipitação intensa, que fosse a principal causa da origem de uma inundação, cujos acontecimentos se revestem de uma seqüência própria (fig. 9).



Figura 9. Seqüência temporal da situação simulada.

Assim, simulando um incêndio florestal na Quinta do Canal, com início pelas 14h30m, do dia 3 de Agosto, junto à rua Joaquim Teófilo Braga e que se desenvolveu para Norte, durante 10 horas, consumiu cerca de 7 hectares de mato e floresta (fig. 10) e foi combatido por 27 operacionais, apoiados com 6 viaturas, observamos que, após a extinção, passou a existir grande quantidade de material sólido, não só mineral, mas também orgânico, constituído pelos sobrantes do incêndio que não foram totalmente incinerados, que se encontra disponível para ser arrastado para a base da vertente e alcançar o rio Tua.

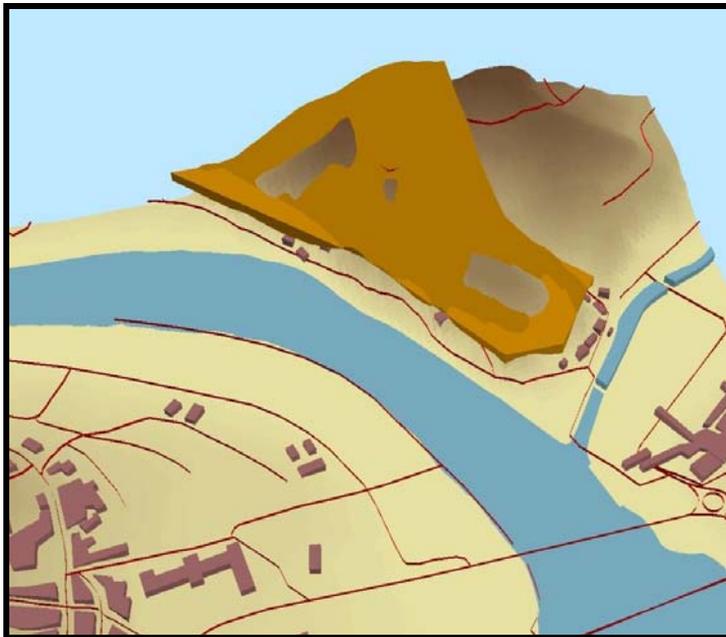


Figura 10. Simulação da área afetada pelo incêndio florestal.

Fonte: Carta Militar de Portugal, 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.

2. SIMULAÇÃO DE PRECIPITAÇÃO INTENSA E CONCENTRADA

Simula-se, agora, um episódio de precipitação forte e concentrada, que ocorreu dois dias após o incêndio florestal, tendo afetado a totalidade da área queimada. Na estação meteorológica de Mirandela, onde a precipitação até parece não ter sido tão intensa, segundo relatos dos residentes, registaram-se, entre as 10 horas e as 11 horas do dia 5 de agosto, 5 mm de precipitação, o que equivale a 3,2 l/m². Tendo em conta que a área queimada foi de 7 hectares, só na área do incêndio caíram cerca de 0,3 m³ de água. Esta enorme disponibilidade de água possibilitou a mobilização de grande parte das cinzas e dos elementos minerais da parte superficial do solo bem como o arrastamento dos restos vegetais deixados pelo incêndio, a maior parte dos quais acabou por chegar ao rio Tua.

3. INUNDAÇÃO NA CIDADE DE MIRANDELA

Ora, neste local, as águas do rio Tua, provenientes de toda a sua bacia hidrográfica situada a montante, rapidamente aumentaram de volume, o que facilitou o transporte de todos os materiais provenientes da área queimada para jusante, em direção da cidade de Mirandela, mais concretamente, em direção às pontes (fig 2). As três pontes, estando posicionadas na perpendicular face à corrente do Rio e, logicamente, ao movimento do material sólido, servem de obstáculo à passagem do mesmo, começando a acumular-se a jusante dos arcos das três pontes. Deste modo, começa a forma-se uma barragem natural (fig. 11) que ao impossibilitar a passagem da água, vai originar a subida do caudal do rio Tua.

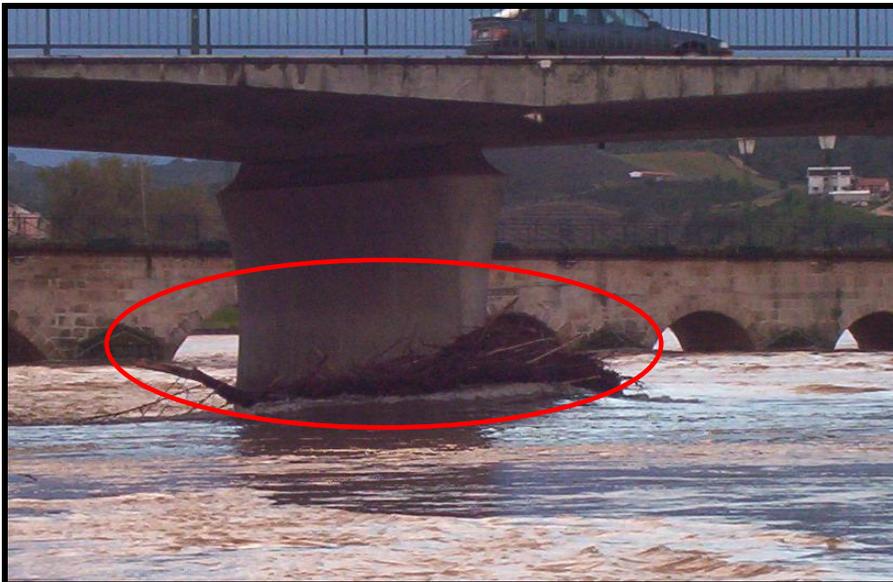


Figura 11. Barragem natural (troncos arrastados pelo rio Tua).

Autora: Maria Gouveia, 2002.

Durante a subida de caudal do rio, a água começa a inundar os terrenos adjacentes às suas margens (fig. 12), provocando estragos não só diretos, como, por exemplo, o corte de estradas (fig. 13), a degradação do Parque Dr. José Gama (fig. 14), a submersão de viaturas no Largo do Cardal e o alagamento de caves e garagens, mas também indiretos, como sejam a perda de qualidade de vida dos seus habitantes e problemas de saúde pública.

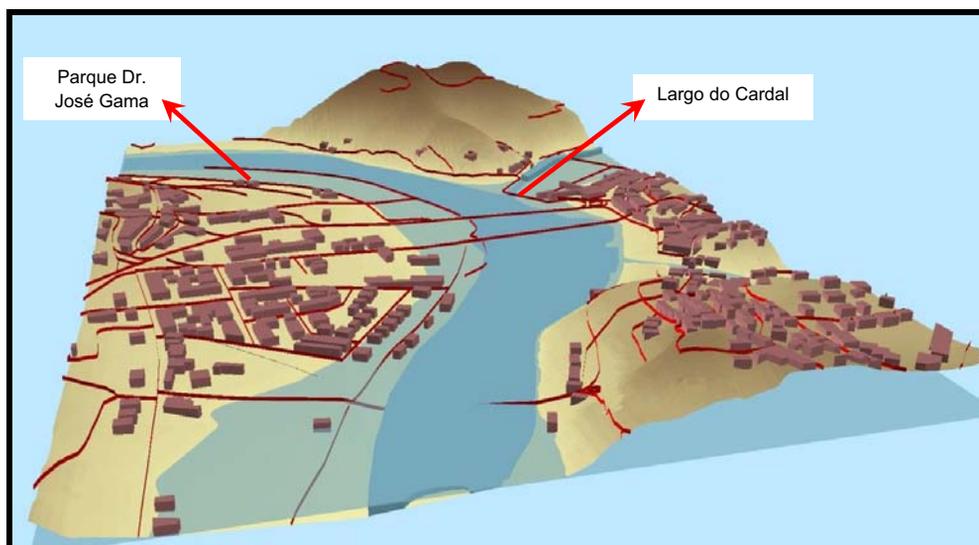


Figura 12. Simulação de aumento de caudal do rio Tua e inundação das margens.
Fonte: Carta Militar de Portugal, 1/25000, folhas 76 e 77, IGeoE, 1995.



Figura 13. Efeitos diretos: corte de estradas.
Autora: Maria Gouveia, 2013.



Figura 14. Efeitos diretos: degradação do Parque Dr. José Gama.
Autora: Maria Gouveia, 2002.

4. RECOMENDAÇÕES

A ocorrência do suposto incêndio florestal, permitiu que a camada superior do solo da vertente da Quinta do Canal ficasse desprovida de vegetação, logo, desprotegida e sujeita a uma maior ação dos agentes erosivos e, segundo Luciano Lourenço, (2004, p. 14) a evolução das vertentes após a ocorrência de um incêndio florestal, compreende a constituição de formas de relevo ocas e salientes, consoante se devam a processos de erosão (escavamento, arrancar dos materiais) ou de acumulação (deposição de detritos anteriormente arrancados). De acordo com o mesmo autor, entre as formas ocas podem encontrar-se ravinas e as formas de deposição originam-se na base das vertentes (cones de dejeção) e junto às barragens construídas pelo Homem (fig. 11).

Uma vez que se supôs que, após o incêndio florestal, ocorreu um episódio de precipitação forte e concentrada, verificou-se uma intensa desagregação de partículas do material que se encontra à superfície do solo, ficando este disponível para ser arrastado, através de escoamento superficial, em direção ao rio Tua.

Como foi suposta, a disponibilidade de material sólido solto na vertente da Quinta do Canal, provocar-se-á uma situação de inundação na cidade de Mirandela. No entanto, existem medidas que se poderão implementar de modo a que esse material fique retido na vertente, sendo, deste modo, minimizadas a erosão do solo e a escorrência superficial e, neste caso, não será provocada uma inundação.

Segundo C. Coelho *et al* (2010, p. 4) as medidas mitigadoras poderão ser implementadas em vertentes, canais ou em caminhos e segundo os autores António Vieira, António Bento-Gonçalves, Luciano Lourenço e Adélia Nunes (2012, p. 802) existem medidas de intervenção, após ter ocorrido o fogo, que são implementadas ao longo de um ano, ou seja, procedimentos de “estabilização de emergência”; medidas implementadas ao longo de três anos, ou seja, procedimentos de “reabilitação”; e medidas implementadas a longo prazo, ou seja, procedimentos de “recuperação”.

Tendo em conta a explicação dada pelos referidos autores, em relação ao funcionamento e à eficácia de cada uma das medidas mitigadoras, sugere-se que sejam implementadas medidas de intervenção imediatas, implementadas imediatamente após o incêndio, na vertente, exposta a sudeste, da Quinta do Canal, designadamente as seguintes medidas de estabilização de emergência:

Aplicação de resíduos vegetais (palha, caruma) em simultâneo com a sementeira, que permitem o aumento da cobertura vegetal, a infiltração de água e a diminuição do escoamento superficial;

Colocação de barreiras de troncos (colocadas ao longo das curvas de nível) que possibilitam a retenção de sedimentos e proporcionam a infiltração e a deposição de materiais mais grosseiros;

Colocação de barreiras de sacos de areia/solo/cascalho/matéria vegetal que possibilitam a retenção de sedimentos e do aumento da infiltração e também regularizam o perfil da vertente;

Colocação de barreiras de pedra (colocadas durante o período seco) que permitem a estabilização das margens, a redução do fluxo de água e a retenção de materiais grosseiros.

CONCLUSÃO

A ocorrência de um incêndio florestal altera as condições superficiais do solo, tornando-o mais vulnerável à ação dos agentes erosivos e, quando este fenómeno é seguido de um forte e concentrado episódio de precipitação, há condições para a desagregação de material sólido que fica disponível para ser arrastado e ser movimentado através dos cursos de água.

Conhecendo-se, desde já, as condições favoráveis que existem para a ocorrência de inundações na cidade de Mirandela, bem como algumas consequências nefastas que este fenómeno provoca, tornou-se importante efetuar animações 3D e uma simulação de um incêndio florestal seguido de episódio de precipitação que aí provocam uma inundação, pois, deste modo, poderão prevenir-se situações desagradáveis, propondo-se, antecipadamente, a implementação de algumas medidas mitigadoras no que respeita à recuperação de solos após incêndios.

A implementação das medidas que se propõem poderá apoiar a redução dos impactes negativos que poderão surgir na cidade de Mirandela, podendo, concluir-se que uma eficaz medida mitigadora para a prevenção de inundações é a conservação do solo.

BIBLIOGRAFIA

- BENTO-GONÇALVES, A.; VIEIRA, A.; LOURENÇO, L.; NUNES, A. (2012) – “SOILPROTEC – Medidas de emergência para a protecção do solo pós-incêndios. Desenho experimental.”. GEONORTE. Edição Especial. V.1. N.4.
- COELHO, C. *et al* (2010) – Técnicas para a minimização da erosão e escorrência pós-fogo. Projeto Recuperação de Áreas Ardidas, Universidade de Aveiro e Center for Environmental and Marine Studies.
- LOURENÇO, L. (2004) – Risco de Erosão após Incêndios Florestais. Coleção Estudos. Coletâneas científicas V. Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais. Faculdade de Letras da Universidade de Lisboa. Coimbra.
- LOURENÇO, L.; BENTO-GONÇALVES, A.; NUNES, A.; FERNADES, S. (2012) – “Recuperação de paisagens de socacos e a prevenção de riscos naturais no centro de Portugal. O exemplo do TERRISC”. GEONORTE. Edição Especial. V.1. N.4.
- VIEIRA, A.; BENTO-GONÇALVES, A.; LOURENÇO, L.; NUNES, A. (2012) – “Medidas de mitigação da erosão em canais: aplicação em áreas ardidas do NW de Portugal”. GEONORTE. Edição Especial. V.1. N.4.

A UTILIZAÇÃO DE DADOS DE SATÉLITE NO APOIO À PREVENÇÃO E À RECUPERAÇÃO PÓS-INCÊNDIOS. O EXEMPLO DO PREFER⁵ NA EUROPA MEDITERRÂNEA

Sandra Oliveira
Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais (NICIF), Universidade de Coimbra
sisoliveira@gmail.com

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia, Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

António Vieira
CEGOT, Departamento de Geografia, Universidade do Minho
vieira@geografia.uminho.pt

Adélia Nunes
Departamento de Geografia, Universidade de Coimbra
adelia.nunes@fl.uc.pt

António Bento-Gonçalves
Departamento de Geografia, Universidade do Minho
bento@geografia.uminho.pt

RESUMO

O projecto PREFER pretende disponibilizar produtos derivados de detecção remota para utilização na prevenção de incêndios, na preparação para situações de emergência e na recuperação pós-incêndios na Europa mediterrânea, promovendo a participação dos diversos utilizadores destes produtos no desenvolvimento do projecto.

Palavras-chave: PREFER, imagens de satélite, prevenção de incêndios, recuperação pós-incêndios, utilizadores.

THE USE OF SATELLITE DATA FOR FIRE PREVENTION AND POST-FIRE RECOVERY. THE EXAMPLE OF PREFER IN MEDITERRANEAN EUROPE

ABSTRACT

The project PREFER offers remote sensing products for use in fire prevention, emergency preparedness and post-fire recovery in Mediterranean Europe. The participation of the several end-users of these products is an essential requirement for the development of the project.

Keywords: PREFER, satellite imagery, fire prevention, post-fire recovery, end-users

⁵ PREFER: "Space-based Information Support for Prevention and Recovery of Forest Fires Emergency in the Mediterranean Area"

INTRODUÇÃO

A região mediterrânea é a mais fortemente afectada por incêndios florestais na Europa (Martínez *et al.* 2009; San-Miguel-Ayanz *et al.* 2013). Os incêndios afectam negativamente a economia local (Mavsar *et al.* 2012), o funcionamento dos ecossistemas (Bowman *et al.* 2009; Dwyer *et al.* 2000, Pechony and Shindell 2010), a erosão do solo (González-Pérez *et al.* 2004) e a emissão de poluentes atmosféricos (Carvalho *et al.* 2011; Pechony and Shindell 2010), entre os quais gases com efeito de estufa. Na Europa Mediterrânica, os incêndios são considerados um desastre natural (Pausas *et al.* 2008), apesar da relação intrínseca existente entre o fogo e as condições mediterrânicas, pelos impactes negativos visíveis também ao nível da perda de vidas humanas, como sucedeu em 2003 e, mais recentemente, na época de incêndios de 2013.

A ocorrência frequente de incêndios e a magnitude dos seus impactes nesta região, apontam para a necessidade de melhorar o suporte técnico e de acesso à informação, condições essenciais para lidar mais eficazmente com situações de emergência e diminuir a susceptibilidade a incêndios. A disponibilização de informação detalhada e actualizada, baseada em dados comparáveis e, por conseguinte, harmonizados a larga escala, assume um papel cada vez mais relevante, quer em termos de prevenção e gestão dos incêndios, quer como forma de mitigar os seus impactes negativos na Europa Mediterrânea.

O projecto PREFER foi desenvolvido para responder a estas necessidades, disponibilizando informação e produtos derivados de imagens de satélite e de tecnologias avançadas, actualizados de forma sistemática. Estes produtos serão utilizados em diversas fases da gestão de incêndios, nomeadamente na prevenção e na preparação atempada para situações de emergência, assim como na fase de reabilitação e recuperação pós-incêndios. O desenvolvimento do projecto baseia-se no estabelecimento de parcerias entre entidades com responsabilidades e aptidões diversas, e pressupõe a participação dos diversos utilizadores dos países mais afectados do sul da Europa, com responsabilidades nas diversas fases do processo: prevenção, combate e recuperação das áreas queimadas, os quais terão igualmente acesso aos produtos e serviços desenvolvidos ao longo do projecto, que tem a duração de 3 anos.

1. CARACTERÍSTICAS DO PROJECTO PREFER

1.1. Objectivos do projecto

O projecto pretende estabelecer um serviço regional de processamento e distribuição de informação para utilizadores, no âmbito da prevenção de incêndios e actividades pós-fogo, o qual será desenvolvido e gerido por um grupo constituído por utilizadores principais, institutos de investigação e empresas.

Os objectivos específicos do projecto são:

- 1) Disponibilizar produtos de informação a diversas escalas e de forma atempada, baseados na exploração dos sensores espaciais disponíveis no período de desenvolvimento do projecto;
- 2) Criar um portfólio de produtos de observação terrestre (EO, Earth Observation), actualizados de forma sistemática, para serem utilizados na fase de prevenção (pré-emergência) e após os incêndios, facilitando a análise dos efeitos dos incêndios na estabilidade das vertentes e na recuperação da vegetação após incêndios;
- 3) Preparar a investigação e utilização potencial de novos sensores espaciais disponíveis até 2020 (ex. Sentinels), tendo em consideração a possibilidade de aplicação destas tecnologias à prevenção de incêndios e à recuperação de áreas ardidas;
- 4) Contribuir para a definição dos requisitos de utilizador para as novas missões de EO

1.2. Área de estudo

Os produtos e serviços desenvolvidos no âmbito do projecto são aplicados aos países da Europa Mediterrânea, mais afectados pelos incêndios florestais, nomeadamente Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia, que representam também a maior área florestada da Europa, que varia entre 38% em Portugal e 29% em França (World Bank, 2011). Estes países são caracterizados por um clima de tipo mediterrânico, com períodos intercalados de precipitação, que promove o crescimento da vegetação, com períodos de tempo quente e seco (p.ex. Pausas 2004). O tipo de povoamento humano nestas áreas, caracterizado pela coexistência de aglomerados urbanos, infra-estruturas e áreas com vegetação (florestas, matos e áreas agrícolas, por exemplo), favorece igualmente a elevada frequência de incêndios, com a ocorrência simultânea de áreas de vegetação (combustível) e agentes de ignição (pessoas) (Lampin-Maillet *et al.*, 2011). Para além disso, verificaram-se nas últimas décadas alterações no uso do solo, como a transformação de áreas agrícolas em zonas de mato e floresta devido ao abandono das áreas rurais, assim como uma diminuição do controlo sobre as práticas tradicionais que implicam a utilização do fogo (Badia *et al.* 2011; Bento-Gonçalves *et al.* 2012; Moreira *et al.* 2001, 2011). Por estas razões, a área de estudo tem elevada susceptibilidade a incêndios florestais, que podem afectar negativamente diversos sectores da sociedade e ecossistemas.



Figura 1. Área de estudo do projecto PREFER, a cinzento. As áreas a vermelho representam os locais de demonstração dos produtos resultantes do projecto: região do Minho (Portugal); regiões de Málaga ou Huelva (Espanha); Córsega (França); Sardenha (Itália) e região do Peloponeso (Grécia)

1.3. Participantes

O projecto PREFER é desenvolvido por um consórcio de 8 instituições, oriundas dos 5 países em estudo (Quadro 1). As diferentes equipas do projecto possuem competências diversas que se complementam entre si, entre as quais centros de investigação universitários, como é o caso da Universidade de Coimbra, e empresas de investigação e desenvolvimento tecnológico, como a *GMV Aerospace and Defence SA*.

Quadro 1. Instituições participantes no projecto e países de origem

| Nome da Instituição | Acrónimo | País |
|---------------------------------------------|----------|----------|
| UNIVERSITA DEGLI STUDI DI ROMA LA SAPIENZA | DIAEE | Itália |
| CGS SPA COMPAGNIA GENERALE PER LO SPAZIO | GCS | Itália |
| INTELLIGENCE FOR ENVIRONMENT & SECURITY | IESC | Itália |
| GMV AEROSPACE AND DEFENCE SA UNIPERSONAL | GMV | Espanha |
| SATWAYS | SATW | Grécia |
| CENTER FOR SECURITY STUDIES | KEMEA | Grécia |
| UNIVERSITÉ DE STRASBOURG | UNISTRA | França |
| UNIVERSIDADE DE COIMBRA | UCO | Portugal |

Para além das entidades acima referidas, o projecto conta também com a participação dos utilizadores finais dos produtos e serviços desenvolvidos pelo projecto, entre os quais: Ministro do Ambiente da Andaluzia (Espanha), Autoridade Nacional de Protecção Civil (Portugal), Corpo Florestal e de Vigilância Ambiental (Itália). Estes utilizadores terão os seguintes contributos:

- Apoio na definição detalhada da área de validação dos produtos e do plano de validação;
- Definição dos requisitos de utilizadores dos produtos EO;
- Descrição e disponibilização de dados in situ para as actividades de validação;
- Avaliação crítica dos produtos de demonstração;
- Participação activa nas sessões de formação e workshops organizadas no âmbito do projecto.

1.4. Principais actividades do projecto

As actividades do projecto PREFER são orientadas em torno de 4 tópicos principais, os quais pressupõem a análise sistemática de informação detalhada e actualizada, e a produção de mapas e outros produtos de forma atempada para actuação em situações de pré-emergência e apoio à gestão de áreas afectadas:

- Mapas de combustíveis, tendo em consideração as suas características físicas, como densidade, estrutura e potencial de combustão.
- Mapa de áreas ardidas, que visa o aumento dos limites das áreas mapeadas e da resolução espacial, contribuindo para a melhoria do processo automático de mapeamento.
- Análise dos efeitos dos incêndios na estabilidade de vertentes, relacionados com o potencial erosivo da precipitação em áreas queimadas.
- Análise de recuperação de vegetação, para avaliar o incremento de biomassa (combustível) após os incêndios e as alterações no nível de risco de incêndio que daí poderão resultar; para reduzir a instabilidade de vertentes, associada a um crescimento de vegetação em áreas susceptíveis a erosão.

As actividades do projecto estão organizadas em 12 grupos de tarefas (WP, Working Packages), conforme se mostra no Quadro 2.

Os produtos e serviços desenvolvidos no âmbito do projecto estão organizados de acordo com os serviços da fase de gestão de incêndios a que se referem:

1. Informação de apoio à fase de preparação e prevenção

- Mapa de combustíveis, sazonal
- Mapa de Possibilidade de Ocorrência de Incêndio⁶, diário e sazonal
- Exposição sazonal (vulnerabilidade e valor económico)
- Mapa de risco, sazonal
- Mapas de fogo controlado

2. Informação de apoio à fase de recuperação e reconstrução

- Mapa de recuperação de vegetação após incêndios
- Deteção sistemática de áreas ardidas e mapeamento com dados ópticos de alta resolução
- Mapeamento de áreas ardidas a partir de dados multiespectrais de alta resolução
- Mapeamento de áreas ardidas a partir de dados SAR de média e alta resolução
- Mapa de aerossóis de queima de biomassa
- Mapa 3D de avaliação de danos dos incêndios
- Mapa de severidade e danos associados

⁶ Estes mapas correspondem, em inglês, a mapas de *Fire Hazard*. A tradução da palavra *Hazard* não é consensual, embora seja largamente aceite o significado do conceito, que combina a probabilidade e a suscetibilidade de ocorrência de incêndios e é um dos componentes do risco, juntamente com a vulnerabilidade. Para este artigo, propõe-se a utilização de possibilidade de ocorrência como representação de *Hazard*, reflectindo a possibilidade de ocorrência de um processo potencialmente danoso, em determinada área e num determinado tempo.

Quadro 2. Grupos de tarefas (WP) do projecto PREFER

| Nº WP | Nome WP |
|-------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1.1 | Gestão de Projecto |
| 1.2 | Coordenação técnica e científica |
| 2.1 | Análise do quadro legal e dos requisitos dos utilizadores |
| 2.2 | Transversalidade entre serviços do GMES (<i>Global Monitoring for Environment and Security</i>) |
| 2.3 | Análise do Segmento Espacial |
| 3.1 | Informação de apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| 3.2 | Informação de apoio à Fase da Recuperação/Reconstrução |
| 4.1 | Validação de serviços de observação terrestre (EO) |
| 4.2 | Demonstração de serviços de observação terrestre (EO) |
| 4.3 | Avaliação dos utilizadores |
| 5.1 | Definição e desenvolvimento da infra-estrutura de serviços |
| 5.2 | Integração e experimentação da infra-estrutura de serviços |
| 6.1 | Comunicação e <i>networking</i> |
| 6.2 | Formação de utilizadores e <i>workshops</i> |

As principais características destes produtos são:

- São baseados num conjunto harmonizado de requisitos, definidos pelos diferentes utilizadores de Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia, tendo também em consideração o quadro legal destes países.
- Poderão ser aplicados nos diversos países da região Mediterrânea
- São demonstrados por uma infra-estrutura de serviço interoperacional (baseado em OGC / INSPIRE), que permite o fácil acesso à informação
- São complementares aos produtos disponibilizados pelo GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*)
- São complementares aos produtos disponibilizados pelo sistema EFFIS (*European Forest Fire Information Service*) do centro Comunitário de Investigação (JRC) da Comissão Europeia
- São baseados na exploração de dados da infra-estrutura espacial do GMES
- Contribuem para otimizar a integração de dados de diversos tipos: Observação terrestre, modelos digitais de terreno, dados socioeconómicos, dados *in situ*, dados meteorológicos.

2. O PAPEL DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA

A equipa de trabalho coordenada pela Universidade de Coimbra tem funções ao nível da análise do quadro legal que rege os incêndios em Portugal e na definição dos requisitos de utilizadores no país. As suas competências estendem-se também para a definição das áreas de demonstração dos produtos e serviços resultantes do projecto em Portugal; contribuição para o processo de validação dos produtos; harmonização dos requisitos de utilizadores a nível internacional, para a região mediterrânea, e formação de utilizadores.

O quadro 3 mostra as actividades específicas para as quais a equipa da Universidade de Coimbra contribui no âmbito do projecto, assim como os produtos e serviços resultantes das mesmas.

Quadro 3. Actividades e produtos do projecto que contam com a participação directa da Universidade de Coimbra

| Tarefas | Objectivos | Actividades | Resultados/Produtos |
|--------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| WP 1.2 Coordenação técnica e científica | Assegurar a coordenação técnica e científica das actividades do projecto | Colaborar na coordenação científica relacionada com o território da Península Ibérica | D1.2-1 Relatórios (cada 6 meses) |
| | Assegurar a concretização dos objectivos técnicos e científicos do projecto | Apoiar a coordenação científica das actividades do projecto, enquanto especialistas na prevenção e combate a incêndios na Península Ibérica | D1.2-2 Actas das reuniões internas |
| WP 3.1 Informação de apoio à Fase da Preparação/Prevenção | Desenvolver e implementar as cadeias de processamento de produtos relevantes para os serviços na fase de preparação e prevenção de incêndios | Definição e desenvolvimento das cadeias de processamento de: P1 – Mapa sazonal de combustíveis P2- Mapa de possibilidade de ocorrência de incêndio sazonal P3- Dados de vulnerabilidade e valor económico sazonais P4- Mapa de risco de incêndio sazonal P5- Mapa de possibilidade de ocorrência de incêndio diário de alta resolução, à escala europeia P6- Dados de fogo controlado | D3.1.1 Relatório sobre definição da Informação de Apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| | | | D3.1.2 Relatório sobre pesquisa de Informação de Apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| | | | D3.1.3 Relatório sobre desenvolvimento de serviços de Informação de Apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| | | | D3.1.4 Relatório sobre Manual de produtos e serviços de Informação de Apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| Tarefas | Objectivos | Actividades | Resultados/Produtos |
| WP 4.1 Validação de serviços de observação terrestre (EO) | Validar os produtos PREFER tanto qualitativa como quantitativamente, para garantir a qualidade e consistência dos produtos. | Definição do plano de validação | D-4.1.1 Plano de Validação de produtos PREFER |
| | | Definição e relatório de actividades de validação | D-4.1.2 Relatório de validação de produtos PREFER |
| WP 4.2 Demonstração de serviços de observação terrestre (EO) | Demonstração pré-operacional de serviços PREFER | Plano de demonstração | D-4.2.1 Plano de demonstração |
| | | Definição de áreas de demonstração | D-4.2.2 Relatório de demonstração |
| | | Demonstração de serviços do PREFER | D-4.2.3 Produtos de demonstração de serviços de Informação de Apoio à Fase da Preparação/Prevenção |
| WP 4.3 Avaliação dos utilizadores | Garantir que a informação de produtos e formatos sejam úteis e utilizáveis pelas autoridades com responsabilidade nas diversas fases de gestão de incêndios. Facilitar a integração de produtos PREFER na prática diária de utilizadores finais | Recolher informação dos utilizadores sobre os produtos e, a partir dela, sugerir melhorias aos fornecedores de serviços EO. | D-4.3.1 Relatório de Avaliação dos utilizadores |

| | | | |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| WP 5.1 Definição e desenvolvimento da infra-estrutura de serviços | Definição e desenvolvimento da infra-estrutura de fornecimento de serviços PREFER | Revisão de documentação obtida anteriormente, incluindo requisitos de utilizadores e definição de serviços | D5.1.1 Documento sobre definição da infra-estrutura de serviços PREFER |
| | | Definição detalhada e desenvolvimento da estrutura de gestão de dados | D5.1.2 Manual de utilizadores de serviços PREFER |
| | | Definição detalhada e desenvolvimento da estrutura de acesso a dados Definição detalhada e desenvolvimento da interface web padrão Definição detalhada e desenvolvimento da interface móvel de utilizadores Instalação e configuração da área de armazenamento | D5.1.3 Relatório de desenvolvimento da infra-estrutura de serviços PREFER |
| WP 5.2 Integração e experimentação da infra-estrutura de serviços | Integrar e testar os elementos da infra-estrutura de serviços PREFER | Integrar e testar: - Estrutura de gestão de dados - Estrutura de acesso a dados - interface web padrão - interface móvel de utilizadores | D5.2.1 Relatório Integração e experimentação da infra-estrutura de serviços PREFER |
| WP 6.1 Comunicação e networking | Criação e manutenção de um <i>website</i> público para o projecto, que inclua toda a informação relevante. Preparação e distribuição de material promocional Apresentação dos resultados do projecto em conferências relevantes e eventos públicos | Disseminação e desenvolvimento de material promocional Comunicações a utilizadores | D6.1.2 Plano de disseminação do PREFER |
| | | | D6.1.3 Material promocional do PREFER |
| | | | D6.1.4 Apresentação final do projecto |
| WP 6.2 Formação de utilizadores e <i>workshops</i> | Organização de Curso de formação | | |
| | Organização de <i>workshops</i> de utilizadores | | |

3. RESULTADOS

Ao longo do primeiro ano do projecto, as actividades realizadas focaram-se na análise do quadro legal dos incêndios em cada um dos países participantes e na definição dos requisitos de utilizadores para os produtos e serviços derivados do projecto PREFER. As leis que regulam as matérias relacionadas com incêndios florestais variam entre os países participantes. Na primeira fase do projecto, as entidades responsáveis de cada país por esta tarefa procederam ao levantamento e à análise da legislação onde se enquadram as actividades do projecto ou que tenha potencial impacto no desenvolvimento dos produtos e serviços do PREFER. Foram realizadas diversas reuniões entre os parceiros do projecto, incluindo os utilizadores finais, para discutir o progresso das actividades, partilhar experiências e harmonizar práticas.

3.1. Requisitos de utilizadores para os produtos e serviços do PREFER

A maioria dos utilizadores dos diversos países participantes revelou grande interesse pelos produtos e serviços a serem desenvolvidos no âmbito do projecto. A utilidade, eficácia e

acessibilidade destes produtos deve, no entanto, ser demonstrada. Devem igualmente ser disponibilizados num formato estandardizado e actualizados sempre que necessário.

Os utilizadores sugeriram também a possibilidade de discutir melhor a resolução temporal e espacial dos produtos, as quais devem corresponder às necessidades actuais dos serviços que actuam na gestão de incêndios.

Os produtos PREFER podem contribuir para harmonizar a informação dedicada à gestão de incêndios a nível internacional, promovendo a cooperação entre os países do Mediterrâneo, mas também a nível nacional, disponibilizando o mesmo portfólio de produtos às autoridades nacionais e regionais. No entanto, a legislação existente não inclui nenhuma indicação em relação à utilização de produtos de EO na gestão do fogo. Finalmente, algumas observações foram feitas em relação à necessidade de desenvolver alguns exemplos de mapas nos trâmites definidos pelo projecto, para facilitar aos utilizadores a compreensão da sua utilidade e características, assim como alargar os questionários a um número mais alargado de potenciais utilizadores, para um entendimento mais amplo dos requisitos dos produtos a desenvolver.

Após as reuniões iniciais e a primeira workshop realizada em Maio 2013, os parceiros estabeleceram as seguintes actividades adicionais para melhorar os resultados do projecto:

- Definir um vocabulário de termos técnicos utilizados no projecto, para garantir a consistência dos termos utilizados e facilitar a comunicação entre os parceiros e os utilizadores finais;
- Criar amostras ou exemplos dos produtos finais a desenvolver pelo projecto, complementares às folhas de especificações dos produtos já existentes;
- Nas próximas reuniões, todos os parceiros devem incluir uma sessão paralela com utilizadores nacionais/locais, para apresentar os resultados do projecto e beneficiar da sua avaliação dos produtos e serviços do PREFER;
- Criar uma lista de produtos já existentes (GMES, JRC, ESA, etc.) que sejam relevantes para os produtos a desenvolver no projecto, e verificar a sua aceitação e uso operacional pelos utilizadores finais, de forma a identificar as potenciais causas para o seu sucesso.

4. CONCLUSÕES

A necessidade de obter informação e dados actualizados sobre a ocorrência de incêndios e os seus impactes em áreas diversas, promove a exploração de novos produtos e serviços de elevado nível tecnológico. O projecto PREFER, com a disponibilização de produtos baseados em tecnologias avançadas e ajustados aos requerimentos dos utilizadores finais, dará um contributo significativo neste sentido. Desta forma, é assegurada a integração dos vários sectores que contribuem para a gestão de incêndios nos países mais afectados, garantindo a utilidade e aumentando a eficácia dos produtos e serviços desenvolvidos.

O desenvolvimento do projecto apoia-se na promoção de sinergias entre as entidades participantes, contribuindo para a intensificação das relações de cooperação a nível internacional.

BIBLIOGRAFIA

- BADIA, A., SERRA, P., MODUGNO, S. (2011) Identifying dynamics of fire ignition probabilities in two representative Mediterranean wildland-urban interface areas. *Applied Geography* 31(3), 930–940
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., ÚBEDA, X., MARTIN, D. (2012) Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma* 191(0), 3–13
- BOWMAN, D. M. J. S., BALCH, J. K., ARTAXO, P., BOND, W. J., CARLSON, J. M., COCHRANE, M. A., D'ANTONIO, C. M., DEFRIES, R. S., DOYLE, J. C., HARRISON, S. P., JOHNSTON, F. H., KEELEY, J. E., KRAWCHUK, M. A., KULL, C. A., MARSTON, J. B., MORITZ, M. A., PRENTICE, I. C., ROOS, C. I., SCOTT, A. C., SWETNAM, T. W., VAN DER WERF, G. R., PYNE, S. J. (2009) Fire in the Earth System. *Science* 324(5926), 481–484
- DWYER, E., PINNOCK, S., GREGOIRE, J.-M., PEREIRA, J. M. C. (2000) Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *International Journal of Remote Sensing* 21(6-7), 1289–1302
- CARVALHO, A., MONTEIRO, A., FLANNIGAN, M., SOLMAN, S., MIRANDA, A. I., BORREGO, C. (2011) Forest fires in a changing climate and their impacts on air quality. *Atmospheric Environment* 45(31), 5545–5553

- GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A., GONZÁLEZ-VILA, F. J., ALMENDROS, G., KNICKER, H. (2004) The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International* 30(6), 855–870
- LAMPIN-MAILLET, C., LONG-FOURNEL, M., GANTEAUME, A., JAPPIOT, M., FERRIER, J. P. (2011) Land cover analysis in wildland-urban interfaces according to wildfire risk: a case study in the South of France. *Forest Ecology and Management* 261, 2200-2213
- MARTÍNEZ, J., VEGA-GARCIA, C., CHUVIECO, E. (2009) Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90(2), 1241–1252
- MAVSAR, R., VARELA, E., CORONA, P., BARBATI, A., MARSH, G. (2012) Economic, legal and social aspects of post-fire management. In Moreira F, Arianoutsou M, Corona P (eds.) "Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests", Springer Netherlands, 45–78
- MOREIRA, F., REGO, F. C., FERREIRA, P. G. (2001) Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* 16(6), 557–567
- MOREIRA, F., VIEDMA, O., ARIANOUTSOU, M., CURT ,T., KOUTSIAS, N., RIGOLOT, E., BARBATI, A., CORONA, P., VAZ, P., XANTHOPOULOS, G. (2011) Landscape–wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of environmental management* 92(10), 2389–2402
- PAUSAS, J. G. (2004) Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic change* 63(3), 337–350
- PAUSAS, J. G., LLOVET, J., RODRIGO, A., VALLEJO, R. (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?—A review. *International Journal of Wildland Fire* 17(6), 713–723
- PECHONY, O., SHINDELL, D. (2010) Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(45), 19167–19170
- SAN-MIGUEL-AYANZ, J., MORENO, J. M., CAMIA, A. (2013) Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 294, 11-22

WORLD BANK, 2011 -
http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/wdi_ebook.pdf

OS INCÊNDIOS FLORESTAIS EM PORTUGAL TÊM SOLUÇÃO

Messias Mira
Geógrafo, Inspetor da Polícia Judiciária, Diretoria de Coimbra
messiasmira@gmail.com

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia da Faculdade de Letras, Universidade de Coimbra, 3004-530 Coimbra;
luciano@uc.pt

RESUMO

As condições necessárias para a ocorrência da combustão podem ser descritas de forma muito simples através do triângulo do fogo, sendo necessária a presença simultânea dos três lados do triângulo, cujos intervenientes serão o comburente, o combustível e a energia de ativação.

Não sendo possível eliminar o comburente, poderá intervir-se a nível do combustível e da energia de ativação, pois se o combustível for reduzido, o incêndio terá grande dificuldade em se desenvolver e progredir.

Por sua vez, a energia de ativação é devida essencialmente a causas humanas, sobre as quais é possível atuar, porque são conhecidas, ao ponto de uma equipa do Instituto Superior da Polícia Judiciária e Ciências Criminais (PJ) ter traçado o perfil do incendiário português, logo os incêndios podem ter solução.

Palavras chave: Portugal; combustão; triângulo do fogo; combustível; perfil do incendiário.

THE FOREST FIRES IN PORTUGAL HAVE SOLUTION

ABSTRACT

The necessary conditions for the occurrence of combustion can be described very simply through the fire triangle, which requires the simultaneous presence of the three sides of the triangle, whose actors are the oxidizer, fuel and activation energy.

Not being able to delete the oxidising agent, may intervene at the level of the fuel and the activation energy, as if the fuel is reduced, the fire will have great difficulty in developing and progressing.

In turn, the activation energy is mainly due to human causes, on which it is possible to act, because they are known, to the point of a team from the Higher Institute of Police and Criminal Sciences (PJ) have traced the profile of the arsonist Portuguese, so the forest fires may have a solution.

Keywords: Portugal; combustion; fire triangle; fuel; profiled the incendiary.

INTRODUÇÃO

A partir dos anos sessenta/setenta do século passado, a floresta portuguesa começou a ser abandonada (L. LOURENÇO, 2007), atitude que, posteriormente, foi de algum modo fomentada por sucessivos governos, pois estariam convencidos de que já éramos suficientemente desenvolvidos e, por isso, a agricultura e a floresta não seriam precisas, tendo pago aos proprietários para abandonarem muitas das culturas que, até então, praticavam.

Como resultado desta e de outras transformações ocorridas na sociedade portuguesa, os incêndios florestais foram ganhando cada vez mais importância, obrigando à tomada de importantes medidas legislativas, primeiro em 1981, designadamente com o Decreto Regulamentar n.º 55/1981, 18 de Dezembro, e após os anos críticos de 2003 e 2005, respetivamente com os Decretos-Lei n.ºs 156/2004, de 30 de Junho, e 124/2006, de 28 de Junho.

Decorridos mais de meia dúzia de anos sobre a publicação deste último diploma legal, teria sido suficiente que algumas das medidas nele preconizadas tivessem sido aplicadas de forma generalizada, para que os incêndios florestais começassem a ter solução.

Mencionamos, a título de exemplo, a construção de faixas de gestão em torno dos aglomerados populacionais. Seria suficiente que esta medida fosse implementada para que o panorama dos incêndios florestais pudesse ser profundamente alterado, uma vez que os bombeiros ficariam disponíveis para combater os incêndios na floresta, em vez de ficarem hipotecados junto às habitações, a defender situações que, se tivessem sido prevenidas, seriam evitadas.

Ao contrário do que já se afirmava há vinte anos, o combate aos incêndios florestais continua a não ser encarado como deveria, ou seja, como o último recurso, pois “Prevenir é a Palavra de Ordem. Mas, se a prevenção falha ou é menos eficiente, surge a doença, e é necessário remediar, é necessário o último recurso, é necessário combater o incêndio” (RIBEIRO DE ALMEIDA, 1993), mas, “o combate é um remedeio, o último remedeio, o mau recurso” (O. C., 1993). Claro que é necessário estarmos preparados para combater, mas a solução passa pela prevenção efetiva, aplicada e com visibilidade no território.

Ora, numa altura em que parece estar a ser preparada mais legislação para onerar os proprietários florestais e quando já se percebeu que o problema não é de falta de legislação, mas sim de falta da sua aplicação e do seu cumprimento, não será com mais legislação punitiva para os proprietários florestais que se encontrará a solução adequada.

1. OS INCÊNDIOS FLORESTAIS

Dada a complexidade do assunto, não temos a veleidade de, em meia dúzia de linhas, abordar os diferentes aspetos deste problema, mas tão somente e apenas, de forma simples, deixar duas ou três notas com vista à sua eventual solução.

Como é conhecido, os incêndios florestais correspondem a uma combustão descontrolada que tem como comburente o oxigénio e, como combustível, um conjunto de substâncias vegetais naturais, constituídas tanto pela manta morta, como por espécies vivas, sejam elas herbáceas, arbustivas ou arbóreas. Distinguem-se de outras combustões (por exemplo, combustões com substâncias químicas) por possuírem apenas o oxigénio como comburente e usarem um grupo de combustíveis relativamente homogéneo. (A. CARVALHO 2006).

Como também é sabido, as condições necessárias para a ocorrência de uma combustão podem ser descritas, de forma muito simples, através do triângulo do fogo, ou seja, para que haja combustão terá de se registar a presença simultânea dos três lados do triângulo, neste caso, representados pelo comburente, combustível e energia de ativação (A. CARVALHO 2006).

Assim sendo e uma vez que não é possível eliminar o comburente do espaço florestal, o esforço de atuação deve concentrar-se nos outros dois lados do triângulo, ou seja, no combustível e na energia de ativação. Ora, se o combustível for reduzido, o incêndio terá grande dificuldade em se desenvolver e progredir (L. LOURENÇO, 2007), pelo que esta deverá ser uma das áreas prioritárias de atuação para que os incêndios florestais possam passar a ter solução.

É óbvio que não preconizamos a roça do mato em todos os espaços florestais, por ser financeiramente insustentável, pelo menos enquanto não se encontrar uma nova utilidade para o mato e sobrantes da exploração florestal, que possa vir a ser disseminada por todo o território, mas defendemos sim uma adequada gestão dos combustíveis vegetais existentes nos espaços com aptidão florestal.

Por sua vez, como também se sabe, as causas dos incêndios florestais são essencialmente de origem antrópica, ou seja, têm origem humana, quer ela seja voluntária ou não (L. LOURENÇO *et al.*, 2012), o que deverá determinar o outro lado prioritário de atuação.

Mais do que campanhas momentâneas, muito mediáticas e dispendiosas, mas de efeitos algo duvidosos, preconizamos ações dirigidas a públicos-alvo específicos, com um carácter continuado, visando a alteração de comportamentos de cada um desses públicos, e cujos resultados nos parecem bem mais eficazes em termos da defesa da floresta contra incêndios.

Sendo assim, o problema dos incêndios florestais, que é complexo, como todos reconhecemos, tem soluções simples, quando encaradas a médio/longo prazo e tendo como condição de sucesso a sua continuidade. Essas soluções passam, entre outras preconizadas na legislação, por intervenções conducentes à redução do combustível em locais estratégicos e pela alteração de comportamentos por parte da população, duas das muitas medidas simples que escolhemos a título de exemplo e que apresentamos com mais detalhe a continuação.

2. REDUÇÃO DO COMBUSTÍVEL EM LOCAIS ESTRATÉGICOS

Um dos principais problemas da nossa floresta resulta do excesso de combustível, que se vai acumulando ao longo dos anos, sem que, em muitos casos, haja qualquer gestão dessa biomassa acumulada.

Como todos sabemos, se o combustível for reduzindo, os incêndios terão grande dificuldade em se desenvolver e progredir, pelo que não entendemos porque tarda em implementar-se esta medida simples que passa pela gestão do combustível em locais estratégicos.

Também sabemos dos problemas estruturais existentes na generalidade da floresta portuguesa, mas isso não impede que ela possa ser rentável para quem procura soluções adequadas, muitas das quais não se resolvem com a publicação de diplomas legais.

De facto, quando comparamos muito do espaço com aptidão florestal gerido tanto Estado Português, como por muitos dos proprietários privados, com o que é administrado pelas Empresas de Celulose, a diferença é substancial, em vários aspetos, designadamente no que concerne à gestão do coberto florestal desses espaços. Por isso, não será de estranhar que os rendimentos das empresas de celulose sejam elevados, enquanto que, nos restantes casos, são inexistentes ou muito reduzidos. A diferença resulta, apenas, da metodologia seguida. Ora, se temos a experiência de uma metodologia que resulta, custa-nos a perceber porque é que os responsáveis governamentais insistem na manutenção de outra, cujos resultados são muito duvidosos.

Sabemos que não será fácil proceder a esta transformação num curto espaço de tempo, uma vez que a mudança de mentalidades pressupõe um longo percurso, mas temos mais dificuldade em admitir porque é que algumas das medidas preconizadas no já mencionado Decreto-Lei n.º 156/2004, de 30 de Junho, tardam tanto em ser implementadas. Referimo-nos, por exemplo, às previstas no artigo 16.º, que dizia respeito à redução do risco de incêndio, o qual consignava que:

- 1) *Nas áreas florestais previamente definidas nos planos de defesa da floresta mencionados no artigo 8.º do presente diploma e durante o período crítico, é obrigatório que a entidade responsável:*
 - a) *Pela rede viária, providencie pela limpeza de uma faixa lateral de terreno confinante, numa largura não inferior a 10 m;*
 - b) *Pela rede ferroviária, providencie pela limpeza de uma faixa lateral de terreno confinante, contada a partir dos carris externos, numa largura não inferior a 10 m;*
 - c) *Pelas linhas de transporte de energia eléctrica, ou seja, pela rede de muito alta tensão (MAT), com tensão superior a 110 kV, providencie pela limpeza de uma faixa de largura não inferior a 10 m, contada a partir de uma linha correspondente ao eixo do traçado das linhas.*
- 2) *Nos espaços rurais a entidade ou entidades que, a qualquer título, detenham a administração dos terrenos circundantes são obrigadas à limpeza de uma faixa de largura mínima de 50 m à volta de habitações, estaleiros, armazéns, oficinas ou outras edificações.*

- 3) Nos aglomerados populacionais inseridos ou confinantes com áreas florestais é obrigatória a limpeza de uma faixa exterior de protecção de largura mínima não inferior a 100 m, competindo à câmara municipal realizar os trabalhos de limpeza, podendo, mediante protocolo, delegar na junta de freguesia.
- 4) Nos parques e polígonos industriais e nos aterros sanitários inseridos ou confinantes com áreas florestais é obrigatória a limpeza de uma faixa envolvente de protecção com uma largura mínima não inferior a 100 m, competindo à respectiva entidade gestora ou, na sua inexistência, à câmara municipal, realizar os trabalhos de limpeza, podendo esta, para o efeito, desencadear mecanismos necessários ao ressarcimento da despesa efectuada.

Ora, ainda que de forma ténue e incipiente, a implementação de algumas destas medidas começou a ser recomendada pela ex-Direcção-Geral dos Recursos Florestais, que produziu material de divulgação específico (fig. 1) e os resultados dessa aplicação não poderiam ter sido melhores, em termos de demonstração da sua eficácia.

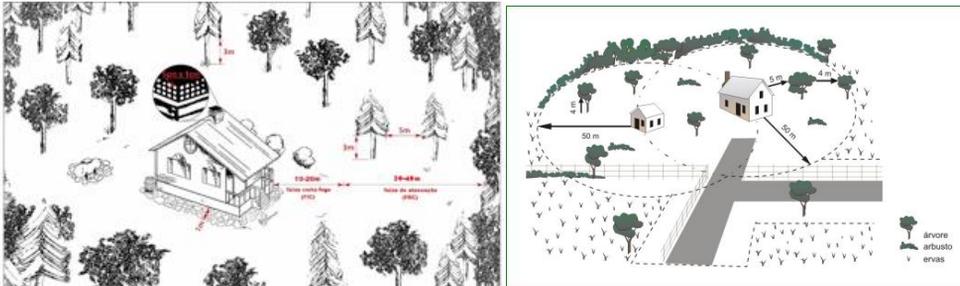


Figura 1. Exemplos de imagens divulgadas a partir de 2004, pela ex-DGRF, com indicações sobre o modo como deve ser efetuada a gestão do combustível à volta das habitações.

Fonte: Ex-Direcção-Geral dos Recursos Florestais.

Com efeito, quase de imediato, num incêndio florestal de meados de Agosto de 2005, as faixas de gestão de combustível construídas à volta do Esteiro, Pampilhosa da Serra, foram postas à prova e demonstraram grande eficiência na protecção das habitações, pelo que o seu resultado não poderia ter sido mais eficaz, dado que as casa não sofreram qualquer perigo (fot. 1).



Fotografia 1. Pormenor de habitações junto à Central Hidroeléctrica do Esteiro, após a passagem do incêndio, em meados de Agosto de 2005, previamente protegidas com uma faixa de gestão de combustível, razão pela qual não sofreram qualquer dano, nem hipotecaram os bombeiros na sua defesa (Fotografia de Luciano Lourenço).

No entanto, apesar destes resultados positivos, à boa maneira portuguesa, mais do que promover a aplicação da legislação existente à época, com a mudança do Governo houve preocupação em produzir nova legislação, que neste caso se tratou de precisar alguns aspetos da anterior, tendentes a corrigir alguns conceitos e a facilitar a sua aplicação, através do também já mencionado Decreto-Lei n.º 124/2006, de 28 de Junho, que no seu artigo 15.º, referente às redes secundárias de faixas de gestão de combustível, passou a ter a seguinte redação:

- 1) *Nos espaços florestais previamente definidos nos planos municipais de defesa da floresta contra incêndios é obrigatório que a entidade responsável:*
 - a) *Pela rede viária providencie a gestão do combustível faixa lateral de terreno confinante numa largura não inferior a 10 m;*
 - b) *Pela rede ferroviária providencie a gestão do combustível numa faixa lateral de terreno confinante contada a partir dos carris externos numa largura não inferior a 10 m;*
 - c) *Pelas linhas de transporte e distribuição de energia eléctrica em muito alta tensão e em alta tensão providencie a gestão do combustível numa faixa correspondente à projecção vertical dos cabos condutores exteriores acrescidos de uma faixa de largura não inferior a 10 m para cada um dos lados;*
 - d) *Pelas linhas de transporte e distribuição de energia eléctrica em média tensão providencie a gestão do combustível numa faixa correspondente à projecção vertical dos cabos condutores exteriores acrescidos de uma faixa de largura não inferior a 7 m para cada um dos lados.*
- 2) *Os proprietários, arrendatários, usufrutuários ou entidades que, a qualquer título, detenham terrenos confinantes a edificações, designadamente habitações, estaleiros, armazéns, oficinas, fábricas ou outros equipamentos, são obrigados a proceder à gestão de combustível numa faixa de 50 m à volta daquelas edificações ou instalações medida a partir da alvenaria exterior da edificação, de acordo com as normas constantes no anexo do presente decreto-lei e que dele faz parte integrante.*
- 3) *Em caso de incumprimento do disposto nos números anteriores, a câmara municipal notifica as entidades responsáveis pelos trabalhos.*
- 4) *Verificado o incumprimento, a câmara municipal poderá realizar os trabalhos de gestão de combustível, com a faculdade de se ressarcir, desencadeando os mecanismos necessários ao ressarcimento da despesa efectuada.*
- 5) *Na ausência de intervenção, nos termos dos números anteriores, entre o dia 15 de Abril de cada ano e até 30 de Outubro, os proprietários ou outras entidades que detenham a qualquer título a administração de habitações, estaleiros, armazéns, oficinas, fábricas ou outros equipamentos sociais e de serviços podem substituir-se aos proprietários e outros produtores florestais, procedendo à gestão de combustível prevista no número anterior, mediante comunicação aos proprietários e, na falta de resposta em 10 dias, por aviso a afixar no local dos trabalhos, num prazo não inferior a 20 dias.*
- 6) *Em caso de substituição, os proprietários e outros produtores florestais são obrigados a permitir o acesso dos proprietários ou gestores das edificações confinantes aos seus terrenos e a ressarcir-los das despesas efectuadas com a gestão de combustível.*
- 7) *Sempre que os materiais resultantes da acção de gestão de combustível referida no número anterior possuam valor comercial, o produto obtido dessa forma é pertença do proprietário ou produtor florestal respectivo, podendo contudo ser vendido pelo proprietário ou entidade que procedeu à gestão de combustível, retendo o correspondente valor até ao ressarcimento das despesas efectuadas.*
- 8) *Nos aglomerados populacionais inseridos ou confinantes com espaços florestais e previamente definidos nos planos municipais de defesa da floresta contra incêndios é obrigatória a gestão de combustível numa faixa exterior de protecção de largura mínima não inferior a 100 m, podendo, face ao risco de incêndios, outra amplitude ser definida nos respectivos planos municipais de defesa da floresta contra incêndios.*
- 9) *Compete aos proprietários, arrendatários, usufrutuários ou entidades que, a qualquer título, detenham terrenos inseridos na faixa referida no número anterior a gestão de combustível nesses terrenos.*
- 10) *Verificando-se, até ao dia 15 de Abril de cada ano, o incumprimento referido no número anterior, compete à câmara municipal a realização dos trabalhos de gestão de combustível, com a faculdade de se ressarcir, desencadeando os mecanismos necessários ao ressarcimento da despesa efectuada, podendo, mediante protocolo, delegar esta competência na junta de freguesia.*

- 11) *Nos parques de campismo, nas infra-estruturas e equipamentos florestais de recreio, nos parques e polígonos industriais, nas plataformas de logística e nos aterros sanitários inseridos ou confinantes com espaços florestais é obrigatória a gestão de combustível, e a sua manutenção, de uma faixa envolvente com uma largura mínima não inferior a 100 m, competindo à respectiva entidade gestora ou, na sua inexistência ou não cumprimento da sua obrigação, à câmara municipal realizar os respectivos trabalhos, podendo esta, para o efeito, desencadear os mecanismos necessários ao ressarcimento da despesa efectuada.*
- 12) *Sempre que, por força do disposto no número anterior, as superfícies a submeter a trabalhos de gestão de combustível se intersectem, são as entidades referidas naquele número que têm a responsabilidade da gestão de combustível.*
- 13) *Os proprietários e outros produtores florestais são obrigados a facultar os necessários acessos às entidades responsáveis pelos trabalhos de gestão de combustível.*
- 14) *A intervenção prevista no número anterior é precedida de aviso a afixar no local dos trabalhos, num prazo não inferior a 10 dias.*
- 15) *As acções e projectos de arborização ou re-arborização deverão respeitar as faixas de gestão de combustível previstas neste artigo.*
- 16) *O disposto nos números anteriores prevalece sobre quaisquer disposições em contrário.*

Poderá parecer descabido transcrever aqui todos estes artigos, mas se refletirmos um pouco sobre cada um deles, certamente concluiremos que não será necessário propor novas medidas, pelo menos enquanto estas não forem concretizadas, pois estamos certos de que se fossem aplicadas, os incêndios florestais em Portugal começariam a ter solução.

De facto, para a concretização destas medidas começou por se avançar muito, sobretudo em termos de planificação, através da elaboração de planos e projetos. Sem entrar em considerações sobre o modo como alguns deles foram elaborados, estaria na altura de começar a visualizar no território florestal o resultado da implementação dessas medidas. Contudo, o que habitualmente observamos é a grande dificuldade em passar para o território essas medidas, ou seja, em executar aquilo que consta no papel, isto é, em materializar, em concretizar os projetos que constam dos planos que, entretanto, foram ficando desatualizados.

Sendo assim, torna-se necessário proceder à atualização desses planos e acaba por se ir pouco além da fase de construção e atualização dos planos, já que a sua implantação é mais dispendiosa e trabalhosa do que o simples desenho. Por isso e a título de exemplo, não é de admirar que se tenha definido uma rede primária de defesa da floresta contra incêndios (fig. 2), e depois, redefinido em termos distritais, pelo quando chega a altura de a implantar já decorreu demasiado tempo e a sua concretização no terreno tarda em materializar-se.

Com efeito, mais de meia dúzia de anos depois da publicação do Decreto-Lei 124/2006, quantos quilómetros de faixas de primeira ordem foram construídos? Correspondem a quantos hectares de combustível gerido e a quantos hectares de floresta protegida?

Só com base em valores concretos deste tipo se poderão valorizar as medidas de prevenção que, sendo dispendiosas, representam investimento, pelo que serão sempre economicamente mais vantajosas do que os montantes gastos com o contínuo reforço do combate. De facto, da aplicação das medidas de prevenção resultam benefícios económicos, pois a floresta protegida gera riqueza, além de que é mais fácil controlar as manifestações do risco de incêndio, evitando-se perdas e danos no ambiente, na paisagem, na saúde humana, nos bens e haveres das pessoas e, até, na perda de vidas humanas.

Posto isto, tendo-se verificado que o combate não é solução, pois não passa de um remedeio, não se compreende porque é que não se investe na prevenção. Com efeito, por muito dispendiosas sejam as medidas de prevenção, elas constituem sempre um investimento na floresta, com efeitos positivos na extinção dos incêndios. De facto, quanto mais nelas se investir, menos se terá de gastar em combate, um discurso que desagrade a algumas das partes diretamente interessadas e que, talvez por isso, tarde em ser posto em prática. Todavia, enquanto não houver uma vontade política suficientemente forte, que permita equilibrar as dotações orçamentais de prevenção e de combate (incluindo despesas extraordinárias), dificilmente os incêndios florestais terão solução em Portugal.

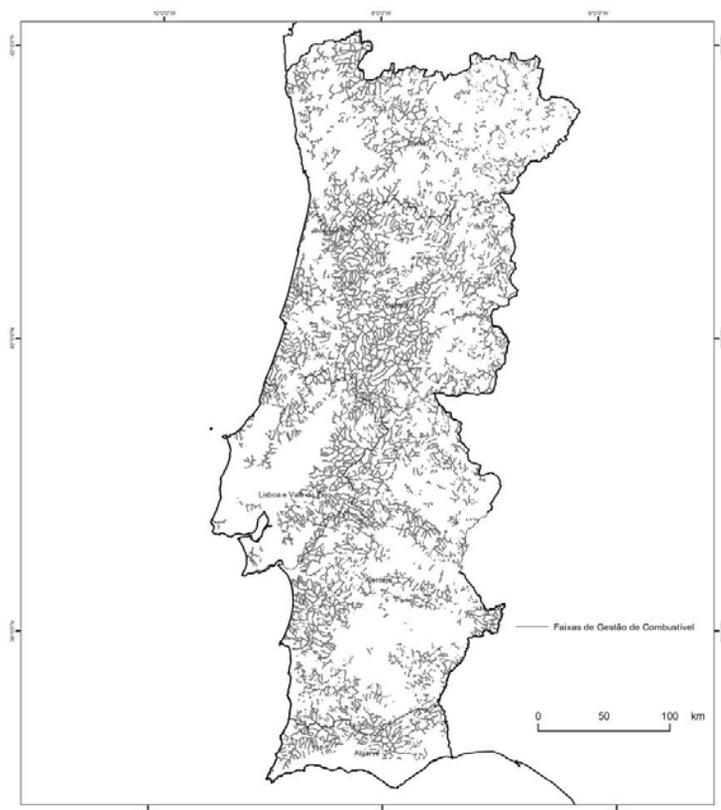


Figura 2. Proposta desenvolvida pela ex-Direcção-Geral dos Recursos Florestais, com vista à implementação da rede primária de faixas de gestão de combustível.

Fonte: Ex-Direcção-Geral dos Recursos Florestais.

Mas, para que resulte, a estrutura da prevenção terá de ser articulada de forma vertical, em pirâmide, cujo vértice será ocupado, naturalmente, pelo responsável do organismo que gere as florestas. Cada lado da pirâmide deverá corresponder a uma das componentes principais da prevenção, cada uma delas com um responsável nacional, que gere os coordenadores dessa área em cada um dos distritos⁷ e estes, por sua vez, coordenam os responsáveis municipais, encarregados de executar a respetiva ação a nível local, junto dos proprietários florestais, um modelo que já foi testado e deu bons resultados enquanto funcionou.

Ora, se além de vontade política para equilibrar as dotações orçamentais, houvesse também coragem para as administrar, acompanhar e fiscalizar corretamente, decerto que, passados três ou quatro anos, os resultados seriam visíveis e até se justificaria passar a investir mais na prevenção e, progressivamente, ir reduzindo os gastos com combate.

Com uma política desta natureza, evitar-se-iam avultados danos económicos nos espaços com aptidão florestal, os quais muito raramente são contabilizados, e que se traduzem em perdas e danos no ambiente, na paisagem, na saúde humana, em bens e haveres e, frequentemente, até na perda de vidas humanas.

Já todos percebemos que a aposta no combate não é a solução. Mas como é o combate que mobiliza a comunicação social, continua a não ser prioritário fazer-se o que deveria ser feito, pois importa aplicar paliativos, ou seja, mostrar aquilo que parece ser a solução para o problema que não se preveniu, em vez de se aplicar o remédio que seria a cura para a doença, para o mal de que enferma a floresta portuguesa, e que consiste na prevenção, *lato sensu*.

Apesar de todos sabermos que o combate não é solução, pois não passa de um remedeio, insiste-se em não mudar de paradigma. É urgente arrepiar caminho, pois, de outro modo, contrário

⁷ Poderá, obviamente, usar-se outra divisão regional. No entanto, enquanto houver uma região a corresponder a um distrito, como é o caso do Algarve e de Faro, não fará sentido que, do ponto de vista operacional, se crie um tremenda desproporcionalidade com as restantes regiões, de dimensão muito maior, pelo que continuamos a considerar o distrito como o patamar intermédio mais adequado para fazer a transição entre os níveis local/municipal e nacional.

ao que defendemos, os incêndios florestais não terão solução em Portugal e, de calamidade, transformar-se-ão em fatalidade.

3. ALTERAÇÃO DE COMPORTAMENTOS POR PARTE DA POPULAÇÃO

É conhecido, desde há muito, que a esmagadora maioria dos incêndios florestais em Portugal são provocados por causas de natureza humanas, ao ponto de uma equipa do Instituto Superior da Polícia Judiciária (PJ) ter traçado o perfil do incendiário português (Gabinete de Psicologia e Seleção da EPJ, 2008) que, basicamente, consiste no seguinte:

- A maior parte são homens, uma vez que a maioria dos incêndios com origem criminosa foi ateadada por homens;
- Geralmente têm 20 a 35 anos, são solteiros ou viúvos, com baixos índices de escolaridade e estão desempregados;
- Só em dez por cento dos casos há mulheres envolvidas. Geralmente, são dois os motivos: problemas amorosos mal resolvidos e fascínio pelo espetáculo;
- Em alguns casos, os incendiários sofrem de depressão, atraso mental ou hiperdependência do álcool;
- Por último, é muito comum o criminoso voltar ao local do incêndio, depois da chegada dos bombeiros e até os ajudar no combate às chamas.

Este estudo concluiu ainda que os casos de incêndio posto, a troco de dinheiro, têm pouca expressão e que os poucos incendiários que confessaram o crime por razões financeiras, mencionaram sempre quantias muito baixas para a sua execução.

Quando procedemos à análise das causas que foram objeto de investigação, ao longo dos últimos anos (L. LOURENÇO *et al.*, 2012), verificou-se que mais de metade das causas não foram apuradas (QUADRO I) e, por conseguinte, foram consideradas indeterminadas, valor que não deve deixar de merecer alguma reflexão, embora não seja este o espaço mais adequado para discutir porque é que isso acontece.

Depois, em segundo lugar, surge o incendiarismo. No entanto, mesmo tendo em conta que o número de detidos por crime de incêndio florestal tem aumentado nos últimos anos, estamos convictos de que a “mão criminosa” representa uma pequena fatia das causas de incêndio, não só tendo em consideração o reduzido número de condenados, mas também porque a investigação das causas de incêndio não é aleatória, o que se aceita e compreende, mas não permite a extrapolação dos dados da amostra para o universo do total dos incêndios, pelo que continuamos convictos de que a negligência, sobretudo no uso do fogo, continuará a ser uma das principais, se não mesmo a principal, causa de incêndio, apesar de se situar em 3.º lugar, embora com um valor muito próximo do mencionado em 2.º lugar (QUADRO I).

QUADRO I. Distribuição dos valores correspondentes a cada uma das categorias de causas de incêndio florestal em Portugal, entre 1996 e 2010

| Ordem | Categoria de causa | Ocorrências investigadas | Média anual | % |
|------------------------------|--------------------|--------------------------|-------------|--------|
| 1º | Indeterminadas | 34 638 | 2309 | 50,71 |
| 2º | Incendiarismo | 13 277 | 885 | 19,44 |
| 3º | Uso do Fogo | 12 992 | 866 | 19,02 |
| 4º | Reacendimentos | 4 243 | 283 | 6,22 |
| 5º | Acidentais | 2 060 | 137 | 3,01 |
| 6º | Naturais | 550 | 37 | 0,81 |
| 7º | Estruturais | 538 | 36 | 0,79 |
| Total de causas investigadas | | 68 298 | 4553 | 100,00 |

Fonte: Adaptado de L. Lourenço *et al.*, 2012, p. 69.

Deste modo, pensamos que é possível atuar junto dos diversos utilizadores do fogo, através de ações de sensibilização/formação dirigidas a cada tipo de público-alvo específico, por forma a reduzir substancialmente o número de ocorrências, até porque, muitas vezes, ocorrem em simultâneo, levando à dispersão dos meios de combate. Ora, se o número de ocorrências diminuir

significativamente, será mais fácil combater eficazmente as restantes e, deste modo, aumentar a eficiência do dispositivo de combate.

A formação e o treino devem ser também uma prioridade para os bombeiros que combatem os incêndios, de molde a reduzir os reacendimentos, os quais, muitas vezes, originam grandes incêndios, alguns deles com consequências catastróficas e que hipotecam grandes quantidades de recursos que poderiam ser mobilizados para outros teatros de operações se as primeiras intervenções fossem sempre finalizadas com rescaldos bem consolidados. Sabemos que para isso também é fundamental reduzir o número de ignições, o que se pode conseguir através do mencionado no parágrafo anterior, bem como através da educação da população.

Esta é outra matéria que deveria merecer particular atenção por parte dos responsáveis, uma vez que muitos dos comportamentos da população urbana são transportados para o espaço florestal, quando em férias ou fins de semana, sem qualquer medida de precaução, fazendo assim aumentar o risco de incêndio e, por vezes, acabam mesmo por ser causa de incêndios. Neste contexto, a população escolar poderia, pela influência que tem sobre os adultos e porque são os proprietários florestais de amanhã, ser alvo de programas específicos, mas que só se justificam se tiverem continuidade, uma vez que os processos de natureza pedagógica não se esgotam com uma ou outra ação pontual, mas antes carecem de persistência e continuidade para que possam dar resultados efetivos.

Nesta conformidade, a fonte de ignição, embora possa ser de origem natural, associada aos raios provenientes de trovoadas secas, está quase sempre associada a causas antrópicas, pelo que é fundamental alterar comportamentos, não só da população em geral, mas também de alguns dos seus sectores específicos, em particular, para que os incêndios florestais em Portugal venham a ter solução.

4. A EVOLUÇÃO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NOS PAÍSES DO SUL DA EUROPA

Quando fazemos uma análise comparativa dos dados estatísticos relativos aos incêndios florestais dos países do sul da Europa, as diferenças entre Portugal e os restantes países são notórias e mostram claramente que os incêndios florestais têm solução.

Com efeito, quando comparamos a evolução do número médio anual de ocorrências, nas últimas três décadas, observa-se que a Grécia registou um paulatino, embora progressivo, aumento do número de ocorrências ao longo das três últimas décadas, mas, apesar disso, o resultado é o mais baixo dos cinco países analisados.

Segue-se-lhe a França, com um ligeiro aumento do primeiro para o segundo decénio, mas com um substancial diminuição, do segundo para o terceiro, pelo que a tendência é claramente de redução.

A Itália é o país onde a tendência de redução das ocorrências foi mais significativa, com um ligeiro decréscimo logo no segundo decénio e com uma descida mais acentuada na terceira década.

Por último surgem Espanha e Portugal, com tendências análogas, se bem que em proporções bem diferentes, sobretudo tendo em consideração a dimensão territorial dos dois países. De facto, enquanto que a Espanha duplicou o número de ocorrências, da primeira para a segunda década, Portugal triplicou esse valor. Em contrapartida, a redução do número de ocorrências registada da segunda para a terceira década, foi bem mais significativa em Espanha do que em Portugal (fig. 3), quando deveria ser o inverso, para contrariar a tendência verificada na década anterior.

Ora, se nos outros países, onde existiram menos ocorrências, a sua redução foi maior do que naqueles onde existem muitas, porque será que em Portugal não se consegue implementar uma clara diminuição, que nos aproxime dos valores dos outros países, tanto mais que somos um país de dimensão bem mais reduzida? Não deverá ser esta uma das primeiras medidas a tomar para que os incêndios florestais venham a ter solução? Porque se espera para desenvolver um programa, devidamente sustentado, que possa ser eficaz?

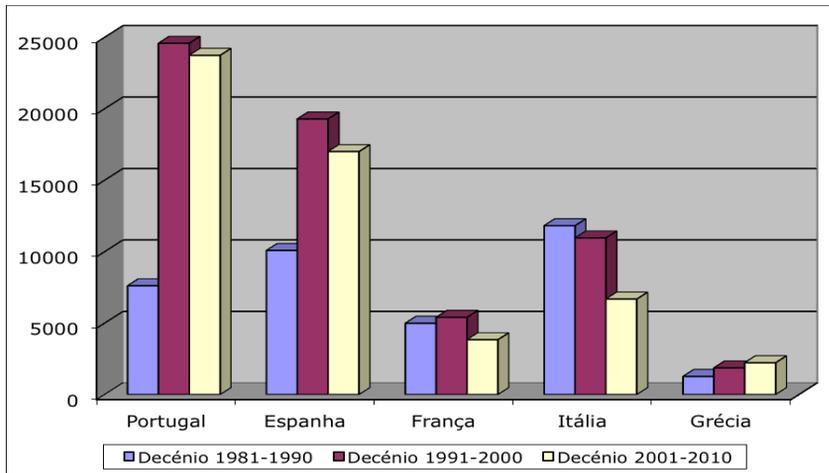


Figura 3. Evolução do número médio anual de ocorrências de incêndios florestais nos países do Sul da Europa.

Fonte dos dados: Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

Mas, se no caso do número das ocorrências o contraste é bem visível, para que não restem dúvidas de que os incêndios florestais em Portugal podem ter solução, vejamos agora o que se passa em termos das áreas queimadas pelos incêndios florestais nos países do Sul da Europa.

Começando por França e Grécia, onde os valores médios anuais de área ardida são inferiores a 50 000 ha, verifica-se que a tendência, ao longo destes três decénios, foi claramente para diminuição desses valores médios.

Do mesmo modo, a Itália, que na primeira década apresentou áreas médias anuais da ordem de 150 000 ha, sofreu uma redução substancial nas décadas seguintes, ao ponto do valor médio, no terceiro decénio, passar sensivelmente a metade do registado na primeira década.

Mais impressionante, ainda, foi a redução observada em Espanha, que de valores médios próximos de 250 000 ha/ano, na primeira década, conseguiu reduzir quase cerca de duas vezes e meia esse valor, tendo passado para cerca de 100 000ha/ano no terceiro decénio.

Ora, se o decréscimo registado na Grécia e em França foi importante, não podemos deixar de sublinhar os casos de Itália e de Espanha, pois, do nosso ponto de vista, demonstram claramente que os incêndios florestais têm solução!

Incompreensivelmente, nestas três décadas, Portugal foi o único país do Sul da Europa, a apresentar uma tendência contrária à dos restantes países, pois, em vez da redução da área queimada, o que se verificou foi o seu aumento substancial, que quase duplicou do primeiro para o terceiro decénio (fig. 4). Ora, se nos últimos trinta anos e nos outros países do Sul da Europa se conseguiu uma substancial redução da área ardida, porque é que em Portugal se passou o inverso?

A resposta é conhecida e não cabe aqui desenvolvê-la, mas fica claro que se mantivermos o rumo, os incêndios florestais em Portugal não caminham para a solução, ao contrário do que sucede nos outros países do Sul da Europa e à revelia daquilo que defendemos, mas que com o consentimento de alguns responsáveis que se têm acomodado às circunstâncias, de calamidade parecem estar a passar, inevitavelmente, a fatalidade. Todavia, essa não é, certamente, uma solução!

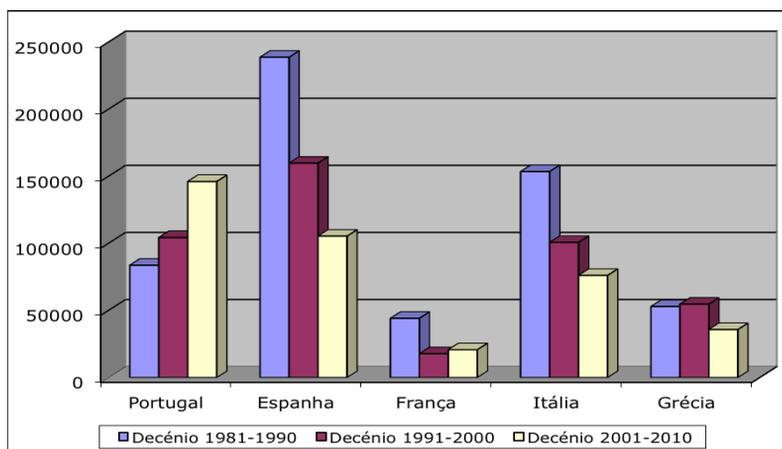


Figura 4. Evolução da média anual das áreas ardidas (ha), nos países do Sul da Europa.
 Fonte dos dados: Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

CONCLUSÃO

Os incêndios florestais em Portugal têm solução, desde que a floresta passe a ser entendida como um objetivo estratégico nacional.

Portugal, além de turismo e mar, também é um País de Florestas e, por conseguinte, se elas vierem a ser acarinhadas pelo poder político, poderão gerar riqueza, criar postos de trabalho, não só diretos, mas também indiretos, quer na indústria quer nos serviços, e assim aumentarem substancialmente a sua já importante contribuição para o Produto Interno Bruto.

Pensamos que, ao contrário do que diz o slogan atual, “Portugal com fogos depende de todos”, até para podermos acreditar que “Portugal sem incêndios florestais depende de todos”. Já é tempo de confiar a floresta aos técnicos e de fazer menos política com os incêndios florestais!

Quando afirmamos que os incêndios florestais em Portugal têm solução, não queremos com isso dizer que essa solução passa por suprimir os incêndios florestais. De facto, fala-se muito em supressão de incêndios, quando querem referir-se à extinção de incêndios, pois sabemos bem que a supressão não é possível, pois o fogo faz parte do ecossistema mediterrâneo. O que desejamos é ter mais fogos, ao contrário do que diz o slogan político, para termos menos incêndios e, sobretudo, um número muito menor de grandes incêndios florestais, pois são esses que causam os grandes danos. Para conseguir este desiderato é urgente intervir na gestão dos combustíveis e na alteração de alguns comportamentos da sociedade ou, pelo menos, de alguns dos seus sectores.

Sendo complexos, os incêndios florestais terão solução se formos capazes de aplicar, em cada um dos três pilares diretamente intervenientes, medidas simples e com continuidade no tempo, ou seja, paulatina e sucessivamente ao longo dos anos, sempre estribadas em procedimentos de melhoria contínua.

Os incêndios florestais, sendo uma calamidade, só se transformarão numa fatalidade se nada fizermos para o impedir, pois continuamos convictos de que os incêndios florestais em Portugal têm solução.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARVALHO, António (2006) - *Investigação de incêndios. Metodologias de Investigação Criminal*. Instituto Superior da Polícia Judiciária e Ciências Criminais, Loures;
- GABINETE DE PSICOLOGIA E SELECÇÃO DA ESCOLA DA POLÍCIA JUDICIÁRIA (2008) - *Estudo do perfil sócio-psicológico do Incendiário florestal*. Instituto Superior de Polícia Judiciária e Ciências Criminais, Loures;
- LOURENÇO, Luciano (2004) - *Risco meteorológico de incêndio florestal*, Núcleo de investigação Científica de Incêndios florestais, FLUC, Coimbra.
http://www.nicif.pt/Publicacoes/Colect_Cindinicas/Colec_Cindinicas_IV

- LOURENÇO, Luciano (2007) - *Riscos Ambientais e Formação de Professores (Actas da VI Jornadas Nacionais do Prosepe*. Colectâneas Cindinicas VII, Projeto de Sensibilização e Educação Florestal e Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais e Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra, 223 p.;
- http://www.uc.pt/fluc/nicif/Publicacoes/Colectaneas_Cindinicas/Coletanea_Cindinica_VII
- LOURENÇO, Luciano; FERNANDES, Sofia; BENTO-GONÇALVES, António; CASTRO, Ana; NUNES, Adélia e VIEIRA, António (2012) – “Causas de incêndios florestais em Portugal continental. Análise estatística da investigação efetuada no último quinquénio (1996 a 2010)”. *Cadernos de Geografia* n.º 30-31. Coimbra, p. 61-80.
- http://www.uc.pt/fluc/depgeo/Cadernos_Geografia/Numeros_publicados/CadGeo30_31/Eixo1_3
- PLANO ESTRATÉGICO NACIONAL (2009) “ Desenvolvimento Rural 2007 – 2013 (Revisão Novembro 2009)”.
[http://www.google.com/search?client=safari&rls=en&q=PLANO+ESTRATÉGICO+NACIONAL+\(2009\)&ie=UTF-8&oe=UTF-8](http://www.google.com/search?client=safari&rls=en&q=PLANO+ESTRATÉGICO+NACIONAL+(2009)&ie=UTF-8&oe=UTF-8)
- RIBEIRO DE ALMEIDA, Albano (1993) – “Combate aos Fogos Florestais, o último recurso”. *Actas I EPRIF*, Encontros Pedagógicos sobre Risco de Incêndio Florestal, Coimbra, p. 47-53.
http://www.uc.pt/fluc/nicif/Publicacoes/Edicoes_PROSEPE/Edicoes_Pedagogicas/EPRIF_Documentos/IEPRIF_Atas_pdf.pdf

Diplomas legais:

- Decreto Regulamentar n.º 55/1981*. Diário da República, I Série, n.º 290, 18 de Dezembro;
- Decreto-Lei n.º 156/2004*. Diário da República, I Série A, n.º 152, de 30 de Junho;
- Decreto-Lei n.º 124/2006*. Diário da República, I Série A, n.º 123, de 28 de Junho.

PARTE II

EROSÃO, DEGRADAÇÃO E MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS

EFFECTOS DEL FUEGO EN LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS, FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

Reyes de Celis

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

Antonio Jordán

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

Lorena M. Zavala

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

RESUMEN

Los incendios forestales pueden producir varios cambios a corto y largo plazo en el paisaje y en el sistema suelo. La magnitud de estos cambios inducidos por el fuego en los componentes de los ecosistemas (agua, suelo, vegetación y fauna) depende de factores intrínsecos (la intensidad del fuego y la gravedad) y extrínsecos (vegetación, suelos , geomorfología , etc.) Los impactos más importantes de los suelos en el corto plazo son la reducción de la cubierta vegetal (que aumenta el riesgo de erosión del suelo), la deposición de cenizas después de la combustión de la biomasa, la inducción de la mejora de la repelencia al agua y los cambios en la estructura y componentes del suelo. La combustión de la materia orgánica del suelo y la biomasa también se traduce en la emisión de gases y otros contaminantes a la atmósfera. Del mismo modo, los cambios inducidos por el fuego en los componentes biológicos del suelo (vegetación, animales y microorganismos del suelo) pueden ocurrir rápidamente y producir una respuesta a gran escala. Los efectos a largo plazo de los incendios en los suelos y el agua y pueden persistir durante períodos relativamente cortos (horas, días o meses), largos (años o decenas de años), o ser permanente dependiendo de la gravedad o de fuego y el régimen de incendios . Algunos de estos efectos son una consecuencia de la relación entre el fuego, la hidrología y el ciclo de nutrientes.

Palabras clave: incendios forestales, degradación del suelo, propiedades químicas del suelo, propiedades físicas del suelo

FIRE EFFECTS ON SOIL BIOLOGICAL, PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES

ABSTRACT

Wildfires may produce several changes in the short- and long-term in the landscape and in the soil system. The magnitude of these changes induced by fire in the components of ecosystems (water, soil, vegetation and fauna) depends on intrinsic factors (fire intensity and severity) and extrinsic (vegetation, soil, geomorphology, etc.). The most important impacts on soils in the short-term are the reduction of vegetation cover (which increases soil erosion risk), the deposition of ash after combustion of biomass, the induction of enhancement of water repellency and changes in the structure and soil components. Combustion of biomass and soil

organic matter also results in the release of gases and other pollutants into the atmosphere. Similarly, the changes induced by fire on the biological soil components (vegetation, animals and soil microorganisms) may occur rapidly and produce a large-scale response. The long-term effects of fire on soils and water may well persist for relatively short periods (hours, days or months), long (years or tens of years), or be permanent depending on the severity of fire and fire regime. Some of these effects are a consequence of the relationship between fire, soil, hydrology and nutrient cycling.

Keywords: forest fires, forest soils, soil degradation, soil chemical properties, soil physical properties

INTRODUCCIÓN

El fuego es una de las causas más importantes de alteración de los ecosistemas (Eiten, 1992; Bond y Keeley, 2005; Certini, 2005; Neary *et al.*, 1999; Kutiel, 2006). En las zonas mediterráneas, los incendios constituyen un fenómeno recurrente y frecuente durante el verano, estación que en el clima mediterráneo se caracteriza por ser seca y de altas temperaturas que exceden los 40 oC (Moreno y Oechel, 1995; De la Rosa *et al.*, 2008). La preocupación por los incendios forestales y sus efectos en la región mediterránea comenzó en los años 1960, cuando se produjo un aumento exponencial de la actividad del fuego (Moreno *et al.*, 1998; Pausas, 2004) como consecuencia del abandono generalizado de las áreas marginales, generalmente en zonas montañosas (Margaris *et al.*, 1996).

El suelo es el componente básico del ecosistema forestal. Su sostenibilidad y recuperación dependen tanto de los procesos químicos, físicos y biológicos como de la severidad del fuego (Neary *et al.*, 1999; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Los impactos del fuego en el suelo son básicamente de dos tipos: directos, como consecuencia de la combustión de los residuos orgánicos y las temperaturas que se alcanzan en el suelo, e indirectos (Neary *et al.*, 1999), como consecuencia de cambios producidos en otros componentes del ecosistema, como la disminución de la cobertura vegetal o el aporte de cenizas y hojarasca parcialmente quemada (Cerdà y Doerr, 2008), incluso cambios en la flora (Pausas y Verdú, 2005; Trabaud, 2000). La severidad de estos impactos depende en gran medida de su intensidad, duración y frecuencia (Flannigan *et al.*, 2000; Inbar *et al.*, 1998; Robichaud *et al.*, 2000). Incendios de baja intensidad, durante los que no se alcancen temperaturas elevadas y que no afecten excesivamente a la cobertura vegetal, no causarán grandes impactos, que, en todo caso, quedarán restringidos a la superficie o a los primeros milímetros de profundidad del suelo. Incendios prolongados, recurrentes, o de gran intensidad, en los que se alcancen altas temperaturas, que consuman la mayor parte de la cubierta vegetal, pueden ocasionar cambios importantes en el funcionamiento del sistema suelo (Doerr *et al.*, 2006). En estos casos, el período de restablecimiento de las condiciones iniciales puede ser muy largo, o los cambios hacerse permanentes.

En este artículo se revisan los principales efectos del fuego en [i] las propiedades biológicas, [ii] químicas y [iii] físicas de los suelos forestales mediterráneos, así como [iv] los impactos hidrológicos y [v] el riesgo de erosión en el post-incendio.

1. HISTORIA DEL FUEGO EN LOS SISTEMAS MEDITERRÁNEOS

Evidencias geológicas, como la presencia de carbón en los sedimentos, demuestran que el fuego ha actuado desde hace 400 millones de años (principios del Devónico) cambiando su frecuencia e intensidad según los niveles de oxígeno atmosférico y el clima (Scott, 2000; 2009; Bodí *et al.*, 2012a). El impacto antrópico sobre el régimen de incendios comenzó en el Neolítico, cuando el hombre se convierte en agricultor y convierte al fuego en su principal herramienta para obtener grandes zonas de cultivo a través de la deforestación del monte mediterráneo. Se estima, que esta práctica se instauró hace aproximadamente 7000 años, como lo demuestran restos arqueológicos y análisis palinológicos de diversos lugares de Europa, y que se ha seguido practicando hasta muy recientemente en la cuenca Mediterránea. (Pausas *et al.*, 2008, 2009). En un momento anterior a la instalación de estas comunidades agricultoras, el bosque mediterráneo

estaba constituido principalmente por quercíneas, y las coníferas eran menos abundantes y quedaban relegadas a las laderas de las colinas. El asentamiento de las poblaciones agricultoras supuso la rápida eliminación de estos bosques en las zonas más fértiles, subsistiendo de esta forma casi únicamente las coníferas, que se expandieron sobre las zonas de cultivo abandonadas y se vieron favorecidas por las repoblaciones.

La recurrencia de incendios propicia un ecosistema distinto del que se esperaría debido a la situación climática en la que se encuentran dichas zonas. Si los incendios forestales se convierten en un fenómeno recurrente y cada vez más frecuente, las especies con algún mecanismo de resistencia al fuego perdurarán y desarrollarán diferentes morfologías y dispositivos de reproducción para resistir a los incendios y verse favorecidas por ellos (Pausas y Verdú, 2005; Pausas *et al.*, 2008; Pyne, 2001). Este es el caso de las plantas pirófitas como cistáceas y ericáceas.

Hasta mediados del siglo XX, en España, Portugal y el resto de países mediterráneos, la gestión forestal consistía en un aprovechamiento a veces abusivo, de los recursos forestales, quemando la vegetación para sembrar cereales, frutales u olivos. El resultado era un paisaje compartimentado y diverso con bajo riesgo de incendios, los cuales eran rápidamente sofocados por la población que residía y trabajaba en el monte. (Bodí *et al.*, 2012a). En los años 60, la industrialización y el éxodo rural en el mediterráneo europeo, provocaron el abandono del campo y de las prácticas tradicionales (pastoreo, mantenimiento de setos y pistas forestales o manejo de la vegetación), incrementando el riesgo de incendios (Bodí *et al.*, 2012a).

A este cambio de uso y al incremento del riesgo de incendios forestales ha contribuido también la reforestación con especies de rápido crecimiento pero altamente inflamables (como pino o eucalipto) y con altas tasas de crecimiento (Fernández *et al.*, 2004; Shakesby, 2011). Efectos del fuego en los suelos forestales

1.1. Efectos del fuego sobre los componentes bióticos del suelo

El efecto más perceptible del fuego es la disminución de la cubierta vegetal. Aunque la mayoría de los incendios que ocurren son de baja severidad (Agee, 1993), incendios recurrentes de alta severidad pueden observarse ocasionalmente en muchos ecosistemas (Paine *et al.*, 1998). Incendios recurrentes pueden afectar a la vegetación a corto plazo (Bond y van Wilgen, 1996), pero los efectos pueden variar mucho dependiendo de las características de las especies y su forma de expansión (Bond y van Wilgen, 1996; Noble y Slatyer, 1980). Según su respuesta al fuego existen cuatro grandes grupos de plantas: rebrotadoras, germinadoras, rebrotadoras facultativas y, finalmente, especies que no pueden rebrotar, ni sus semillas resisten las altas temperaturas. Éstas desaparecen temporalmente después de un incendio, pero pueden recolonizar el espacio desde los extremos de la zona quemada (Pausas, 2004; Lloret y Zedler, 2009; Bodí *et al.*, 2012a). El rebrote es uno de los mejores mecanismos de piro-resistencia. Para ello se desarrollan cortezas gruesas y poco inflamables, que actúan como aislantes térmicos que protegen a la parte aérea para que después del incendio sea capaz de rebrotar (como ocurre con *Quercus suber*) o se protege la parte subterránea (como ocurre con los brezos). Especies como *Quercus coccifera* tienen una gran capacidad de rebrote tras el incendio y un gran sistema radicular que permite en 2 ó 3 años un 90% de recubrimiento (Sala *et al.*, 1990). Existen arbustos no rebrotadores que tienen bancos de semillas persistentes en el suelo y resisten el calor del fuego, como las *Cistus sp.* o *Ulex parviflorus*. En otras especies las semillas son estimuladas para germinar por otros productos derivados del incendio como el humo o las cenizas (por ejemplo: *Rhamnus alaternus*, *Alnus glutinosa*, *Cistus incanus*, *Clematis vitalba*) (Crosti *et al.*, 2006; Paula *et al.*, 2006). Sin embargo, si el periodo entre incendios no es suficiente para que los individuos lleguen a la edad adulta, o si este intervalo corto entre incendios es muy recurrente, el banco de semillas se puede agotar (Pausas, 2004). Tras el incendio, las herbáceas de vida corta cubren el suelo junto con los arbustos y leñosas que rebrotan rápidamente. Las herbáceas alcanzan su pico en 1-5 años, y luego se ralentiza su crecimiento (Ferran y Vallejo, 1992; Ferran y Vallejo, 1998). Los rebrotes de leñosas son siempre muy rápidos debido al sistema radicular bien desarrollado del que disponen, lo que permite captar agua y nutrientes.

La observación de la gran actividad biológica posterior y la abundancia de plantas simbiotas con hongos o con bacterias del suelo, precisamente en las formaciones más castigadas por los incendios, denota cierta compatibilidad y facilidad de recolonización. Esta se produce en poco tiempo, y tiene como origen los residuos y las capas no alteradas, a la vez que el aire. El aumento de la temperatura del suelo en las superficies incendiadas y el incremento del pH que proporcionan las cenizas con suficiente humedad, activan el desarrollo de microorganismos,

cuya población puede llegar en pocos días a ser mayor que antes del incendio (Mataix-Solera y Guerrero, 2007) . En áreas previamente incendiadas es frecuente observar una gran actividad biológica y relaciones simbióticas entre plantas y algas tras las primeras lluvias (Mataix-Solera y Guerrero, 2007; Bodí *et al.*, 2012a)

Sin embargo, también se producen efectos sobre otros componentes bióticos del sistema suelo. Tras un incendio, la fauna del suelo sufre perturbaciones drásticas (Cairney y Bastias, 2007; Metz y Dindal, 1980) en su nivel superficial y, esporádicamente, a mayor profundidad por calcinación de las raíces de árboles previamente cortados o heridos. En el post-fire, las fuentes de alimento se reducen drásticamente, limitando los recursos de la fauna del suelo (Gongalsky *et al.*, 2006; Gongalsky *et al.*, 2008; Malmström *et al.*, 2009; Moretti *et al.*, 2006), aunque no todos los animales son afectados por igual (Bengtsson, 2002). The recovery of soil organisms after fire is probably related to the density of the plant cover and the thickness of the organic layer remaining after the fire (Gongalsky y Persson, 2013). La recuperación puede producirse desde las áreas vecinas no quemadas (Bezkorovainaya *et al.*, 2007), o bien desde parches afectados por fuego de baja severidad dentro de la zona quemada (Gongalsky y Persson, 2013).

Distintos grupos de microorganismos ofrecen diferentes estrategias de resistencia a los cambios. Los hongos, por ejemplo, suelen mostrar mayor resistencia que las bacterias (Dunn *et al.* 1985), aunque las bacterias pueden recobrase más rápidamente (Bárceñas-Moreno y Baath, 2009; Bárceñas-Moreno *et al.*, 2011; Guerrero *et al.*, 2000; Guerrero *et al.*, 2005; Ponder *et al.* 2009). La actividad microbiana y la estructura de la comunidad pueden verse afectados por los incendios de alta intensidad, que pueden esterilizar parcialmente el suelo (Pietikäinen y Fritze, 1995). Tras esta fase, la riqueza en nutrientes permite la rápida proliferación de bacterias. Cuando el sustrato se vuelve limitante de nuevo, la actividad microbiana decrece, pero la biomasa sigue aumentando, hasta que la población se estabiliza de manera progresiva tras el restablecimiento de la vegetación (Bárceñas-Moreno *et al.*, 2011).

1.2. Efectos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo

1.2.1. Acidez

Después de un incendio, normalmente disminuye la acidez del suelo, debido a la destrucción de ácidos orgánicos y al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas (Granged *et al.*, 2011a; Granged *et al.*, 2011b; Kutiel *et al.*; 1990; Ulery *et al.*, 1995). En los casos en los que la intensidad del incendio es alta, y se produce una gran combustión de la materia orgánica del suelo, el pH del suelo puede llegar a aumentar bastante (4 o 5 unidades; Ulery *et al.*, 1995) debido, fundamentalmente a la pérdida de grupos OH de los minerales de la arcilla, a la formación de óxidos (Giovannini, 1988, 1990), la liberación de cationes (Arocena y Opio, 2003; Dikici y Yilmaz, 2006; Giardina *et al.*, 2000) o la sustitución de protones en el complejo de cambio por cationes (Arocena y Opio, 2003; Terefe *et al.*, 2008). Sin embargo, algunos autores han observado descensos en el pH en suelos expuestos a altas temperaturas en el laboratorio (Terefe *et al.*, 2008), debido a que en estos casos no se ha tenido en cuenta el efecto de las cenizas.

En general, el incremento de pH es efímero debido a la formación de nuevo humus, y el lavado de los iones básicos, aunque en algunos casos se han necesitado 50 años para recuperar el pH inicial (Viro, 1974; Khanna y Raison, 1986; Etiégni y Campbell, 1991). La velocidad de recuperación dependerá también de la capacidad tampón del suelo. En ocasiones, recuperaciones relativamente rápidas de parámetros como el pH son producto de la desaparición de las cenizas por erosión (Zavala *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2013).

1.2.2. Capacidad de intercambio catiónico

El fuego afecta directamente al complejo de cambio mediante la combustión de la materia orgánica y la alteración de los minerales de arcilla. La materia orgánica se altera a temperaturas entre 100 y 500 oC s (Knoepp *et al.*, 2005), mientras que los minerales se alteran a temperaturas mucho más altas. Después del fuego, en general se aprecia un descenso de los valores de la capacidad de intercambio catiónico, especialmente en los primeros centímetros. Este descenso será más o menos importante dependiendo de la severidad del incendio, contenido previo de materia orgánica, y cantidad o naturaleza de los minerales de las arcillas (Gil *et al.*, 2010). Los suelos arenosos por estas razones sufren una disminución notable de almacenamiento de iones.

1.2.3. Contenido en sales solubles

Tras exposición a temperaturas moderadas, la conductividad eléctrica del suelo puede aumentar notablemente por la incorporación de sales solubles procedentes de la combustión de la materia orgánica (DeBano *et al.*, 1977; Hernández *et al.*, 1997; Carballas, 1993; Kutiel & Inbar, 1993). A corto plazo, estos iones liberados suponen una mejora de la fertilidad en la mayoría de los casos, pero en otros, pueden dar lugar a problemas, debido a que la absorción de algunos nutrientes puede ser inhibida por problemas antagónicos surgidos de la acumulación de elementos minerales. En cualquier caso, los cambios en la conductividad eléctrica suelen ser efímeros, ya que las sales son rápidamente lavadas o arrastradas por la escorrentía.

La EC también puede disminuir en suelos expuestos a temperaturas cercanas a los 500 °C, debido a la destrucción de los minerales de arcilla, la formación de óxidos y la formación de partículas gruesas (Terefe *et al.*, 2008).

1.2.4. El nitrógeno

El nitrógeno es uno de los nutrientes más afectados por el fuego (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Durante la combustión, gran parte del N se pierde por volatilización a 200 °C (Chandler *et al.*, 1983; Fisher y Binkley, 2000; Prichett y Fisher, 1987; Turner *et al.*, 2007). Sin embargo, algunos autores han mostrado aumentos por la incorporación de materiales parcialmente pirolizados (Giovannini *et al.*, 1988; Grogan *et al.* 2000; Prieto-Fernández *et al.*, 1993;). La ceniza resultante de la combustión estimula la producción primaria de los ecosistemas a través de la retención de N () y poco después de los incendios su redistribución a través del viento y el agua hace que la disponibilidad de N en el suelo sea heterogénea (Rivas *et al.*, 2012). La volatilización del nitrógeno durante la combustión se relaciona directamente con las temperaturas alcanzadas en el suelo y con la materia seca consumida, pero las condiciones de nitrificación suelen mejorar tras el incendio (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Las concentraciones de N inorgánico tienden, normalmente, a aumentar en las áreas que han sufrido el paso del fuego que en las zonas control en los primeros años después del fuego (Smithwick *et al.*, 2005; Turner *et al.*, 2007; Boerner *et al.*, 2009). Estos cambios en el N inorgánico del suelo tras los incendios pueden atribuirse a una combinación de efectos directos e indirectos de fuego, a liberación del N de raíces muertas y de compuestos en los que previamente el N era inaccesible (Smithwick E.A.H. *et al.* 2005; Rivas Y. *et al.* 2012). Esta mejora de la nitrificación, ocurre especialmente en los suelos ácidos, a causa del descenso de la acidez que provoca una mayor actividad microbiana, a la germinación de muchas semillas de plantas fijadoras de nitrógeno, por ejemplo especies de leguminosas fijadoras como el *Ulex parviflorus* (Pastor-López y Martín-Martín, 1995; Neary *et al.*, 1999; Raison *et al.*, 2009), en menor medida, a los aportes de nitrógeno a través de las precipitaciones, de modo que los niveles de este elemento suelen restablecerse rápidamente. (Kutiel y Naveh, 1987; Giovannini *et al.*, 1990; Gimeno-García *et al.*, 2000; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Además la muerte de la mayoría de los árboles tras un incendio, desencadena la pérdida de asociaciones de micorrizas (), y, por lo tanto, la absorción de nutrientes disminuye aumentando la presencia del N en el suelo. (Smithwick *et al.*, 2005) A veces, la vegetación rebrotadora del sotobosque puede ser suficiente y evitar la alteración del ciclo del N en el suelo, pero si los incendios son lo suficientemente graves como para eliminar el rebrote de vegetación, se produce el lixiviado de N, a las aguas subterráneas. (Rivas *et al.*, 2012). Se han observado diferentes patrones de disponibilidad de Nitrógeno post-incendio, pero, la predicción de esta disponibilidad se ve obstaculizada por la falta de comprensión de los mecanismos que controlan los patrones: los cambios en las condiciones abióticas causadas por la desaparición de la cubierta vegetal, los cambios en las características y la profundidad de la capa orgánica que afectan a la fijación y absorción de N. (Smithwick, *et al.*, 2005).

1.2.5. El carbono orgánico

Aunque la combustión de la materia orgánica causa una pérdida de C orgánico en el suelo, el impacto del fuego puede ser complejo según la intensidad del incendio y los procesos que tengan lugar. Después de incendios de baja intensidad, puede haber incrementos de carbono orgánico procedente de la vegetación parcialmente pirolizada. En cambio, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede disminuir (Mataix-Solera *et al.*, 2002). Según Knoepp *et al.* (2005) calentando el suelo a 450 °C durante dos horas o a 500 °C media hora, se destruye el 99% de la materia orgánica. Sin embargo, la pérdida de materia

orgánica puede equilibrarse con aportes de material parcialmente quemado y la caída de hojas tras el fuego (Gimeno-García *et al.*, 2000; Granged *et al.*, 2011a Granged *et al.*, 2011b; Terefe *et al.*, 2008)

Fuegos de intensidad media o baja pueden inducir cambios estructurales en los compuestos alifáticos, mientras que los ácidos húmicos pueden permanecer inalterados (Giovannini, 1994; Pardini *et al.*, 2004). A mayor temperatura, la materia orgánica del suelo sufre diferentes modificaciones; el grado de estabilidad y condensación de las fracciones húmicas aumenta y esto confiere una mayor resistencia frente a la degradación microbiana (Bodí *et al.*, 2012a).

La materia orgánica se concentra sobre en la superficie, donde es particularmente vulnerable a grandes pérdidas cuando la cobertura vegetal y la hojarasca son eliminadas por el fuego. La relación C/N se ve alterada, aumenta a medida que la temperatura alcanzada es más elevada. Los suelos afectados por incendios forestales presentan una proporción de materia orgánica libre menor, unos ácidos fúlvicos de bajo grado de polimerización, aumentan los ácidos húmicos y la proporción de humina de insolubilización. Sin embargo estas modificaciones, aparentemente beneficiosas no se mantienen a largo plazo y si la frecuencia de incendios aumenta, el suelo puede convertirse en un medio inerte, ya que los restos vegetales carbonizados aportados son muy difíciles de transformar (González-Vila *et al.*, 2009; Knoepp *et al.*, 2005). Esta materia orgánica carbonizada que se produce en grandes cantidades y se acumula en el suelo, puede constituir un 30-40% al carbono del suelo en ecosistemas propensos a incendios forestales y al secuestro de carbono a largo plazo, siendo un componente significativo en el ciclo global del carbono (Bodí *et al.*, 2012a; Forbes *et al.*, 2006; Mataix-Solera y Guerrero, 2006). Efectos del fuego sobre las propiedades físicas del suelo

1.3. Efectos del fuego en las propiedades físicas del suelo

1.3.1. Color

El suelo que queda expuesto tras un incendio presenta un color ennegrecido debido a acumulación de cenizas y hojarasca parcialmente quemada (Eckmeier *et al.*, 2010; Eckmeier *et al.*, 2013; Hajdas *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2013a; Pereira *et al.*, 2013b). El color oscuro disminuye el albedo de la superficie del suelo, que tendrá una alta tendencia a calentarse y por ello, incrementará la tasa de evaporación.

1.3.2. Cenizas

El fuego crea un patrón variable de la distribución de ceniza, debido las diferentes condiciones de la combustión. Esta variabilidad aumenta con el tiempo, especialmente en zonas inclinadas donde la escorrentía y la erosión del viento son más eficientes. Se obtiene por ello con el tiempo, un patrón heterogéneo de protección del suelo, que varía como resultado de la compactación de ceniza y la redistribución. Esto significa que suelo es diferencialmente expuesto a agentes de erosión (Pereira *et al.*, 2013b). El espesor de la capa de ceniza depende de la severidad del fuego siendo delgada en lugares donde esta ha sido más alta, debido a que se ha consumido una mayor cantidad de materia orgánica, y más gruesa y alta en lugares que han sufrido una severidad menor. La cantidad de hojarasca y ceniza carbonizada parece ser un factor clave en la reducción del riesgo de erosión del suelo post-incendio (Cerdá y Doerr, 2008; Zavala *et al.*, 2009) durante un rango de tiempo que puede variar entre algunos días y meses (Cerdá, 1998; Marcos *et al.*, 2000; De Luis *et al.*, 2003). El período de tiempo que las cenizas permanecen en la superficie del suelo variará según las precipitaciones, escorrentía y propiedades de la ceniza (Cerdá y Doerr, 2008) las cenizas presentaran diferentes características según de la especie de planta quemada, cantidad de biomasa, contenido de humedad del combustible, picos de temperatura y tiempo de residencia (Ulery *et al.*, 1993, Úbeda *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2009). los efectos de la ceniza en la escorrentía y erosión postincendio, dependen en primer lugar, de sus propiedades físicas y mineralógicas (por ejemplo, tamaño de partículas, porosidad, contenido de carbonato de calcio, o repelencia al agua), las cuales varían con la temperatura las condiciones de la combustión y las especies quemadas (Bodí *et al.*, 2012b; Larsen *et al.*, 2009; Woods y Balfour, 2010), en segundo lugar dependen los cambios físico-químicos en cenizas después de la interacción con la atmósfera y el agua (Etiegni y Campbell, 1991), del espesor de la capa de ceniza (Woods y Balfour, 2010), y de la geología y tipo de suelo del terreno afectado por el incendio. (Larsen *et al.*, 2009, Woods y Balfour, 2010; Bodí *et al.*, 2012b)

Después del incendio, la ceniza constituye una fuente importante de nutrientes para la recuperación del ecosistema. Los incendios de alta severidad reducen el combustible de la superficie a pequeñas partículas que son fáciles de transportar e incorporar en el perfil del suelo. Por lo tanto, es muy probable que la ceniza producida a temperaturas más altas durante la combustión induzca los primeros efectos sobre las propiedades del suelo, ya que las partículas más pequeñas se incorporan más fácilmente en el suelo subyacente. La incorporación de ceniza en el perfil del suelo también depende de las propiedades del suelo, principalmente la textura (Woods y Balfour, 2010).

El mayor peligro es el lavado o la erosión, sobretodo en pendientes fuertes o en zonas que carecen de una estructura edáfica y de vegetación capaces de fijar y aprovechar rápidamente estos nutrientes, aumentando de esta forma la probabilidad de que la acción del viento, erosión o lixiviación, laven el aporte de nutrientes (Neary *et al.*, 1999; Cerdà y Bodí, 2007). Por lo que esta fertilización puede durar de 4 hasta 14 meses. (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En estudios llevados a cabo por Pereira *et al.* (2013a, 2013b) en Lituania se observa que la mayor pérdida de ceniza se produjo en los primeros días tras incendio, como consecuencia de las lluvias, fue más eficiente donde la severidad del fuego fue mayor, y estuvo causada por la erosión y la compactación de la capa de cenizas debido a la acción de la lluvia (Pereira *et al.*, 2013b). La capacidad de la ceniza de proteger el suelo, dependerá de la topografía de la zona quemada, de las condiciones meteorológicas durante el espesor post-incendio y cenizas. (Cerdá y Doerr, 2008; Pereira *et al.*, 2010) El estudio del grosor de la capa de ceniza muestra el grado de protección del suelo en el período inmediatamente después del incendio, y cómo cambia en el espacio y el tiempo. Esto tiene implicaciones sobre cómo cambia el estado de los nutrientes del suelo, debido a la eliminación de cenizas, que varía según la erosión, infiltración y el tipo de ceniza. Varios estudios que se han realizado sobre los efectos de la ceniza en las propiedades del suelo en las zonas quemadas (Mallik *et al.*, 1984, Leighton-Boyce *et al.*, 2007., Cerdá y Doerr, 2008; Gabet y Sternberg, 2008; Onda *et al.*, 2008; Woods y Balfour, 2008, 2010, Larsen *et al.*, 2009; Zavala *et al.*, 2009) consideran el espesor de la capa de cenizas, como una clave para comprender la evolución post-incendio del ecosistema debido a la influencia de las mismas en la fertilidad del suelo (Pereira *et al.*, 2013b). La variabilidad espacial del espesor de las cenizas, puede estar afectada por factores intrínsecos como las propiedades del suelo y la textura de la ceniza. Estos factores dependen de la temperatura y severidad del fuego, del contenido de humedad de la vegetación, de la cantidad y del tipo de biomasa y de la distribución del combustible. La variabilidad espacial se ve también afectada por factores extrínsecos, tales como el viento, y erosión por parte del agua. (Pereira *et al.*, 2013c).

1.3.3. La repelencia al agua

La repelencia al agua es una propiedad de los suelos que reduce su afinidad por el agua, disminuyendo la tasa de infiltración del agua durante periodos de horas, semanas o días. Al reducir la tasa de infiltración, se incrementa la tasa de generación de escorrentía y el volumen de flujo superficial, lo que tiene otras consecuencias importantes, como un aumento considerable del riesgo de erosión (Doerr *et al.*, 2000; Shakesby y Doerr, 2006), patrones irregulares de infiltración (Leighton-Boyce *et al.*, 2005; Ritsema y Dekker, 1994) o un descenso de la fertilidad del suelo, al reducirse el volumen de suelo explorable por las raíces (Blackwell, 2000). También se han observado incrementos en la estabilidad estructural (Mataix-Solera y Doerr, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2011) o en la tasa de secuestro de carbono (Piccolo y Mbagwu, 1999).

Los incendios forestales constituyen una causa importante de la repelencia al agua. Su presencia puede verse provocada, aumentada o disminuida según la temperatura alcanzada en el suelo. A grandes rasgos, si la temperatura alcanzada en el suelo es de 200-250 °C, la provoca o la aumenta, y si es mayor de 300 °C, la destruye. Varios autores (DeBano, 1966; DeBano y Krammes, 1966; Savage, 1974) han observado que el fuego puede inducir repelencia al agua sobre suelos que previamente no la presentaban. Robichaud y Hungerford (2000) y Zavala *et al.* (2010) observaron que al someter a diferentes tipos de suelo a calentamiento en laboratorio se generan gradientes de temperatura que provocan la redistribución de las sustancias hidrofóbicas en el suelo. Además, observaron interacciones entre la temperatura, el contenido de agua y otras propiedades del suelo. Factores como la temperatura alcanzada, la cantidad y tipo de hojarasca consumida y la humedad del suelo antes de producirse el incendio, pueden intensificar o reducir la repelencia al agua en los suelos. Según estos autores, las sustancias orgánicas hidrofóbicas en la hojarasca y en la superficie del suelo se volatilizan durante el incendio. Una pequeña parte de esta cantidad de material es desplazada en profundidad, siguiendo el gradiente térmico hasta

condensarse de nuevo a pocos centímetros bajo la superficie. DeBano (1991) sugirió que el calentamiento de suelos no repelentes al agua que contuviesen más del 2-3% de materia orgánica siempre induciría repelencia al agua.

Las temperaturas que se alcanzan en el suelo durante el fuego, son muy variadas dependiendo de los factores implicados. En general, y puesto que el suelo es un mal conductor del calor, las temperaturas que se alcanzan en capas profundas del suelo son bajas, a pesar de que las llamas sobrepasen en ocasiones los 1400 oC (DeBano *et al.*, 1998). Numerosos trabajos muestran que durante un incendio se alcanzan fácilmente temperaturas entre 500 y 800 oC en superficie. En profundidad, sin embargo, la variabilidad de registros es muy amplia; desde una variación irrelevante a 5 cm de profundidad a máximos de 100-300 oC. Después de estudiar los efectos de la temperatura durante un experimento de laboratorio. DeBano y Krammes (1966) encontraron que temperaturas entre 480 y 540 oC durante períodos de 25 minutos pueden destruir la repelencia en la superficie del suelo, mientras que temperaturas alrededor de 200 oC durante 10 minutos pueden intensificarla. A partir de experimentos de laboratorio, varios autores han observado que temperaturas entre 250 y 350 oC son suficientes para destruir la repelencia al agua del suelo (DeBano *et al.*, 1966; Robichaud y Hungerford, 2000; García-Corona *et al.*, 2004; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Por encima de ese intervalo de temperatura, la repelencia al agua tiende a disminuir, aunque no se producen cambios radicales. DeBano y Krammes (1966) observaron que tras 5 minutos a 600 oC, el suelo mostraba una repelencia extrema. Sin embargo, las sustancias hidrofóbicas desaparecen a temperaturas más altas: a 800 oC, la repelencia al agua comienza a disminuir después de sólo 10 minutos, y se destruye completamente después de 20 minutos, mientras que a 900 oC el suelo se vuelve completamente hidrofílico después de sólo 10 minutos (DeBano y Krammes, 1966).

Algunos autores han sugerido que la repelencia al agua inducida por el fuego es el resultado de reacciones químicas que tienen lugar durante el proceso, que intensifica las uniones entre estas sustancias y las partículas del suelo (Savage, *et al.*, 1972) y las hace aún más hidrofóbicas a causa de la pirolisis (Giovannini, 1994), más que los mecanismos de volatilización-condensación. Además, factores como la acumulación de cenizas, la volatilización de los compuestos orgánicos durante la combustión y su posterior condensación alrededor de los agregados del suelo, pueden inducir o incrementar la hidrofobicidad. Cerdà y Doerr (2008), por ejemplo, observaron que tras un incendio forestal en un suelo bajo pinar, la repelencia al agua del suelo se redujo significativamente en el área cubierta por cenizas y restos de hojarasca quemada.

1.3.4. Cambios en la estructura, la textura y la porosidad

La porosidad y la capacidad de retención hídrica también pueden verse disminuidas al cambiar la estructura del suelo y desaparecer la materia orgánica si las intensidades son más elevadas (Neary *et al.*, 1999). Los incendios de alta intensidad son capaces de provocar fusiones térmicas de partículas de tamaño arcilla, incrementándose porcentualmente el tamaño limo y arena (Ulery y Graham, 1993; Dyrness y Youngberg, 1957; Nishita y Haug, 1972). Debido a las modificaciones térmicas de aluminosilicatos y óxidos e hidróxidos de hierro (Betremieux *et al.*, 1960; Giovannini *et al.*, 1990). Otro factor que puede ser causante de la modificación de la textura hacia el incremento porcentual fracciones gruesas es que al incrementarse las tasas de erosión es más probable la pérdida de materiales finos, con el consiguiente incremento porcentual de agregados gruesos.

Si la cobertura vegetal no se recupera favorablemente antes de que se produzcan las primeras lluvias de carácter torrencial (caso de las tormentas estivales y otoñales en el clima Mediterráneo), el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo induciría la formación de un sellado superficial, reduciendo la velocidad de infiltración y aumentando la escorrentía superficial y favoreciendo el arrastre de partículas y nutrientes.

1.3.5. La estructura del suelo

Los factores que influyen en la agregación son: el contenido y el tipo de arcilla, los cationes, las fuerzas de atracción y la cohesión entre los componentes del agregado, la acción microbiana (Mataix-Solera *et al.*, 2011), y el contenido en materia orgánica (Oades, 1993).

La destrucción de los agregados es el primer paso hacia el desarrollo de costras del suelo y sellado de la superficie, lo que reduce la infiltración de agua y aumenta la erosionabilidad del suelo (Mataix-solera *et al.*, 2011). La respuesta de los agregados al paso del fuego es compleja de evaluar.

Hay determinados factores que inducen un aumento de la estabilidad estructural tras el fuego, según Mataix-Solera *et al.* (2011). En primer lugar, el tipo de incendio. En el caso de los incendios de copas, donde el fuego no afecta directamente al suelo, se puede producir un aumento del contenido en materia orgánica edáfica debido a la incorporación de material semipirolizado procedente de la vegetación. Esta hipótesis no puede explicar un aumento inmediato, aunque sí a largo plazo. En segundo lugar, la mineralogía de la fracción arcilla, que puede modificarse por el calentamiento formando agregados más estables. En tercer lugar, la combustión de la materia orgánica, que destruye parte de los agregados del suelo, seleccionando los más resistentes y pudiendo inducir también la cementación de algunos agregados debido a cambios térmicos. En cuarto lugar, la presencia de compuestos hidrofóbicos puede aumentar la estabilidad de agregados

En general los incendios de baja intensidad, no producen cambios importantes en la estabilidad de los agregados, aunque en algunos casos se ha observado un aumento de la estabilidad atribuido al desarrollo de la repelencia al agua tras la quema. En términos generales los incendios de alta severidad provocan cambios importantes, pero se observan diferentes tendencias según el tipo de suelo afectado. Si la temperatura es suficiente, puede darse una fuerte agregación al producirse la recristalización de algunos minerales tales como hidróxidos de Fe y Al. Aunque este incremento sea beneficioso desde el punto de vista de resistencia a la erosión no significa un beneficio desde el punto de vista de funcionamiento del sistema suelo, debido a que este aumento de la estabilidad esta propiciado por la fusión de arcillas y causas similares, tratándose de agregados con una cantidad muy baja de materia orgánica. Esta carencia afectara de manera directa a la regeneración de la vegetación y de manera indirecta a la erosión de la zona (Mataix-solera *et al.*, 2011).

2. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El fuego es un factor ecológico natural en los ecosistemas mediterráneos y a contribuido a modelar el paisaje que conocemos, debido a su recurrencia natural y al uso que el ser humano le ha dado a éste. La investigación científica de los últimos 20 años ha corroborado que el fuego es necesario para un correcto funcionamiento del ecosistema en los bosques mediterráneos. Sin embargo, el régimen de incendios ha cambiado debido a las nuevas tendencias sociales, económicas y por las políticas forestales de supresión del fuego. Las comunidades vegetales de los ecosistemas mediterráneos tienen una gran capacidad para regenerarse tras un incendio. Pero hay que tener en cuenta que las especies están adaptadas a un régimen de incendios concreto, y el cambio de régimen de estos puede tener consecuencias importantes en la sostenibilidad del ecosistema.

Aunque el fuego debe considerarse un agente del ecosistema, los cambios socio-económicos producidos en las últimas décadas han contribuido a un aumento de los incendios forestales, alterándose los regímenes de incendios y promoviendo la aparición de graves efectos sobre el suelo, agua y vegetación. Esta nueva situación requiere una inversión, no sólo en la prevención y supresión de los incendios forestales, sino también en la investigación. De hecho, en las últimas dos décadas, la comunidad científica ha dirigido importantes esfuerzos hacia la investigación sobre los efectos del fuego en las propiedades físicas y químicas del suelo a corto y largo plazo, y la implementación de nuevas metodologías. Debido al daño que provocan los incendios forestales en nuestros ecosistemas, es necesario conocer las alteraciones que el fuego causa en el suelo y las consecuencias de estas alteraciones en el funcionamiento del sistema suelo, el cual, hace posible la existencia y funcionamiento de los ecosistemas terrestres. La investigación futura debe esclarecer la falta de conocimiento en áreas como la evolución espacio-temporal del espesor de ceniza, con el fin de evaluar el grado de protección del suelo después de un incendio, y los principales factores que influyen en esta evolución, como su transporte a través del viento, su respuesta frente diferentes intensidades de lluvia, además de realizarse un mayor número de estudios sobre los efectos de las cenizas en la hidrología de la zona para determinar. Sin embargo para indagar sobre los efectos y propiedades de las cenizas no hay que perder de vista su origen, teniendo en cuenta la vegetación que poblaba la zona previa al incendio, siendo interesante estudiar las diferencias entre cenizas pertenecientes a diferentes especies vegetales, mediante la exposición de los diferentes vegetales a fuego de diferente intensidad y severidad para observar las diferencias en la composición de las cenizas de una misma especie, sometida a fuegos de diferentes características y compararlas a su vez con otras especies a las que se las ha sometido a fuego de características idénticas.

Existen también, preguntas sin respuestas en lo que concierne a la dinámica de los agregados de los suelos afectados por incendios y el vínculo que presentan con el funcionamiento del sistema suelo, por ejemplo, en referencia a los agregados que ganan estabilidad debido a la fusión térmica de arcillas, se desconoce cuáles son las implicaciones para el sistema suelo en términos de fertilidad e hidrología o cuánto tiempo necesita el suelo para formar agregados similares a los de la situación previa al incendio. En este tema también debería tenerse muy en cuenta cómo evoluciona la microbiología y micro-fauna de la zona afectada y las repercusiones en la estructura del suelo, a la vez que la influencia de la vegetación.

No son pocos los factores que junto con el fuego determinan la evolución de un terreno que ha sufrido un incendio forestal por lo que sin duda, se necesita un enfoque interdisciplinario, y colaboración a todos los niveles (prevención, determinación de la severidad del fuego, evaluación de los efectos del fuego, recuperación de suelos, rehabilitación de los bosques, etc) para entender la complejidad de la relación entre las variables que interactúan durante y tras el incendio, y construir patrones que según el tipo de suelo, condiciones climáticas y vegetación, permitan prever cual será de forma aproximada la respuesta del terrero a corto y largo plazo, y así conocer qué medidas serían más apropiado tomar en cada caso.

Además los incendios presentan características variables según las cuales, provocaran diferentes efectos. Tras un incendio se produce la pérdida de la cobertura vegetal, y se alteran las propiedades físicas y químicas del suelo a la vez que su contenido biótico.

Bajo la influencia antrópica, los incendios recurrentes disparan el riesgo de erosión hídrica. Es necesaria una mejora de la gestión de los montes mediterráneos que incluyera limpieza del combustible vegetal, impidiendo la acumulación del mismo y redujera la posibilidad de incendios forestales de gran intensidad y extensión. Se necesitan también labores de investigación para evaluar el efecto acumulativo de degradación del suelo a largo plazo, y conocer la repercusión en la regeneración del ecosistema.

REFERENCIAS

- AGEE, J.K. *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Ovelo, CA. Covelo, CA, Island Press, 1993.
- AROCENA, J.M., OPIO, C. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils, *Geoderma*, 2003, 113, p. 1-16.
- BÁRCENAS-MORENO, G., BAATH, E. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperaturas to simulate a range of fire intensities. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41, p. 2517-2526.
- BÁRCENAS-MORENO, G., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-SOLERA, J., MATAIX-BENEYTO, J., BAATH, E. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47, p. 261-272.
- BENGTSSON, J. Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology*, 2002, 38, p. 119-125.
- BETREMIEUX, R., LE BORGNE, E., MONNIER, G. Evolution de certaines propriétés du sol sous l'influence du chauffage. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris*, 1960, 251, p. 2753-2755.
- BEZKOROVAINAYA, I.N., KRASNOSHCHKOVA, E.N., IVANOVA, G.A. Transformation of soil invertebrate complex after surface fires of different intensity. *Biology Bulletin*, 2007, 34, p. 517-522.
- BLACKWELL, P.S. Management of water repellency in Australia, and risks associated with preferential flow, pesticide concentration and leaching. *Journal of Hydrology*, 2000, 231-232, p. 384-395.
- BODÍ, M.B., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., DOERR, S.H. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 2012a, 58, p. 33-55.
- BODÍ M.B., DOERR S.H., CERDÀ A., MATAIX-SOLERA J. Hydrological effects of a layer of vegetation ash on underlying wettable and water repellent soil. *Geoderma*, 2012b, 191, p. 14-23.
- BOERNER, R.E.J., HUANG, J.J., HART, S.C. Impacts of fire and fire surrogate treatments on forest soil properties: a meta-analytical approach. *Ecological Applications*, 2009, 19, p. 338-58.
- BOND, W.J., KEELEY, J.E. Fire as a global "herbivore": the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 2005, 20, p. 387-394.

- BOND, W.J., VAN WILGEN, B.W. *Fire and plants. Population and community biology*. London : Chapman and Hall, 1996.
- CAIRNEY, J.W.G., BASTIAS, B.A. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research*, 2007, 37, p.207-215.
- CARBALLAS, T. Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: TRABAUD, L., PRODON, R. (Eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Series EEC, report n° 5,. Brussels, 1993, p. 379-385.
- CERDÀ, A. Postfire dynamics of erosional processes under mediterranean climatic conditions. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 1988, 42, p. 373–398.
- CERDÀ, A., BODÍ, M.B. Erosión hídrica en suelos afectados por incendios forestales. En: Mataix-Solera (Ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Alcoi : Caja de Ahorros del Mediterráneo CEMACAM, 2007, p. 71-118.
- CERDÀ, A., DOERR, S.H. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 2008, 74, p. 256-263.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 2005, 143, p.1–10.
- CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L., WILLIAMS, D. *Fire in forestry*. Vol. 1. Forest fire behaviour and effects. New York, NY : John Wiley & Sons, 1983.
- CROSTI, R., LADD, P.G., DIXON, K.W., PIOTTO, B. Post-fire germination: the effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, 2006, 221, p. 306-312.
- DE LA ROSA, J.M., KNICKER, H., LÓPEZ-CAPEL, E., MANNING, D.A.C., GONZÁLEZ-PEREZ, J.A., GONZÁLEZ-VILA, F.J. 2008. Direct detection of black carbon in soils by Py-GC/MS, Carbon-13 NMR spectroscopy and thermogravimetric techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72, p. 258- 267.
- DE LUIS, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., RAVENTÓS, J. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development*, 2003, 14, p. 203-213.
- DEBANO, L.F. Formation of non-wettable soils involves heat transfer mechanism. USDA Forest Service Research Note PSW-132. 1966.
- DEBANO, L.F. *Effects of Fire on Soil Properties*. General Technical Report, INT-280. Berkeley, CA. USDA Forest Service. 1991.
- DEBANO, L.F., KRAMMES, J.S. Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *International Association of Scientific Hydrology Bulletin*, 1966, 11, p. 14–19.
- DEBANO, L.F., DUNN, P.H., CONRAD, C.E. Fire's effect on physical and chemical properties of chaparral soils. I. Soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 1977, 43, p. 504-509.
- DEBANO, L.F., NEARY, D.G., FFOLLIOTT, P.F. *Fire's effects on ecosystems*. New York, NY. John Wiley & Sons.1998.
- DIKICI, H., YILMAZ, C.H. Peat fire effects on some properties of an artificially drained peatland. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35, p. 866-870.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, S.H., WALSH, R.P.D. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 2000, 51, p. 33–65.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J. Occurrence prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57, p. 741-754.
- DUNN, P.H., BARRO, S.C., POTH, M. Soil moisture affects survival of microorganisms in heated Chaparral soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17, p. 143-148.
- DYRNESS, C.T., YOUNGBERG, C.T. The effects of logging and slash burning on soil structure. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1957, 21, p. 444-447.
- ECKMEIER, E., EGLI, M., HAGEDORN, F., SCHMIDT, M.W.I. Preservation of fire-derived carbon compounds and sorptive stabilization promote the accumulation of organic matter in black soils of the Southern Alps. *Geoderma*, 2010, 159, p. 147-155.
- ECKMEIER, E., MAVRIS, C., KREBS, R., PICHLER, B., EGLI, M. Black carbon contributes to organic matter in Young soils in the Morterasch proglacial area (Switzerland). *Biogeosciences*, 2013, 10, p. 1265-1274.
- EITEN, G. Natural Brazilian vegetation types and their causes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 1992, 64, p. 35–65.

- ETIÉGNI, L., CAMPBELL, A.G. Physical and Chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology*, 1991, 37, p. 173-178.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J.A., GRAS, J.M., FONTURBEL, T., CUIÑAS, P., DAMBRINE, E., ALONSO, M. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management*, 2004, 195, p. 85-95.
- FERRAN, A., VALLEJO, R. Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Vegetatio*, 1992, 99-100, p. 239-246.
- FERRAN, A., VALLEJO, R. Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. En: TRABAUD, L.V. (Ed.). *Fire management and landscape ecology*. Washington, DC : Fairfield, 1998, p.155-166.
- FISHER, R.F., BINKLEY, D. *Ecology and management of forest soils*. 3rd ed. New York, NY : John Wiley & Sons, 2000.
- FLANNIGAM M.D., STOCKS, B.J., WOTTON, B.M. Climate change and forest fires. *The Science of the Total Environment*, 2000, 262, p. 221-229.
- FORBES, M.S., RAISON, R.J., SKJEMSTAD, J.O. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 2006, 370, p. 190-206.
- GABET, E.J., STERNBERG, P. The effects of vegetative ash on infiltration capacity sediment transport and generation of progressively bulked debris flows. *Geomorphology*, 2008, 101, 666– 673.
- GARCÍA-CORONA, R., BENITO, E., DE BLAS, E., VARELA, M.E. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 2004, 13, p. 195-199.
- GIARDINA, C.P., SANFORD, R.L., DOCKERSMITH, I.C. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64, p. 339 – 405.
- GIL, J., ZAVALA, L.M., BELLINFANTE, N., JORDÁN, A. Acidez y capacidad de intercambio catiónico en los suelos afectados por incendios. Métodos de determinación e interpretación de resultados. En: CERDÀ, A., JORDÁN, A. (Eds.). *Actualización en métodos y técnicas de estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Valencia : Càtedra de Divulgació de la Ciència, 2010, p. 315-331.
- GIMENO-GARCÍA, E., ANDREU, V., RUBIO, J.L. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51, p. 201-210.
- GIOVANNINI, G. The effect of fire on soil quality. En: SALA, M., RUBIO, J.L. (Eds.). *Soil erosion as a consequence of forest fires*. Logroño : Geofoma Ediciones, 1994, p. 15-27.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 1988, 146, p. 255-262.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 1990, 149, p. 344-350.
- GONGALSKY, K.B., PERSSON, T. Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57. P. 182-191.
- GONGALSKY, K.B., MIDTGAARD, F., OVERGAARD, H.J. 2006. Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): a case study in south-eastern Norway. *Entomologica Fennica*, 2006, 17, p. 325-333.
- GONGALSKY, K.B., WIKARS, L.O., PERSSON, T. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to a forest wildfire in northern Europe. *Russian Entomological Journal*, 2008, 17, p. 273–282.
- GONZÁLEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., GONZÁLEZ-PÉREZ, A., KNICKER, H., GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R., HERNÁNDEZ, Z., PIEDRA-BUENA, A., DE LA ROSA, J. M. Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio. En: CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J. (Eds.). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Valencia : Càtedra de divulgación de la ciencia, Universitat de València, 2009, p. 219-267.
- GRANGED, A.J.P., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M., MUÑOZ-ROJAS, M., MATAIX-SOLERA, J. Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). *Geoderma*, 2011a, 167-168, p. 125-134.

- GRANGED, A.J.P., ZAVALA, L.M., JORDÁN, A., BÁRCENAS-MORENO, G-. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study. *Geoderma*, 2011b, 164, p. 85-94.
- GROGAN, P., BRUNS T.D., CHAPIN, F.S. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia*, 2000, 122, p. 537-44.
- GUERRERO, C., GÓMEZ, I., MATAIX SOLERA, J., MORAL, R., MATAIX BENEYTO, J., HERNÁNDEZ, M.T. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32, p. 410-414.
- GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., GÓMEZ, I., GARCÍA-ORENES, F., JORDÁN, M.M. Microbial recolonization and chemical changes in soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 2005, 14, p.385-400.
- HAJDAS, I., SCHLUMPF, N., MINIKUS-STARY, N., HAGEDORN, F., ECKMEIER, E., SCHOCH, W., BURGA, C., BONANI, G., SCHMIDT, M.W.I., CHERUBINI, P. Radiocarbon ages of soil charcoals from the southern Alps, Ticino, Switzerland. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 2007, 259, p. 398-402.
- HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., REINHARDT, I. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 25, p. 109-116.
- INBAR, M., TAMIR, M., WITTENBERG, L. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*, 1998, 24, p. 17-33.
- KHANNA, P.K., RAISON, R.J. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a Eucalyptus pauciflora forest. *Australian Journal of Soil Research*, 1986, 24, p. 423-434.
- KNOEPP, J.D., DEBANO, L.F., NEARY, D.G. Soil Chemistry. En: NEARY, DANIEL G.; RYAN, KEVIN C.; DEBANO, LEONARD F. (Eds.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Ogden, UT : General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Research Station, 2005, p. 53-71.
- KUTIEL, P. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case of study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2006, 19, p. 187-194.
- KUTIEL, P., INBAR, M. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 1993, 20: 129-139.
- KUTIEL, P., NAVEH, Z. Soil properties beneath Pinus halepensis and Quercus calliprinos trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management*, 1987, 20, p. 11-24.
- KUTIEL, P., NAVEH, Z., KUTIEL, H. The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. En: GOLDAMER, J.C., JENKINS, M.J. (Eds). *Fire and Ecosystems Dynamics. Mediterranean and Northern Dynamics*. SPB Academy Publishing, The Hague, 1995.
- LARSEN, I., MACDONALD, L.H., BROWN, E., ROUGH, D., WELSH, M.J., PIETRASZEK, J.H., LIBOHAVA, Z., BENAVIDES-SOLORIO, J.D., SCHAFFRATH, K. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing? *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73, p. 1393-1407.
- LEIGHTON-BOYCE, G., DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.P.D. Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: a new approach using rainfall simulation and wetting agent on in situ soil, *Hydrological Processes*. 2005, 21, p. 2337-2435.
- LLORET, F., ZEDLER, P.H. The effect of forest fire on vegetation. En: CERDÁ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, p. 257-295.
- MALLIK, A.U., GIMINGHAM, C.H., RAHMAN, A.A. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity surface soil. *Journal of Ecology*, 1984, 72, p. 787-776.
- MALMSTRÖM, A., PERSSON, T., AHLSTRÖM, K., GONGALSKY, K.B., BENGTSSON, J. Dynamic of soil meso-and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 2009, 43, p. 61-74.
- MARCOS, E., TÁRREGA, R., LUIS-CALABUIG, E. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2000, 14, 293-307.

- MARGARIS, N.S., KOUTSIDOU, E., GIOURGA, CH. Changes in traditional Mediterranean land-use systems. En: BRANDT, C.J., THORNES, J.B. (Eds.). *Mediterranean desertification and land use*. Chichester : Wiley, 1996, p. 29-42.
- MATAIX-SOLERA, J., DOERR, S.H. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 2004, 118, p. 77-88.
- MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. En: MATAIX-SOLERA, J. (Ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Alcoi : Caja Mediterráneo CEMACAM, 2007, p. 5-40.
- MATAIX-SOLERA, J., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., GUERRERO, C., MORAL, R. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment, *International Journal of Wildland Fire*, 2002, 11, p. 107-111.
- MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A., ARCENEGUI, V., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 2011, 109, p. 44–60.
- METZ, L., DINDAL, D. Effects of fire on soil fauna in North America. pp. 450-459. En: Dindal, D.L. (Ed). *Soil biology as related to land use practices*. Washington, DC. : Office of Pesticide and Toxic Substances, EPA, 1980, EPA-560/13-80-038.
- MORENO, J.M., OECHEL, W.C. *The role of fire in Mediterranean type ecosystems*. New York, NY : Springer. 1995.
- MORENO, J.M., VÁZQUEZ, A., VÉLEZ, R. Recent history of forest fires in Spain. En: MORENO, J.M. (Ed.). *Large forest fires*. Leiden : Backhuys Publishers, 1998, p. 159-186.
- MORETTI, M., DUELLI, P., OBRIST, M. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 2006, 149, p. 312-327.
- NEARY, D.G., KLOPATEK, C.C., DEBANO, L.F., FFOLIOTT, P.F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 1999, 122, p. 51-71.
- NEARY, DANIEL G.; RYAN, KEVIN C.; DEBANO, LEONARD F. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2005.
- NISHITA, H., HAUG, R.M. Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Science*, 1972, 113, p. 422-430.
- NOBLE, I.R., SLATYER, R.I. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 1980, 43, p. 5-21.
- OADES, J.M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 1993, 56, p. 377-400.
- ONDA, Y., DIETRICH W.E., BOOKER, F. Evolution of overland flow after severe forest fire, Point Reyes, California. *Catena*, 2008, 72, p. 13–20.
- PAINE, R.T., TEGNER, M.J., JOHNSON, E.A. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1998, 1, p. 535-545.
- PARDINI, G., GISPERT, M., DUNJÓ, G. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*, 2000, 328, p. 237-246
- PASTOR-LÓPEZ, A., MARTIN-MARTIN, J. Potential nitrogen losses due to fire from *Pinus halepensis* stands in the Alicante Province (Southeastern Spain): Mineralomass variability. En: *The Biswell Symposium: Fire issues and solutions in urban interface and wildland ecosystems*. Albany, CA : Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service, 1995.
- PAULA, S., CERVELLO, C.P., PAUSAS, J.G. Fire as a germination cue: A review for the Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, 2006, 234S, p. S151-S179.
- PAUSAS, J.G. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 2004, 63, p. 337-350.
- PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 2009, 59, p. 593-601.
- PAUSAS, J.G., VERDÚ, M. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. *Oikos*, 2005, 109, p. 196–202.
- PAUSAS, J.G., LLOVET, J., RODRIGO, A., VALLEJO, R. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?-A review. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 173-723.
- PEREIRA, P., ÚBEDA, X., MARTIN, D. Application of a clusters analysis to fire effects on solute release from some Mediterranean species. *Silva Lusitana*, 2009, 17, p. 39-50,
- PEREIRA, P., BODÍ, M., ÚBEDA, X., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., BALFOUR, V., WOODS, S. Las cenizas y el ecosistema suelo. En: CERDÀ, A., JORDÁN, A. (Eds.). *Actualización en*

- métodos y técnicas de estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Valencia : Cátedra de Divulgació de la Ciència, 2010, p. 345–398.
- PEREIRA, P., CERDÀ, A., BOLUTIENE, V., ÚBEDA, X., PRANSKEVICIUS, M., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M., MATAIX-SOLERA. Spatio-temporal effects of low severity grassland fire on soil colour. *Geophysical Research Abstracts*, 2013a, 15, EGU2013-10641.
- PEREIRA, P., ÚBEDA, X., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., MARTIN, D., JORDÁN A., BURGUET, M. Spatial models for monitoring the spatio-temporal evolution of ashes after fire – a case study of a burnt grassland in Lithuania. *Solid Earth*, 2013b, 4, p. 153-165.
- PEREIRA, P., CERDÀ, A., ÚBEDA, X., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., ZAVALA, L.M., Modelling the impacts of wildfire on ash thickness in a short-term period, *Land Degradation and Development*, 2013c. DOI: 10.1002/ldr.2195.
- PICCOLO, A., MBAGWU, J.S.C. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63, p. 1801–1810.
- PIETIKÄINEN, J., FRITZE, H. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27, p.101–109
- PONDER, F.JR., TADROS, M., LOEWENSTEIN, E.F. Microbial properties and litter and soil nutrients after two prescribed fires in developing savannas in an upland Missouri Ozark Forest. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257, p. 755–763.
- PRIETO-FERNÁNDEZ, A., VILLAR, M.C., CARBALLAS, M., CARBALLAS, T. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25, p. 1657-1664.
- PRITCHETT, W.L., FISHER., R.F. *Properties and management of forest soils*. Second Edition. New York, NY : John Wiley & Sons, 1987.
- PYNE, S.J. *Fire: A brief history*. Seattle, WA: University of Washington Press, 2001.
- RAISON, R.J., KHANNA, P.K., JACOBSEN, K.L.S., ROMANYA, J., SERRASOLSES, I. Effect of fire on forest nutrient cycles. En: CERDÀ, A., ROBICHAUD, P.R. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, p. 225-256.
- RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W. How water moves in a water repellent sandy soil. 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research* 1994, 30, p. 2519-2531.
- RIVAS, Y., HUYGENS, D., KNICKER, H., GODOY, R., MATUS, F., BOECKX, P. Soil nitrogen dynamics three years after a severe Araucaria–Nothofagus forest fire. *Austral Ecology*, 2012, 37, p. 153–163
- ROBICHAUD, P.R., HUNGERFORD, R.D. Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils. *Journal of Hydrology*, 2000, 231-232, p. 207-219.
- ROBICHAUD, P.R., BEYERS, J.L., NEARY, D.G. *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. General Technical Report, RMRS-GTR-63. Ogden, UT. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2000.
- SALA, M., SABATÉ, S., GRACIA, C.A. Organización vertical en un matorral de *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus* tras el fuego: índice foliar y gradientes morfológicos. *Mediterránea Serie de Estudios Biológicos*, 1990, 12, p. 47-58.
- SAVAGE, S.M. Mechanism of fire-induced water repellency in soil. *Soil Science Society America Proceedings*, 1974, 38, p. 652–657.
- SAVAGE, S.M., OSBORN, J., LETEY, J., HEATON, C. Substances contributing to fire-induced water repellency in soils. *Soil Science Society America Proceedings*, 1972, 36, p. 674–678.
- SCOTT, A.C. The Pre-Quaternary history of fire. *Palaeo*, 2000, 164, p. 281-329.
- SCOTT, A.C. Forest fire in the fossil record. En: CERDÀ, A., ROBICHAUD, P.R. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, 2009, p. 1-37.
- SHAKESBY R.A. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions *Earth-Science Reviews*, 2011, 105, p. 71-100.
- SHAKESBY, R.A., DOERR, S.H. Wildfire as hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 2006, 74, p. 269-307.
- SMITHWICK, E.A.H., TURNER, M.G., MACK, M.C., CHAPIN, F.S. Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems*, 2005, 8, p. 163–81.
- TEREFE, W.T., MARISCAL, S.I., GOMEZ, M.V., ESPEJO, S.R. Relationship between soil colour and temperature in the surface horizon of Mediterranean soils: a laboratory study. *Geoderma*, 2008, 143, 273-380.
- TRABAUD, L. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forest in the west Mediterranean. En: NE'EMAN, G., TRABAUD, L. (Eds.). *Ecology, biogeography and management of Pinus*

- halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Leiden, Backhuys Publishers, 2000, p. 257–268.
- TURNER, M.G., SMITHWICK, E.A.H., METZGER, K.L., TINKER, D.B., ROMME, W.H. Inorganic nitrogen availability after severe stand-replacing fire in the Greater Yellowstone ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104, p. 4782–4789.
- ÚBEDA, X., PEREIRA, P., OUTEIRO, L., MARTIN, D. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of cork oak (*Quercus suber*). *Land Degradation and Development*, 2009, 20, p. 589–609.
- ULERY A.L., GRAHAM, R.C. Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57, p. 135–140.
- ULERY, A., GRAHAM, R.C., AMRHEIN, C. Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 1993, 156, p. 358–364.
- ULERY, A.L., GRAHAM, R.C., CHADWICK, O.A., WOOD, H.B. Decadescale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma*, 1995, 65, p. 121–134.
- VIRO, P.J. Effects of forest fire on soil. En: KOZLOWSKI, T.T., AHLGREN, C.E. (Eds.). *Fire and ecosystems*. New York, NY : Academic Press, 1974.
- WOODS, S.W., BALFOUR, V.N. The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 17, 535–548.
- WOODS, S.W., BALFOUR, V.N. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology*, 2010, 393, p. 274–286.
- ZAVALA, L., M., JORDÁN, A., GIL, J., BELLINFANTE, N., PAIN, C. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2009, 34, p. 1522–1532.
- ZAVALA, L.M., GRANGED, A.J.P., JORDÁN, A., BÁRCENAS-MORENO, G. Effect of burning temperature on water repellency and aggregate stability in forest soils under laboratory conditions. *Geoderma*, 2010, 158, p. 366–374.

PROCESSOS HIDROGEOMORFOLÓGICOS INTENSOS NA SEQUÊNCIA DE INCÊNDIOS FLORESTAIS EM PORTUGAL: ANÁLISE DE ESTUDOS DE CASO

Adélia N. Nunes

Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território (CEGOT), Departamento de Geografia da Faculdade de Letras, Universidade de Coimbra
adelia.nunes@ci.uc.pt

Luciano Lourenço

Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território (CEGOT), Departamento de Geografia da Faculdade de Letras, Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

RESUMO

Este trabalho visa, através de estudos de caso, analisar a importância que a destruição do coberto vegetal, por ação do fogo, conjugada com chuvas intensas pode ter no desencadear ou no intensificar de processos hidrogeomorfológicos severos, com particular destaque para a ocorrência de cheias e inundações, bem como o transporte de grandes quantidade de detritos, imediatamente após o incêndio ou passados um ou dois anos.

Palavras-chave: Incêndios florestais, chuvas intensas, cheias e inundações, fluxos de detritos.

ABSTRACT

This work aims, through some studies case, to analyze the importance that the destruction of vegetation by fire, together with heavy rains can have in the triggering or in the intensifying of severe hydro-geomorphic processes, with particular emphasis on the occurrence of flooding and transporting of large amount of debris, immediately after the fire or one or two years later.

Key-words: Forest fires, heavy rains, floods, debris flows.

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais fazem parte integrante dos ecossistemas mediterrâneos, mas também representam na, atualidade, um dos seus principais fatores de degradação. Em Portugal continental, constituem o mais relevante problema ambiental e são frequentemente considerados a principal causa de degradação da camada edáfica superficial (Nunes *et al.*, 2013).

Com efeito, a passagem do fogo e a consequente destruição do coberto vegetal altera de forma significativa os processos hidrológicos e erosivos ao nível do solo. Vários estudos, realizados em diferentes partes do mundo, incluindo Portugal, têm demonstrado que, por vezes, a resposta ao nível do escoamento e perda de solo após incêndios são muito significativas, em particular nas etapas iniciais da chamada "janela de perturbação" ("*window of disturbance*") (Shakesby, 2011).

De um modo geral, na região mediterrânea é nos primeiros 4 a 6 meses, após o incêndio, que os solos demonstram maior suscetibilidade à erosão, devido à probabilidade de ocorrência de chuvas intensas no outono-inverno seguinte e ao seu elevado potencial em termos de erosividade (Sala *et al.*, 1994; Andreu *et al.*, 2001).

De facto, as relações entre o fogo e a resposta hidrogeomorfológica são mediadas pela vegetação, pelas propriedades do solo e pelas condições climático-meteorológicas de uma determinada área. A passagem do fogo destrói a cobertura vegetal e afeta as propriedades do solo; essas mudanças alteram o regime hidrológico do solo assim como o movimento de sedimentos ao longo das vertentes.

Embora os processo hidrogeomorfológicos ao nível do solo possam atingir o seu pico durante o primeiro ano após um incêndio, dependendo de múltiplos fatores, como por exemplo as características meteorológicas, o declive, o tipo de solos, a capacidade de regeneração das espécies vegetais presentes, a severidade do incêndio, entre outras, a "janela de perturbação" pode perdurar, muito para além do fenómeno em si e, em termos hidrogeomorfológicos, desencadear fenómenos com consequências catastróficas, de natureza irreversível, muito para além da área afetada pelo próprio incêndio (Lourenço, 1998; Lourenço e Fialho, 2007).

De acordo vários autores (Cannon 2005, Lourenço, 1998; Lourenço e Fialho, 2007), inundações e processos erosivos intensos, provocados por chuvas intensas e concentradas, estão entre as consequências mais danosas produzidas nas vertentes afetadas pelos incêndios. Desencadeiam, de igual modo, alguns dos mais significativos impactes para além da área percorrida pelas chamas, causando sérios danos nas infraestruturas públicas e na propriedade privada, o que constitui um motivo de stresse para a população afetada e, em alguns ocasiões, pode levar à perda de vidas humanas.

Em múltiplas ocasiões o potencial hidrológico e erosivo está dependente do clima e a manifestação de impactes mais severos, como por exemplo cheias rápidas e inundações, perdas de solo em grandes quantidades ou até mesmo movimentos em massa, que normalmente dependem da ocorrência de elevados quantitativos de precipitação durante esta "janela de perturbação", a qual se manifesta, em regra no ano subsequente, mas que pode ir até quatro, cinco ou mais anos, após o incêndio.

Na região mediterrânea, com um padrão de precipitação marcado por significativas variações, quer no tempo e no espaço, quer na quantidade e na duração, a ocorrência de elevados quantitativos de precipitação, em geral localizados, pode agravar substancialmente o risco de erosão pós-incêndio e estar na gênese de outros fenómenos, mais extremos, como cheias e inundações ou fluxos de detritos.

Com o presente trabalho pretende-se analisar alguns desses eventos intensos, ocorridos na sequência de incêndios, cujas implicações, tanto ao nível da resposta hidrológica como erosiva, não se limitaram à área percorrida pelas chamas, mas afetaram áreas muito para além do perímetro do incêndio. Assim, procura-se, inferir, através de vários estudos de caso, a importância que a destruição do coberto vegetal, por ação do fogo, conjugada com chuvas intensas, pode ter no desencadear ou na intensificação de processos hidrogeomorfológicos violentos, com particular ênfase nas cheias e inundações, assim como no transporte de grandes quantidades de cinzas e

outros detritos, vegetais e minerais, imediatamente após o incêndio ou mesmo passados um ou dois anos.

1. Enquadramento geral dos estudos de caso e metodologia de análise

Ao longo dos últimos anos tivemos ensejo de acompanhar algumas situações, sobretudo no Norte e Centro do país e de realizar vários estudos de caso (fig. 1), destacando-se, em termos cronológicos, os seguintes eventos:

- I. A enxurrada de 31 de Agosto de 2010, na Ribeira de Valverde e no rio Alva, Seia;
- II. As cheias e inundações de 25 de Outubro de 2006, Pombal;
- III. As enxurradas de 16 de Junho e 14 de Julho de 2006 nas bacias hidrográficas das ribeiras do Piódão e de Pomares, Arganil;
- IV. As enxurradas na serra da Senhora do Monte, no Outono de 2003, em Cortes, Leiria;
- V. O fluxo de detritos ocorrido no dia 7 Dezembro de 2000 no Lugar de Frades, freguesia de Portela, Arcos de Valdevez;
- VI. O fluxo de detritos de 16 de Outubro de 1993, ribeiro da Albagueira, Manteigas;
- VII. As enxurradas na ribeira do Souto, no Outono de 1991, nas imediações da Quinta de Belide, Colmeal, Góis;
- VIII. A Enxurrada de 23 de Junho de 1988 na ribeira de Pomares, Arganil.

Atendendo, à sua localização, pode dizer-se que os estudos de caso aqui apresentados ocorreram em diferentes litologias, quer em rochas granitóides, quer no complexo xisto-grauváquico e, ainda, em rochas calcárias, bem como em regiões com quantitativos de precipitação muito díspares, a oscilarem entre 800/900 e 2500 mm anuais.

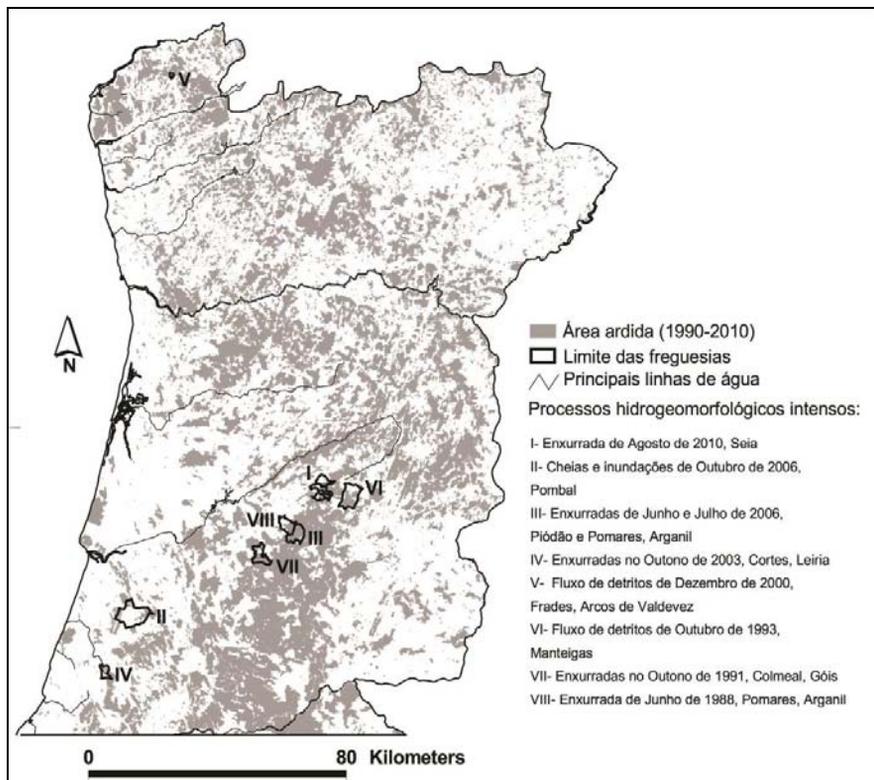


Figura 1. Localização dos estudos de caso resultantes da manifestação dos riscos hidrogeomorfológicos severos após incêndios florestais.

Em termos metodológicos, para a caracterização de cada um dos eventos, recorreu-se a bibliografia previamente publicada, à recolha de informações em jornais e à consulta de outros

documentos oficiais em suporte digital, como por exemplo atas camarárias. Os dados referentes aos incêndios foram recolhidos no portal do Instituto de Conservação da Natureza e Floresta (<http://www.icnf.pt/portal>) enquanto na caracterização do quadro pluviométrico antecedente foram utilizados os dados disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, do Instituto da Água (<http://www.snirh.inag.pt/>).

2. Incêndios florestais e subsequentes manifestações de riscos hidrogeomorfológicos severos

2.1. A enxurrada de 31 de Agosto de 2010, na Ribeira de Valverde e no rio Alva, Seia

O ano de 2010 foi no município de Seia, particularmente, catastrófico do ponto de vista de área ardida, tendo sido percorridos pelas chamas mais de 9000 ha. Um dos mais violentos incêndios decorreu em meados do mês de Agosto e percorreu uma vasta área, superior a 5000ha, do Parque Natural da Serra da Estrela, afetando as encostas sobranceiras às freguesias de Seia, São Romão, Lapa dos Dinheiro e Valezim.

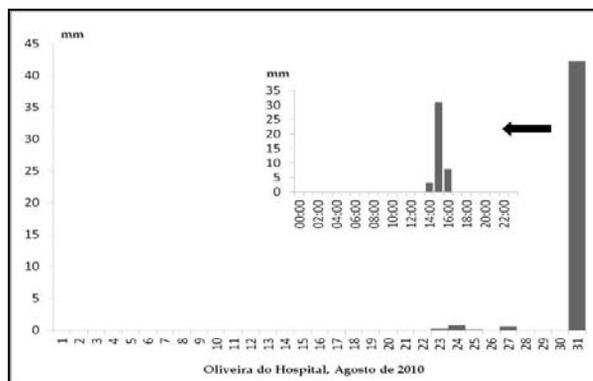


Figura 2. Precipitação diária registada no mês de Agosto de 2010 e distribuição horária no dia 31, no posto udométrico de Oliveira do Hospital.

Fonte: <http://snirh.pt/>



Fotografias 1 e 2. Fluxo de água e deposição de grandes quantidades de materiais na sequência da chuvada que afetou as vertentes a montante de Seia e São Romão.

No último dia do mês de Agosto, na sequência de um intenso episódio pluvioso vários bairros da cidade de Seia e de São Romão foram afetadas por inundações. Com efeito, tendo por base os dados do posto udométrico de Oliveira do Hospital, registaram-se entre as 14:00 e as 17:00 h cerca de 42mm, no entanto entre as 15:00 e as 16:00h, concentraram-se 31,2 mm (fig. 2). A grande quantidade de chuva, num curto período de tempo, provavelmente intensificada pelo efeito orográfico do relevo, desencadeou um intenso escoamento superficial, que rapidamente

engrossou o caudal e gerou um fluxo torrencial, naquela que os populares denominaram como “habitualmente **inofensiva ribeira de Valverde**”.

Com o caudal foram transportados inertes tanto minerais como vegetais, deixados pela passagem do fogo, (Fot.s 1 e 2), e, ainda, grandes quantidades de cinzas. Em Seia e São Romão, os prejuízos causados por esta enxurrada foram, principalmente, **materiais, devido às inundações, com a água a atingir 80 cm de altura em alguns edifícios, e à lama, que invadiu várias habitações e algumas infraestruturas e equipamentos públicos.**

No rio Alva, além do aumento instantâneo do caudal, as enormes quantidades de cinza e as partículas de pequena dimensão, visíveis pela tonalidade das águas, foram facilmente arrastadas pela força das águas que escorreram à superfície, obstruíram a grelha de retenção de materiais (fot. 3), contaminaram a captação de água feita na Senhora do Desterro, e colocaram em perigo as populações de vários concelhos (Seia, Gouveia e Oliveira do Hospital), cujo abastecimento é garantido a partir daquela captação.



Fotografia 3. Pormenor de uma grelha de retenção de materiais da barragem da Senhora do Desterro.

2.2.As cheias e inundações de 25 de Outubro de 2006, em Pombal

Por todo o município de Pombal, as cheias e inundações de 25 Outubro de 2006 (fig. 3) deixaram um rasto de destruição, causando a morte a uma idosa. O centro da cidade de Pombal ficou dois metros debaixo de água, 40 famílias foram retiradas para local seguro, o ‘shopping’ esteve em risco de ruir, as escolas e o centro de saúde fecharam e a ETAR do concelho deixou de funcionar. Dezenas de infraestruturas públicas ficaram danificadas devido às enxurradas (fot. 4). Os prejuízos foram avaliados em mais 6.700.000€, tendo sido acionado o Plano de Emergência Municipal (Ata da Reunião da Câmara, nº 0027/CMP/06, de 17-11-2006).

Com efeito, até ao dia 24 do mês de outubro de 2006 já se tinham registado quantitativos assinaláveis de precipitação, somando cerca de 230 mm, no posto udométrico de Pombal. Contudo, nas primeiras horas do dia 25 registaram-se 86,3 mm, concentrando-se entre a 1 e as 2h da manhã 53,9 mm, e na hora seguinte mais 20,7mm, o que perfez 74,6 mm em apenas 2 horas (fig. 3). Note-se que a precipitação média do mês de Outubro ronda 88 mm. A concentração de tão elevados quantitativos de precipitação parecem, assim, por si só justificar a ocorrência destas cheias e inundações, todavia outros fatores se conjugaram na intensificação da descarga fluvial e no agravamento das consequências daí decorrentes.

Desde logo, o elevado coeficiente de torrencialidade apresentado pelo rio Arunca, sobretudo no sector que antecede o início do perímetro urbano da cidade, e em alguns dos seus afluentes, com destaque para a ribeira do Vale, o que torna estas bacias altamente suscetíveis à ocorrência de cheias rápidas. Acresce, por outro lado, o facto da cidade de Pombal ser atravessada pelo Rio Arunca e, para ele confluírem, em plena área urbana três ribeiras, as quais se encontram canalizadas em túneis, insuficientes para escoarem o fluxo de água, então, gerado. Assim, a expansão urbana da cidade de Pombal para Noroeste, (sentido da serra de Sicó), e por conseguinte, o aumento da superfície impermeabilizada nas vertentes do maciço calcário, a ocupação e o desvio do leito original das linhas de água que convergem para a cidade, ou seja, para as vertentes adjacentes ao ribeiro do Vale e ribeira do Outeiro Galegas originou que o encanamento do escoamento superficial para um túnel, cuja secção tem somente capacidade para

suportar 57% do caudal resultante de precipitações mais intensas ou concentradas (Ferreira, 2010).

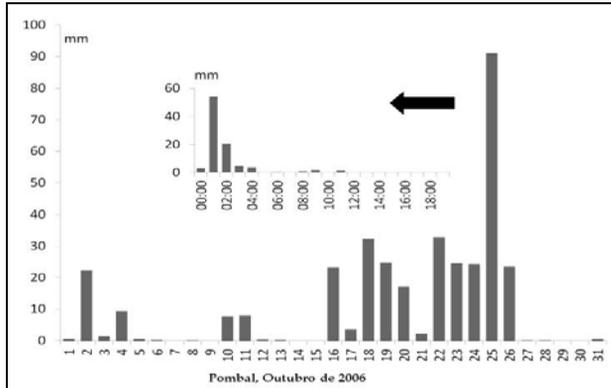


Figura 3. Precipitação diária registada no mês de Outubro de 2006 e distribuição horária no dia 25, no posto udométrico de Pombal.

Fonte: <http://snirh.pt/>



Fotografias 4. Conjunto de imagens da inundação e da acumulação de materiais, em Pombal.

Fonte: WWW.POMBAL.PT.TL

No entanto, outro dos fatores que terá potenciado as cheias e inundações neste município, assim como o transporte de grandes quantidades de materiais, relaciona-se com a destruição do coberto vegetal devido à ocorrência de incêndios florestais, sobretudo no ano anterior, alguns deles de grande dimensão, que afetaram as áreas de cabeceira do rio Arunca e as vertentes da ribeira do Vale. De facto, o ano de 2005 foi especialmente calamitoso em termos de incêndios florestais, tendo sido percorridos pelas chamas mais de 10000 ha, só no município de Pombal. De referir, ainda, as vastas áreas percorridas pelo fogo em anos anteriores, que correspondem a mais de 4000 ha na Serra de Sicó e no Alto Arunca.

Como refere Cunha (2003), a magreza e descontinuidade espacial dos solos e a generalizada falta de água à superfície condicionam o coberto vegetal que apenas assume feição florestal em pequenos retalhos e quase sempre em consequência da existência, sobre os calcários, de coberturas gresosas. Quer isto dizer que o processo de recuperação do coberto vegetal nas áreas percorridas pelo fogo será mais lento, dando "azo a que água da chuva caísse diretamente no solo arrastando tudo o que encontrava pela frente até às ribeiras que não tiveram

capacidade suficiente para receber tantos detritos” (Ata da Reunião da Câmara, nº 0025/CMP/06, de 27-10-2006). Por outro lado, a orientação do escoamento superficial devido à exposição das vertentes teve a propriedade de “canalizar” esse fluxo no sentido do perímetro urbano da cidade de Pombal (Ferreira, 2010).

2.3.As enxurradas de 16 de Junho e 14 de Julho de 2006 nas bacias do Piódão e Pomares, Arganil

Nos dias 16 de Junho e 14 de Julho de 2006 ocorreram, nas bacias hidrográficas das ribeiras de Pomares e do Piódão, dois episódios pluviométricos que originaram severos prejuízos materiais, financeiros e humanos, quer nas cabeceiras de algumas linhas de água, quer nos vales localizados a jusante, em consequência das cheias e inundações, mas também por causa da grande quantidade de materiais carregados. Com efeito, aproximadamente um ano antes, entre os dias 19 e 24 de Julho de 2005, um grande incêndio florestal, que devastou uma área de 15 837 hectares, afetou severamente grande parte das bacias das ribeiras de Pomares e Piódão.

O pluviómetro instalado na bacia de Piódão mostra a precipitação registada durante o mês de Junho, tendo sido totalizados 58 mm, distribuídos por 5 dias (fig. 4). Todavia, cerca de 50% da precipitação total concentrou-se no dia 16 de Junho, sendo que 22 mm ocorreram entre as 17:00-18:00 h. A forte concentração espacial e temporal da precipitação originou uma ponta de cheia que, por sua vez, provocou inundações e desencadeou uma série de efeitos erosivos com consequências bem nefastas (Lourenço e Fialho, 2007).

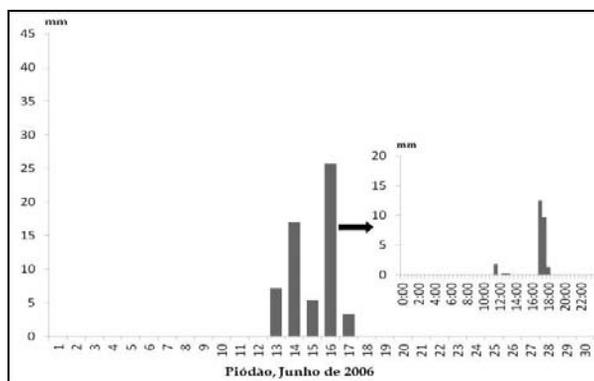


Figura 4. Precipitação diária registada no mês de Junho de 2006 e distribuição horária no dia 16, no Piódão.

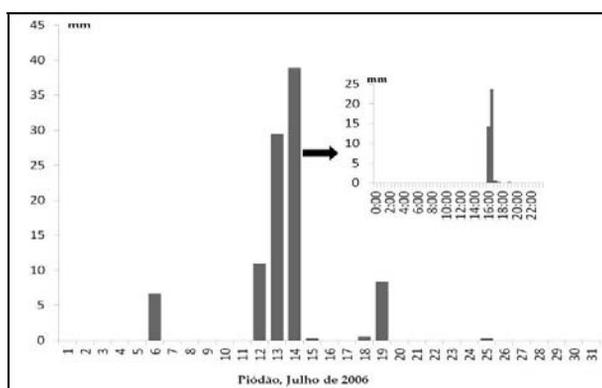


Figura 5. Precipitação diária registada no mês de Julho de 2006 e distribuição horária no dia 14, no Piódão.

Com efeito, ao longo da ribeira de Pomares e do Piódão os vestígios da ponta de cheia e das inundações, assim como o volume e o tamanho dos materiais transportados, tanto minerais como inertes vegetais, eram esclarecedores da violência deste evento (fig. 6). Por exemplo, na praia fluvial de Pomares as águas galgaram os 2,50 m de altura do dique lateral, mesmo com as

comportas abertas (fot. 5), inundando até à altura de um metro, o passeio ribeirinho a montante. Sob o vão da ponte de pedra existente poucos metros a montante do dique, foi-se acumulando uma enorme quantidade de detritos florestais oriundos dos vários afluentes.

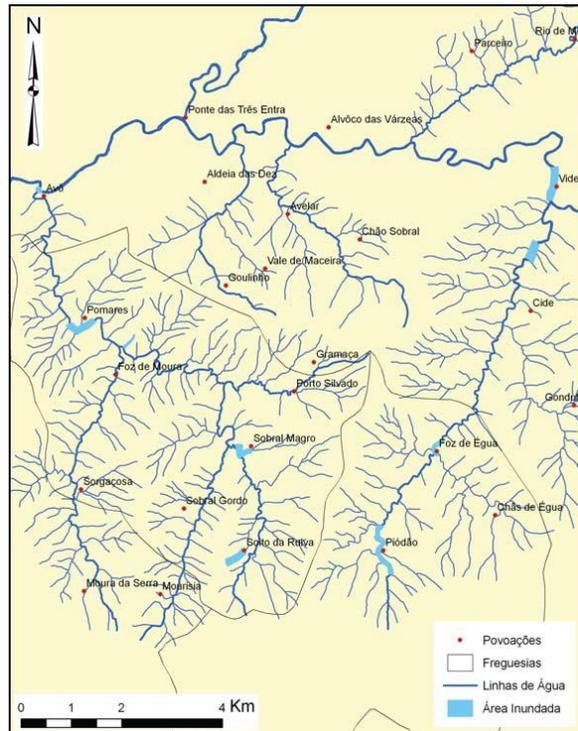


Figura 6. Localização das áreas mais afetadas no evento de 16 de Junho de 2006.



Fotografia 5. Aspeto da ponta de cheia no dique de suporte das comportas da praia fluvial de Pomares, as quais são visíveis sobre ele.

Mais a montante, na piscina de Sobral Magro, as consequências foram praticamente idênticas, a respetiva estrutura, com cerca de 2,50 metros de altura, ficou completamente obstruída, com toneladas de inertes minerais e vegetais trazidos pela corrente. A piscina fluvial de Soito da Ruiva ficou, igualmente, entulhada de sedimentos pequenos, médios e muitos de grandes dimensões, reduzindo substancialmente a sua profundidade. Na bacia do Piódão os efeitos hidrológicos erosivos foram também severos, com várias áreas a serem inundadas e a acumulação de quantidades enormes de sedimentos no leito da ribeira e inertes florestais nas

pontes e outras estruturas devido à "lavagem" das áreas ardidas. As piscinas fluviais do Piódão (fot. 6), Foz da Água e Vide (fot. 7) foram as mais afetadas.



Fotografia 6. Altura máxima do fluxo de água atingido na piscina fluvial do Piódão, nos dias 16 de Junho e 14 de Julho de 2006.



Fotografia 7. Acumulação de materiais, na ponte da Vide.

O episódio pluvioso do dia 14 de Julho ocorreu quase um mês depois e foi mais concentrado e intenso do que o evento anterior, afetando principalmente as cabeceiras da ribeira do Piódão (Pereira & Lourenço, 2007). A precipitação ocorrida no mês de Julho foi superior à de Junho, registando um total de 95 mm (fig. 5). Cerca de 70 mm caíram em apenas dois dias, 13 e 14 de julho, registando 30 milímetros e 39 milímetros, respetivamente. A chuva do dia 14 de Julho foi concentrada num único evento, que ocorreu entre as 16.00h e as 17.00h. A precipitação total na primeira meia hora foi de 14 mm, seguida por mais 24 mm, nos 30 minutos seguintes. O elevado valor horário de precipitação resultou numa rápida resposta da ribeira do Piódão e na ocorrência de um pico de cheia, com consequências bastante graves, não só devido às inundações que provocou mas também devido à capacidade e competência desta linha no transporte de sedimentos. A foto 4 mostra o volume de água acumulado na piscina fluvial do Piódão, no dia 14, inundou cerca de 1 metro acima do nível assinalado no dia 16 de junho, de acordo com as marcas

deixadas no edifício lateral, o balneário (fot. 6). O transporte de sedimentos foi de tal ordem que deixou a piscina completamente soterrada.

Além dos elevados danos provocados nas infraestruturas humanas, foi registada a perda de uma vida humana. Tratava-se de um turista, que foi apanhado desprevenido pela tempestade e pela torrente que se gerou na ribeira, tendo-se abrigado no exterior do balneário, acabando por ser arrastado pela cheia.

2.4.As enxurradas no Outono de 2003, serra da Senhora do Monte, na Cascalheira e em Vale Fernando, Cortes, Leiria.

Em 2 de Agosto de 2003, o denominado incêndio do Reguengo do Fetal, no Maciço Calcário Estremenho, devastou uma área de 2730 ha. No Outono seguinte, os efeitos erosivos mais evidentes aconteceram na serra da Senhora do Monte, mais precisamente da Cascalheira até ao Vale das Fontes (a Sul) e do Vale Fernando ao Vale da Abadia (a Nascente) tendo sido profusamente relatados pelo mensário regional, Jornal das Cortes. As frases, no referido jornal, eram esclarecedoras da ação erosiva das águas da chuva nos solos percorridos pelas chamas: “primeiro foi o fogo e as cinzas; após o fogo, aconteceu a enxurrada; o monte foi fustigado pela fúria das chamas; agora, são as águas indomáveis”.

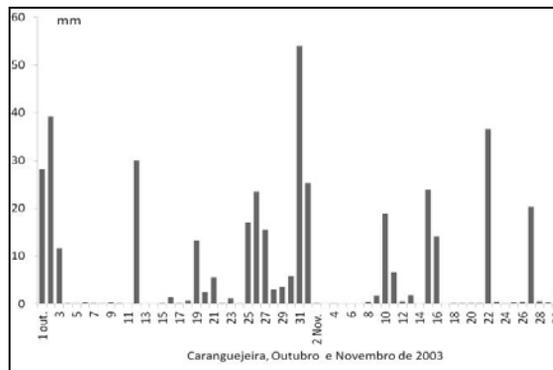


Figura 7. Precipitação diária registada, no posto udométrico de Caranguejeira, nos meses de Outubro e Novembro de 2003.

Fonte: <http://snirh.pt/>



Fotografias 8. “Enxurrada de carvão” após as primeiras chuvadas e intensa erosão do caminho da Cascalheira

Com efeito, as primeiras chuvas de Outono tiveram como consequências mais visíveis a “enxurrada de carvão”, que afetou sobretudo o lugar de Fontes (Foto 8, esquerda). Com as chuvas subsequentes, a registar quantitativos diários bastante elevados (fig. 7), como são disso exemplo os dias 11, 25 e, em particular, o dia 31 de Outubro em que se assinalaram cerca de 60mm, intensificaram os processos hidrogeomorfológicos, engrossando as correntes e escavando “vales e crateras e destruindo socacos” (foto 8, direita).

2.5.O fluxo de detritos de 7 Dezembro de 2000, no lugar de Frades, Portela, Arcos de Valdevez

O fluxo de detritos ocorrido no lugar de Frades, no dia 7 de Dezembro de 2000, provocou 4 mortos, a destruição de 4 casas e uma dezena de famílias desalojadas (fot.s 9). Este fluxo desencadeou-se na sequência de um longo período de chuvas, tendo-se registado nos 10 dias antecedentes cerca de 500mm. No dia 7 de Dezembro, dia em que ocorreu a tragédia, ocorreram cerca de 170mm, segundo os registos efetuados no posto udométrico de Extremo, um dos mais próximos do local (fig. 8).

Se as condições hidrometeorológicas se revelaram determinantes no desencadear deste movimento em massa, da análise efetuada por Pedrosa *et al.* (2001), outros fatores e características físicas sobressaem naquele local, os quais ajudam a explicar a sua génese e gravidade: o forte declive da vertente (30 a 35°); o contato entre 2 tipos de granitos, um de grão grosseiro, profundamente meteorizado, e um de grão fino, pouco alterado; o respetivo contato, que parece tratar-se de uma fratura a qual facilitou a infiltração da água e, ainda, a existência de um depósito quaternário, resultante da forte meteorização dos granitos, com 1 a 1,5 m de profundidade, que contribuiu para avolumar o fluxo de detritos, no decurso do seu movimento ao longo da vertente. Acresce, por outro lado, o facto da aldeia de Frades se encontrar no leito da torrente, portanto em pleno cone de dejeção dos materiais.



Fotografias 9. Capa do jornal “Notícias de Arcos” e foto do fluxo de detritos que afetou o lugar de Frades

Fonte: Jornal “Notícias de Arcos”

Contudo, os mesmos autores quiseram também salientar que naquela bacia de receção ocorreram vários incêndios nas duas décadas anteriores, os quais destruíram por completo a vegetação arbórea, deveras importante na estabilização destas vertentes. No último verão, portanto ainda em 2000, um incêndio consumiu o parco coberto vegetal, à base de comunidades herbáceas e arbustivas, que entretanto se tinha desenvolvido. Nestas circunstâncias, a ausência de árvores e de outra vegetação de porte inferior terá dificultado a fixação do solo e facilitado o deslizamento de terras.

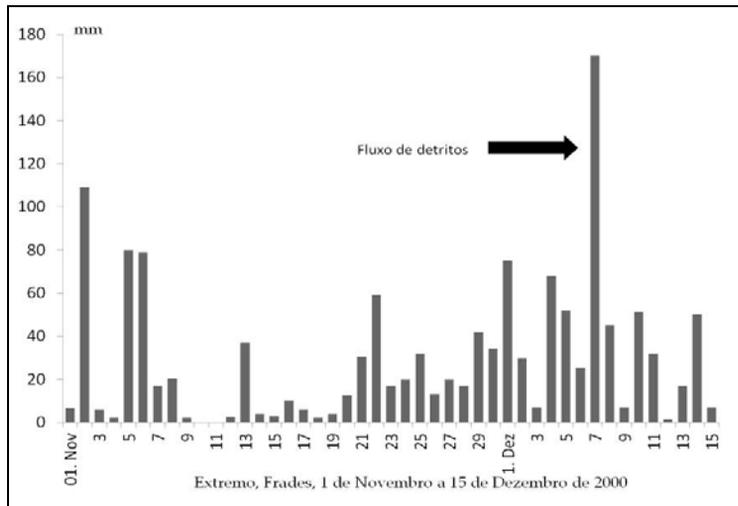


Figura 8. Precipitação diária registada, no posto udométrico de Extremo, entre 1 de Novembro e 15 de Dezembro de 2000.

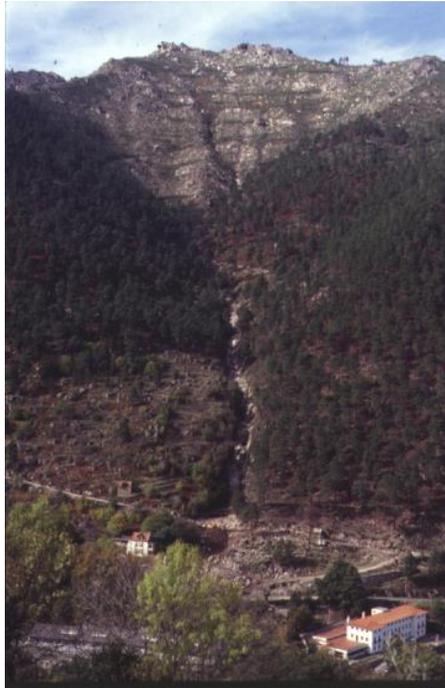
Fonte: <http://snirh.pt/>

2.6.O fluxo de detritos de 16 de Outubro de 1993, na bacia do ribeiro da Albugueira, Manteigas

No dia 16 de Outubro de 1993, o Hotel das Termas (INATEL), situado na confluência do ribeiro de Albugueira com o rio Zêzere, em Manteigas foi, no seu piso térreo, invadido pelas águas e ocupado por uma enorme carga sólida, cuja espessura atingia cerca de um metro em alguns locais. Com efeito, o aumento da carga sólida da corrente devido ao “desprendimento de terras” incrementou o seu poder de erosivo, deixando um rasto de destruição, em praticamente todo o leito do ribeiro, com especial destaque para os locais onde o Homem havia construído estadas ou outras infraestruturas. Os troncos queimados das árvores que ficaram abandonados pela corrente ajudaram a obstruir os aquedutos, facilitando a destruição das estradas (Lourenço, 1994).

O acentuado declive do perfil longitudinal do ribeiro de Albugueira (declive médio = 47,5%) associado às elevadas precipitações registadas na primeira quinzena de Outubro, a aproximarem-se de 400 mm, e à forte concentração de chuva, entre as 9 horas do dia 15 e as 9 horas do dia 16, período em que se assinalaram 152 mm, na estação meteorológica de Manteigas, terão sido fatores determinantes na génese da violenta corrente de águas sujas. Todavia, Lourenço (1994) salienta que a enxurrada não se pode atribuir apenas às elevadas precipitações, acrescentando que nem sempre que ocorrem valores elevados de precipitações se registam enxurradas.

De facto, dois anos antes, em Agosto de 1991, um incêndio florestal incinerou as áreas de cabeceira do ribeiro. Nestas circunstâncias, a ausência de árvores e de outros arbustos de grande porte, destruídos pelo fogo, dificultam a fixação do solo e facilitaram o deslizamento que ocorreu nas cabeceiras e que alimentou o transporte de grandes quantidades de materiais, aumentando substancialmente a carga da corrente e incrementando a sua capacidade de destruição (fot. 10).



Fotografia 10. Vista geral do ribeiro da Albugueira, em 1993, após o fluxo, sendo visível a bacia de recepção desnudada, o canal de escoamento “polido” pelo transporte de materiais e o cone de dejeção na base, com a estrada florestal cortada e o Hotel afetado.

2.7.As enxurradas no Outono de 1991, nas imediações da Quinta de Belide, Colmeal, Góis

Ainda que só muitos dias depois da sua ocorrência nos tivéssemos deslocado ao local, por a única estrada de acesso ter ficado intransitável, a situação foi semelhante a algumas das descritas anteriormente, com um incêndio florestal a destruir a vegetação da serra das Caveiras e, depois, precipitações intensas (> 30mm diários), particularmente nos dias 15 e 26 de Novembro e 1 de Dezembro (fig. 9), deram azo a fluxos de detritos que obstruíram não só aquedutos, tendo provocado o corte da estrada (fot. 11), mas também linhas de água, tendo levado ao rebentamento dos diques laterais e consequente destruição dos campos agrícolas marginais, construídos na antiga linha de água. Na foto 12 pode observar-se a deposição de parte da carga sólida transportada e a cor acinzentada não deixa dúvidas quanto à presença de muita cinza.

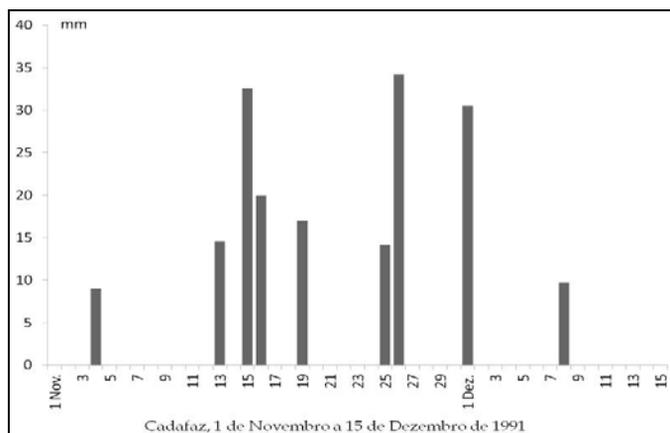


Figura 9. Precipitação diária registada, no posto udométrico do Cadafaz, entre 1 de Novembro e 15 de Dezembro de 1991.

Fonte: <http://snirh.pt/>



Fotografia 11. Pormenor da estrada que, por obstrução do aqueduto a montante, se transformou em linha de água.



Fotografia 12. Vista parcial de antigos campos agrícolas construídos na antiga linha de água que, por rebentamento do dique lateral, a montante, voltaram a ser invadidos pelas águas correntes.

2.8. A enxurrada de 23 de Junho de 1988 na ribeira de Pomares, Arganil

Um incêndio florestal de grandes proporções afetou, de 13 a 20 de Setembro de 1987, uma parte substancial da serra do Açor, nos concelhos de Arganil, Pampilhosa da Serra e Oliveira do Hospital, tendo percorrido, durante 7 dias consecutivos, cerca de 10 900 ha (Lourenço, 2004). Este foi o primeiro dos estudos que realizámos sobre erosão após incêndios florestais (Lourenço, 1988), alertando-nos para a importância deste fenómeno, pois, até então, era um assunto não investigado e, por conseguinte, quase desconhecido. De facto, os processos erosivos desencadeados na sequência de precipitações registadas em condições meteorológicas consideradas normais, durante o Outono e o Inverno imediatos ao incêndio (Lourenço, 1988) e, sobretudo no Verão seguinte, associadas ao temporal que, em 23 de Junho de 1988, se abateu sobre uma parte considerável da área afetada pelo incêndio, em particular na bacia hidrográfica da ribeira de Pomares, esteve na origem de processos hidrogeomorfológicos verdadeiramente violentos.

A incidência de que se revestiu na bacia hidrográfica da ribeira de Pomares, já supramencionada, e em particular, na área de confluência com o rio Alva, correspondente à praia fluvial de Avô (fot. 13), parece ter sido o prelúdio de uma situação que passou a repetir-se com demasiada frequência, quer nessa praia quer noutras do rio Alva, bem como noutras praias e piscinas fluviais dos seus afluentes.



Fotografia 13. Vista geral, em primeiro plano, do que restou da praia fluvial de Avô, após a enxurrada, uns dias depois do acontecimento. À direita, o inofensivo caudal da ribeira de Pomares, mas que dias antes foi responsável pelo sucedido.

Com efeito, a abundante precipitação que se registou na estação de Arganil mostra uma concentração anormal nos dias 21 e 23 de Junho, respetivamente 71 e 74 mm (fig. 10), possivelmente este último evento pluviométrico com maior incidência nas cabeceiras das ribeiras do Espinho e da Sorgaçosa, razão pela qual os acontecimentos assumiram particular significado na pequena aldeia da Sorgaçosa, onde a rotura de diques, a montante, conduziu as águas correntes para as antigas linhas de água, tendo destruído campos de cultura, danificado uma casa e deixando intransitável o largo da aldeia (fot. 14).

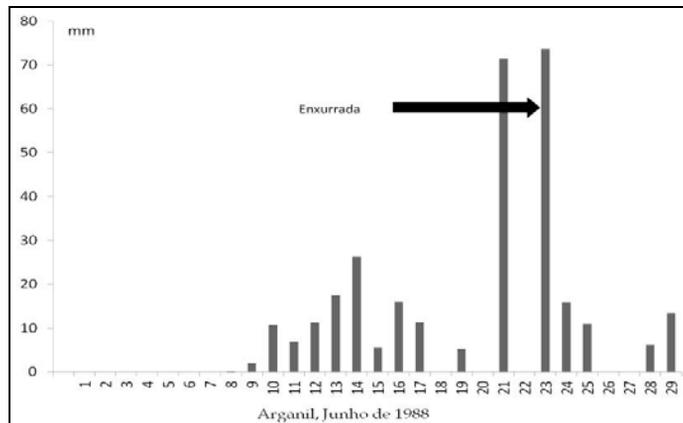


Figura 10. Precipitação diária registada, no posto udométrico do Arganil, no mês de Junho de 1988.

Fonte: <http://snirh.pt/>



Fotografia 14. Vista geral do largo da Sorgaçosa, após a enxurrada. A camioneta permite estimar a altura dos materiais abandonados sobre o asfalto.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A combustão do coberto vegetal devido à passagem de um fogo produz alterações muito significativas na camada edáfica superficial, no ciclo hidrológico e nos processos erosivos que atuam ao nível da vertente. A destruição do coberto vegetal deixa o solo exposto ao impacto direto das gotas de chuva, reduz a sua capacidade de retenção e armazenamento de água em consequência da perda de matéria orgânica do solo, diminuição da porosidade e aumento de substâncias hidrofóbicas, gerando quantidades de escorrência muito maiores (Lourenço, 1988, Moody & Martin, 2001; Ferreira *et al.*, 2010).

Os incêndios florestais provocam, também, alterações significativas em várias componentes do ciclo hidrológico, nomeadamente ao nível da interceção pela copa das árvores, na evapotranspiração para a atmosfera, na capacidade de infiltração dos solos, e nos processos pelos quais a água chega aos cursos de água e aos aquíferos, influenciando assim o caudal de base e os picos de cheia ao nível das bacias hidrográficas (Ferreira *et al.*, 2010).

Vários autores (Cerdà 1998; Moody & Martin, 2001) consideram que a diminuição da taxa de infiltração pode ocorrer por um período de 2 a 7 anos após a passagem das chamas, o que significa que se a intensidade da precipitação pós-incêndio for superior à respetiva capacidade de infiltração dos solos, gera-se escoamento superficial que pode aumentar substancialmente o caudal dos cursos de água e, por conseguinte, estar na génese de cheias e inundações.

Assim sendo, as bacias hidrográficas percorridas pelo fogo apresentam um risco hidrológico acrescido perante a ocorrência de chuvas intensas comparativamente às bacias não incineradas (Meyer *et al.*, 1995; Cannon *et al.*, 1998; Ferreira *et al.* 2008; Stoof, 2012). Na bacia hidrográfica percorrida pelas chamas, a quantidade de água que se infiltra no solo é reduzida, pelo que há uma parte importante da precipitação que se escoia sob a forma de escorrência assim que a camada de cinzas hidrofílicas se satura, sendo depois mobilizadas por esse processo. Os picos de cheia, alimentados pela escorrência de água que não se infiltra sequer no solo, são muito rápidos em resposta à queda de precipitação, regra geral de grande intensidade e concentrada num período de tempo relativamente curto.

A análise da relação entre a precipitação-escoamento sugere que no caso de bacias afetadas pelo fogo existe um limiar de intensidade para a precipitação, que se traduz numa mudança fundamental em termos de resposta hidrológica. Este limiar foi estimado por vários autores (Krammes & Rice, 1963; Doehring, 1968; Mackay & Cornish, 1982; Moody & Martin, 2001), em cerca de 10 mm h^{-1} . Assim, quando a intensidade da chuva se situa abaixo dos 10 mm h^{-1} a maior parte infiltra-se, podendo ocorrer alguns escoamento à superfície (Ronan, 1986), desencadear-se fluxos subsuperficiais que podem engrossar o caudal fluvial (Hewlett e Hibbert, 1967), e gerar um acréscimo nas descargas fluviais.

Acima de 10 mm h^{-1} , a intensidade da chuva parece exceder a taxa média de infiltração dos solos percorridos pelas chamas, gerando um escoamento superficial que é suscetível de produzir

cheias e inundações. Ainda a este propósito, Moody & Martin (2001) acrescentam que se a intensidade da chuva atingir os 20 mm h⁻¹, a resposta hidrológica poderá ser 27 vezes superior comparativamente a uma intensidade de 10 mm h⁻¹. E se a intensidade da chuva for de 55 mm h⁻¹, os mesmos autores estimaram que a resposta possa ser superior em cerca de 700 vezes.

Nos estudos de caso em que foi possível obter informação meteorológica horária, a concentração variou entre os 22mm h⁻¹, no dia 16 de junho de 2006, nas bacias do Piódão e Pomares e os 54 mm h⁻¹, em Pombal, na bacia do Arunca. Deste modo, não restam dúvidas que os mais importantes fatores a desencadear e a originar picos de cheia e inundações, de dimensões muito superiores ao que seria de esperar, nas várias bacias analisadas, foram a forte intensidade da precipitação horária, associada a solo recentemente percorridos pelas chamas ou cujo coberto vegetal seria muito incipiente, uma vez que os efeitos da passagem do fogo ainda seriam muito intensos. De salientar que a ausência de árvores ou de arbustos de grande porte, cujas raízes desempenham um efeito âncora que promove a estabilidade do solo, em todos os exemplos estudados, devido à passagem do fogo, por vezes mais do que uma vez num passado recente, foi um fator determinante na intensificação dos processos hidrogeomorfológicos, então, registados.

Contudo, há a salientar outros fatores potenciadores das cheias e inundações, destacando-se naturalmente o fator declive, que favorece os processos de escoamento à superfície e a respetiva velocidade progressão das águas. Assim, em áreas de acentuado declive, esta água que se encontra disponível à superfície desloca-se para jusante e, por força do volume crescente do escoamento e da influência do declive, acaba por incorporar materiais minerais e matéria orgânica vegetal, na sua maior parte composta por cinzas, troncos, ramos e raízes que as chamas não consumiram na totalidade. Com a movimentação dos materiais ao longo das vertentes, em direção às linhas de água, aumenta exponencialmente, tanto em volume, como em velocidade, o que acaba por contribuir para uma intensificação do fenómeno de destacamento e arraste, à medida que a massa de água e detritos se concentram ao longo das vertentes, canalizando-os para os vales situados na base das mesmas, podendo, depois, transportá-los muito para jusante, mesmo para áreas que não foram afetadas por incêndios (Pereira & Lourenço, 2007). Segundo Shakesby (2011) um evento pluviométrico intenso pode gerar 75% dos sedimentos erodidos durante um período longo de estudo, de 7 anos.

Assim, nos que se refere aos processos erosivos que se desencadeiam após o incêndio são geralmente provocados por um de dois processos: erosão superficial causada pelo impacto das gotas de chuva e pela concentração do escoamento superficial gerado, ou então deslizamentos de terras, em particular fluxos de detritos, resultantes da infiltração da precipitação. Estes últimos ocorrem sempre na sequência de chuvas prolongadas, ou na sequência de precipitações diárias antecedentes muito elevadas. De acordo com Johnson (2005) estes fluxos de detritos são, mais frequentemente, produzidos em vertentes íngremes (> 20°), em bacias de drenagem fortemente confinadas, com cerca de 65 % da área moderada ou severamente ardida, e com uma grande quantidade de material acumulado, suscetível de ser arrastado vertente abaixo. Por regra, não se estendem para além da parte vestibular das linhas de água, em bacias de pequena dimensão (Johnson, 2005).

Por último, merece ainda reflexão um outro aspeto fundamental que influencia a taxa de escoamento superficial e a eficácia no transporte de materiais ao longo da vertente, o qual se prende com a existência de obstáculos ao longo da encosta. Assim, além das descontinuidades geomorfológicas e de outras barreiras introduzidas pelo homem (estradas, terraços), é sabido que em Portugal, e nestas áreas em particular, não foram adotadas quaisquer medidas de mitigação pós incêndio, no sentido de criar obstáculos ao transporte de água e de materiais, entre as vertentes e os cursos de água. Daí que a resposta hidrogeomorfológica se manifestasse intensa tanta nas áreas afetadas pelo fogo como a jusante das áreas ardidas.

Nos estudos de casos aqui analisados registaram-se mortes de pessoas e importantes perdas de bens e infraestruturas privadas e públicas, sendo certo que os incêndios florestais, em Portugal, provocam incalculáveis prejuízos, ambientais, sociais e económicos. Há, portanto, necessidade, não só de implementar medidas que visem a redução das áreas ardidas, mas também de desenvolver métodos e ferramentas para identificar e quantificar os riscos potenciais colocados pelas inundações e transporte de detritos, gerados na sequência dos incêndios, ao nível da bacia. De facto, torna-se necessário melhorar as previsões da magnitude e recorrência destes fenómenos, após os incêndios, uma vez que se tem assistido ao incremento da população nas interfaces urbano-florestais, portanto mais suscetível a sofrer avultados danos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREU, V., IMESON, A. C., RUBIO, J.L. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, 2001, Vol. 44, p. 69–84.
- CANNON, S., POWERS, P. S., SAVAGE, W.Z. Fire-related hyperconcentrated and debris flows on Storm King Mountain, Glenwood Springs, Colorado, USA. *Environ. Geol.*, 1998, Vol. 35, p. 210–218.
- CANNON, S.H. & GARTNER, J.E. (2005). Wildfire-related debris flow from a hazards perspective. In HUNGR O. & JACOB M. (eds.), *Debris-flow hazards and related phenomena*, Springer-Praxis Books in Geophysical Sciences, 2005, p. 321–344.
- CERDÁ A. Post-fire dynamics of erosional processes under Mediterranean climatic conditions. *Zeitschrift fuer Geomorphologie Neue Folge*, 1998, Vol. 42, nº 3, p. 373–398.
- CUNHA, L. Maciço de Sicó. Valorização dos recursos naturais e criação de emprego a nível local. In CAETANO, L. (coord.), *Território, do Global ao Local e Trajectórias de Desenvolvimento*, Coimbra, 2003, p.185-198.
- DOEHRING, D. O. The effect of fire on geomorphic processes in the San Gabriel Mountains, California. In PARKER, R. B. (Ed.), *Contributions to Geology, Laramie*. University of Wyoming, Wyoming, 1968, p. 43–65.
- FERREIRA, A. Caracterização morfométrica das bacias hidrográficas e áreas inundáveis no concelho de Pombal. Mestrado em Dinâmicas Sociais, Riscos Naturais e Tecnológicos, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2010, 156 p.
- FERREIRA, A.D., COELHO, C. O., SILVA, J. S., ESTEVES, T. Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In MOREIRA, F., CATRY, F. X., SILVA, J. S., REGO, F. (Eds), *Ecologia do fogo e gestão de áreas aridas*, ISA Press, Lisboa, 2010, p. 21-48.
- FERREIRA, A.J.D.; COELHO, C.O.A.; RITSEMA, C.J.; BOULET, A.K. & KEIZER, J.J. Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. *Catena*, 2008, Vol. 74, p. 273–285.
- HEWLETT J. D. & HIBBERT AR. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In SOPPER, W.E. & LULL, H. W. (eds), *Forest Hydrology, Proceedings of a National Science Foundation Advance Science Seminar*, Pergamon Press, New York, 1967, p. 275–290.
- JOHNSON, M. L. Southern California-Wildfires and Debris Flows. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 2005, 4 p., ISSN: 0196-1497.
- KRAMMES J.S. & RICE, R.M. Effect of fire on the San Dimas experimental forest. In: *Arizona Watershed Symposium, Proceedings 7th Annual Meeting*, Phoenix, Arizona, 1963, p. 31–34.
- LOURENÇO, L. A. enxurrada do ribeiro de Albugueira. III Congresso Florestal Nacional, Figueira da Foz, 15 a 17 de Dezembro, 1994, p. 1-9.
- LOURENÇO, L. A. Incêndios florestais, consequências e razão de ser de novas Mudanças Globais. *Geolnova*, 2004, vol.9, p. 45-64.
- LOURENÇO, L. e FIALHO, J. Precipitações intensas e prolongadas após incêndios florestais- O papel dos dos socacos na erosão e deposição. Exemplos de bacias hidrográficas afluentes aos rios Alva e Alvoco. In LOURENÇO, L. (Coord), *Riscos Ambientais e Formação de Professores (Actas das VI Jornadas Nacionais do Prosepe), Colectâneas Cindínicas VII, Projecto de Sensibilização e Educação Florestal e Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais*, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2007, p. 151-197.
- LOURENÇO, L. Efeitos do temporal de 23 de Junho de 1988 na intensificação da erosão das vertentes afetadas pelo incêndio florestal de Arganil/Oliveira do Hospital. *Comunicações e Conclusões, Seminário Técnico sobre Parques e Conservação da Natureza nos Países do Sul da Europa*, Faro, 1988, p. 43-77.
- LOURENÇO, L. Evolução de vertentes e dos solos, nas serras de xisto do centro de Portugal, em consequência de incêndios florestais. *Relatórios Técnico 8805, G.M.F.*, 1998, Coimbra, Portugal.
- LOURENÇO, L. Riscos de erosão após incêndios florestais. *Colectâneas Cindínicas V*, 2004, nº52, Coimbra, Portugal.
- MACKAY S.M. and CORNISH PM. Effects of wildfire and logging on the hydrology of small catchments near Eden, N.S.W. In *The First National Symposium of Forest Hydrology*, Vol. 82, nº 6, *Inst. Eng. Aust. Natl. Conf. Publ.*, 1982, p.111–117.

- MEYER, G. A., WELLS, S. G., JULL, A. J. T. Fire and alluvial chronology in Yellowstone National Park: Climatic and intrinsic controls on Holocene geomorphic processes. *Geol. Soc. Amer. Bull.*, 1995, 107, p.1211–1230.
- MOODY, J.A., MARTIN, D.A. Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2001, Vol. 26, p. 1049–1070.
- NUNES, A., LOURENÇO, L., BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A. Três décadas de incêndios florestais em Portugal: incidência espacial e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia*, 2013, vol. 32, Faculdade de Letras, Coimbra, p. 133-143.
- PEDROSA, A., LOURENÇO, L., FELGUEIRAS, J. Movimentos em massa. Exemplos ocorridos no Norte de Portugal, ENB, Revista Técnica e Formativa da Escola Nacional de Bombeiros, 2001, Vol. 17, Sintra, p. 25-39.
- PEREIRA, N. e LOURENÇO, L. Riscos de cheias e inundações após incêndios florestais. O exemplo das bacias hidrográficas das ribeiras do Piódão e de Pomares. In LOURENÇO, L. (Coord), *Riscos Ambientais e Formação de Professores (Actas das VI Jornadas Nacionais do Prosepe), Colectâneas Cindínicas VII, Projecto de Sensibilização e Educação Florestal e Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais*, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2007, p. 123-149.
- RONAN N.M. The hydrological effects of fuel reduction burning and wildfire at wallaby Creek. Melbourne and Metropolitan Board of Works, 1986, Report No. MMBW-W-0015; ISBN: 0724167382.
- SALA, M., SOLER, M., PRADAS, M. Temporal and spatial variations in runoff and erosion in burnt soils. In *Proceedings of the Second International Conference on Forest Fire Research*, 1994, Vol. II, Coimbra, Portugal, p. 1123–1134.
- SHAKESBY, R. A. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 2011, Vol. 105, p. 71–100.
- STOOF, C. R., VERVOORT, R. W., IWEMA, J.; ELSEN, E., FERREIRA, A. J. D., RITSEMA C. J. Hydrological response of a small catchment burned by experimental fire. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2012, vol. 16, p. 267–285.

Webgrafia

- Ata da Reunião da Câmara, nº 0025/CMP/06, de 27-10-2006 (acedida em 10 de Setembro de 2013, em http://www.cm-pombal.pt/seu_municipio/doc_online/actas_reuniao/2006/Act25-06.pdf)
- Ata da Reunião da Câmara, nº 0027/CMP/06, de 17-11-2006 (acedida em 10 de Setembro de 2013, em http://www.cmpombal.pt/seu_municipio/doc_online/actas_reuniao/2006/Act27-06.pdf)

ACTIVIDADES DE EMERGENCIA PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN POST-INCENDIO EN GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA)

J.A. Vega

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Apdo 127, 3680
Pontevedra, España
jose.antonio.vega.hidalgo@xunta.es

T. Fontúrbel

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Apdo 127, 3680
Pontevedra, España

C. Fernández

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Apdo 127, 3680
Pontevedra, España

A. Arellano

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Apdo 127, 3680
Pontevedra, España

M. Díaz-Raviña

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda.
de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España
mdiazr@iiag.csic.es

T. Carballas

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda.
de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España

A. Martín

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda.
de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España

S. González-Prieto

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Apartado 122, Avda.
de Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España

A. Merino

Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España

E. Benito

Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo, Lagoas-
Marcosende, 36310 Vigo, España

RESUMEN

Los incendios forestales eliminan la cubierta vegetal y alteran propiedades del suelo, contribuyendo a la degradación de este recurso clave para el mantenimiento de la calidad y productividad del ecosistema afectado. Bajo ciertas circunstancias, estos cambios pueden dar lugar a aumentos de escorrentía, erosión y sedimentación. Cuando estos efectos se combinan con grandes eventos de precipitación y en terrenos de pendiente pronunciada, pueden ocasionar dramáticos cambios en la respuesta hidrológica de las cuencas, originando riadas y avalanchas y amenazando seriamente vidas humanas y los recursos e infraestructuras fuera del área afectada por el incendio. Para limitar esos riesgos se requiere tomar un conjunto de decisiones y realizar una serie de actuaciones en el menor tiempo posible antes de que las primeras lluvias de otoño desencadenen los peores efectos. Una vez que el incendio ha sido extinguido, los gestores del territorio tienen que hacer frente a: i) una evaluación preliminar del impacto causado por el fuego en las cuencas afectadas ii) una estimación de los efectos potenciales fuera del área quemada y iii) decidir qué actividades post-incendio van a ser implementadas, cuándo, dónde y cómo. Desde ese momento una tarea compleja tiene que ser llevada a cabo, fuertemente condicionada por un conjunto de factores: características de los ecosistemas afectados (principalmente tipo de sustrato, suelos, vegetación e hidrología de la cuenca), variabilidad climática, severidad del fuego, valores en riesgo y aspectos técnicos, además de socioeconómicos y logísticos. De hecho, los dos últimos, generalmente determinan las posibilidades reales de aplicación de tratamientos post-incendio. Esta compleja labor requiere una planificación que establezca con claridad los puntos esenciales a considerar en el problema, las acciones a acometer y su secuencia de ejecución. En ese contexto, las guías o protocolos son instrumentos útiles que ayudan a organizar las actuaciones. En esta presentación se describe brevemente cómo se lleva a cabo actualmente esa planificación de actividades de estabilización de emergencia y de rehabilitación de zonas quemadas en Galicia, comentándose algunos ejemplos de aplicación a casos concretos.

Palabras clave: Incendio forestal, zona templado-húmeda, tratamientos de estabilización, protocolo de actuación post-incendio.

ABSTRACT

Forest fires remove the plant cover and modify soil properties, thus contributing to the degradation of a key resource to keep both quality and productivity in the affected ecosystem. Under certain circumstances, these changes may lead to increases in runoff, erosion and sedimentation. When these effects are combined with great rainfall events over steep slopes, they can seriously alter hydrologic basin responses, giving rise to floods and threatening human lives and resources and facilities out of the burned area. To take such risk under control, several decisions and tasks should be taken as soon as possible, before the first autumn rain events unleash the worst consequences. Once the wildfire has been suppressed, land managers must face: (i) a preliminary evaluation of fire impacts in the affected basins; (ii) estimate the potential effects out of the burned area and (iii) to decide which post-fire activities are going to be undertaken, when, where and how. From this moment on, a very complex task must be carried out, strongly determined by several factors: characteristics of the affected ecosystems (basically substratum type, soils, vegetation and hydrology), climatic variability, fire severity, values at risk and technical, socio-economical and logistic aspects. As a matter of fact, the two latter factors determine the actual possibilities to apply post-fire treatments. Such a complex task requires a previous planning capable to establish the essential marks to consider clearly, the actions to undertake and their execution sequence. In this context, guides or protocols are useful tools that help to organize these actions. In this presentation, we briefly describe how this planning to stabilize and restore burned areas is currently carried out at Galicia, commenting some examples of application.

Key words: Forest fire, temperate humid zone, emergency stabilization treatments, protocol

Los incendios forestales constituyen una de las perturbaciones más frecuentes e importantes que sufren los ecosistemas forestales de Galicia. Cuando tras el fuego, confluyen en un área quemada de relieve pronunciado, altos niveles de perturbación en el suelo y la vegetación, y elevadas precipitaciones, existe un riesgo potencial de fuertes alteraciones en la respuesta hidrológica de las cuencas afectadas, con grandes aumentos en la escorrentía superficial y episodios erosivos intensos. Estos fenómenos favorecen la degradación del suelo, un recurso clave para el mantenimiento de la calidad y productividad del ecosistema afectado, pudiéndose además originar riadas e inundaciones, con amenaza para vidas humanas, infraestructuras y diversos recursos valiosos dentro y fuera del área quemada. Lo sucedido en Galicia poco después de los grandes incendios de 2006, con pérdidas económicas semejantes a las de la catástrofe del “Prestige”, ilustra bien esa situación. Para limitar esos riesgos se requiere tomar un conjunto de decisiones y efectuar, en primer lugar, una serie de actuaciones urgentes después del incendio que conllevan la implementación de actividades de estabilización de emergencia de zonas quemadas dirigidas a proteger el suelo y atenuar la erosión post-incendio y, en segundo lugar, medidas de actuación a medio y largo plazo centradas en la restauración del ecosistema forestal, es decir, del sistema suelo-planta. Para ello es imprescindible contar con una planificación que establezca las acciones a acometer y su secuencia de ejecución, es decir, disponer de protocolos de actuación específicos para cada zona bioclimática que sinteticen la información mínima necesaria para servir de guía a los técnicos forestales que van a llevar a cabo esas actividades. Sin embargo, a pesar de su interés, en la Península Ibérica la mayoría de las labores post-incendio se han realizado a medio y largo plazo centrándose, sobre todo, en el ambiente mediterráneo y en la restauración de la vegetación; en consecuencia, todavía no se ha desarrollado una metodología operativa de planificación de actividades de emergencia para las distintas zonas bioclimáticas de la Península Ibérica.

En Galicia, desde los catastróficos incendios de 2006 hasta la actualidad, la Administración forestal ha llevado a cabo un conjunto muy variado de acciones inmediatas dirigidas a la protección del suelo y mitigación de los daños causados por el fuego. La experiencia acumulada en estos últimos años y la fructífera conexión entre Administración, investigadores y gestores ha permitido elaborar una guía para planificar y ejecutar acciones de emergencia en áreas forestales quemadas específicas para la zona templado-húmeda. En esta presentación se describe brevemente cómo se lleva a cabo actualmente esa planificación de actividades de estabilización de emergencia y de rehabilitación de zonas quemadas en Galicia, comentándose algunos ejemplos de aplicación a casos concretos.

El trabajo se estructura en dos partes claramente diferenciadas. En la primera parte se presentan las características del riesgo erosivo-hidrológico post-incendio en Galicia que lo singularizan en relación al que existe en zonas españolas de características edáficas, de vegetación y climatológicas muy diferentes, y se muestra el contexto temporal en el que se inscriben las actividades de emergencia post-incendio, los condicionantes generales que afectan a su planificación y se señalan los puntos clave a tener en cuenta en estas tareas. En la segunda parte se desarrolla una guía para la planificación y ejecución de los tratamientos urgentes de limitación del riesgo hidrológico-erosivo en la que se ofrecen metodologías para evaluar los niveles de severidad del fuego en el suelo y vegetación y los criterios que deben utilizarse para tomar decisiones de urgencia destinadas a mitigar ese riesgo.

La secuencia de etapas en la planificación de actividades de estabilización de emergencia post-incendio que se utiliza en Galicia se muestra en la siguiente figura:



En lugares como Galicia y el Norte de Portugal confluyen una serie de factores que hacen que después de los incendios forestales exista una alta probabilidad de que se produzcan incrementos sustanciales de escorrentía y erosión del suelo que amenazan gravemente una serie de bienes y recursos dentro y fuera del área incendiada. Los gestores forestales tienen que evaluar ese riesgo y asegurarse de efectuar tratamientos que ayuden a limitarlo. Desafortunadamente disponen de muy poco tiempo para ello antes de la llegada de las lluvias de otoño, generalmente muy abundantes en el noroeste de la Península Ibérica. Por otro lado, el período post-incendio durante el que se producen estos fenómenos es relativamente corto, a diferencia de lo que ocurre en el resto de la Península, mayoritariamente bajo clima seco, árido y semiárido, y en donde ese riesgo se extiende a un período de tiempo mayor. Así pues, en comparación con otras áreas de la Península Ibérica (clima seco, árido o semiárido) en esta zona húmeda (Galicia, Norte de Portugal) el suelo es el factor que adquiere mayor importancia en la recuperación del ecosistema forestal quemado dado que, por una parte, el papel de la vegetación en la reducción de la erosión post-incendio no es tan decisiva en la limitación de la escorrentía y la erosión y, por otra, la abundante precipitación hace que la recuperación de la vegetación no sea un factor crítico y que en ausencia del incendio la erosión tampoco sea un problema grave.

Las guías y recomendaciones como la que se presenta pueden ser de utilidad para los técnicos en las tareas urgentes de minimización del riesgo hidrológico-erosivo tras incendio y suponen un buen complemento a las tradicionales actuaciones hidrológico-forestales que se han venido efectuando tras los incendios y dirigidas más bien a la restauración a largo plazo de las cuencas afectadas. A diferencia de estas últimas, los tratamientos revisados exigen ser implementados en un tiempo muy breve después del incendio y van dirigidos primordialmente a la protección inmediata del suelo como origen de los sedimentos movilizados y, a la vez, regulador de la escorrentía. También tratan de limitar la degradación del propio suelo, un recurso esencial en la recuperación del ecosistema quemado.

En Galicia, donde predominan las masas forestales en terrenos de propiedad particular y que tienen como finalidad la producción de madera, el verdadero reto de las actuaciones post-incendio es conciliar el aprovechamiento de los recursos forestales con la sostenibilidad de la gestión practicada. Las tareas de emergencia post-incendio, como las consideradas en esta guía, juegan un importante papel para lograr esa compatibilización. En áreas donde la utilización del

arbolado no es prioritaria, como los espacios naturales protegidos, también esas actividades resultan decisivas para mantener la calidad de esos ecosistemas y evitar su degradación. Es probable que estas actuaciones de emergencia de gestión de ecosistemas forestales quemados puedan ser extrapolables a otras áreas del Norte de Portugal y de España que pertenezcan a la misma zona bioclimática y tengan una ordenación del territorio y aprovechamiento forestal similar.

AGRADECIMIENTOS

Esta guía, promovida en el marco de las Jornadas Internacionales FUEGORED 2010 "Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales" celebradas en Santiago de Compostela del 6-8 octubre de 2010, está fundamentada en los resultados de diversos proyectos de investigación sobre esta temática llevados a cabo en Galicia por un grupo de investigadores de diversas instituciones gallegas (Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC, Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Vigo).

REFERENCIAS

- DÍAZ-RAVIÑA, M., BENITO, E., CARBALLAS, T., FONTÚRBEL, M. T., VEGA, J. A. (eds.) (2010). FUEGORED 2010. Jornadas Internaciones Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales. International Workshop Research and post-fire management: soil protection and rehabilitation techniques for burnt soil ecosystems. Andavira Editora, Santiago de Compostela. ISBN: 978-84-8408-583-6 (Incluye CD), 326 pp. (www.iiag.csic.es/fuegored/libro.pdf)
- VEGA, J. A., FONTÚRBEL, M. T., FERNÁNDEZ, C., DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRIETO, S. J., BENITO, E. (2012). Planning emergency activities to stabilize and restore burned forest areas at Galicia. En: Los incendios forestales: una aproximación multidisciplinar. Resúmenes de la IV Reunión Internacional de FuegoRED, J. Notario (ed.), pp 8-12. ISBN-10:84-616-0660-4. ISBN-13:948-84-616-0660-4.
- VEGA, J. A., FONTÚRBEL, T., FERNÁNDEZ, C., ARELLANO, A. DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRIETO, S., MERINO, A., BENITO, E. (eds.) (2013). Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia. ISBN: 978-84-8408-716-8, Tórculo Artes Gráficas, Santiago de Compostela, 139 pp.

EROSÃO DOS SOLOS APÓS INCÊNDIOS FLORESTAIS: AVALIAÇÃO DE MEDIDAS DE MITIGAÇÃO APLICADAS EM VERTENTES E EM CANAIS, NO NW DE PORTUGAL

António Bento-Gonçalves
Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território (CEGOT), Departamento de Geografia, Universidade do Minho
bento@geografia.uminho.pt

António Vieira
Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território (CEGOT), Departamento de Geografia, Universidade do Minho
vieira@geografia.uminho.pt

Flora Ferreira Leite
Bolsista da FCT, Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território (CEGOT), Departamento de Geografia, Universidade do Minho
floraferreiraleite@gmail.com

RESUMO

Em Portugal deflagram anualmente milhares de incêndios nos seus espaços silvestres, observando-se uma tendência para o aumento anual dessas deflagrações e da respetiva área ardida, bem como para o aumento da recorrência. Este cenário complexo tem contribuído para o acréscimo do número e dimensão dos grandes incêndios (Ferreira-Leite, 2010; Ferreira-Leite *et al.*, 2011 e 2013).

O desenvolvimento e a implementação de medidas que promovam a redução dos impactos dos incêndios são, portanto, imperativos, e devem ser parte de qualquer estratégia para a defesa e recuperação da floresta e do solo, especialmente considerando o atual cenário de crescimento contínuo no número de incêndios e área ardida (Robichaud, 2009, 2010).

Este trabalho pretende, deste modo, apresentar as medidas aplicadas na área de estudo no âmbito do projeto Soil Protec, relativas aos processos desencadeados em vertentes e em canais, bem como os resultados das observações preliminares relativas à avaliação da eficácia dessas medidas de mitigação da erosão implementadas e sua relação custo/benefício.

PALAVRAS-CHAVE: Incêndios florestais, erosão do solo, medidas de emergência, vertentes, canais.

SOIL EROSION AFTER FOREST FIRES: EVALUATION OF MITIGATION MEASURES APPLIED TO SLOPES AND CHANNELS, IN THE NW OF PORTUGAL

ABSTRACT

Portugal is traversed each year by fires, showing a positive trend for an annual increase in their number and in the area scorched, as well as an increase in the recurrence of fires (Ferreira-Leite *et al.*, 2011) and occurrence of large fires (Ferreira-Leite, 2010; Ferreira-Leite *et al.*, 2011, 2013).

The development and implementation of measures which promote the reduction of the impacts of forest fires is, therefore, imperative, and should be part of any strategy for forest and soil defense and recovery, especially considering the actual scenario of continuous growth in the number of fires and burnt area (Robichaud, 2009, 2010).

This paper therefore seeks to present the measures applied in the study area within the project Soil Protec, relating to channels triggered processes, and the results of preliminary observations concerning the evaluation of the effectiveness of erosion mitigation measures implemented and their cost/benefit ratio.

KEY-WORDS: Forest fires, soil erosion, emergency measures, slopes, channels.

INTRODUÇÃO

Portugal é anualmente percorrido por numerosos incêndios, existindo uma tendência positiva para o aumento anual do seu número e da respetiva área ardida (Pereira *et al.*, 2006; Lourenço *et al.*, 2012), bem como um aumento da recorrência (Ferreira-Leite, F. *et al.*, 2011) e do número e dimensão dos grandes incêndios (Ferreira-Leite, 2010; Ferreira-Leite *et al.*, 2011, 2013), devido tanto à natureza da floresta portuguesa como à forma como ela é gerida e ordenada e mesmo, às eventuais alterações das condições meteorológicas, mais propícias a fogos (Bento-Gonçalves *et al.*, 2011).

Como consequência, aumenta a erosão da camada superior dos solos, onde se localizam, na maioria dos solos portugueses, os únicos nutrientes existentes (Lourenço e Monteiro, 1989; Burch *et al.*, 1989; Lourenço *et al.*, 1990; Imeson *et al.*, 1992; Shakesby, *et al.*, 1993; Scott e Schulze, 1992; Scott, 1993; Lourenço, 1996; Inbar *et al.*, 1998; Cerdà e Lasanta, 2005; Benavides-Solorio e MacDonald, 2005; Bento-Gonçalves *et al.*, 2008).

Num clima de características mediterrâneas, a exportação dos sedimentos e dos nutrientes normalmente acontece nos primeiros 4/6 meses após os incêndios, pelo que é fundamental estudar e implementar um conjunto de soluções que reduzam essas perdas (Shakesby *et al.*, 1993; Bento-Gonçalves e Coelho, 1995; Shakesby *et al.*, 1996; Walsh, 1998; Bento-Gonçalves e Lourenço, L. 2010; Vega *et al.*, 2010).

No entanto, este processo está intimamente dependente da recorrência dos incêndios, da sua intensidade, severidade, variabilidade espacial da hidrofobicidade do solo (Jungerius e DeJong 1989; Ritsema e Dekker 1994; Coelho *et al.* 2004; Bento-Gonçalves *et al.*, 2012) e das características do local (altitude, declive, exposição, clima, geologia, ...), como o demonstraram os trabalhos pioneiros realizados na serra da Lousã, situada na Região Centro, onde foram realizados os primeiros estudos em Portugal (Lourenço, 1989; Lourenço e Bento-Gonçalves, 1990; Lourenço, Bento-Gonçalves e Monteiro, 1991), pelo que se deverão adequar os diferentes tratamentos a cada realidade.

A intervenção na recuperação da floresta após incêndios florestais tem sido implementada há muito tempo, especialmente no "mundo mediterrâneo", onde o fogo tem sido um fator natural e fundamental para a evolução da paisagem ao longo do tempo, mesmo antes da humanidade (Naveh, 1975; Pyne, 1982; Pausas *et al.*, 2008; Mataix-Solera e Cerdà, 2009; Pausas e Keeley, 2009; Shakesby, 2011).

Nos Estados Unidos da América atividades de intervenção pós-fogo têm sido implementadas há já algumas décadas (desde a década de 1930, de acordo com Robichaud *et al.*, 2005), com equipas especializadas multidisciplinares que avaliam a necessidade e o tipo de medidas de tratamento para cada área queimada (Robichaud, 2009), aplicando programas específicos de avaliação para a intervenção em áreas de risco (BAER = Respostas de Emergência em Áreas Queimadas) (Napper, 2006). Também outros países afetados por incêndios florestais, tais como Austrália e Canadá, estão a promover amplas estratégias e planos de reabilitação pós-incêndios (Pike e Ussery, 2006; Robichaud, 2009).

Nos países europeus do Mediterrâneo os esforços das autoridades têm sido direcionados, principalmente, para as estratégias de restauração das áreas afetadas, e apenas nas últimas duas décadas os tratamentos de estabilização de emergência foram implementados, embora em menor escala. A importância deste problema nos países mediterrâneos da União Europeia alertou as autoridades para a necessidade de promoção do financiamento e desenvolvimento de projetos de investigação científica, como o EUFIRELAB, que teve como principal output um relatório sobre as ferramentas e metodologias adequadas para restaurar áreas queimadas (Vallejo, 2006). Concomitantemente, algumas iniciativas têm sido desenvolvidas, por exemplo, em Espanha

(Bautista *et al.*, 1996; Pinaya *et al.*, 2000; Carballas *et al.*, 2009; Vega, 2011) ou na Grécia (Raftovannis e Spanos, 2005).

As medidas de intervenção aplicadas após os incêndios são geralmente agrupados em três categorias (USA General Accounting Office, 2006; Robichaud, 2009), distintas entre si, tanto em termos de estratégias a implementar, como em termos de prazos para a sua implementação. As medidas de intervenção imediatas são designadas de procedimentos de “estabilização de emergência” e são implementados imediatamente após o incêndio (por vezes, antes mesmo de o fogo estar completamente controlado) e dentro do prazo de um ano, com os objetivos principais de controlar e reduzir a erosão do solo e proteger a vida, propriedade e recursos. Os principais procedimentos de estabilização de emergência são o “mulching” e a sementeira, as barreiras de troncos segundo as curvas de nível, as barreiras de troncos em canais (checkdams), entre outros (Neary *et al.*, 2005; Napper, 2006; Foltz *et al.*, 2009; Robichaud *et al.*, 2010). Na segunda categoria estão incluídos os procedimentos de “reabilitação”, implementados ao longo de um período de tempo superior, cerca de três anos após o fogo, e incluindo tarefas como a reparação de instalações ou a atenuação dos danos das terras sem capacidade de autorrecuperação. Finalmente, as estratégias de “restauração”, consideradas ações de longo prazo, e que são implementadas juntamente com as outras estratégias, mas têm aplicação temporal mais alargada, promovendo a restauração da qualidade do habitat e da produtividade e aumento da resiliência do habitat (Robichaud, 2009).

Estas medidas são amplamente implementadas (especialmente nos Estados Unidos), com a finalidade de promover a reabilitação eficaz de áreas queimadas e para mitigar os efeitos dos incêndios no solo e na vegetação. Mas, antes de decidir quais medidas adequadas para uma situação específica, temos que decidir que áreas precisam de medidas de proteção do solo. Como refere Robichaud (2010), a justificação para a aplicação de tratamentos pós-fogo é hoje em dia empreendida tendo em conta a necessidade de critérios diferentes: a perspetiva da prevenção da erosão do solo como objetivo final não é mais adequada, mas deve incluir a proteção “da segurança pública e dos recursos valiosos de danos ou perda provável” (pág. 23). O alto custo de quase todas as medidas citadas obrigam a analisar adequadamente o custo-benefício de cada tratamento em cada situação.

Na verdade, a maioria dos tratamentos pós-fogo são muito caros e não são adequados para aplicação em grandes áreas ardidas. A sua justificação só pode ser suportada quando um recurso de elevado valor está em risco ou vidas humanas ou infraestruturas.

A generalização da aplicação destas técnicas nas últimas décadas tem mostrado, no entanto, grande variabilidade na eficácia de cada técnica. Na verdade, a avaliação da eficácia das diferentes medidas de proteção do solo tem ocupado os investigadores nos últimos anos, tentando esclarecer algumas questões não respondidas (Robichaud *et al.*, 2000; Robichaud, 2005; Wagenbrenner *et al.*, 2006; Robichaud *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2011; Fontúrbel *et al.*, 2010).

Embora a implementação de tratamentos pós-fogo de mitigação promova, sem dúvida, a proteção do solo contra a erosão e ajude a recuperação da vegetação, nalgumas áreas é preferível não aplicar qualquer tipo de tratamento em áreas ardidas (Robichaud, 2009; Bautista *et al.*, 2009). Além disso, a sua eficácia deve continuar a ser avaliada, bem como os seus impactes, a curto e longo prazo, sobre solo, água e plantas (Kruse *et al.*, 2004; Robichaud, 2009; Neary, 2009).

1. OBJETIVOS

A maioria das medidas de proteção do solo após incêndios são relativamente dispendiosas e de difícil aplicabilidade, razão pela qual a maioria dos proprietários florestais não se mostra muitas vezes recetiva ao investimento nessas medidas, especialmente num contexto de baixo rendimento e de alto risco que o investimento na floresta implica.

Assim, o projeto Soil Protec (Medidas de emergência para proteção de solos após incêndios florestais) visa testar medidas de emergência de baixo custo, em vertentes e em canais, a aplicar na proteção de solos, imediatamente após incêndios florestais de baixa/média severidade, com base em medições efetuadas em povoamentos de *Pinus pinaster* na serra do Gerês (noroeste de Portugal) (Bento-Gonçalves *et al.*, 2011).

No contexto do presente trabalho, são nossos objetivos:

- testar, em vertentes, o papel da caruma, existente no local do próprio incêndio, a qual resulta em parte da queda após o incêndio de baixa/média intensidade, enquanto

protetora do solo contra a erosão física e, também, comparativamente com o desempenhado pela palha.

- testar um conjunto de medidas em canais onde se verifica a concentração da escorrência, procurando reduzir os processos de ravinamento e de remoção e transporte do solo, através da implementação de estruturas, materiais e técnicas que favoreçam a retenção dos sedimentos e a colmatação de possíveis sulcos e ravinas pré-existentes.

As medidas serão avaliadas quer no que diz respeito à sua eficácia na mitigação da erosão, quer relativamente ao custo/benefício evidenciado.

2. MEDIDAS MITIGADORAS

Várias estratégias de mitigação e de restauro podem ser aplicadas, em função do risco de degradação e dos objetivos da gestão.

De facto, a gestão florestal pode ter múltiplos objetivos. Contudo, se o que se pretende é reduzir os impactos dos incêndios florestais, podem ser definidos na maioria dos casos, um conjunto mínimo de objetivos prioritários (Vallejo, 2006):

- 1 - Proteção do solo e regulação hidrológica;
- 2 - Redução do risco de incêndio e aumento da resistência e resiliência dos ecossistemas e paisagens perante os incêndios florestais;
- 3 - Desenvolvimento dos bosques adultos, diversos e produtivos.

Atualmente no Mediterrâneo, a política de gestão dominante é a supressão de todas as eclosões/deflagrações. No entanto, uma alternativa é a utilização dos fogos controlados como uma importante ferramenta de gestão (Fireparadox - <http://www.fireparadox.org/>). A principal vantagem dos fogos controlados é a redução da acumulação do combustível, o que, promovendo a descontinuidade do combustível, limita a severidade dos fogos florestais. No entanto, numa perspetiva de longo prazo devem aplicar-se sobretudo medidas de silvicultura preventiva (Shakesby, 2011).

Assim, devem ser desenvolvidas estratégias para incrementar a heterogeneidade e a fragmentação da diversidade estrutural da vegetação, o que poderá contribuir para o aumento da resistência das paisagens ao fogo (Moreira *et al.*, 2009).

Existe igualmente outro tipo de opções cujo objetivo é criar e divulgar as bases científicas e técnicas de intervenção para a gestão de áreas ardidas, técnicas que podem ser aplicadas, imediatamente após incêndios, para minimizar a erosão e que, ao mesmo tempo, contribuem para a conservação dos ecossistemas.

Dependendo do local de atuação, na área ardida, podem agrupar-se as técnicas de recuperação de solo da seguinte forma: i) tratamento de encostas, ii) tratamento de canais e iii) tratamento de caminhos e trilhos. Estes tratamentos podem ser usados de forma integrada, nas áreas ardidas.

No universo de técnicas disponíveis para minimizar a erosão do solo e da escorrência superficial, meramente a título de exemplo, Coelho *et al.* (2010) identificaram, no total, 27 técnicas que podem ser implementadas após incêndio em encostas (mulch, hirdo-mulch, bandas ou cordões de mulch, sementeira, hidro-sementeira, barreiras de troncos, barreira de tubos de nylon com palha, lavoura e escarificação, terraços, revegetação ou restauração ecológica, cerca ou barreiras de sedimentos), canais (barreiras de fardos de palha, barreiras de troncos, barreiras de pedras, barreiras de sacos de areia, solo ou cascalho) e caminhos e trilhos (tratamento da superfície do caminho, drenagem da água da superfície do caminho, drenagem por inclinação do caminho, rampas convexas, rolamentos na superfície caminho, barreiras para a água, desvios laterais para a água, deflectores de borracha, tubagens abertas, valas, tubagens fechadas).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. A área de estudo e os incêndios

O território do concelho de Terras de Bouro, no período de 1996 a 2010, apenas em 3 anos (1997, 2008 e 2010) teve menos do que 100 incêndios florestais e apenas em 2 anos (2001 e 2005) teve mais do que 140 ocorrências (Tabela I).

Relativamente à área ardida, destacam-se os anos de 1996, 2009 e 2010, com mais de 1000ha de área queimada, mas muito em particular o ano de 2010 em que a mesma foi de 5403,07ha (TABELA I).

TABELA I. Área ardida (ha) e número de incêndios por dimensão da área ardida (ha), no período de 1996 a 2010, no concelho de Terras de Bouro.

| Ano | Área ardida (ha) | Número de incêndios florestais por dimensão de área ardida | | | | |
|--------------|------------------|------------------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | <100ha | 100-500ha | 500-1000ha | >1000ha | Total |
| 1996 | 1143,87 | 105 | 2 | 1 | | 108 |
| 1997 | 151,12 | 90 | | | | 90 |
| 1998 | 197,21 | 119 | | | | 119 |
| 1999 | 117,65 | 100 | | | | 100 |
| 2000 | 552,78 | 121 | 2 | | | 123 |
| 2001 | 648,87 | 198 | 1 | | | 199 |
| 2002 | 229,81 | 136 | | | | 136 |
| 2003 | 160,89 | 128 | | | | 128 |
| 2004 | 175,75 | 136 | | | | 136 |
| 2005 | 429,15 | 172 | | | | 172 |
| 2006 | 747,44 | 127 | 3 | | | 130 |
| 2007 | 864,75 | 129 | 2 | | | 131 |
| 2008 | 220,73 | 36 | 1 | | | 37 |
| 2009 | 1276,99 | 124 | | 1 | | 125 |
| 2010 | 5403,07 | 59 | 2 | 2 | 2 | 65 |
| Total | 12320,08 | 1780 | 13 | 4 | 2 | 1799 |
| | | 98,94 | 0,72 | 0,22 | 0,11 | 100 |
| | | | | 1,06 | | |

Quanto ao número de incêndios por área ardida, verifica-se que os de dimensão inferior a 100ha são mais representativos (98,94%). Os grandes incêndios florestais (GIF, com dimensão superior a 100ha) somam neste período 19 ocorrências num total de 1799, representando apenas 1,06% do total das ocorrências no concelho (TABELA I).

Embora tenham ocorrido GIF antes de 2006 (1996 - 3 GIF; 2000 - 2 GIF; 2001 - 1 GIF), é a partir desse ano que passaram a registar-se GIF anualmente, sendo que foi em 2010 que se verificaram os dois maiores GIF dos últimos 15 anos, cada um deles com uma área ardida superior a 1000ha (TABELA I).

O primeiro destes incêndios lavrou durante mais de 24 horas, em Vilarinho das Furnas, Campo do Gerês, tendo o alerta sido dado por populares no dia 7 de Agosto pelas 15h48m. Foi extinto às 22h40m do dia seguinte, somando uma área ardida de 2316ha de mato. A causa deste incêndio, de acordo com as investigações, ficou a dever-se a negligência.

O segundo incêndio registou uma ardida menor que o anterior, mas ainda assim muito expressiva no contexto do concelho. Consumiu uma área de 1184ha, com uma proporção muito equilibrada entre área ardida de povoamento e de mato, 600 e 584ha, respetivamente. Este incêndio deflagrou na Calcedónia, em Rio Caldo, e manteve-se ativo durante 6 dias. O incêndio foi identificado por populares às 13h15min do dia 10 de Agosto e causado por intencionalidade.

Assim, do conjunto dos 2 incêndios resultou uma área ardida contínua de 3500ha, que foi sujeita a diferentes intensidades e severidades do fogo (fig. 1).

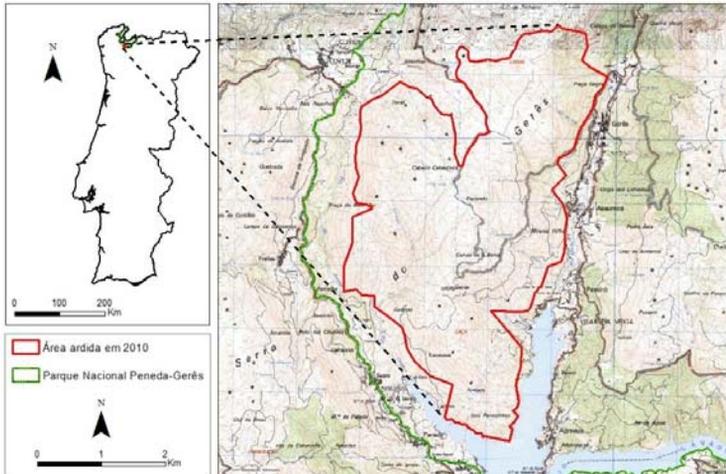


Fig. 1 - Área ardida no conjunto dos dois grandes incêndios de 2010 no concelho de Terras de Bouro.

De forma a avaliarmos a severidade do incêndio no conjunto da área afetada, considerámos fundamental a exploração de imagens de satélite, recorrendo a ferramentas de deteção remota. Neste sentido, identificámos várias imagens obtidas pelos sensores dos satélites Landsat, anteriores e posteriores ao incêndio. A partir das imagens de 30 de Julho de 2010 e de 28 de Abril de 2011 provenientes do Landsat 5 procedemos ao cálculo da severidade, com base no algoritmo NBR (normalized burnt ratio), tendo-se criado cinco classes de representação dos resultados: severidade muito elevada, severidade elevada, severidade moderada, severidade baixa e não ardida (fig. 2).

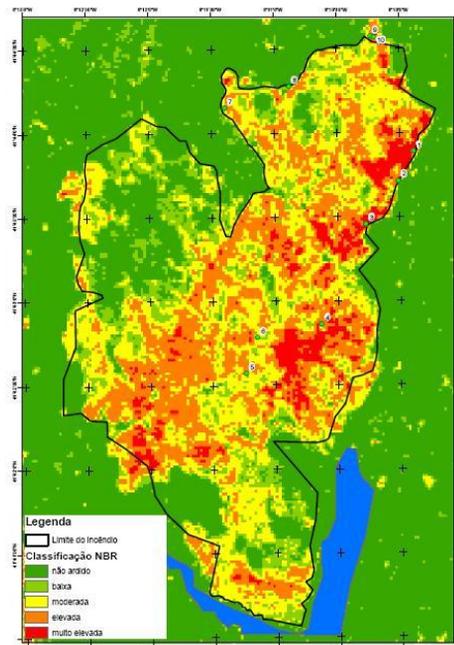


Figura 2. Mapa de severidade da área ardida correspondente aos incêndios de 7 e 10 de Agosto de 2010 no concelho de Terras de Bouro.

O resultado obtido foi validado no campo (fot. 1 e 2), onde foi avaliada a severidade do incêndio com base nas metodologias do BAER⁸ - Parsons *et al.*, 2010) e de Lampin *et al.* (2003)⁹.



Fotografias 1 e 2. Junceda – área ardida de média e alta severidade.

3.2. As medidas aplicadas em encostas

Na sequência dos 2 GIF descritos anteriormente, foram instaladas 6 parcelas¹⁰ com 10 metros de comprimento por 2,5 metros de largura, numa área ardida de “média e alta severidade”, de povoamento de *Pinus pinaster* com um declive médio de 15% (fig. 3).

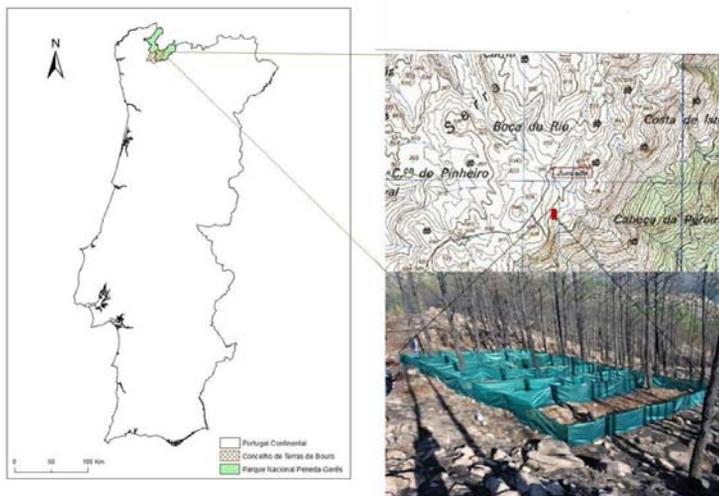


Figura 3. Área de estudo (Junceda, Terras do Bouro)

Trata-se de uma área essencialmente desenvolvida em substrato granítico”, de solo (cambissolos) pedregoso e delgado, com um uso do solo florestal nos últimos 50 anos e um clima caracterizado por elevados quantitativos de precipitação.

Foram, seguidamente, aplicados os diferentes tratamentos propostos selecionados para avaliação, correspondentes a palha (2, 4 e 8 kg) e caruma (2 e 4 Kg), distribuídos por 5 parcelas e foi deixada uma para controlo (fig. 4).

8 Foram apenas tidos em conta os fatores vegetação (árvores, arbustos e combustíveis finos) e cobertura do solo.

9 Foram apenas tidos em conta os efeitos sobre os espaços naturais.

10 As parcelas utilizadas neste projeto resultam da adaptação da metodologia implementada nas parcelas usadas no Monte Cabalar (Galiza), no projecto “Protección de suelos forestales quemados mediante técnicas de rehabilitación: eficacia en el control de la erosión y efectos sobre la calidad del suelo”, levado a cabo pelo “Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)” e pelo “Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Xunta de Galicia)”.

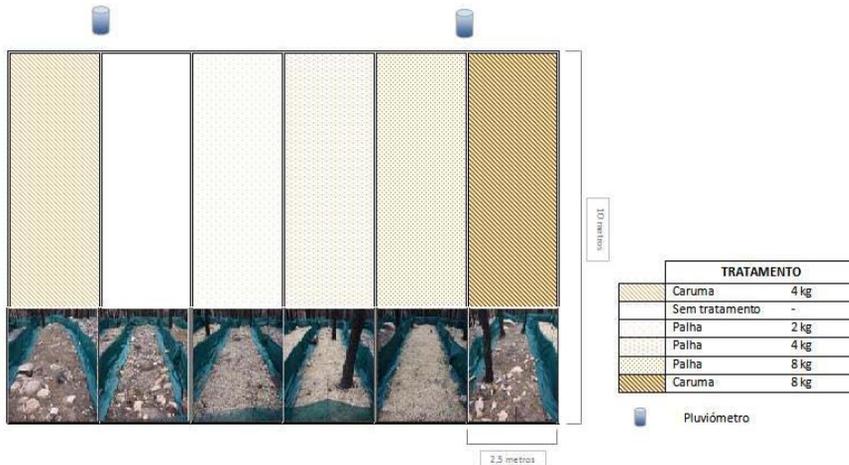


Figura 4. Desenho experimental para testar medidas de emergência de proteção do solo pós-fogo

3.3. As medidas aplicadas em canais

Na prossecução dos objetivos inicialmente definidos, procedemos, também, ao reconhecimento de locais sensíveis aos processos de erosão linear na área atingida pelos incêndios florestais referidos, identificando-se uma área adequada (área de *Pinus pinaster* onde o fogo atingiu uma severidade média; fot. 3), na qual se definiram três pontos críticos onde estabelecemos medidas estruturais em canais, com o objetivo de promover a mitigação da erosão. De referir que esta área foi selecionada também porque se verificou uma significativa perturbação pós-incêndio, desencadeada pela extração da madeira queimada, por parte dos madeireiros, com a utilização de maquinaria pesada.



Fotografia 3. Área selecionada para implementação das medidas de mitigação da erosão em canais.

(Sinalizadas com setas as linhas de circulação de água intervencionadas)

Localizado próximo do local onde se instalaram as parcelas, apresenta as mesmas características, em termos litológicos e edáficos”.

As medidas selecionadas tiveram uma aplicação especificamente nos canais, correspondentes às linhas de drenagem (efêmeras ou de baixa ordem) das águas das vertentes da área de estudo, tendo como objetivo a alteração dos fluxos de água e sedimentos, de forma a diminuir a quantidade de solo arrastado para os cursos de água a jusante e consequente destruição de infraestruturas humanas ou culturas por ação de eventuais torrentes de detritos que pudessem ocorrer.

As técnicas implementadas foram as barreiras de troncos, as barreiras de palha e as barreiras de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma.

As primeiras (barreiras de troncos) obrigaram a meios mecânicos para a sua execução (motoserras e trator), constituindo uma técnica mais exigente ao nível dos custos, pois exigem também mais mão-de-obra para a sua execução (fot. 4A e 4B).



Fotografias 4A e 4B. Construção de barreiras de troncos.

O princípio deste tipo de medidas é a aplicação de troncos de árvores recolhidos no local (diminuindo, assim, o custo inerente ao transporte de materiais externos à área) e dispostos perpendicularmente à linha de fluxo de água, de forma a constituir uma barreira aos sedimentos transportados pela vertente e no canal, permitindo a sua acumulação a montante, e diminuindo a velocidade da escorrência e, eventualmente, atenuando possíveis picos de escorrência. As acumulações de sedimentos poderão funcionar, posteriormente, como locais favoráveis à recuperação da vegetação.

As barreiras de palha, de mais simples implementação, têm por base os mesmos objetivos e princípios das barreiras de troncos. No entanto, a sua localização deve privilegiar locais de menor declive e canais de dimensões reduzidas. A colocação dos fardos de palha, preferivelmente entre as três e as cinco unidades, deve ser perpendicular à linha de água. É frequente a colocação de pedras (ou troncos) de forma a servir de suporte aos fardos. No caso da barreira de palha instalada na área em estudo (fot. 5A e 5B) foram colocados três fardos de palha, fixados por vergas de ferro no seu interior¹¹, e apoiados por blocos graníticos.

A esta metodologia está associado o custo dos fardos de palha e respetivo transporte, sendo que a mão-de-obra tem uma importância menos significativa, sendo o manuseamento dos fardos fácil.



Fotografias 5A e 5B. Barreira de fardos de palha.

As barreiras compostas de ramos e de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma são elaboradas com recurso aos materiais existentes no local, sendo as mais económicas e de mais fácil implementação e que facilmente os madeireiros poderão implementar de forma sistemática

¹¹ A dureza do substrato granítico obrigou à utilização de vergas de ferro para a fixação dos fardos, ao invés das tradicionais estacas de madeira.

após a extração da madeira. Constitui uma variante da técnica implementada nos EUA (Napper, 2006) em que são colocados ao longo dos cursos de água os topos das árvores cortadas.

No contexto da área de estudo, a intervenção de remoção da madeira (essencialmente os troncos, ainda com algum potencial económico), levou a que ficassem acumuladas grandes quantidades de ramos dos pinheiros e outros restos do corte, o que permitiu a implementação deste tipo de medida em diversos pontos das linhas de água intervencionadas, funcionando como medidas acessórias às referidas anteriormente. Este tipo de medida exige apenas alguma mão-de-obra, uma vez que todo o material necessário existe no local.

4. RESULTADOS PRELIMINARES E NOTAS FINAIS

4.1. Em vertentes

Numa análise superficial dos primeiros resultados, verificamos que as taxas anuais de erosão verificadas nas parcelas (com e sem tratamento) não se mostraram significativas (fig. 5), podendo a erosão ser considerada como tolerável.

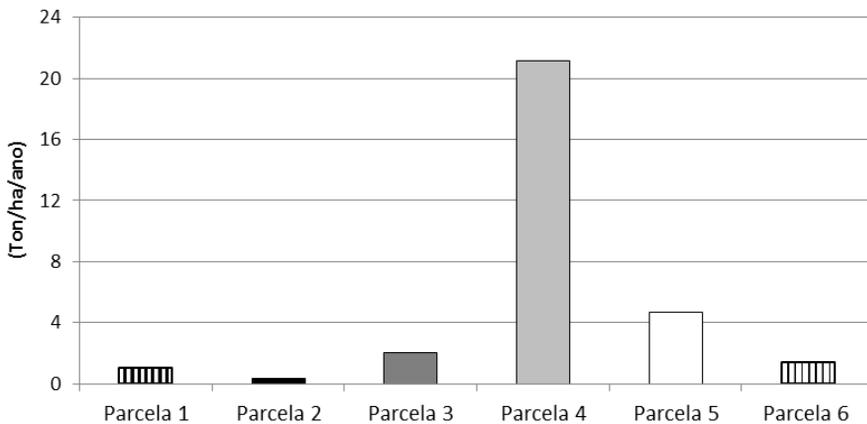


Figura 5. Taxas de erosão (Ton/ha/ano).

Com efeito, em condições semelhantes às verificadas na nossa área de estudo, DIAZ-FIERROS *et al.* (1982) considerou, para a Galiza, 3 limiares de risco de erosão, que correspondem respetivamente a 11, 30 e 100 Ton/ha/ano. Deste modo, até 11 Ton/ha/ano a erosão considera-se tolerável, passando a ligeira, quando se situa entre 11 e 30 Ton/ha/ano, ou moderada, quando posicionada entre 30 e 100 Ton/ha/ano, e grave, quando superior a este último valor.

Também a FAO-PNUMA-UNESCO (1980) apresentam uma classificação onde existem 3 Graus de Perigo de degradação de solos, que correspondem respetivamente a 10, 50 e 200 Ton/ha/ano, onde, abaixo das 10 Ton/ha/ano o perigo de degradação de solos considera-se muito baixo ou nulo, passando a baixo entre as 10 e as 50 Ton/ha/ano, moderado entre as 50 e as 200 Ton/ha/ano e alto acima das 200 Ton/ha/ano.

A única exceção ao facto da erosão poder ser considerada tolerável foi a parcela 4, sujeita a um tratamento com 1,25 toneladas de palha por hectare, a qual ultrapassou largamente as 10-11 Ton/ha/ano, com mais de 21 Ton/ha/ano. Todavia, boa parte deste resultado ficou a dever-se à receção sistemática de material proveniente da parcela 5 (parcela de controlo), devido à impossibilidade do total isolamento do tipo de parcelas usadas neste projeto.

Assim, um dos primeiros resultados obtidos foi a verificação da pouca adequabilidade deste tipo de parcelas a vertentes com solos delgados e com relevo pouco uniforme e muito pedregosos (fot. 6), dado que, muitas vezes, a influência do microrelevo, com a existência de pequenas "piscinas de sedimentos" a promoverem a retenção de elevadas quantidades de sedimentos, parece sobrepor-se à influência dos tratamentos efetuados.



Fotografia 6. Aspeto de pormenor do terreno pedregoso, numa das parcelas experimentais.

A segunda conclusão, que se pode extrair da análise dos primeiros resultados, aponta claramente no sentido de uma grande eficácia da proteção concedida por qualquer um dos tipos de cobertura usados (palha ou caruma), durante cerca de um ano, período após o qual, com a progressiva redução da cobertura (da palha e da caruma), essa eficácia parece diminuir (fig. 6).

Com efeito, apesar do primeiro grande pico de erosão se ter registado entre 18 de dezembro de 2010 e 15 de janeiro de 2011, por ter correspondido a um período de elevada precipitação (612,33 mm), o maior pico erosivo só veio a ocorrer nove meses depois, entre 14 de Setembro e 28 de Outubro de 2011 (fig. 6), apesar deste período só ter registado cerca de metade da precipitação (290,75 mm) verificada no 2º período e de nas parcelas já existir menos material disponível para ser mobilizado. Contudo, neste mês, a cobertura das parcelas, quer de palha quer de caruma, já se encontrava bastante degradada, o que terá favorecido o transporte do material. Por outro lado, em contrapartida, a reduzida precipitação dos meses anteriores terá desfavorecido esse transporte, permitindo alguma acumulação de material. Deste modo, com material disponível e na diminuição da sua retenção, por degradação da cobertura, é natural que na presença de maior abundância de chuva e, porventura de maior intensidade da precipitação, a quantidade de material transportado tivesse sido a maior do período em estudo.

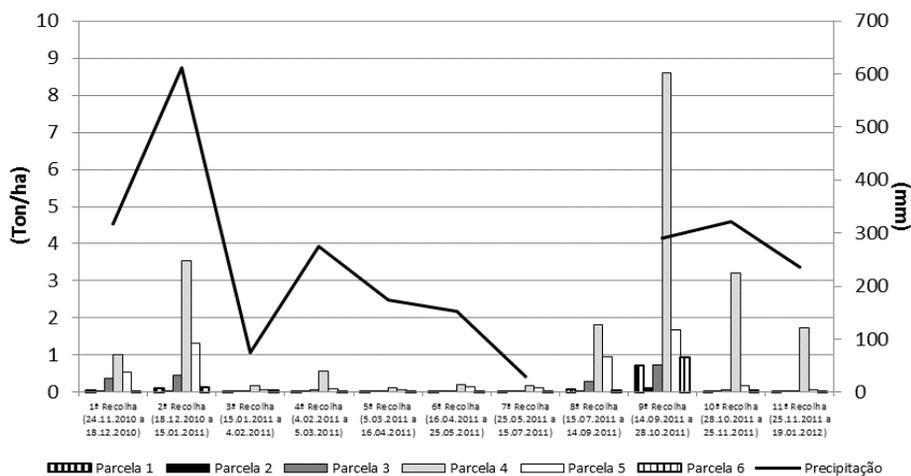


Figura 6. Evolução das taxas de erosão (Ton/ha) em cada parcela e da precipitação (mm), entre dezembro de 2010 e Janeiro de 2012.

Comparando diretamente a eficácia de cada um dos materiais em função da quantidade de material aplicada, verificamos que, para o caso dos 0,5 Kg/m² (5 Ton/ha), a palha, exceto em situações muito pontuais, revela-se mais eficaz que a caruma, parecendo ainda ser mais durável (fig. 7).

No que respeita à cobertura de 0,25 Kg/m² (2,5 Ton/ha) a situação parece inverter-se, pois a caruma, no primeiro ano, confere maior proteção ao solo, registando sistematicamente taxas de

erosão inferiores às da parcela protegida por igual quantidade de palha. No entanto, depois do primeiro ano, a situação, aparentemente, inverte-se, passando a palha a ser mais eficaz na proteção do solo (fig. 8).

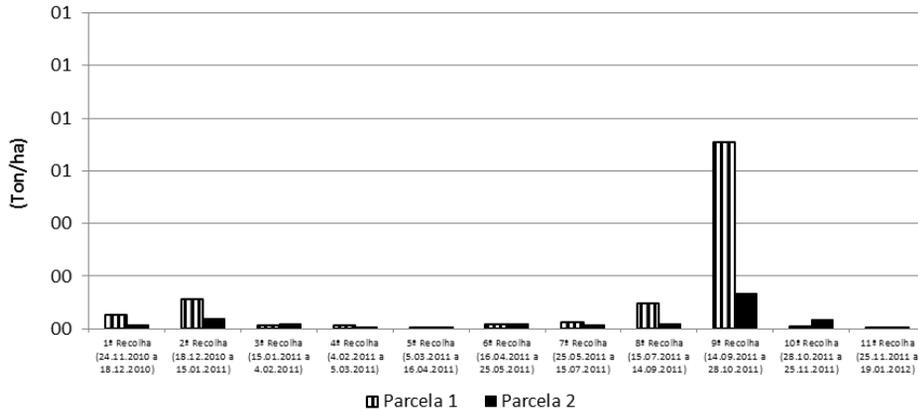


Figura 7. Evolução comparativa das taxas de erosão (Ton/ha) nas parcelas sujeitas a tratamentos com densidades de cobertura de 0,5 Kg/m² (5 Ton/ha) de caruma e palha, entre dezembro de 2010 e Janeiro de 2012.

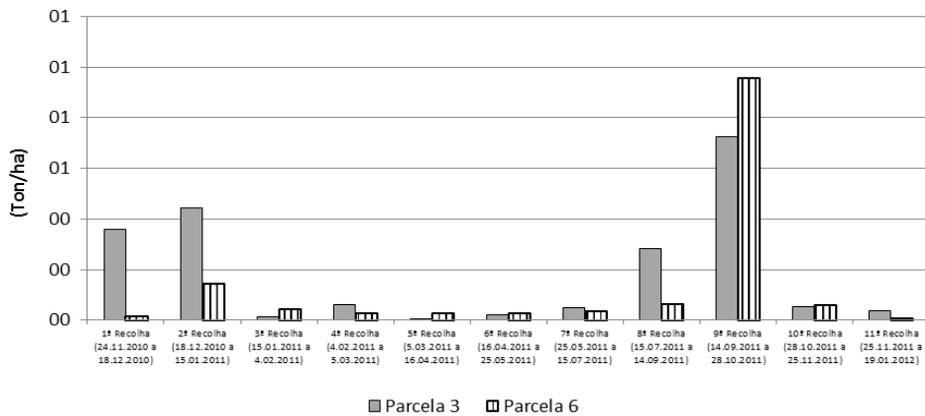


Figura 8. Evolução comparativa das taxas de erosão (Ton/ha) nas parcelas sujeitas a tratamentos com densidades de cobertura de 0,25 Kg/m² (2,5 Ton/ha) de caruma e palha, entre dezembro de 2010 e Janeiro de 2012.

Assim, os primeiros resultados, para além de revelarem uma maior durabilidade da proteção conferida pela palha relativamente à caruma, apontam para uma maior eficácia, no primeiro ano, da palha para densidades de cobertura de 5 Ton/ha e de maior eficácia da caruma para densidades de cobertura de 2,5 Ton/ha.

Todavia, se tivermos em consideração que a palha é um elemento exógeno ao ecossistema florestal e que ela transporta sementes que podem alterar a sua composição florística, a caruma talvez seja a opção preferível, até porque pode existir no local, evitando-se, assim, o transporte de longas distâncias.

A acrescer a esta realidade, a palha apresenta maior custo, tendo em conta que tem de ser comprada a valores que rodam os 4€/fardo de 20Kg¹², implicando ainda, tal como a caruma, o seu transporte até ao local e posterior aplicação no terreno.

Atendendo a estes valores, para um tratamento com 0,25kg/m² (2,5 Ton/ha), um fardo de palha (20Kg) permitiria cobrir uma área de 80 m², o que corresponde a um custo de

¹² Valor em Novembro de 2010 por fardo de 20Kg.

aproximadamente 5 centímetros por metro quadrado, ou seja 500€ por hectare. (mais o transporte e a mão-de-obra).

Assim, embora a caruma nos pareça ser a melhor opção, a sua utilização terá que se revestir de alguns cuidados, pois não nos podemos esquecer de que se deslocarmos grandes quantidades de caruma de uma área não afetada por um incêndio para outra que foi percorrida pelo fogo, corremos o risco de alterar e desproteger a área fornecedora. Assim, ao retirarmos a caruma deste espaço, vamos reduzir a camada protetora e a matéria orgânica destes solos, podendo ainda a técnica de recolha implicar alguma mobilização superficial do solo, correndo-se assim o risco de o empobrecer e de o expor aos agentes erosivos.

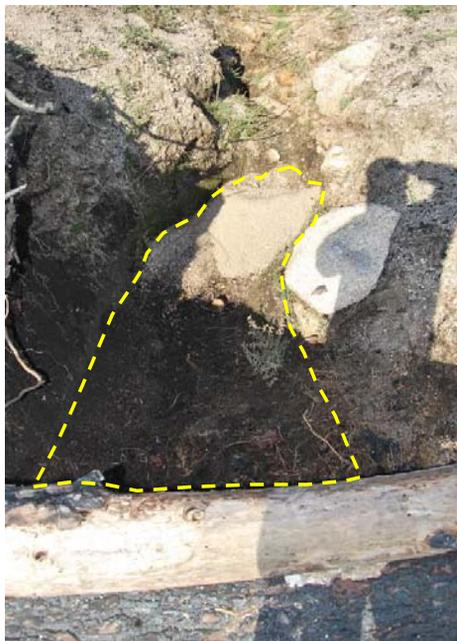
Consequentemente, caso se opte por esta solução, terá sempre que se ter o cuidado de não tirar a totalidade da caruma, removendo apenas a parte superior, não desprotegendo e tentando não mobilizar a camada superficial do solo, evitando ainda recolher a caruma em áreas declivosas.

4.2. Em canais

As técnicas empregues para a mitigação da erosão em canais incluíram barreiras de troncos, barreiras de palha e as barreiras de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma. Foram instaladas no início do Inverno de 2011, avaliando-se a sua eficácia no âmbito do controle sobre a erosão e consequente fixação dos sedimentos, com vista a uma análise final da sua relação custo/benefício.

Com efeito, os episódios chuvosos ocorridos após a instalação das medidas produziram uma significativa ação erosiva sobre as vertentes da bacia de drenagem intervencionada (a precipitação média anual nesta região é de cerca de 2500mm), conduzindo a uma intensa evacuação de sedimentos em direção aos canais onde circulam as linhas de água em que se instalaram as várias medidas. Foi, assim, possível constatar a eficácia destas técnicas, a partir das acumulações de sedimentos observadas junto às mesmas.

Desta forma, verifica-se que todas as técnicas tiveram capacidade de retenção de sedimentos. Das duas barreiras de troncos instaladas, uma funcionou efetivamente como amortecedor do fluxo e permitiu a acumulação de sedimentos para montante (fot. 7).



Fotografia 7. Acumulação de sedimentos na barreira de troncos
(limite pela linha tracejada).

No que diz respeito à barreira de fardos de palha, o seu papel na retenção de sedimentos foi também muito positivo (fot. 8). A sua eficácia neste parâmetro parece-nos bastante significativa, com a vantagem de permitir um escoamento adequado da água, não conduzindo

facilmente a situações de rotura da estrutura pela retenção de grandes volumes de água. No entanto, este tipo de estrutura é menos sólido que as barreiras de troncos e terá um período de vida útil reduzido, provavelmente não superior a um ano.



Fotografia 8. Acumulação de sedimentos na barreira de fardos de palha (limite pela linha tracejada).

As barreiras de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma foram as que obtiveram resultados mais significativos. Com efeito, apesar da simplicidade e reduzido grau de elaboração desta técnica, a sua eficácia na retenção dos sedimentos é elevada. Em todas as barreiras deste tipo implementadas se verificou a retenção de sedimentos, nalgumas em grande quantidade, tendo em conta o tipo de estrutura (fot. 9, 10A e 10B).



Fotografia 9. Acumulação de sedimentos em barreira de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma.



Fotografias 10A e 10B. Acumulação de sedimentos em barreira de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma.

Em síntese, as observações preliminares permitem-nos concluir que as técnicas aplicadas têm um significativo grau de eficácia na retenção de sedimentos transportados pelos canais de evacuação das águas de escorrência, contribuindo para a criação de “piscinas” de sedimentos que poderão funcionar como locais privilegiados para a recuperação da vegetação. Com efeito, é imperativo criar condições nestas áreas de montanha para que o pouco solo que ainda subsiste se mantenha, evitando, ao mesmo tempo, o seu transporte e deposição em áreas indesejáveis, a jusante, onde se encontram as povoações, uma barragem e outras infraestruturas humanas.

Por outro lado, estes resultados preliminares apontam já para alguma diferenciação das técnicas no que diz respeito à relação custo/benefício, sendo que as barreiras de restos do corte dos pinheiros ardidos e caruma se apresentam como uma medida de baixo custo e que apresenta resultados bastante satisfatórios no que à mitigação da erosão diz respeito.

AGRADECIMENTOS

Os autores desejam aqui deixar um vivo agradecimento ao Parque Nacional Peneda-Gerês na pessoa do seu Diretor, mas muito em especial à Eng^a. Maria do Carmo Oliveira por todo o apoio e incentivo que prestou ao Projeto e ao Sr. Manuel Rodrigues por um intenso dia de trabalho na instalação das barragens.

REFERÊNCIAS

- BAUTISTA, S., BELLOT, J., VALLEJO, V.R. Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 1996, nº 10, 235-242.
- BENAVIDES-SOLORIO, J., MACDONALD, L. H. Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope scale, Colorado Front Range. *International Journal of Wildland Fire*, 2005, nº 14, p. 457-474.
- BENTO-GONÇALVES, A. J. E COELHO, C. Wildfire impacts on soil loss and runoff in dry mediterranean forest, Tejo basin, Portugal: preliminary results. *Proceedings of Course on Desertification in a European Context, Physical and Socio-Economic Aspects*, Bruxelles, 1995, p. 361-369.
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., FERREIRA, A., E COELHO C. Caracterização geomorfológica e implementação de um sistema integrado de informação, em ambiente SIG, no âmbito do projecto RECOVER (Estratégias de remediação de solos imediatamente após incêndios florestais). *Revista Geografia Ensino & Pesquisa*, 2008, vol. 12, nº 1.
- BENTO-GONÇALVES, A. J. E LOURENÇO, L. The study and measurement of overland flow and soil erosion on slopes affected by forest fires in Lousã mountain – main results. In *Actas das Jornadas Internacionais – Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incêndios forestales*, Santiago de Compostela, 2010.
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., FERREIRA-LEITE, F., MARTINS, J., SILVA, D., SOARES, V. *Adaptaclima: Adaptação aos efeitos derivados das alterações climáticas. As Mudanças Climáticas e os Incêndios Florestais no Ave Guimarães*: AMAVE, Interreg Sudoe IV B, 2011.
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., LOURENÇO, L., SALGADO, J., MENDES, L., CASTRO, A., FERREIRA-LEITE, F. 2011. The importance of pine needles in reducing soil erosion following a low/medium intensity wildfire in Junceda (Portugal) - an experimental design. *Fire Effects on Soil Properties*. In *Proceedings of the 3rd international meeting of fire effects on soil properties, Guimarães*, 2011. Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento, CEGOT, Universidade do Minho, Guimarães.
- BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., LOURENÇO, L. E NUNES, A. SOILPROTEC – Medidas de emergência para proteção do solo pós-incêndios. Desenho experimental. *Revista GeoNorte*, 2012, Edição especial, Ano 3, UFAM, vol. 1, nº 4.
- BURCH, G. J., MOORE, I. D., BURNS, J. Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. *Hydrological Processes*, 1989, nº 3, p. 211-222.
- CARBALLAS, T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRIETO, S.J., DÍAZ-RAVIÑA, M. 2009. Restauración de ecosistemas quemados de Galicia (N.O. España): Aplicación de residuos orgánicos e impacto de los retardantes de llama. In GALLARDO, J.F. (ed.), *Emisiones de gases con*

- efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca, 2009, p. 49-72.
- CERDÀ, A., LASANTA, T. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees – 1. Water and sediment yield. *Catena*, nº 60, 2005, p. 59-80.
- CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. Preface. In CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009a, p. v-vii.
- CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. Fire effects on soil infiltration. In CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, New Hampshire, 2009b, p. 81-103.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 2005, nº 143, p. 1-10.
- COELHO, C.; FERREIRA, A.; BOULET, A. E KEIZER, J. Overland flow generation processes, erosion yields and solute loss following different intensity fires. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 2004, nº 37, vol. 3, p. 233-240.
- COELHO, C., PRATS, S., PINHEIRO, A., CARVALHO, T., BOULET, A.-K., FERREIRA, A. Técnicas para a Minimização da Erosão e Escorrência Pós-Fogo (Projecto 2004 09 002629 7 - Recuperação de Áreas Ardidas), Universidade de Aveiro e Cesam, 2010, 49 pp.
- DIAZ-FIERROS, V.; GIL SOTRES, F.; CABANEIRO, A.; ARBALLAS, T.; LEIROS DE LA PEÑA, M. C. E VILLAR CELORIO, M. C. Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrob*, 1982, nº XLI, vol. 3-4, p. 627-639.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., MACDONALD, L.H. Soil water repellency: a key factor in post-fire erosion. In CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*, Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009, p. 197-223.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.P.D. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 2000, nº 51, vol. 33-35.
- FAO-PNUMA-UNESCO. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo de la Agricultura y la Alimentación (FAO), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Organización de las Naciones para el Medio Ambiente (UNESCO), 1980, Roma, FAO.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J.A., JIMÉNEZ, E., FONTÚRBEL, M.T. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire* 20, 2011, p. 104-114.
- FERREIRA-LEITE, F. *Caracterização dendrocaustológica do Noroeste Português – o caso dos grandes incêndios florestais*. Tese de Mestrado, Universidade do Minho, Guimarães, 2010.
- FERREIRA-LEITE, F.; BENTO GONÇALVES, A. J.; VIEIRA, A. The recurrence interval of forest fires in Cabeço da Vaca (Cabreira Mountain - Northwest of Portugal). *Environmental Research*, 2011, nº 111, p. 215-221.
- FERREIRA-LEITE, F.; BENTO GONÇALVES, A. J.; LOURENÇO, L.; ÚBEDA, X.; VIEIRA, A. Grandes Incêndios Florestais em Portugal Continental como Resultado das Perturbações nos Regimes de Fogo no Mundo Mediterrâneo. *Silva Lusitana*, 2013, vol. 12, nº Especial, p. 127-142.
- FOLTZ, R.B., ROBICHAUD, P.R., RHEE, H. *A synthesis of postfire road treatments for BAER teams: methods, treatment effectiveness, and decisionmaking tools for rehabilitation*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-228, U.S.D.A., Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2009.
- FONTÚRBEL, T., DÍAZ-RAVIÑA, M., VEGA, J.A., GONZÁLEZ-PRIETO, S.J., FERNÁNDEZ, C., MARTÍN, A., JIMÉNEZ, E., CARBALLAS, T. Application of different post-fire treatments in ecosystems from N.W. Spain: effectiveness on soil erosion control and impact on soil-plant system. In DÍAZ RAVIÑA, M., BENITO, E., CARBALLAS, T., FONTÚRBEL, M. T., VEGA, J. A. (Eds.), *Proceedings of the International Workshop Research and post-fire management: soil protection and rehabilitation techniques for burnt forest ecosystems*. Santiago de Compostela, 2010, p. 167-170.
- INBAR, M., TAMIR, M. & WITTENBERG, L. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24, 1998, p. 17-33.
- IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M., VAN MULLINGEN, E. J., SEVINK, J. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena*, 1992, nº 19, p. 345-361.
- JUNGERIUS, P. D. E DEJONG, J. H. Variability of water repellency in the dunes along the Dutch coast. *Catena*, 1989, nº 16, p. 491-497.
- LAMPIN-CABARET C., JAPPIOT, M., ALIBERT, N. E MANLAY, R. *Une échelle d'intensité pour le phénomène Incendie de forêts*, SIRNAT – JPRN Orléans, 2003.

- LOURENÇO, L. Erosion of agro-forester soil in mountains affected by fire in Central Portugal. *Pirineos - A journal on mountain ecology*, 1989, Jaca, nº 133, p. 55-76.
- LOURENÇO, L. Coimbra e os Riscos Naturais. Passado e Presente, In *Cadernos de Geografia* (Número Especial) e *Actas do I Colóquio de Geografia de Coimbra*, 1996.
- LOURENÇO, L. and BENTO-GONÇALVES, A. The study and measurement of surface flow and soil erosion on slopes affected by forest fires in the Serra da Lousã. In *Proceedings, International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra, 1990, p. C.05-1 a 13.
- LOURENÇO, L., BENTO-GONÇALVES, A. and MONTEIRO, R. Avaliação da erosão dos solos produzida na sequência de incêndios florestais. In *Comunicações, II Congresso Florestal Nacional*, Porto, vol. II, 1991, p. 834-844;
- LOURENÇO, L., BENTO-GONÇALVES, A., MONTEIRO, R. Avaliação da erosão dos solos produzida na sequência de incêndios florestais. In *Actas do II Congresso Florestal Nacional*, Porto, 1990.
- LOURENÇO, L., MONTEIRO, R. *Instalação de parcelas experimentais para avaliação da erosão produzida na sequência de incêndios florestais*. Grupo de Mecânica dos Flúidos, Coimbra, 1989.
- LOURENÇO, L., BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A., NUNES, A., FERREIRA-LEITE, F. Forest Fires in Portugal. In Bento Gonçalves and Antonio Vieira (Eds.), *Portugal: Economic, Political and Social Issues*, Hauppauge New York: Nova: Nova Science Publishers, 2012, p. 97-111.
- MASSMAN, W.J., FRANK, J.M., MOONEY, S.J. Advancing investigation and physical modeling of first-order fire effects on soils. *Fire Ecology*, 2010, nº 6, vol. 1, p. 36-54.
- MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. In CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J. (Eds.), *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. FUEGORED, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de Valencia, Spain, 2009, pp. 27-53.
- MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., GARCÍA-ORENES, F., BÁRCENAS, G. M., TORRES, M. P. Forest fire effects on soil microbiology. In CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*, Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009, p. 133-175.
- MOODY, J. A., MARTIN, D. A. Synthesis of sediment yields after wildland fire in different rainfall regimes in the western United States. *Int. J. Wildland Fire*, 2009, nº 18, vol. 1, p. 96-115.
- MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., SILVA, J. S. Regional variations in wildfire preference for land cover types in Portugal: Implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire*, 2009, vol. 18, nº 5, p. 563-574.
- NAPPER, C. *Burned Area Emergency Response treatments catalog*. USDA Forest Service, 2006.
- NAVEH, Z. The evolutionary sequence of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 1975, nº 29, p. 199-208.
- NEARY, D. G., 2009. Post-wildland fire desertification: Can rehabilitation treatments make a difference? *Fire Ecology*, 2009, nº 5, vol. 1, p. 129-144.
- NEARY, D. G., KLOPATEK, C. C., DEBANO, F. F., FFOLLIOTT, P. F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 1999, nº 122, p. 51-71.
- NEARY, D. G., RYAN, K. C., DEBANO, L. F. (Eds.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2005 (revised 2008).
- PARSONS, A.; ROBICHAUD, P.; LEWIS, S.; APPER, C.; CLARK, J. *Field guide for mapping post-fire soil burn severity*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-243. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2010.
- PAUSAS, J. G., LLOVET, J., RODRIGO, A., VALLEJO, V. R. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, nº 17, p. 713-723.
- PAUSAS, J. G., KEELEY, J. E. A burning story: The role of fire in the history of Life. *BioScience*, 2009, nº 59, p. 593-601.
- PEREIRA, J. S., PEREIRA, J. M. C., REGO, F. C., SILVA, J., SILVA, T. *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*. ISAPress, Lisboa, 2006. ISBN 972-8669-17-8.

- PIKE, R. G., USSERY, J. G. *Key points to consider when pre-planning for post-wildfire rehabilitation*. FORREX Forest Res. Extension Partnership, FORREX Series 19, Kamloops, Canada, 2006.
- PINAYA, I., SOTO, B., ARIAS, M., DÍAZ-FIERROS, F. Revegetation of burnt areas: Relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degradation and Development*, 2000, nº 11, p. 93-98.
- PYNE, S. J. *Fire in America: a cultural history of wildland and rural fire*. University of Washington Press, Seattle, Washington, 1982.
- RAFTOYANNIS, Y., SPANOS, I. Evaluation of log and branch barriers as post-fire rehabilitation treatments in a Mediterranean pine forest in Greece. *Int. Journal of Wildland Fire*, 2005, nº 14, p. 183-188.
- RAISON, R. J., KHANNA, P. K., JACOBSEN, L. S., ROMANYA, J., SERRASOLSES, I. Effects of fire on forest nutrient cycles. In CERDÁ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*, Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009, p. 225-256.
- RITSEMA, C. J. and DEKKER, L. W. How water moves in a water-repellent sandy soil. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research*, 1994, nº 30, p. 2519-2531.
- ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L., NEARY, D. G. *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2000.
- ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L., NEARY, D. G. Watershed Rehabilitation. In *Wildland fire in ecosystems. Effects of fire on soil and water*. USDA Forest Serv., Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR, 2005, p. 42-44.
- ROBICHAUD, P. Post-fire stabilization and rehabilitation. In CERDÁ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009, p. 299-320.
- ROBICHAUD, P. After the smoke clears: post-fire erosion and rehabilitation strategies in the United States. In DÍAZ RAVIÑA, M., BENITO, E., CARBALLAS, T., FONTÚRBEL, M. T., VEGA, J. A. (Eds.), *Proceedings of the International Workshop Research and post-fire management: soil protection and rehabilitation techniques for burnt forest ecosystems*. Santiago de Compostela, 2010, p. 23-25.
- ROBICHAUD, P., WAGENBRENNER, J., BROWN, R., WOHLGEMUTH, P., BEYERS, J. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17, 2008, p. 255–273.
- SCOTT, D. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *Journal of Hydrology*, 1993, nº 150, p. 409-432.
- SCOTT, D. F., CURRAN, M. P., ROBICHAUD, P., WAGENBRENNER, J. W. Soil erosion after forest fire. In CERDÁ, A. and ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, New Hampshire, 2009, p. 177-195.
- SCOTT, D. and SCHULZE, R. The hydrological effects of a wildfire in a eucalypt afforested catchment. *S.A. Forestry Journal*, 1992, nº 160, p. 67-74.
- SHAKESBY, R.; BOAKES, D., COELHO, C.; BENTO-GONÇALVES, A. E WALSH, R. Limiting the erosional effect of forest fires: background to the IBERLIM research programme in Águeda and Tejo basins, Portugal. *Swansea Geographer*, 1993, nº 30; Swansea, p. 132 - 154.
- SHAKESBY, R.; BOAKES, D., COELHO, C.; BENTO-GONÇALVES, A. E WALSH, R. Limiting the soil degradation impacts of wildfire in pine and eucalyptus forests, Portugal: comparison of alternative post-fire management practices. *Applied Geography*, 1996, vol. 16, nº 4, Elsevier Science Ltd, p. 337-355.
- SHAKESBY, R. A., DOERR, S. H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews*, 2006, nº 74, p. 269–307.
- SHAKESBY, R. A. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 2011, nº 105, p. 71–100.
- ÚBEDA, X., OUTEIRO, L. Physical and chemical effects of fire on soil. In CERDÁ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Pub., New Hampshire, 2009, p. 105-132.
- US GENERAL ACCOUNTING OFFICE. *Wildland fire rehabilitation and restoration: Forest Service and BLM could benefit from improved information on status of needed work*. GAO-06-670. Washington D.C, 2006.
- VALLEJO, R. (ed.). *Ferramentas e metodologias para o restauro de áreas ardidas*. EUFIRELAB, EVR1-CT-2020-40028, Report D-04-08, 2006.

- VEGA, J. A. Criteria to develop protocols for post-wildfire soil rehabilitation: current experience in Galicia (NW Spain). In BENTO-GONÇALVES, A., VIEIRA, A. (Eds.), *Proceedings of the 3rd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties*. University of Minho, Guimarães, Portugal, 2011, p. 99-103.
- VEGA, J.; SERRADAB, R.; HERNANDOC, C.; RINCÓN, A.; OCAÑAE, L.; MADRIGAL, J.; FONTÚRBELA, M.; PUEYO, J.; AGUILAR, V.; GUIJARRO, M.; CARRILLO, A.; FERNÁNDEZ, C. E MARINOC, E. (2010) Actuaciones técnicas post-incendio y severidad del fuego: Proyecto Rodenal. In *Actas das Jornadas Internacionais – Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales*, Santiago de Compostela, 2010, p. 305-308.
- WAGENBRENNER, J. W., MACDONALD, L. H., ROUGH, D. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes*, 2006, nº 20, p. 2989-3006.
- WALSH, R.; COELHO, C.; ELMES, A.; FERREIRA, A.; BENTO-GONÇALVES, A.; SHAKESBY, R.; TERNAN, J. E WILLIAMS, A. Rainfall simulation plot experiments as a tool in overland flow and soil erosion assessment, North-Central Portugal. *Geokodynamik*, 1998, vol. XIX, 3-4, Bensheim, p. 139-152.

OS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA ALTERAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E A SUA RELAÇÃO COM A ANÁLISE DA SUSCEPTIBILIDADE DE RAVINAMENTOS: EXEMPLOS NO NORTE DE PORTUGAL

Bruno Martins
CEGOT – Universidade de Coimbra
bmsmartins@gmail.com

António Pedrosa
UFU, CEGOT
aspedros@gmail.com

RESUMO

Os incêndios florestais que se manifestam de forma continuada e recorrente sobre o território agro-florestais do Norte de Portugal geram modificações importantes no uso e ocupação do solo (UOS) e implicam o desencadeamento de diversos processos erosivos, os quais contribuem para a degradação dos solos. Por sua vez a degradação dos solos vai implicando alterações mais ou menos rápidas sobre a UOS. Estudos recentes confirmam o papel do UOS, na formação de ravinamentos e movimentos em massa, processos extremamente acelerados imediatamente a seguir aos incêndios florestais (e.g. Reid & Dune, 1996; Nyssen *et al.*, 2002; Douglas & Pietroniro, 2003; Ezezika & Adetona, 2011; Tsimi *et al.*, 2012; Frankl *et al.*, 2012). Neste trabalho pretende-se, a partir da análise de regressão logística numa área amostra no Norte de Portugal: (i) identificar os factores que mais contribuem para a formação de ravinas e sulcos e (ii) relacionar o UOS, em particular as áreas recentemente incendiadas, com presença ou ausência de ravinas e sulcos.

Palavras-Chave: Uso e ocupação do território (UOS), incêndios, ravinamentos, regressão logística, Norte de Portugal.

ABSTRACT

The wildfires that appear continuously on the agro-forestry territory in northern Portugal generate important changes in the land use and cover (LUC) contributing to the development of erosion processes that lead to increase soil degradation. This degradation will require changes in LUC. Recent studies confirm the role of wildfires in the formation of gullies and mass movements (e.g. Reid & Dune, 1996; Nyssen *et al.*, 2002; Douglas & Pietroniro, 2003; Ezezika & Adetona, 2011; Tsimi *et al.*, 2012; Frankl *et al.*, 2012). This paper aims (i) to identify the factors that most contribute to gullies and rills formations of and (ii) relate LUC, in particular burn areas, with the presence or absence of ravines and rills in a sample area in northern Portugal based on a logistic regression analysis.

Key words: Land use and cover (LUC), forest fires, gullies, logistic regression, north of Portugal.

INTRODUÇÃO

A cartografia de áreas de maior ou menor susceptibilidade de erosão pode ser um instrumento importante no sentido da sua mitigação e controlo. Permite ainda identificar as variáveis que mais influenciam a formação de um processo geomorfológico. Movimentos em massa e ravinas são processos geomorfológicos que contribuem de forma muito significativa para a perda de capacidade produtiva do solo, quer pela sua ablação, quer pela remoção de nutrientes (e.g. Wasson *et al.*, 2002; Krause *et al.*, 2003; Vente *et al.*, 2007; Huon *et al.*, 2005; Bergonse & Reis, 2011). Estudos recentes sugerem a importância do contributo destes processos na produção de sedimentos (Pedrosa, 1993; Pedrosa *et al.*, 2001; Poesen *et al.*, 1998; Kheir *et al.*, 2007), confirmando a sua importância como elementos chave no estudo da erosão, especialmente em regiões de domínio Mediterrâneo, onde contribuem de forma muito intensa na degradação de campos agrícolas e pastagens (e.g. Villeveille, 1997; Pedrosa, 1991, Martinez-Casasnovas & Poch, 1998; Vandekerckhove *et al.*, 2005; J. Martinez-Casasnovas, 2003; Castillo *et al.*, 2007; Rebelo, 2008; Nunes *et al.*, 2008, 2009; Tsimi *et al.*, 2012; Frankl *et al.*, 2012) e na deteiorização da qualidade da água, em rios e reservatórios (Bufalo & Nahon, 1992; DeRose *et al.*, 1998; J. Martinez-Casasnovas, 2003).

O papel dos incêndios florestais na aceleração dos processos erosivos e vice-versa tem sido confirmado por inúmeros trabalhos (e.g. Amaranthus & Trappe, 1993; Andreu *et al.*, 1995; Martins & Pedrosa, 2008; Wise *et al.*, 2004; Jordan *et al.*, 2004; Bento-Gonçalves & Vieira, 2011; Miller *et al.*, 2011). Neste sentido é importante o conhecimento da relação entre o uso e ocupação do solo (UOS) e em particular, as áreas incendiadas, e o aumento relativo à susceptibilidade de ocorrência de processos erosivos, nomeadamente ravinamentos.

Nos últimos anos, o número de trabalhos consagrados à cartografia de processos geomorfológicos aumentou, aproveitando o contributo, por exemplo, dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e diferentes modelações alicerçadas em análises estatísticas como a regressão logística, multivariada, *fuzzy logic* ou probabilidade Bayesiana (e.g. Carrara *et al.*, 1995; Chung, *et al.*, 1995; Guzzetti *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2007; Sezer *et al.*, 2011), embora em menor número no que respeita à aplicação das ravinas (e.g. Bocco, 1991; Poesen *et al.*, 1998; J. Martinez-Casasnovas, 2003; Kheir *et al.*, 2007; Samani *et al.*, 2010; Martins, 2010; Nwilo *et al.*, 2011).

Neste trabalho procurou-se identificar os factores que mais contribuem na formação de ravinas a partir da análise estatística numa área amostra localizada no Norte de Portugal com recurso à modelação logística. Desta forma, permitiu relacionar o UOS, em particular as áreas recentemente incendiadas com a presença ou ausência de ravinas e sulcos.

1. METODOLOGIA

Ao longo dos últimos anos foram desenvolvidas diferentes modelações na construção de mapas de susceptibilidade baseados: (1) no conhecimento e na experiência do investigador relativamente ao processo estudado e (2) métodos empíricos alicerçados em análises estatísticas (Svoray 2011). Os métodos baseados no conhecimento e experiência do investigador assentam geralmente em processo de hierarquia analítica (PHA). Em geral, este tipo de abordagem inclui dois procedimentos principais: a pontuação e a interpolação (Saaty 1977; Malczewski, 1999). Os métodos empíricos mais complexos, assentes em séries estatísticas, baseam-se na análise de dados que procuram estatisticamente identificar as variáveis e a importância de cada uma delas no desenvolvimento dos processos, implicando geralmente grandes conjuntos de dados (Fayyad *et al.*, 1996). No trabalho desenvolvido recorreu-se à regressão logística. Trata-se de uma forma de regressão categorial particularmente adequada a fenómenos que têm expressão em termos de presença/ausência, podendo portanto ser representados na forma de variáveis dependentes nominais binárias ou dicotómicas.

A variável dependente (y) é a presença ou ausência de ravinas e P um conjunto de variáveis independentes x_1, x_2, \dots, x_p , que afectam a formação de ravinas. As variáveis independentes correspondem ao conjunto de *layers* temáticos introduzidos no Sistema de

Informação Geográfica (SIG). A probabilidade de ocorrência de ravinas é representado por $P (y = 1/X)$, sendo o *logit* (Hosmer & Lemeshow 2000) definido por:

$$\text{logit} (y) = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 \dots b_p x_p \quad (1)$$

onde b_0 é a constante da equação e b_1, b_2, \dots, b_p são os coeficientes das variáveis x_1, x_2, \dots, x_p . A probabilidade $P (y = 1/X)$ pode ser expressa pelo modelo de regressão logística:

$$P \left(y = \frac{1}{X} \right) = \frac{1}{1 + e^{-b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 - b_p x_p}} \quad (2)$$

No modelo proposto, P_x é a expressão que define a propensão há formação de ravinas, sendo uma variável continua onde 1 é considerada a propensão máxima e 0 a mínima. Baseado neste modelo, a susceptibilidade de ocorrência de ravinamento pode ser obtida a partir da equação (2).

A construção do modelo envolveu as seguintes etapas: (i) a pré-seleção de variáveis consideradas fundamentais na formação e desenvolvimento das ravinas; (ii) seleção das variáveis estatisticamente significativas com base na análise de probabilidade logística; (iii) modelação com base na análise logística a partir das variáveis selecionadas

1.1. Localização da área amostra e aquisição de dados

A área amostra tem uma dimensão de cerca de 3km², localizada na vertente norte da serra do Alvão, próximo das povoações de Pensalvos e Parada de Monteiros, na margem direita do rio Avelâmes. A área é constituída pelo granito de Sabrosa (GS), pelo granito do Minheu (GM) e pelos metassedimentos incluídos na formação pelito-grauváquica do Silúrico. Esta formação é constituída por xistos cinzentos com intercalações de xistos negros, ampelitos e liditos, com alternância de pelitos psamíticos, grauvaques e tufos vulcânicos (Figura 1).

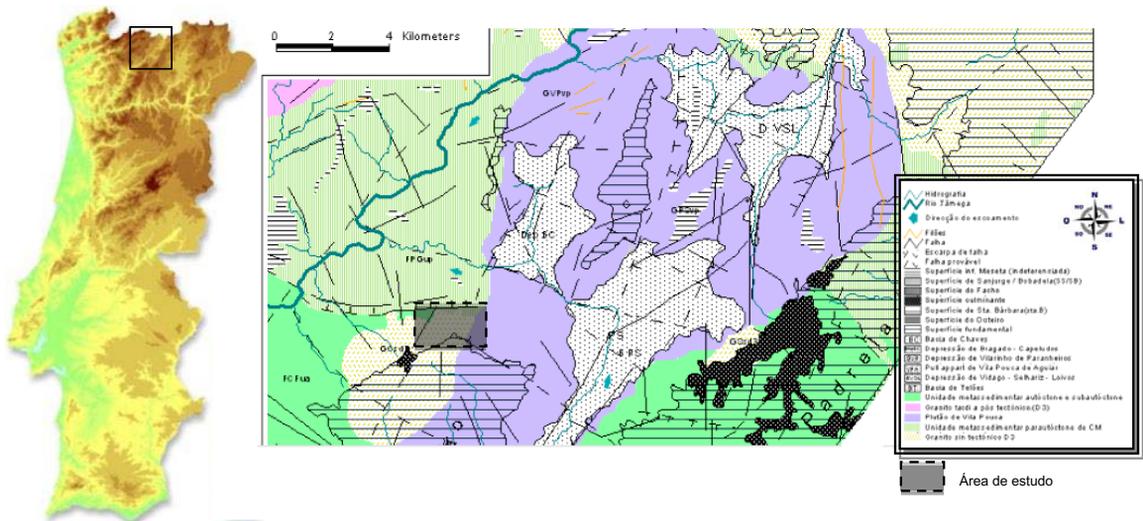


Figura 1. Localização e enquadramento morfo-estrutural da área de estudo

Do ponto de vista tectónico pertence à Zona-Galiza-Trás-os-Montes (ZGTM) (Farias *et al.*, 1985, Arenas *et al.*, 1988). É constituída em termos litológicos por duas unidades: (i) rochas metasedimentares e (ii) rochas granitóides. A primeira pertence às formações do complexo parautoctone, autoctone e sub-autoctone, a segunda, aos granitos hercínios biotíticos com

plagioclase cálcica e diferenciados, associados à fracturação frágil tardi hercínica, correspondem aos granitos que constituem o Plutão de Vila Pouca (PVP). A morfologia está relacionada com o desligamento sinistro tardi-hercínico Verin-Penacova pertencente ao mesmo sistema de fracturas do acidente Manteigas-Vilariça-Bragança, sendo-lhe sub-paralelo, de orientação geral NNE-SSW, localizando-se cerca de 60 km a ocidente. Tal como a maioria do país, a área amostra apresenta características climáticas Mediterrâneas (Cs).

Foram introduzidas 4 variáveis independentes: (i) declive; (ii) UOS; (iii) espessura das formações superficiais; (iv) litologia e ainda 172 locais de amostragem escolhidos aleatoriamente a partir de geo-posicionamento global com 5 metros de precisão. Sulcos e ravinas foram tratados de forma idêntica uma vez que não foi definida nenhuma fronteira entre as duas formas em nenhum sector transversal (Souchère, 1995; Poesen *et al.*, 1996; Roose *et al.*, 2000) ou profundidade. Foram então considerados sítios com ou sem presença de ravinas (Figura 2).

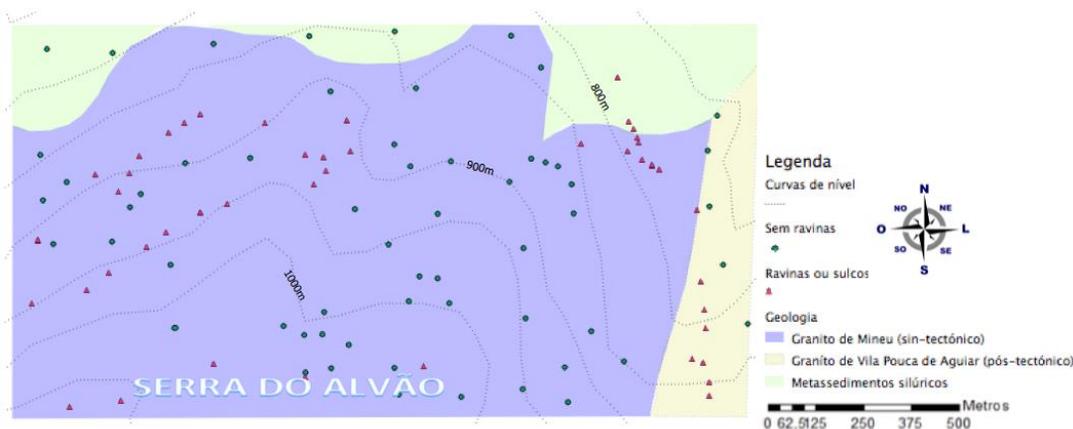


Figura 2. Litologia e localização dos locais de amostragem de presença/ausência de ravinas ou sulcos.

O declive, em graus, foi obtido a partir de um Modelo Digital de Terreno de tipo TIN, triangulado a partir da altimetria da Carta Militar de Portugal na escala 1:25 000 (IGeoE), convertido para estrutura matricial, com um *pixel* de 5m de lado. Em função da progressão tendencialmente linear do valor de declive face à frequência de ocorrência, observado num histograma, as classes foram definidas com base na posição dos desvios-padrão, com os seguintes limites: [0-2°]; [2-9°]; [9-16°]; [16-23°]; [23-32°] e [32-63°].

Informação sobre a UOS pode ser obtida a partir da cartografia da Corine Land Cover 2000 (European Environmental Agency), produzida à escala 1:100000. Contudo, esta informação não está atualizada para todo o território, relacionado com o facto de que entre o processo de modelação e validação distar cerca de 10 anos. Alguns trabalhos (e.g. Pinheiro, 2005; Cerdeira *et al.*, 2006) tem demonstrado baixos níveis de precisão entre a cartografia produzida para o território português (GLC2000 MOD12Q1) e a realidade, devendo por tanto, ser utilizada com precaução. Neste sentido, para a área de estudo foi criado um mapa UOS baseado na análise de fotografias aéreas e observação no local. Este trabalho é especialmente importante na análise da evolução do coberto vegetal desde a ocorrência, por exemplo, de um incêndio e as diferentes fases de evolução da cobertura vegetal, com implicações na susceptibilidade face ao processo de ravinamentos.

Foram definidas 6 classes: áreas de cultivo, pastagens, florestas, florestas recentemente incendiadas, florestas arbustivas e áreas degradadas, baseado nos trabalhos de Múelenaere *et al.*, 2011 e Meire *et al.*, 2012:

Tabela I. Classes de uso e ocupação do solo (UOS) e as respectivas características

| Uso e Ocupação do Solo (UOS) ou classes UOS detalhadas | Características |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| I ÁREAS DE CULTIVO | Áreas de cultivo com culturas de sequeiro ou de regadio, sazonais ou perenes. |
| I. A Áreas de cultivo | Terras cultivadas preferencialmente localizados em áreas com declives baixos (por exemplo, depressões). |
| II FLORESTA | cobertura vegetal superior a 30%, de características arbóreas. vegetação arbustiva e herbácea frequente nos andares inferiores. ocupam geralmente áreas de maior declive |
| II. A Floresta densa | Compreendem áreas florestais com cobertura superior a 30% (Pinus Pinaster e Eucalyptus como espécies dominantes) com elevada proteção do solo. |
| II. B Florestas recentemente incendiadas | Florestas incendiadas (Pinus Pinaster e Eucalyptus são as espécies dominantes) com cobertura superior a 30%. 10-50% da área total da unidade de terra coberta de arbustos queimados. |
| III. FLORESTA ARBUSTIVA | vegetação arbustiva constitui predominantemente a cobertura do solo, especialmente em vertentes íngremes |
| III. A Floresta arbustiva | 10-50% da área total da unidade de terra coberta por vegetação arbustiva, <30% de vegetação herbácea, sem vegetação lenhosa. |
| IV. PASTAGENS | vegetação arbustiva constitui a cobertura do solo predominante, geralmente relacionados com áreas de pastagens |
| IV. A Áreas de pastagem degradadas com vegetação herbácea | Mais de 50% da área total da unidade é coberto por vegetação arbustiva, expondo até 30% do solo. |
| IV. B Áreas de pastagem degradadas com presença de vegetação arbustiva e áreas reflorestadas | Mais 50% da área total da unidade é coberto por vegetação arbustiva, expondo até 30% do solo. Inclui áreas reflorestadas. |

A espessura das formações superficiais foi obtida com base na *krigagem*. Trata-se de uma interpolação baseada numa análise de regressão a partir da coleta de pontos amostrados cujo o peso é atribuído segundo uma covariância espacial. O tratamento geo-estatístico dos dados foi conseguido, recorrendo à ferramenta *Geostatistical Analyst*, do ArcGis. Para a área de estudo procedeu-se à amostragem de 48 locais/perfis. No mapa produzido foi utilizado a *krigagem ordinária*. Estudos compararam vários métodos geo-estatísticos na previsão da espessura do solo, tendo concluído que as melhores previsões eram conseguidas recorrendo à *krigagem ordinária* e à *co-krigagem* (e.g. Penizek & Boruvka, 2004). Para *krigagem ordinária* ao invés de assumir que a média é constante ao longo de todo o domínio, assume antes a constante mais próxima de cada ponto de avaliação, em que $m(u\alpha) = m(u)$ para cada valor de dados nas proximidades, $Z(u\alpha)$, é usado para estimar $Z(u)$. Trata-se de uma metodologia pouco dispendiosa e que permite atualizações de informação a partir da colecta de novos pontos de amostra (Santos, 2011).

2. RESULTADOS

As variáveis independentes introduzidas no modelo foram o declive, o UOS, espessura das formações superficiais e a litologia, sendo que ao introduzir estas 4 variáveis obteve-se o valor mais alto de associação (Chi-square 67,41). Por outro lado, a variável independente UOS foi a que obteve valores *B* mais elevados (0,571), assumindo desta forma como a variável independente que melhor relação assume com a presença ou ausência de ravinas e sulcos. O declive foi a segunda variável independente que melhor relação estabeleceu com a presença de ravinas.

A maioria das ravinas e sulcos encontra-se em áreas de floresta degradada, recentemente incendiada ou reflorestada e em vertentes de declives entre os 9 e os 23°. A sua grande maioria correspondem a sulcos com reduzida capacidade de transporte em solos pouco profundos, que raramente ultrapassam os 30 cm de profundidade. Verificou-se uma boa relação entre a espessura do solo e UOS. Baseado neste relação, alguns autores (e.g. Vermeulen *et al.* 1994; Zakharova *et al.*, 2002) desenvolveram modelações que relacionam o UOS com o tipo de solo permitindo calcular a estimativa da capacidade de água no solo passível de ser evaporada e desta forma estimar a profundidade do solo. Solos finos, mais comuns em áreas de pastagem e floresta degradada, assumem geralmente uma ambivalência relativamente à escorrência (Valentin *et al.*, 2003). Se por um lado atrasam a início da instalação das ravinas (e.g. Zhu & Cai, 2004; Muñoz-Roblesa *et al.*, 2010), a reduzida capacidade de infiltração torna-os mais susceptíveis aos

processos de ravinamento e sulcagem (Prasad & Romkens, 2004). Este facto é observável principalmente no sector oeste da área-amostra, em florestas degradadas. Muitas das vezes, a presença de material solto, clastos que resultaram de processos de crioclastia envolvidos por uma materiz silto-terrosa, permite a formação de pequenos sulcos.

Tabela 2. Valores *B* e valores de Odds Ratio (*Exp B*) para as variáveis introduzidas no modelo

| | <i>B</i> | <i>S.E.</i> | <i>Wald</i> | <i>Df</i> | <i>Exp (B)</i> |
|----------------|----------|-------------|-------------|-----------|----------------|
| UOS | | | ,815 | 5 | |
| UOS_IIA_CLASS | -22,421 | 7567,446 | ,000 | 1 | ,000 |
| UOS_IIB_CLASS | -22,734 | 6082,431 | ,000 | 1 | ,000 |
| UOS_IVB_CLASS | -,601 | ,755 | ,634 | 1 | ,548 |
| UOS_VA_CLASS | -,127 | ,726 | ,030 | 1 | ,881 |
| UOS_IB_CLASS | -,502 | ,779 | ,416 | 1 | ,605 |
| DECLIVE | | | 3,037 | 4 | |
| SLOPE_CLASS_1 | -20,589 | 10746,504 | ,000 | 1 | ,000 |
| SLOPE_CLASS_2 | ,338 | 1,024 | ,109 | 1 | 1,402 |
| SLOPE_CLASS_3 | -,838 | ,877 | ,914 | 1 | ,432 |
| SLOPE_CLASS_4 | ,043 | ,908 | ,002 | 1 | 1,044 |
| Formações Sup. | | | 14,053 | 6 | |
| Inexistente | -,597 | 15712,718 | ,000 | 1 | ,551 |
| 50-100 cm | -3,635 | 1,177 | 9,543 | 1 | ,026 |
| 100-150 cm | -,243 | ,919 | ,070 | 1 | ,784 |
| 150-200 cm | -1,664 | ,920 | 3,271 | 1 | ,189 |
| 200-250 cm | -2,442 | 1,078 | 5,130 | 1 | ,087 |
| 250-300 cm | -1,414 | 1,059 | 1,784 | 1 | ,243 |
| GEOLOGIA | -1,472 | ,940 | 2,456 | 1 | ,229 |
| Constante | 3,773 | 1,632 | 5,346 | 1 | 43,516 |

As ravinas mais profundas estão presentes no sector oriental da área de estudo, em classes de declive 2 e 4 (SLOPE_CLASS_2 e SLOPE_CLASS_4), em floresta recentemente incendiada onde a presença de formações superficiais de maior espessura terá permitido a evolução em profundidade destas ravinas. As formações superficiais correspondem a mantos de alteração de espessura variada, em certos sectores das vertentes ultrapassam os 4 metros de profundidade, induzidas pela ação tectónica (e.g. Aydin, & Egeli, 2001; Valentin *et al.*, 2003; Aydin, 2006). Não sendo um factor com forte correlação entre a presença/número de ravinas e sulcos (*Pearson Correlation 0,376*), as formações superficiais são importante no desenvolvimento vertical das ravinas uma vez que permitem a evolução vertical ao atuarem sobre este tipo de material pouco coeso.

Não foram observadas ravinas nem sulcos em áreas agrícolas e de pastagem. A presença de coberto vegetal terá funcionado como elemento de proteção à formação de ravinamento (Mian *et al.*, 2009). No entanto, estas áreas deverão ser alvo de atenção uma vez que padecem de importantes mudanças ao nível da percentagem de cobertura vegetal ao longo do ano, estando por vezes, por períodos consideráveis de tempo, sem qualquer tipo de proteção. Nestes períodos a susceptibilidade à formação de ravinamentos é certamente mais elevada.

O coeficiente de regressão mais alto foi obtido pela variável SLOPE_CLASS_2 (classe de declive entre os 2 e os 9°). O *odds ratio* para a presença de ravinas e não ravinas é 1,402 vezes mais elevado na presença desta variável. Ainda associado ao declive, a classe SLOPE_CLASS_4 (classe de declives entre os 16 e os 23°) apresenta o segundo coeficiente de regressão mais alto (1,044). O seguinte valor mais significativo foi obtido pela variável UOS_IVA_CLASS (floresta degradada) com um valor de 0,881, seguido da espessura das formações superficiais entre os 100cm e os 150cm (0,784) e pela UOS_IIB_CLASS (áreas recentemente incendiadas) (0,605) (tabela 2).

Associado ao declive, a característica do UOS do solo assumem um papel importante na susceptibilidade de ravinamento. Por outro lado, esta é a variável que mais diretamente se relaciona com a atividade antrópica. Na figura 3 é analisado o *odds ratio* para a ocorrência de ravina com base no *logit* calculado a partir:

$$\text{logit}(y) = b x_1 + b x_2 \quad (3)$$

onde que se relaciona o declive (x_1 ; x_2 ; ... x_4) e o UOS área incendiada (linha A) e UOS de floresta (linha B) (b).

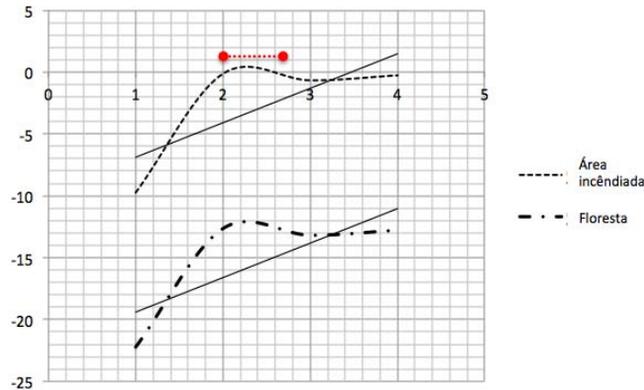


Figura 3. Odds ratio em função das variáveis independentes UOS e declive para áreas incendiadas e floresta

Com base neste análise, os valores do *log-odds* para UOS de floresta indicam um probabilidade para a ocorrência de ravinamento muito baixa. Nas áreas de floresta recentemente incendiada os valores do *log-odds* são positivos quando associados a declives médios, entre 9 a 23° (figura 3). Este tipo de UOS favorece a ocorrência em detrimento da infiltração contribuindo desta forma para a concentração do escoamento, fator fundamental na formação de ravinas. Outros fatores, como a declive, características do tipo de solo e profundidade das formações funcionam como fatores secundários no desenvolvimento do processo (Billi & Dramis, 2003). A espessura das formações superficiais condiciona o desenvolvimento vertical do processo. Geralmente encontram-se em áreas florestadas, em material de natureza granitoide e correspondem a mantos de alteração. Os níveis mais elevados de infiltração favorecem o processo de meteorização. Os incêndios ao exporem este tipo de material contribuem para a diminuição da capacidade de infiltração e aumentam a ocorrência.

Verificou-se ainda uma maior capacidade de transporte das ravinas nos sectores médios. No sector terminal perdem capacidade de transporte depositando nestes sectores todo o material mobilizado (i.e. Willgoose *et al.* 1991) (figura 4). Este processo é particularmente observável em áreas recentemente incendiadas.



Figura 4. Secção terminal de uma ravina numa área recentemente incendiada (área amostra) já em fase de recuperação de vegetação.

3. CONCLUSÃO

O modelo de regressão logística foi utilizado de forma a estabelecer a relação entre a presença de ravinas e sulcos e o contexto ambiental a partir das variáveis independentes que foram consideradas *a priori* fundamentais ao desenvolvimento do processo. O modelo permitiu definir um *ranking* das variáveis que mais contribuem para a formação de ravinas definido a partir dos coeficientes logísticos, considerando o UOS, declive, espessura das formações superficiais e litologia como as variáveis mais importante.

Os valores de *odds ratio* sugerem os declives entre 9° e os 23° como as áreas de maior susceptibilidade à formação de ravinas. Por outro lado, o modelo indicou uma forte relação entre a presença/ausência de ravinas associado ao UOS (valor *B* de 0,571). O UOS de floresta degradada, recentemente incendiada e reflorestada foram o tipo de UOS que obteve valores de *odds ratio* mais elevados para a formação de ravinas, confirmando a ausência de vegetação como factor fundamental para a formação de ravinas e sulcos (e.g. Govers *et al.*, 2004), principalmente em vertentes de declive médio, aumentado a escorrência em detrimento da infiltração. Após a formação de canais, a presença de formações superficiais é fundamental no desenvolvimento vertical do processo. É na presença deste tipo de formações, constituídas por depósitos de vertente, mas fundamentalmente por mantos de alteração graníticos, onde se encontra as ravinas mais profundas. A presença deste tipo de formações encontra-se geralmente em área de floresta. Os incêndios, ao destruírem uma boa parte da vegetação, nomeadamente arbustiva e herbácea, altera o processo de geodinâmica externa, aumentado a escorrência, contribuindo para o aumento de susceptibilidade de ocorrência de ravinamentos.

BIBLIOGRAFIA:

- AMARANTHUS, M. & TRAPPE, J. (1993) – Effects of erosion on ecto-and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following forest fires in southwest Oregon, *Plant and Soil*, Vol.150, p.41-49.
- ANDREU, V.; RUBIO, J.; CERNÍ, R. (1995) – Effect of Mediterranean shrub on water erosion control, *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 37, p.5-15.
- ARENAS *et al* (1988) – Características geológicas y significado de los dominios que componen la Zona de Galicia-Tras-os-Montes, Simposio sobre Cinturones Orogénicos, II Congreso de Geología de España, Granada, p.75-84.
- AYDIN, A. & EGELI, I. (2001) – Stability Of Slopes Cut In Metasedimentary Saprolites In Hong Kong, *Bull. Eng. Geol. Env.*, 60, 315–319.

- AYDIN, A. (2006) – Stability Of Saprolitic Slopes: Nature And The Role Of Field Scale Heterogeneities, Natural Hazards And Earth System Sciences, European Geosciences Union.
- BENTO-GONÇALVES, ANTÓNIO J; VIEIRA, ANTÓNIO. EDS. (2011) - *Fire Effects on Soil Properties*. Proceedings of the 3rd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties ed. 1, 1 vol., Guimarães: NIGP-Univ. Minho e CEGOT, 280 p.
- BERGONSE, R. & REIS, E. (2011) – Formas, processos e padrões na erosão por ravinamento: Para um enquadramento teórico coerente, Finisterra, XLVI, 92, Lisboa, pp. 99- 120.
- BILLI, P. & DRAMIS, F. (2003) – Geomorphological investigation on gully erosion in the Rift Valley and the northern highlands of Ethiopia, *Catena*, 50, p.353-368.
- BOCCO, G., (1991) – Gully erosion: processes and models. *Progress in Physical Geography* 15 (4), 392–406.
- BUFALO, M. & NAHON, D. (1992) - Erosional processes of Mediterranean badlands: a new erosivity index for predicting sediment yield from gully erosion. *Geoderma* 52: 133–147.
- CARRARA, A.; CARDINALI, M.; GUZZETTI, F.; REICHENBACH, P. (1995) - GIS technology in mapping landslide hazard. In: Carrara A, Guzzetti F (eds) *Geographical information systems in assessing natural hazards, advances in natural and technological hazards research*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 135–176
- CASTILLO; MOSCH; GARCÍA; BARBERÁ; CANO; LÓPEZ-BERMÚDEZ (2007) - Effectiveness and geomorphological impacts of check dams for soil erosion control in a semiarid Mediterranean catchment: El Cárcavo (Murcia, Spain), Vol. 70; Issue 3, Pages 416–427.
- CERDEIRA, CECÍLIA; ARAÚJO, ANTÓNIO; CARRÃO, HUGO; CAETANO, MÁRIO (2006) – Validação das cartografias globais de ocupação do solo, GLC2000 e MOD12Q1, para Portugal Continental, IX Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica, Lisboa.
- CHEN, Zhaohua & WANG, Jinfei (2007) – Landslide hazard mapping using logistic regression model in Mackenzie Valley, Canada, *Nat Hazards* (2007) 42:75–89.
- CHUNG, C.; FABRI A.; VAN WESTEN C.; (1995) – Multivariate regression analysis for landslide hazard zonation. In: Carrara A, Guzzetti F (eds) *Geographical information systems in assessing natural hazards, advances in natural and technological hazards research*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 107–134
- DEROSE C.; GOMEZ B.; MARDEN M.; TRUSTRUM A.; (1998) – Gully erosion in Mangatu forest, New Zealand, estimated from digital elevation models. *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 1045–1053.
- FARIAS *et al* (1985) – Aportaciones al conocimiento de la litoestratigrafía y estructura de Galicia Central, IX Reunión Oeste Peninsular, Mem. Mus. Labor. Miner. Geol. Fac. Ciên. Univ. Porto, n. °1, Porto, pp.411-431.
- FRANKL, A., POESEN, J., DECKERS, J., MITIKU HAILE, NYSSSEN, J., (2012) – Gully head retreat rates in the semiarid Highlands of North Ethiopia. *Geomorphology* 173-174, 185-195.
- HOSMER W. & LEMESHOW S. (2000) – *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons, Inc., 375 pp.
- HUON, S.; BELLANGER, B.; BONTE, P., PODWOJEWSKI, P.; VALENTIN, C.; VELASQUEZ, F.; VANDEKERCKHOVEA, L.; POESEN, J.; OOSTWOUD D.; FIGUEIREDO, T. (2005) – Topographical thresholds for ephemeral gully initiation in intensively cultivated areas of the Mediterranean, Volume 33, Issues 3–4, November, p. 271–292.
- JORDAN P., CURRAN, M., AND NICOL, D. 2004 – Debris flows caused by water repellent soil in recent burns in the Kootenays. *Aspect*, 9(3): 4-9. Division of Engineers and Geoscientists in the Forest Sector, Association of Professional Engineers and Geoscientists of B.C.
- KHEIR, R.; WILSON, J.; DENG, Y. (2007) – Use of terrain variables for mapping gully erosion susceptibility in Lebanon, *Earth Surface Processes and Landforms, Earth Surf. Process. Landforms* 32, 1770–1782.
- KRAUSE, A.K.; FRANKS, S.W.; KALMA, J.D.; LOUGHRAN, R.J.; ROWAN, J.S. (2003) – Multi parameter fingerprinting of sediment deposition in a small gullied catchment in SE Australia. *Catena* 53 (4), 327–348.
- MALCZEWSKI, J. (1999) – *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons: New York. pp. 182–187
- MARTINEZ-CASASNOVAS & POCH (1998) – Estado de conservación de los suelos de la cuenca del embalse Joaquín Costa. *Limnetica* 14, 83–91.
- MARTINEZ-CASASNOVAS (2003) – A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion, *Catena*, 50, Elsevier, p.293–308.

- MARTINS, B. (2010) – A depressão de Régua-Chaves-Verin: Contributo para a análise do risco de ravinamento (Régua-Chaves-Verin depression: contribution to the analysis of the gully risk), PhD Thesis, University of Coimbra.
- MARTINS, B., PEDROSA, A. S. (2008) – Forest Fires, Erosion and Risk Cartography: Examples In Northern Portugal. *Geociências* (São Paulo Online), v.27, p.87 – 95.
- MEIRE, E.; FRANKL, A.; DE WULF, A.; MITIKU, H.; DECKERS, J.; NYSSSEN, J., (2013) - Land use and cover dynamics in Africa since the nineteenth century: warped terrestrial photographs of North Ethiopia. *Regional Environmental Change*, online early view. DOI
- MIAN, L.; WENIY, Y.; WENFENG, D.; JIANFENG, Y.; JIANGNAN (2009) – Effect of grass coverage on sediment yield in the hillslope-gully erosion system, *J. Geogr. Sci.*, 19, Springer-Verlag, p.321-330.
- MILLER, MARY; MACDONALD, LEE; ROBICHAUD, PETER; ELLIOT, WILLIAM (2011) – Predicting post-fire hillslope erosion in forest lands of the western United States, *International Journal of Wildland Fire*, 20, 982–999.
- MÛELENAERE, S.; FRANKL, A.; MITIKU, H.; POESEN, J.; DECKERS, J.; NYSSSEN, J. (2011) – Calibration of Landsat land use/cover in the Ethiopian highlands using historical terrestrial photography. *Land Degradation & Development*, in preparation.
- MUÑOZ-ROBLESA, C.; REIDA, N.; FRAZIERB, P.; TIGHEA, M.; BRIGGSC, S.; WILSONA, B. (2010) – Factors related to gully erosion in woody encroachment in south-eastern Australia, *Volume 83, Issues 2–3, November–December*, p. 148–157.
- NUNES, J.; SEIXAS, J.; KEIZER, J.; FERREIRA, A. (2009) – Sensitivity of runoff and soil erosion to climate change in two Mediterranean watersheds. Part II: assessing impacts from changes in storm rainfall, soil moisture and vegetation cover. *Hyd. Process.* 23, 1212–1220.
- NUNES, J.; SEIXAS, J.; PACHECO, N. (2008) – Vulnerability of water resources, vegetation productivity and soil erosion to climate change in Mediterranean watersheds. *Hyd. Process.* 22, 3115–3134.
- NWILO, P.; OLAYINKA, D.; UWADIEGWU, I.; ADZANDEH, A. (2011) - An Assessment and Mapping of Gully Erosion Hazards in Abia State: A GIS Approach, *Journal of Sustainable Development* Vol. 4, No.5.
- PEDROSA, A. S. (1991) - Consequências de situações meteorológicas anormais: breve reflexão. *Revista da Faculdade de Letras. Geografia*, v.VII, p. 41 – 55.
- PEDROSA, A. S. (1993) - *A Serra do Marão: estudo de Geomorfologia*. Porto : FLUP-UP, 3.v. 455 p.
- PEDROSA, A. S., et al. (2001) - Metodologia para o estudo dos ravinamentos In: *Metodologias de Estudo de Processos de Erosão de Solos*. ed.Porto : FLUP-UP, v.1, p. 85-98.
- PENIZEK, V. & BORUVKA, L. (2004) – Processing of conventional soil survey data using geostatistical methods. *Plant Soil And Environment* , 50, p. 352-357.
- PINHEIRO, A., (2005) – Validação da cartografia de ocupação de solo MOD12Q1 para Portugal Continental, Estágio final da Licenciatura em Engenharia Geográfica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- POESEN, J.W., VANDAELE, K., VAN WESEMAEL, B., (1998) – Gully erosion: importance and model implications. In: Boardman, J., Favis-Mortlock, D. (Eds.), *Modelling Soil Erosion by Water*. NATO AS Series, vol. I 55. Springer-Verlag, Berlin, pp. 285–311.
- PRASAD, S. & ROMKENS, M.J.M. (2004) – Mechanic energy and subsurface hydrologic effect in head-cut processes. In: Li, Y., Poesen, J., Valentin, C. (Eds.), *Gully Erosion Under Global Change*. Sichuan Science and Technology, Press, Chengdu, China, pp. 109–120.
- PRASAD, S. & ROMKENS, M.J.M. (2004) – Mechanic energy and subsurface hydrologic effect in head-cut processes. In: Li, Y., Poesen, J., Valentin, C. (Eds.), *Gully Erosion Under Global Change*. Sichuan Science and Technology, Press, Chengdu, China, pp. 109–120.
- REBELO, F. (2008) – Um novo olhar sobre os riscos? O exemplo das cheias rápidas (flash floods) em domínio mediterrâneo (A new look at the risks? The examples of flash floods in the Mediterranean area), *Territorium*, nº15, Coimbra, p.7-14.
- ROOSE, E.; CHEBBANI, R. ; BOUROUGAA, L. (2000) – Ravinement en Algérie. Typologie, facteurs de contrôle, quantification et réhabilitation. *Sécheresse*. 11(4): 317–326
- SAATY, T.L. (1977) – Scaling method for priorities in hierarchical structures. *J Math Psychol* 15:234–281
- SAMANI, A.; AHMADI, H.; MOHAMMADI, A.; GHODDOUSI, J.; SALAZEGHEH, A.; BOGGS, G.; PISHYAR, R (2010) – Factors controlling gully advancing and models evaluation (Hableh Rood Basin Iran), *Water Resour Manage*, Springer; 24, p.1531-1549.

- SANTOS, Patrícia (2011) – Cartografia de Espessura de Alteração numa Zona Piloto da Margem do Douro através de Métodos Sísmicos: Implicações para o Ordenamento do Território. Tese de Doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, p. 230.
- SEZER E.A.; PRADHAN, B.; GOKCEOGLU, C. (2011) – Manifestation of an adaptive neuro-fuzzy model on landslide susceptibility mapping: Klang valley, Malaysia. *Expert Syst App* 38(7):8208–8219
- SOUCHÈRE V. (1995) - Modélisation Spatiale du Ruissellement à des Fins d'Aménagement Contre l'Érosion de Talweg, Ph.D. thesis, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- SVORAY, T.; MICHAÏLOV, E.; COHEN, A.; ROKAH, L.; STURM, A. (2011) – Predicting gully initiation: comparing data mining techniques, analytical hierarchy processes and the topographic threshold. *Earth Surf. Process Landforms* 37:607–619
- TSIMI, C.; GANAS, A.; DIMOYIANNIS, D.; VALMIS, S.; LEKKAS, E. (2012) - Catchment-wide estimate of single storm interrill soil erosion using an aggregate instability index: a model based on geographic information systems, *Natural Hazards*, Springer, Volume 62, Number 3.
- VALENTIN, C.; J. POESEN, J.; YONG L. (2003) – Gully erosion: Impacts, factors and control, *Catena* 63, Elsevier, p.132–153.
- VAN DEN EECKHAUT, M.; VANWALLEGHEM, T.; POESEN, J.; GOVERS, G.; VERSTRAETEN, G.; VANDEKERCKHOVE, L. (2006) - Prediction of landslide susceptibility using rare events logistic regression: a case-study in the Flemish Ardennes (Belgium). *Geomorphology* 76:392–410.
- VENTE, J.; POESEN, J.; ARABKHEDRI, M.; GERT VERSTRAETEN, G. (2007) – The sediment delivery problem revisited, *Progress in Physical Geography* 31(2), p. 155–178.
- VERMEULEN *et al* (1994) – A method for estimating aquifer recharge in DRASTIC vulnerability mapping, proceeding of the Second European Conference on Advances in Water Resources Technology and Management, Rotterdam, A. A. Balkema, European Water Resources Association, Lisbon.
- VILLEVIELLE, A. (1997) – Les risques naturels en Méditerranée. Situation et perspectives, Paris, Economica, Les Fascicules du Plan Bleu, 10, p.160.
- WASSON, R.J.; CAITCHEON, G.; MURRAY, A.S.; MCCULLOCH, M.; QUADE, J. (2002) – Sourcing sediment using multiple tracers in the catchment of Lake Argyle, northwestern Australia. *Environmental Management* 29(5), 634–646.
- WILLGOOSE, G.; BRAS, I.; RODRIGUEZITURBE, I. (1991) – A coupled network growth and hillslope evolution: 2. Non- dimensionalisation and applications. *Water Resour. Res.* 27, 1685–1696.
- WISE, M.P., MOORE, G.D., AND VANDINE, D.F. (eds.) 2004 – *Landslide Risk Case Studies in Forest Development Planning and Operations*. BC Ministry of Forests, Land Management Handbook 56.
- ZAKHAROVA *et al* (2002) – The estimation of the maximum amount of water available of evapotranspiration and the selection of runoff curve numbers for groundwater recharge assessment, LNEC, Lisboa.
- ZHU, Y. & CAI, Q. (2004) – Rill erosion processes and its factors in different soils. In: Li, Y., Poesen, J., Valentin, C. (Eds.), *Gully Erosion Under Global Change*. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu, China, pp. 96-108

**EVOLUÇÃO DO COBERTO VEGETAL EM CENÁRIO PÓS INCÊNDIO.
CASO DE ESTUDO – TAVIRA – SÃO BRÁS DE ALPORTEL 2012
(PORTUGAL)**

Elina Baptista
Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Portugal
a31930@ualg.pt

Nuno Simões
Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Portugal
a38980@ualg.pt

Fernando M. Granja Martins
Centre for Natural Resources and the Environment – CERENA
Department of Civil Engineering, University of Algarve, Portugal
fmmartin@ualg.pt

Helena Fernandez
Centre for Natural Resources and the Environment – CERENA
Research Centre for Spatial and Organizational Dynamics – CIEO
Department of Civil Engineering, University of Algarve, Portugal
hfernand@ualg.pt

Antonio Jordán
MED_Soil Research Group
Department of Crystallography, Mineralogy and Agricultural Chemistry, University of Seville, Spain
ajordan@us.es

Lorena M. Zavalla
MED_Soil Research Group
Department of Crystallography, Mineralogy and Agricultural Chemistry, University of Seville, Spain
lorena@us.es

RESUMO

Neste estudo pretende-se analisar a evolução da vegetação em cenário pós incêndio, recorrendo à utilização de índices de vegetação aplicados às imagens Landsat7 de Abril e Dezembro de 2012 e Março de 2013. A área de estudo diz respeito à zona afetada pelo incêndio florestal que assolou o concelho de Tavira em Julho de 2012, um dos incêndios de maiores dimensões registado nos últimos anos em Portugal. Esta área pertence à unidade da serra algarvia, caracterizada pela presença de solos pobres e incipientes onde vigoram os sistemas de montado de sobre e medronhais, e matagais com vegetação esclerófila. Neste tipo de paisagens torna-se fundamental a compreensão da evolução da vegetação, principalmente após uma catástrofe de enormes dimensões como o incêndio ocorrido nesta área. Assim a evolução da vegetação foi estudada numa primeira fase pela sua presença e ausência na área em estudo e numa segunda fase por usos de solo com o objetivo de estudar qual dos usos é que apresentava uma melhor evolução da vegetação. Para este tipo de paisagem, os resultados indicam uma clara vantagem para a vegetação presente em

sistemas mais naturais em detrimento da vegetação em sistemas mais antropogenizados, sendo o uso da vegetação esclerofila, aquele que apresenta uma maior evolução após a ocorrência de um incêndio florestal.

Palavras-Chave: Evolução da Vegetação; Índices de Vegetação; Incêndio; Usos de Solo; Vegetação Esclerofila;

ABSTRACT

In this study we pretend to analyze the evolution of the vegetation in a post fire scenario, through the use of vegetation indexes applied to Landsat7 for April and December 2012 and March 2013. The study area is the area affected by forest fire that devastated the Tavira municipality in July 2012, one of the larger fires occurred in recent years in Portugal. This area belongs to the unity of the Algarve hills, characterized by the presence of poor and incipient soils, where prevailing cork oak forests and thickets of arbutus, and shrublands with sclerophyllous vegetation. In this type of landscape is fundamental, understanding the evolution of vegetation, especially after a catastrophe of huge dimensions as the fire occurred in this area. Thus the evolution of the vegetation was studied initially by their presence and absence in the study area, and a second stage by soils use, with the aim of studying which, the soils use which presented a better vegetation evolution. For this type of landscape, the results indicate a clear advantage for the vegetation present in a more natural system over the vegetation present in a system more humanized, where the use sclerophyllous vegetation was the use with the biggest evolution after a forest fire.

Keyword: Evolution of the Vegetation; Vegetation indexes; Fire; Soils Use; Sclerophyllous vegetation

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais são a nível nacional, uma das maiores catástrofes que assolam o país, dizimando grandes áreas de mato, principalmente nos meses quentes. Um dos maiores incêndios registados a nível nacional foi o incêndio de Tavira-São Brás de Alportel (Figura 1), ocorrido em julho de 2012, que se estendeu aproximadamente em 24843 ha, colocando em risco as pequenas populações da serra algarvia.

A paisagem assolada por este incêndio localiza-se na mega unidade de paisagem das Serras do Algarve, unidade da Serra do Caldeirão. Esta caracteriza-se por ser uma paisagem agreste com um relevo bastante acidentado onde a desertificação é cada vez mais acentuada, sendo considerada a sub região algarvia economicamente mais débil.

Ao nível da vegetação é de destacar duas espécies, o *quercus suber* (sobreiro) e o *arbustos unedo* (*medronheiro*) que formam, respetivamente, os montados e medronhais, economicamente muito viáveis, que cobrem grande parte desta paisagem. Recentemente, em áreas florestais, tem-se verificado o aumento dos povoamentos de *pinus pinea* (pinheiro manso) e de *eucalyptus globulus* (eucalipto), espécies bastantes combustíveis. Em áreas mais secas encontra-se matagais de azinheira, atualmente quase inexistentes devido às campanhas de trigo sucessivas que ocorreram em finais do século XIX e primeira metade do século XX. Estas vieram de forma muito significativa degradar a estrutura do solo que geologicamente já eram bastante sensíveis, solos esqueléticos [1].

Qualquer incêndio florestal resulta numa degradação efetiva do coberto vegetal o que provoca um acréscimo da erosão do solo, devido ao aumento do impacto das gotas da chuva e à redução da taxa de infiltração que leva ao aumento da taxa de escoamento. Estas consequências são mais gravosas no âmbito da paisagem da serra Algarvia. Assim este estudo visa a análise dos índices de vegetação antes do incêndio (abril de 2012) e pós incêndio (dezembro 2012 março de 2013) com o objetivo de compreender o comportamento da vegetação num cenário pós-incêndio.

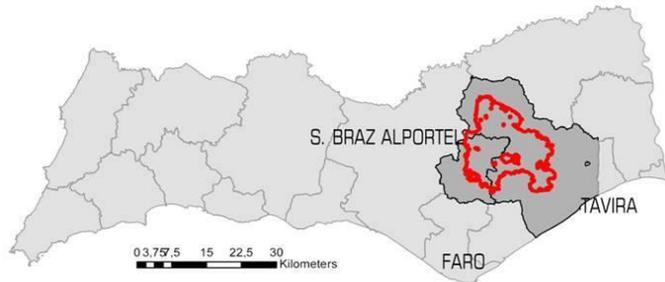


Figura 1. Localização do Incêndio

Para realizar este estudo recorreu-se a imagens Landsat7 de três épocas distintas, antes e pós incêndio, as quais foram alvo de correções e sobre as quais foram calculados os índices de vegetação nas situações antes e pós incêndio.

1. METODOLOGIA

Os índices de vegetação foram calculados em três períodos distintos, antes e pós incêndio. Foram selecionadas as imagens de abril de 2012 (três meses antes), dezembro de 2012 (cinco meses depois) e março de 2013 (oito meses depois).

As imagens *Landsat* foram corrigidas do efeito da dispersão através da técnica *dark object subtraction* aplicada à banda 4 (infravermelho próximo) que é a menos afetada pelo efeito da dispersão. As restantes bandas foi aplicada a “correção por regressão” tomando a banda 4 já corrigida como a variável independente.

Para os três períodos em estudo foram calculados índices de vegetação de rácio, de perpendicularidade à linha de solo e de transformação ortogonal de bandas, nomeadamente: *Ratio* [7], *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) [7], *Perpendicular Vegetation Index* (PVI) [6], *Perpendicular Vegetation Index 3* (PVI3) [5], *Weighted Difference Vegetation Index* (WDVI) [6], *Tasseled Cap* [4] e Análise de Componentes Principais (ACP).

A similitude entre os índices foi calculada com base numa ACP. Aquele que apresentou maior correlação foi utilizado para avaliar nos três períodos a presença e ausência de vegetação. Com base na informação do *Corine Landcover* para o ano de 2006 [3] foi analisada evolução da vegetação no cenário pós incêndio.

2. RESULTADOS

Foram realizadas ACP para os índices de abril de 2012 (Tabela 1), dezembro 2012 (Tabela 2) e março 2013 (Tabela 3).

Tabela I. PCA abril 2012

| COR MATRIX | abril_cmp4_b | abril_green_b | abril_ndvi_b | abril_pvi_b | abril_pvi3_b | abril_ratio_b | abril_wdvi_b |
|---------------|--------------|---------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| abril_cmp4_b | 1.000000 | 0.119123 | 0.170792 | 0.144855 | 0.213030 | 0.205414 | 0.145314 |
| abril_green_b | 0.119123 | 1.000000 | 0.912959 | 0.976448 | 0.964265 | 0.927231 | 0.979894 |
| abril_ndvi_b | 0.170792 | 0.912959 | 1.000000 | 0.849316 | 0.945779 | 0.975349 | 0.862079 |
| abril_pvi_b | 0.144855 | 0.976448 | 0.849316 | 1.000000 | 0.915014 | 0.868710 | 0.998444 |
| abril_pvi3_b | 0.213030 | 0.964265 | 0.945779 | 0.915014 | 1.000000 | 0.967337 | 0.920339 |
| abril_ratio_b | 0.205414 | 0.927231 | 0.975349 | 0.868710 | 0.967337 | 1.000000 | 0.876223 |
| abril_wdvi_b | 0.145314 | 0.979894 | 0.862079 | 0.998444 | 0.920339 | 0.876223 | 1.000000 |

| LOADING | C 1 | C 2 | C 3 | C 4 | C 5 | C 6 | C 7 |
|---------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| abril_cmp4_b | 0.206664 | -0.977385 | 0.044036 | -0.006383 | -0.003146 | -0.004429 | 0.000122 |
| abril_green_b | 0.987381 | 0.091284 | 0.092954 | 0.037779 | -0.031946 | -0.075209 | 0.001494 |
| abril_ndvi_b | 0.952119 | 0.015218 | -0.273301 | -0.120446 | -0.062994 | 0.007909 | 0.002675 |
| abril_pvi_b | 0.962250 | 0.066939 | 0.258492 | -0.033528 | 0.024124 | 0.023852 | 0.022381 |
| abril_pvi3_b | 0.982538 | -0.015435 | -0.093694 | 0.149828 | -0.042393 | 0.036822 | -0.000590 |
| abril_ratio_b | 0.965333 | -0.017064 | -0.236272 | 0.009490 | 0.108772 | -0.009553 | -0.001926 |
| abril_wdvi_b | 0.967202 | 0.066785 | 0.238563 | -0.046954 | 0.005800 | 0.018338 | -0.023930 |

Na análise dos índices de vegetação para Abril 2012, o índice *Greeness* do *Tasseled Cap* é o que melhor se correlaciona com os restantes índices (análise da matriz de correlação). Na matriz do *loading* verifica-se que o *Greeness* (0.987381) é o que contribui com mais informação na componente 1 e o *cmp4* da ACP (-0.977385) na componente 2. Estes índices mostram grandes diferenças entre si, apresentando uma correlação de 0.119123.

O 2º melhor contributo na componente 1 é o índice PVI3 (0.982538). Este índice apresenta uma correlação alta (0.964265) com o *Greeness* e por isso não traz informação nova.

Tabela 2. PCA dezembro 2012

| COR MATRIX | dez_green_b | dez_ndvi_b | dez_pvi_b | dez_pvi3_b | dez_ratio_b | dez_wdvi_b |
|-------------|-------------|------------|-----------|------------|-------------|------------|
| dez_green_b | 1.000000 | 0.884673 | 0.938796 | 0.528969 | 0.977493 | 0.988605 |
| dez_ndvi_b | 0.884673 | 1.000000 | 0.704917 | 0.385349 | 0.919910 | 0.882789 |
| dez_pvi_b | 0.938796 | 0.704917 | 1.000000 | 0.468584 | 0.894448 | 0.947384 |
| dez_pvi3_b | 0.528969 | 0.385349 | 0.468584 | 1.000000 | 0.546670 | 0.433040 |
| dez_ratio_b | 0.977493 | 0.919910 | 0.894448 | 0.546670 | 1.000000 | 0.970393 |
| dez_wdvi_b | 0.988605 | 0.882789 | 0.947384 | 0.433040 | 0.970393 | 1.000000 |

| COR MATRIX | março_green_b | março_ndvi_b | março_pvi_b | março_pvi3_b | março_ratio_b | março_wdvi_b |
|---------------|---------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| março_green_b | 1.000000 | 0.569372 | 0.986144 | -0.182917 | 0.462618 | 0.989646 |
| março_ndvi_b | 0.569372 | 1.000000 | 0.503014 | -0.834113 | 0.872623 | 0.524825 |
| março_pvi_b | 0.986144 | 0.503014 | 1.000000 | -0.084331 | 0.425926 | 0.998790 |
| março_pvi3_b | -0.182917 | -0.834113 | -0.084331 | 1.000000 | -0.681391 | -0.112567 |
| março_ratio_b | 0.462618 | 0.872623 | 0.425926 | -0.681391 | 1.000000 | 0.442609 |
| março_wdvi_b | 0.989646 | 0.524825 | 0.998790 | -0.112567 | 0.442609 | 1.000000 |

Também para o mês Dezembro de 2012 o *Greeness* apresenta uma maior similitude com os restantes índices. Na matriz do *loading* o *Ratio* (0.989945) é o que contribui com mais informação na componente 1 e o PVI (0.431551) na componente 2. O 2º melhor contributo na componente 1 é o *Greeness* (0.985841). Confirma-se pela matriz de correlação que *Greeness* e o *Ratio* apresentam o mesmo tipo de informação (0.977493).

Tabela 3. PCA março 2013

| LOADING | C 1 | C 2 | C 3 | C 4 | C 5 | C 6 |
|-------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| dez_green_b | 0.985841 | 0.137307 | 0.016176 | -0.047161 | 0.072345 | -0.039314 |
| dez_ndvi_b | 0.943747 | -0.329691 | -0.001512 | -0.017718 | -0.018099 | -0.001423 |
| dez_pvi_b | 0.896231 | 0.431551 | -0.086578 | -0.016983 | -0.051708 | -0.008653 |
| dez_pvi3_b | 0.489961 | 0.233169 | 0.838240 | -0.047815 | -0.015026 | 0.020290 |
| dez_ratio_b | 0.989945 | 0.036445 | 0.070365 | 0.116628 | 0.009320 | -0.006336 |
| dez_wdvi_b | 0.983764 | 0.137402 | -0.097913 | -0.014094 | 0.036815 | 0.046784 |

| LOADING | C 1 | C 2 | C 3 | C 4 | C 5 | C 6 |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| março_green_b | 0.957869 | -0.258158 | -0.070889 | -0.014797 | 0.102830 | -0.004778 |
| março_ndvi_b | 0.768495 | 0.635509 | 0.022784 | 0.070887 | -0.000198 | 0.000015 |
| março_pvi_b | 0.938975 | -0.343064 | -0.002372 | -0.007241 | -0.021065 | -0.011445 |
| março_pvi3_b | -0.400413 | -0.856634 | 0.280547 | 0.163812 | 0.017472 | 0.001176 |
| março_ratio_b | 0.664815 | 0.578978 | 0.416465 | -0.221684 | 0.014791 | -0.000223 |
| março_wdvi_b | 0.947456 | -0.318134 | -0.013166 | -0.011511 | -0.009699 | 0.026807 |

Tal como nos meses anteriores, o *Greeness* apresenta uma maior correlação com os restantes índices. Este índice é o que mais contribui para a componente 1 (0.967869). O PVI3 é que mais contribui na componente 2 (-0.856634). O 2º melhor contributo para a componente 2 é o WdVI (0.947456), o qual é bastante semelhante ao *Greeness* (correlação de 0.9899646).

Avaliando os três períodos conclui-se que o índice mais indicado para comparar a evolução da vegetação é o índice *Greeness* da *Tasseled Cap*. A Figura 2 e o Gráfico 1 mostram essa evolução nos períodos de abril de 2012, dezembro de 2012 e março de 2013.

Figura 2. Presença de vegetação em abril de 2012, dezembro de 2012 e março de 2013.

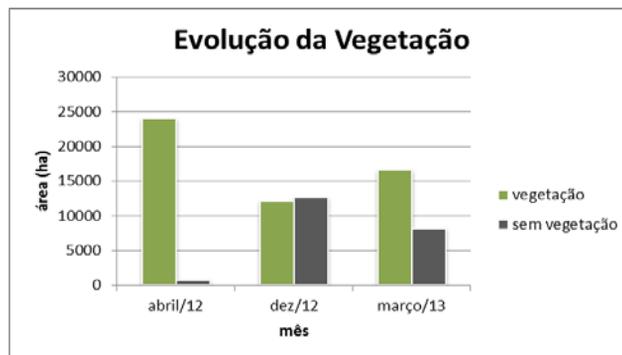
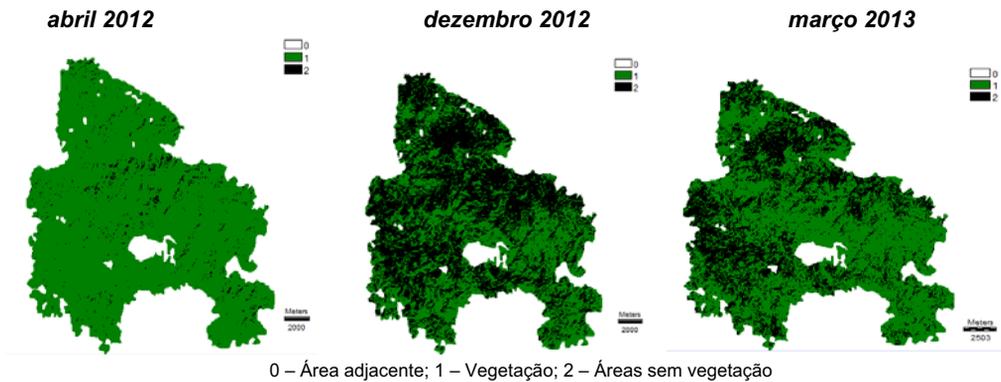


Gráfico 1. Evolução da vegetação abril, dezembro de 2012 e março de 2013.

Da análise do gráfico 1 constata-se que passados 5 meses após o incêndio (dezembro), cerca de metade da vegetação não tinha regenerado. Contudo no mês de março verifica-se uma boa recuperação da vegetação, 4487.22 ha.

Após a comprovação da existência de uma evolução positiva da vegetação, no cenário pós incêndio, estamos em condições de realizar a análise de quais os usos que apresentam uma evolução mais positiva, no que toca á recuperação da vegetação.

Numa primeira análise estabeleceu-se a comparação entre os locais com vegetação com os usos de solo determinada no *Corine Landcover* (Figura 3).

A regeneração da vegetação esclerofila era espectável, dada que se trata de uma espécie que consegue sobreviver com baixo índice de nutrientes e água no solo, sendo mesmo consideradas plantas adaptadas ao fogo (Gráfico3). Este tipo de vegetação apresenta uma taxa de regeneração/germinação elevada (5 a 10 anos para a cobertura total) em cenário pós incêndio [2].

Considerando a separação entre os sistemas antropogénicos e os naturais, verifica-se uma acentuada evolução nas áreas naturais, porque se trata de uma vegetação adaptada ao clima e ao solo e por isso com uma melhor resposta ao *stress* causado pelo cenário pós incêndio. (Gráfico 4)

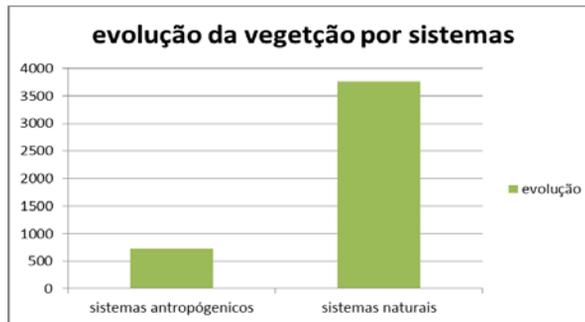


Gráfico 4. Evolução da vegetação por sistemas

3. DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Neste estudo a escolha do índice *Greeness* deveu-se ao facto de este ter apresentado uma maior correlação com os outros índices. Contudo, os índices de vegetação calculados deveriam ter sido validados através de um levantamento de campo e elegido o que mais se aproximava à paisagem em estudo.

Quanto à análise da evolução da vegetação por uso de solo, esta foi realizada recorrendo à cartografia do *Corine Landcover* para o ano de 2006. Esta foi elaborada para uma escala nacional, pelo que a sua utilização em estudos com uma área de grande escala, como a que nos propusemos estudar no presente estudo, não será a mais indicada. No entanto a sua utilização dá-nos uma visão aproximada da distribuição da vegetação pelo uso, o que pode ser uma mais-valia para a obtenção de uma visão global de desenvolvimento da mesma.

Em última análise, para o melhoramento dos resultados, poderia ser equacionada a elaboração de uma imagem híbrida através da fusão das bandas da imagem landsat com um ortofotomapa com melhor resolução para a qual seriam calculados os índices de vegetação, esperando-se assim uma melhor delimitação das áreas com vegetação das restantes.

4. CONCLUSÃO

No âmbito do presente trabalho foi analisada a evolução da vegetação no cenário pós incêndio de Tavira – São Brás de Alportel através da elaboração de índices de vegetação.

Com este estudo demonstrou-se que houve uma evolução positiva da vegetação na área ardida, sendo bastante mais evidente para a vegetação em sistema naturais, a vegetação esclerofila ou mediterrânica.

Conclui-se também que os índices de vegetação são uma ferramenta eficiente de análise da presença de vegetação, sendo a sua resposta resultado direto da qualidade das imagens de satélite.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Cancela d' Abreu, A. *Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem Continental Vol. I a V.* [s.ed.]. Lisboa: Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2002;

- [2] Centro Ecologia e Biologia - FCUL , O Fogo e a Vegetação Mediterrânica. IGP, ano 2010, disponível:
<http://cebv.fc.ul.pt/cienciaonline/ficheiros/O%20Fogo%20e%20a%20vegetacao%20mediterranea.pdf>
- [3] CORINE-CLC. *Cartografia CORINE Land Cover 2006 para Portugal Continental*. Instituto Geográfico do exército. Grupo de Detecção Remota. Lisboa. 2006.
- [4] KAUTH R.J., THOMAS G.S., *The tasseled Cap -- A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by Landsat*. Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Purdue University of West Lafayette, Indiana, 1976, pp. 4B-41 to 4B-51.
- [5] QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A.R., KERR, Y.H., SOROOSHIAN, S., *A modified soil adjusted vegetation index*. Remote Sens. Environ, 1994. 48, Pp.119–126.
- [6] RICHARDSON A.J, WIEGAND CL.. *Distinguishing vegetation from soil background information*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, volume 1. 1977, nº.43. Pp.1541-1552.
- [7] ROUSE ,J.W., HASS, R.H., SCHELL, J.A., DEERING D.W., *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of nature vegetation*. NASA/GSFCT Type III Final Report. Greenbelt. MD. 1974.

PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SOLO EM ÁREAS DE MONTANHA SOB COBERTO DE MATOS: EFEITO DO FOGO

Micaela Leite

Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança/ESAB

Felícia Fonseca

Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança/ESAB
ffonseca@ipb.pt

Tomás Figueiredo

Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança/ESAB

RESUMO

Os fogos de origem antropogénica em áreas de matos com a finalidade de obter melhores pastagens para os animais, é uma prática relativamente comum no Norte de Portugal. Durante o fogo, o coberto vegetal e os horizontes orgânicos do solo são total ou parcialmente consumidos e os horizontes minerais são aquecidos, o que pode conduzir a modificações das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A fim de avaliar o efeito deste tipo de incêndios em propriedades físicas e químicas do solo, duas regiões distintas foram selecionadas para amostragem: Edroso, Concelho de Vinhais, Trás-os-Montes e Alto Douro; Revelhe, Concelho de Fafe, Entre Douro e Minho. A amostragem realizou-se em áreas contíguas queimadas e não queimadas, com vegetação arbustiva semelhante, predominando *Cytisus multiflorus* e *Ulex europeus*. Em cada área de amostragem (Edroso e Revelhe) foram selecionados 16 locais onde se colheram amostras (8 na zona queimada e 8 na zona não queimada), 6 meses após a ocorrência do fogo. As amostras de vegetação arbustiva e herbácea bem como de horizonte orgânico foram colhidas numa área de 0,49 m² por local e as amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm. Os resultados mostram que o teor de elementos grosseiros, a porosidade e a permeabilidade diminuem após fogo e a densidade aparente sofre um ligeiro aumento nas zonas queimadas. No que respeita às propriedades químicas, o teor de matéria orgânica, o alumínio de troca e a capacidade de troca catiónica efetiva registaram aumentos após fogo, verificando-se o contrário com o fósforo, as bases de troca e a condutividade elétrica. O potássio, o azoto total e a acidez de troca têm comportamento diferente nas duas áreas de amostragem. As propriedades físicas e químicas do solo sofreram alterações após fogo, por comparação das zonas queimadas e não queimadas, sendo o tipo de vegetação que cobre os solos, relevante neste contexto.

Palavras-chave: Vegetação arbustiva, fogo, propriedades do solo, Norte de Portugal

PHYSICAL AND CHEMICAL SOIL PROPERTIES IN SHRUB COMMUNITIES: EFFECTS OF FIRE

ABSTRACT

Anthropogenic fire in shrublands for obtain better pastures for cattle, is relatively common practice in North Portugal. During burning, plant cover and litter layers are consumed, and the mineral soil is heated, resulting in changes to physical, chemical,

mineralogical, and biological soil properties. In order to evaluate the effect of this kind of fires on some physical and chemical soil properties, two distinct regions were selected for sampling: Edroso, Municipality of Vinhais, Trás-os-Montes and Alto Douro; Revelhe, Municipality of Fafe, Entre Douro e Minho. Sampling was carried out in contiguous areas burned and unburned, with shrub vegetation, predominantly *Cytisus multiflorus* and *Ulex europeus*. In each sampling area (Edroso and Revelhe) were selected 16 locations where collected samples (8 in the burned area and 8 in unburned area), six months after the fire occurrence. Disturbed soil samples were collected at depths 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 and 20-30cm, for assess organic matter, nutrients concentration, soil pH and soil texture. Bulk density and permeability were determined in undisturbed samples, collected in 100 cm³ cylinders (bulk density in the same depths above referred and permeability only in layer 0-5 cm). When compared burned with unburned areas the results show that: (content of coarse elements, porosity and permeability decrease and bulk density increases slightly. Regarding chemical properties, organic matter content, aluminum exchange and cation exchange capacity recorded increases, checking the opposite with phosphorus, exchange basis and electrical conductivity. The potassium, total nitrogen and acid cation exchange have different behavior in the two sampling areas. The physical and chemical soil properties have been altered after fire, by comparison of burned and unburned areas, and the type of vegetation which covers the soil is relevant in this context.

Keywords: Fire, Shrubs areas, Soil properties

INTRODUÇÃO

O fogo constitui o fator responsável pela destruição do coberto vegetal e como tal agente potencial direto de degradação da terra e desertificação na Região Mediterrânea (Coelho, 2001). Ao longo do tempo, mas sobretudo nos últimos anos, a problemática dos fogos tem estado no centro das atenções, não somente pelo elevado número de ocorrências, mas também pela sua intensidade e severidade (Fernandes, 2009). Os incêndios em áreas de matos e florestas são comuns durante os verões quentes e secos da Península Ibérica (Cerdà *et al.*, 2005), existindo desde épocas anteriores à ocupação humana, constituindo parte integrante dos ecossistemas mediterrâneos.

A severidade do fogo é determinante na alteração de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, pois modifica a temperatura dos horizontes minerais do mesmo (Fernandes, 2009). O grau de aquecimento do solo durante o fogo é variável e depende do tipo de combustível (vegetação herbácea, arbustos e árvores), da intensidade do fogo, da natureza da camada orgânica (espessura e conteúdo de humidade), e das propriedades do solo (matéria orgânica, teor de humidade, textura) (Batista *et al.*, 2000). A época de incêndios é normalmente seguida das chuvas torrenciais do Outono, o que intensifica os processos de erosão e aumenta o risco de desertificação (Campo *et al.*, 2006). Os fogos em áreas de matos destroem a vegetação, deixando as rochas e o solo expostos diretamente à ação dos agentes erosivos, intensificando os processos de meteorização das rochas e movimentação dos solos (Lourenço, 1994). Por vezes, as áreas ardidas ainda em recuperação são afetadas por novos incêndios, favorecendo claramente uma progressiva degradação dos ecossistemas, com modificações das condições estruturais e hidrológicas do solo (Campo *et al.*, 2006).

Após fogo, normalmente a concentração de nutrientes em formas mais disponíveis para as plantas e microrganismos aumenta, devido à destruição das formas orgânicas e a sua transformação em formas mais biodisponíveis. Pode também ocorrer a incorporação de nutrientes no solo, provenientes da morte de plantas e da biomassa microbiana. No entanto, por vezes a quantidade de nutrientes diminui, em consequência de perdas por mineralização, imobilização, lixiviação ou arrastamento superficial (Fernandes, 2009). Também, após fogo, a resistência do solo, a condutividade hidráulica e a taxa de infiltração tendem a diminuir nas primeiras camadas de solo. No entanto, a superfície dos solos respondem de diferentes formas à passagem do fogo

(Are *et al.*, 2009). As propriedades hidrofóbicas da superfície do solo estão relacionadas com a severidade do fogo (Chafer, 2008).

O presente trabalho tem como objetivo caracterizar propriedades do solo e avaliar o impacto do fogo sobre propriedades e processos relevantes para a proteção dos recursos solo e água, em áreas de matos. Para tal, foram estudadas propriedades físicas e químicas do solo e da vegetação, sendo dada especial relevância às primeiras.

1. MATERIAL E MÉTODOS

As áreas de estudo localizam-se em duas regiões distintas (Figura 1). A primeira, Edroso, situa-se no Parque Natural de Montesinho (PNM), Concelho de Vinhais (41° 54' N, 7° 09' W), acima dos 900 m de altitude, com predominância de Leptosolos dístricos derivados de xisto. A segunda, Revelhe, localiza-se na região Entre Douro e Minho, Concelho de Fafe (41° N, 8° 9' W), a 700 m de altitude. Predominam os Regossolos dístricos derivados de granito. A temperatura média anual é de 12,3°C (Edroso) e de 14,4°C (Revelhe). A precipitação média anual é de 758,3 e de 1465,7 mm, respetivamente para Edroso e Revelhe, com uma distribuição sazonal tipicamente mediterrânea (INMG, 1991; INMG, 2011)

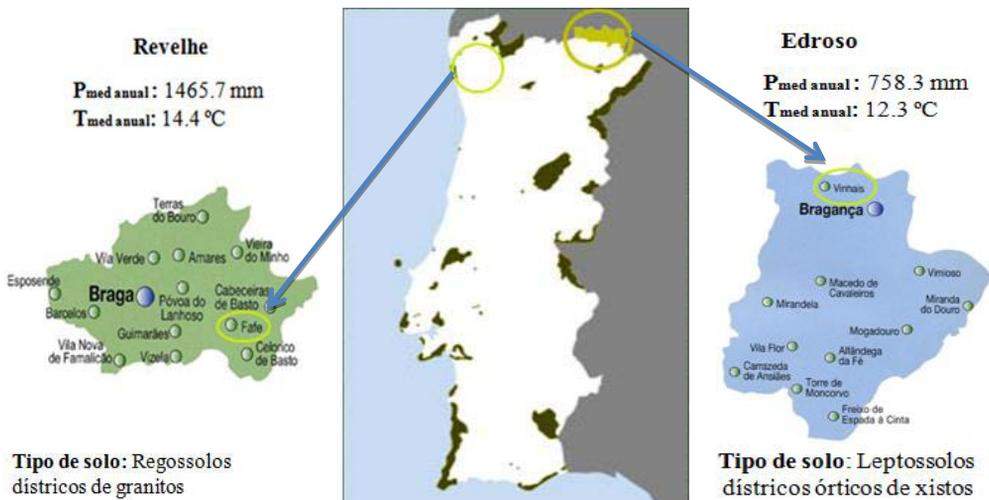


Figura 1. Localização das áreas de amostragem, Revelhe e Edroso

Nas duas áreas de amostragem estudaram-se propriedades físicas e químicas do solo e a vegetação. A amostragem realizou-se em zonas vizinhas queimadas e não queimadas, com vegetação arbustiva idêntica, principalmente constituída por *Cytisus multiflorus* e *Ulex Europeus*. Em cada área de amostragem (Edroso e Revelhe) foram selecionados 16 locais (8 na zona queimada e 8 na zona não queimada), onde se colheram amostras 6 meses após a ocorrência do fogo. As amostras de vegetação arbustiva e herbácea bem como de horizonte orgânico foram colhidas numa área de 0,49 m² por local e as amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm (Figura 2). Também nestas profundidades foram colhidas amostras não perturbadas para avaliação da densidade aparente e da permeabilidade do solo. Para o último parâmetro referido apenas foram colhidas amostras na camada 0-5 cm. As amostras foram transportadas para o laboratório onde foram processadas e analisadas. O tratamento estatístico dos dados baseou-se em análises de variância e testes de comparação múltipla de médias (Tukey, 5%) para as variáveis em análise.



Figura 2. Recolha de amostras de vegetação arbustiva e de solo

2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No quadro 1 pode-se observar algumas características da vegetação arbustiva (tojo e giesta), vegetação herbácea (VH) e horizonte orgânico (HO), para as duas áreas de amostragem (Edroso e Revelhe). A composição da vegetação, bem como do horizonte orgânico influencia a quantidade de nutrientes que poderão ser devolvidos ao solo sob a forma de cinzas, no caso de ocorrência de incêndios. As concentrações em elementos químicos na vegetação arbustiva, de um modo geral, é bastante similar em ambas as áreas de amostragem com exceção do potássio (K) e magnésio (Mg), que tendem a duplicar os valores em Revelhe. Também o azoto (N) apresenta valores significativamente mais elevados em Revelhe que se refletem na relação C/N e consequentemente na velocidade de decomposição dos resíduos orgânicos. No que respeita aos valores no horizonte orgânico (HO), na grande maioria das vezes, são significativamente superiores em Revelhe.

Quadro 1. Composição da vegetação arbustiva (tojo e giesta), herbácea (VH) e horizonte orgânico (HO) nas duas áreas de amostragem, Edroso e Revelhe. Para cada variável e tipo de vegetação, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

| Parâmetros (%) | Edroso | | | | Revelhe | | |
|----------------|-------------------|-------------------|------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | Tojo | Giesta | VH | HO | Tojo | Giesta | HO |
| Ca | 0,14 ^a | 0,14 ^a | 0,21 | 0,23 ^a | 0,12 ^a | 0,12 ^a | 0,36 ^b |
| Mg | 0,06 ^a | 0,09 ^a | 0,12 | 0,09 ^a | 0,13 ^b | 0,13 ^b | 0,25 ^b |
| K | 0,36 ^a | 0,39 ^a | 0,91 | 0,43 ^b | 0,62 ^b | 0,72 ^b | 0,22 ^a |
| P | 0,01 ^a | 0,02 ^a | 0,03 | 0,02 ^a | 0,02 ^a | 0,02 ^a | 0,01 ^a |
| N | 1,16 ^a | 1,96 ^a | 1,85 | 1,54 ^b | 1,52 ^b | 1,87 ^a | 0,97 ^a |
| C | 98,2 ^a | 97,8 ^a | 86,8 | 83,7 ^b | 96,8 ^a | 96,9 ^a | 57,7 ^a |
| C/N | 85,2 ^a | 50,4 ^a | 47,1 | 54,6 ^a | 65,8 ^b | 52,4 ^a | 59,3 ^a |

A matéria orgânica do solo (Figura 3), de um modo geral, aumenta após fogo em Revelhe e também nos primeiros 15 cm em Edroso. Nas observações de campo foi visível a presença de grandes quantidades de vegetação carbonizada depositada na superfície do solo. Após a ocorrência de fogos de intensidade baixa / moderada, frequentemente observa-se um aumento do teor de matéria orgânica no solo, devido a uma considerável inclusão de resíduos vegetais carbonizados (González-Pérez *et al.*, 2004) e à presença de cinzas residuais (Pardini *et al.*, 2004). O azoto total mostra um comportamento bastante heterogêneo entre áreas de amostragem (Figura 3). Embora, o fogo habitualmente contribua para perdas de azoto por volatilização (Wienhold and Klemmedson, 1992), os aumentos observados para este elemento podem estar associados à entrada frequente de espécies fixadoras de azoto nas áreas queimadas (Johnson and Curtis, 2001), bem como aos aumentos registados para os teores de matéria orgânica.

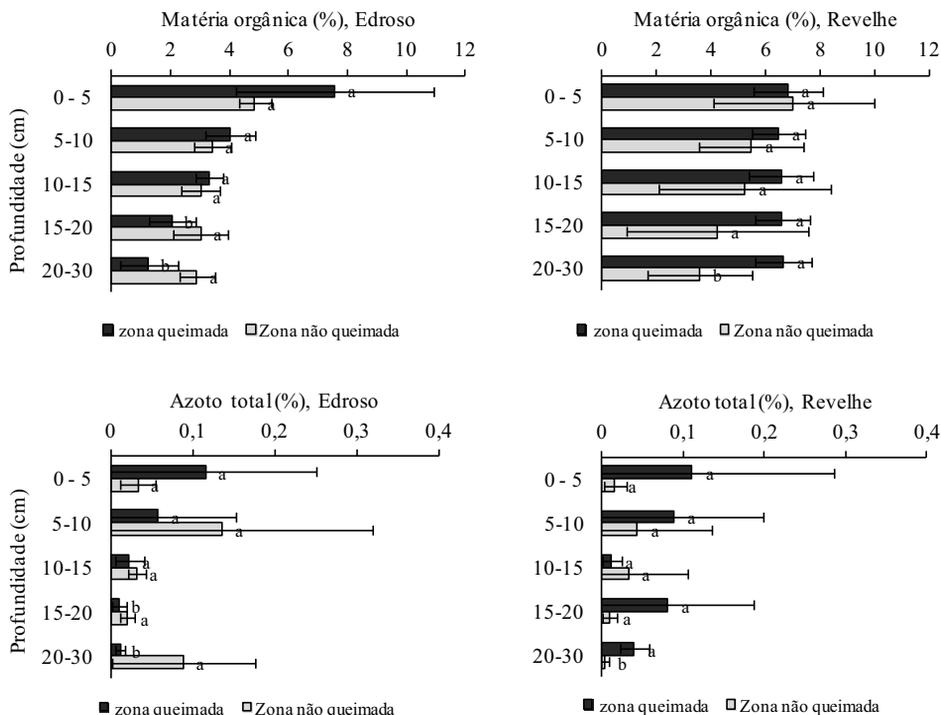


Figura 3. Matéria orgânica e azoto total no solo antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

O fósforo extraível decresce após fogo, com exceção da primeira camada (0-5 cm) em Revelhe, enquanto o potássio tende a apresentar valores idênticos antes e após fogo (Figura 4). Apesar do fogo contribuir para a redução da solubilidade do fósforo (Rashid, 1987), este e outros nutrientes ficam geralmente depositados nas cinzas na superfície do solo, sendo suscetíveis de sofrer perdas por erosão e lixiviação (Wienhold and Klemmedson, 1992). As baixas perdas de potássio após fogo podem ser justificadas pelas temperaturas atingidas pelo solo (baixa / moderada intensidade do fogo). O potássio, normalmente volatiliza perto dos 760°C, temperaturas estas bastante difíceis de serem atingidas (Alauzis *et al.*, 2004).

As bases de troca (Ca, Mg, K, Na) tendem a diminuir em ambas as áreas de amostragem após fogo, registrando comportamento inverso o alumínio de troca (Quadro 2). As bases de troca volatilizam a temperaturas muito elevadas (740 – 12400°C) e, conseqüentemente permanecem no local sob a forma de cinza, ou então são arrastadas para fora do sistema por ação do vento, lixiviação e erosão hídrica (Alauzis *et al.*, 2004). As variações destes elementos refletem-se nos valores de pH do solo, mostrando um aumento da acidez após fogo (Figura 5). Vários autores reportam resultados similares (Rashid, 1987; Franco-Vizcaino and Sosa-Ramirez, 1997).

Como referido anteriormente, o teor de matéria orgânica tende a aumentar após fogo, seguindo tendência idêntica os teores de argila (Quadro 5), conduzindo a ligeiros aumentos da capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) e da acidez de troca (AT) (Quadro 3).

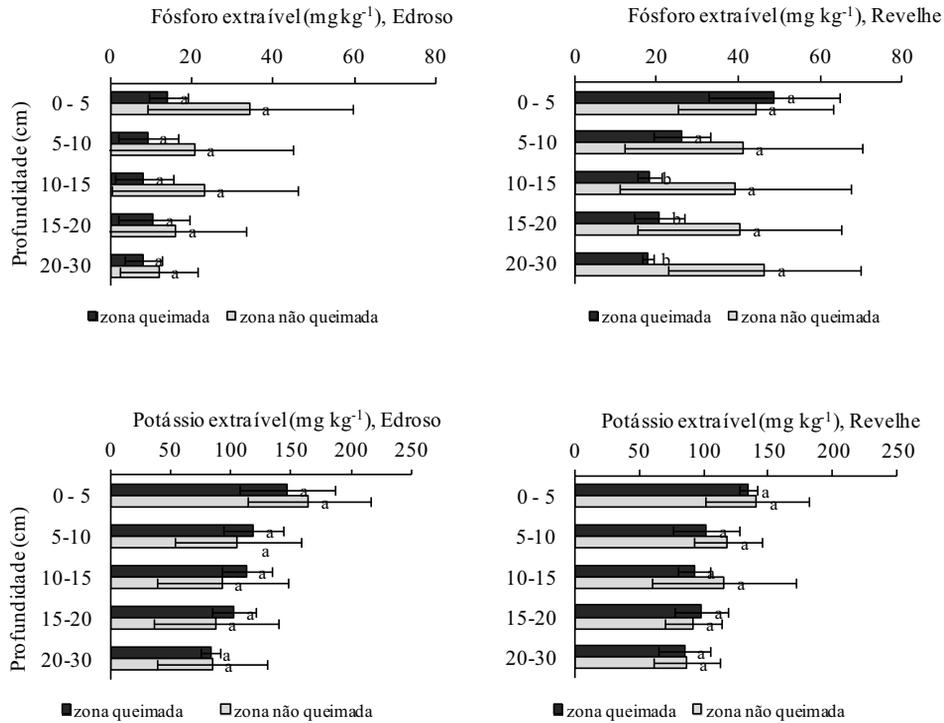


Figura 4. Fósforo e potássio extraíveis antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Quadro 2. Bases (Ca, Mg, K, Na) e alumínio (Al) de troca do solo antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

| Prof (cm) | Edroso | | | | | Revelhe | | | | |
|-----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | Ca | Mg | K | Na | Al | Ca | Mg | K | Na | Al |
| (cmol(+) kg ⁻¹) | | | | | | | | | | |
| Zona queimada | | | | | | | | | | |
| 0-5 | 1,81 ^a | 0,92 ^a | 0,55 ^a | 0,64 ^a | 2,30 ^a | 1,41 ^a | 0,51 ^a | 0,27 ^a | 0,23 ^a | 2,24 ^a |
| 5-10 | 1,30 ^a | 0,74 ^a | 0,45 ^a | 0,61 ^a | 2,10 ^a | 1,31 ^a | 0,52 ^a | 0,31 ^a | 0,28 ^a | 2,50 ^b |
| 10-15 | 1,20 ^a | 0,74 ^a | 0,43 ^a | 0,59 ^a | 1,90 ^a | 1,25 ^a | 0,50 ^a | 0,31 ^a | 0,30 ^a | 2,93 ^b |
| 15-20 | 1,29 ^a | 0,74 ^a | 0,39 ^a | 0,61 ^a | 1,80 ^a | 1,28 ^a | 0,74 ^a | 0,29 ^a | 0,28 ^a | 2,78 ^b |
| 20-30 | 1,20 ^a | 0,75 ^a | 0,30 ^a | 0,63 ^b | 1,79 ^a | 1,30 ^a | 0,46 ^a | 0,28 ^a | 0,29 ^b | 2,71 ^b |
| Zona não queimada | | | | | | | | | | |
| 0-5 | 2,21 ^a | 1,05 ^a | 0,56 ^b | 0,75 ^a | 1,75 ^a | 2,18 ^a | 0,72 ^a | 0,56 ^b | 0,41 ^a | 2,16 ^a |
| 5-10 | 1,34 ^a | 0,79 ^a | 0,30 ^b | 0,69 ^a | 1,81 ^a | 2,10 ^a | 0,65 ^a | 0,48 ^b | 0,44 ^a | 1,76 ^a |
| 10-15 | 1,29 ^a | 0,76 ^a | 0,23 ^b | 0,69 ^a | 1,80 ^a | 1,73 ^a | 0,58 ^a | 0,45 ^b | 0,38 ^a | 1,91 ^a |
| 15-20 | 1,16 ^a | 0,68 ^a | 0,19 ^b | 0,69 ^a | 1,66 ^a | 1,88 ^a | 0,68 ^a | 0,41 ^b | 0,39 ^a | 1,66 ^a |
| 20-30 | 1,24 ^a | 0,76 ^a | 0,17 ^a | 0,71 ^a | 1,70 ^a | 2,04 ^a | 0,62 ^a | 0,17 ^b | 0,38 ^a | 1,44 ^a |

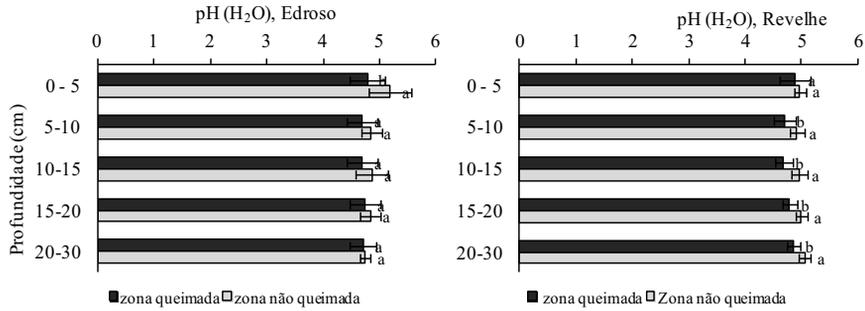


Figura 5. Valores de pH do solo antes e após fogo. Para a mesma profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Quadro 3. Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) e acidez de troca (AT) do solo antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

| Profundidade (cm) | Edroso | | Revelhe | |
|-------------------|-----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | CTCe | AT | CTCe | AT |
| | (cmol(+) kg ⁻¹) | | | |
| | Zona queimada | | | |
| 0-5 | 8,92 ^a | 2,70 ^a | 7,60 ^b | 2,95 ^a |
| 5-10 | 7,90 ^a | 2,70 ^a | 7,80 ^a | 2,88 ^b |
| 10-15 | 7,19 ^a | 2,38 ^a | 8,82 ^b | 3,54 ^b |
| 15-20 | 7,21 ^a | 2,29 ^a | 8,63 ^b | 3,49 ^b |
| 20-30 | 7,36 ^a | 2,45 ^a | 8,02 ^b | 2,98 ^b |
| | Zona não queimada | | | |
| 0-5 | 8,62 ^a | 2,38 ^a | 7,45 ^a | 2,41 ^a |
| 5-10 | 7,66 ^a | 2,78 ^a | 7,44 ^a | 2,00 ^a |
| 10-15 | 7,13 ^a | 2,57 ^a | 7,36 ^a | 2,31 ^a |
| 15-20 | 7,13 ^a | 2,65 ^a | 6,77 ^a | 1,85 ^a |
| 20-30 | 6,90 ^a | 2,43 ^a | 6,58 ^a | 1,70 ^a |

A condutividade elétrica é significativamente afetada pelo fogo em Edroso, apresentando frequentemente valores mais baixos na zona queimada em ambas as áreas de amostragem. Alauzis *et al.* (2004) verificaram um incremento da condutividade elétrica do solo após a passagem do fogo, mas Lambao *et al.* (s/d) referem que este incremento é temporário, conduzindo num período curto de tempo a que as áreas queimadas apresentem menor condutividade elétrica que as áreas não queimadas.

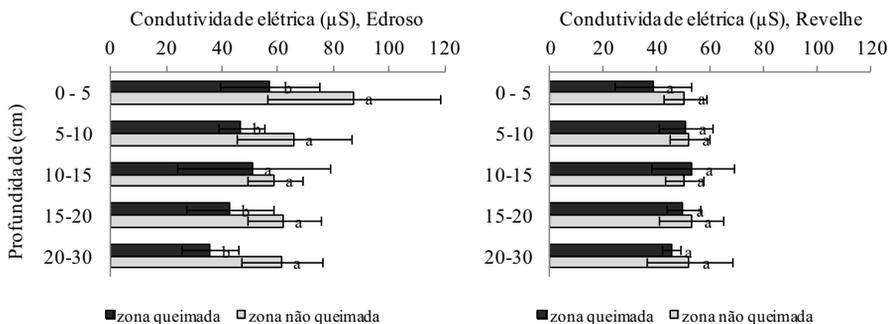


Figura 6. Condutividade elétrica do solo antes e após fogo. Para a mesma profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Após fogo observa-se um aumento da densidade aparente (Dap), relacionado com o decréscimo da porosidade (Pt) e da permeabilidade (Quadro 4). Resultados similares foram obtidos por Hubbert *et al.* (2006). A redução destes parâmetros (porosidade e permeabilidade) deve-se à deposição de cinzas na superfície do solo, com a consequente obstrução dos poros. Frequentemente, a condutividades hidráulica diminui significativamente nas primeiras camadas de solo, apesar da superfície do solo responder de diversas formas à passagem do fogo (Are *et al.*, 2009). Como os processos de meteorização de rochas e minerais tendem a ser acelerados pelo efeito do aumento da temperatura e da exposição direta à ação dos agentes erosivos, o teor de elementos grosseiros tende a ser mais baixo no solo em áreas queimadas (Quadro 4) (Chafer, 2008).

Quadro 4. Elementos grosseiros (El gros), densidade aparente (Dap), porosidade total (Pt) e permeabilidade do solo antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

| Prof (cm) | Edroso | | | | Revelhe | | | |
|-------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|---------------------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|---------------------------------------|
| | El gros (%) | Dap (g cm^{-3}) | Pt (%) | Permeabilidade (cm h^{-1}) | El gros (%) | Dap (g cm^{-3}) | Pt (%) | Permeabilidade (cm h^{-1}) |
| Zona queimada | | | | | | | | |
| 0-5 | 37,5 ^a | 1,30 ^a | 51,1 ^a | 47,12 ^a | 25,3 ^a | 1,29 ^a | 64,2 ^a | 12,2 ^a |
| 5-10 | 33,6 ^a | 1,30 ^a | 50,8 ^a | | 28,2 ^a | 1,30 ^a | 63,8 ^a | |
| 10-15 | 36,2 ^a | 1,41 ^a | 46,8 ^a | | 24,4 ^a | 1,41 ^a | 64,2 ^a | |
| 15-20 | 36,9 ^b | 1,35 ^a | 49,0 ^a | | 23,7 ^a | 1,35 ^a | 61,4 ^a | |
| 20-30 | 30,1 ^b | 1,42 ^a | 46,6 ^a | | 24,0 ^a | 1,42 ^a | 55,0 ^a | |
| Zona não queimada | | | | | | | | |
| 0-5 | 38,1 ^a | 1,17 ^a | 55,8 ^a | 51,68 ^a | 28,0 ^a | 1,17 ^a | 66,3 ^a | 172,3 ^b |
| 5-10 | 39,1 ^a | 1,21 ^a | 54,3 ^a | | 31,9 ^a | 1,21 ^a | 65,8 ^a | |
| 10-15 | 44,1 ^a | 1,29 ^a | 51,2 ^a | | 32,4 ^a | 1,28 ^a | 63,8 ^a | |
| 15-20 | 48,0 ^a | 1,27 ^a | 52,2 ^a | | 36,6 ^b | 1,26 ^a | 66,2 ^a | |
| 20-30 | 42,7 ^a | 1,35 ^a | 49,1 ^a | | 43,2 ^b | 1,35 ^a | 62,3 ^a | |

Quadro 5. Distribuição das partículas minerais do solo por classe de tamanho antes e após fogo. Para cada variável, profundidade e área de amostragem, médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

| Profundidade (cm) | Edroso | | | Revelhe | | |
|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | Areia | Limo (%) | Argila | Areia | Limo (%) | Argila |
| Zona queimada | | | | | | |
| 0-5 | 44,0 ^a | 34,8 ^b | 21,2 ^a | 68,4 ^a | 15,8 ^a | 15,7 ^a |
| 5-20 | 44,7 ^a | 34,5 ^a | 20,8 ^b | 66,8 ^b | 16,3 ^a | 16,9 ^b |
| 20-30 | 40,6 ^a | 39,2 ^b | 20,2 ^a | 64,2 ^b | 16,3 ^a | 20,7 ^a |
| Zona não queimada | | | | | | |
| 0-5 | 48,8 ^b | 30,5 ^a | 20,7 ^a | 71,5 ^a | 12,4 ^a | 16,0 ^a |
| 5-20 | 45,4 ^a | 31,9 ^a | 22,7 ^a | 75,4 ^a | 13,0 ^a | 11,6 ^a |
| 20-30 | 47,5 ^b | 30,7 ^a | 21,9 ^a | 74,9 ^a | 12,0 ^b | 13,0 ^a |

As condições climáticas registadas após fogo nas duas áreas de amostragem (com elevadas quantidades de precipitação, conduzindo eventualmente a taxas elevadas de lixiviação e erosão do solo) e a baixa severidade do fogo (indicada pela presença de materiais incompletamente queimados), podem explicar parcialmente as modificações observadas nas propriedades do solo após a passagem do fogo.

3. CONCLUSÕES

Este estudo teve como principal objetivo contribuir para um melhor conhecimento do impacto do fogo em solos cobertos por matos, uma vez que a disponibilidade de informação para este tipo de sistemas ainda é muito escassa. Os resultados foram analisados por comparação de zonas queimadas e zonas não queimadas. A vegetação e o horizonte orgânico do solo presente

nas duas áreas de amostragem, Edroso e Revelhe, têm um efeito importante no controlo da erosão e nas relações solo-planta. Por seu lado, a avaliação dos parâmetros físicos e químicos do solo permite estimar o efeito do fogo no solo.

Relativamente às propriedades físicas do solo verificou-se que a percentagem de elementos grosseiros, porosidade e permeabilidade diminuíram após fogo, enquanto a densidade aparente sofreu um ligeiro aumento. No que respeita às propriedades químicas do solo, o teor de matéria orgânica, alumínio de troca e capacidade de troca catiónica efetiva sofreram um aumento após fogo. Em contrapartida, o fósforo, as bases de troca e a condutividade elétrica diminuíram. Por sua vez, o potássio, o azoto total e a acidez de troca assumem comportamento diferente nas duas áreas de amostragem.

As propriedades físicas e químicas do solo sofreram alterações após fogo, sendo o tipo de vegetação que cobre os solos, relevante neste contexto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALAUZIS, M.V., MAZZARINO, M.J., RAFFAELE, E., ROSELLI, L., 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a Nothofagus forest soil. *Forest Ecology and Management* 192, 131-142.
- 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.
- BATISTA, A.C., REISSMANN, C.B., SOARES, R.V., 2000. Efeitos da queima controlada sobre algumas propriedades químicas do solo em um povoamento de *Pinus taeda* no município de Sengés-PR. *Floresta* 27 (1/2), 50-70.
- 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.
- CERDÀ, ARTEMI., LASANTA, TEODORO., 2005. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees 1. Water and sediment yield: *Catena* 60, 59-80.
- CHAFER, CHRIS J., 2008. A comparison of fire severity measures: An Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. *Catena* 74, 235-245.
- COELHO, C., 2001. Efeitos dos Incêndios Florestais sobre a erosão e a degradação do solo. In Ministério da Administração Interna SEAMAI (ed.). *A floresta que futuro?* 135-146. Instituto Nacional de Administração (INA).
- FERNANDES, R.C., CORDOVID, C.M., DE VARNENNES, A., 2009. Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter Pools in burned soils. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.
- FRANCO-VIZCAÍNO, E., SOSA-RAMIREZ, J., 1997. Soil properties and nutrient relations in burned and unburned Mediterranean-climate shrublands of Baja California, Mexico. *Acta Ecologica* 18 (4), 503-517.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A., GONZÁLEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., KNICKER, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International* 30, 855-870.
- 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.
- INMG, 2011. Normais Climatológicas. Braga. Período 1971/2000.
- INMG, 1991. Normais Climatológicas da Região de “Trás-os-Montes e Alto Douro” e “Beira Interior” Correspondentes a 1951-1980. Fascículo XLIX, Volume 3, Lisboa.
- JOHNSON, D.W., CURTIS, P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- LOMBAO, A., BARREIRO, A., MARTIN, A., DÍAZ-RAVIÑA, M., s/d. Soil microbial community structure as affected by a wildfire in laza (NW Spain). Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrariológicas de Galicia (IIAG-CSIC). Santiago de Compostela (Spain).
- LOURENÇO, L., 1994. Risco de incêndio florestal em Portugal Continental. *Informação Florestal* 4, 22-32.
- 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.

- 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.
- WIENHOLD, B.J., KLEMMEDSON, J.O., 1992. Effect of prescribed fire on nitrogen and phosphorus in Arizona chaoarral soil-plant systems. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 6, 285-296.

EROSÃO DOS SOLOS E MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO ANTERIORES AOS GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS, NA ÁREA CONFINANTE DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LIS, ARUNCA E PRANTO

Sofia Fernandes
NICIF – Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais
sofiasuisse@hotmail.com

Sofia Bernardino
NICIF – Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais
sofia.bernardino@yahoo.com

Luciano Lourenço
Departamento de Geografia
Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra
luciano@uc.pt

RESUMO

No século XX, os ex-Serviços Florestais levaram a cabo notáveis trabalhos de defesa e conservação do solo nas bacias dos rios Lis, Arunca e Pranto para atenuar a erosão hídrica. Hoje encontramos áreas estabilizadas, porém, a incidência dos incêndios florestais poderá constituir um fator de retorno da erosão.

Palavras-chave: erosão hídrica, correção torrencial, grandes incêndios florestais, bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto.

SOIL EROSION AND RECOVERY MEASURES PRIOR TO THE LARGE FOREST FIRES IN THE AREA BORDERING THE HYDROGRAPHIC BASINS OF THE RIVERS LIS, ARUNCA AND PRANTO

ABSTRACT

In the twentieth century, the old forestry services led the cable notable works of defense and soil conservation in hydrographic basins of the rivers Lis, Arunca and Pranto to mitigate water erosion. Today we find areas stabilized, but the incidence of forest fires can constitute a factor of return of erosion.

Keywords: erosion, torrential correction, large forest fire, hydrographic basins of the rivers Lis, Arunca and Pranto

INTRODUÇÃO

Após passada mais uma época crítica de incêndios florestais, às quais já nos habituamos a assistir, todos os anos, entre julho e setembro, Portugal, ao contrário de outros países do Sul da Europa, é, comparativamente, aquele que mais tem sofrido com os incêndios florestais que consomem, ano após ano, milhares de hectares de floresta, provocando graves desequilíbrios nos nossos ecossistemas florestais. De um vasto leque de problemas imediatos e subsequentes aos incêndios, um dos mais preocupantes tem sido a destruição da vegetação pelo fogo, porque a sua ausência permite que o solo fique sem qualquer tipo de proteção face aos agentes morfogenéticos, o que, nas primeiras chuvas subsequentes ao período estival, ou seja, no Outono/Inverno, facilita o desencadear de processos erosivos nos solos, repercutindo-se na degradação da qualidade dos solos e da água que influencia a produtividade desses ecossistemas, bem como na obstrução dos canais fluviais que dificulta o escoamento das águas em tempo de cheias, e facilita as inundações, conduzindo ao assorear dos campos a jusante (LOURENÇO,1990).

Contudo, a preocupação em torno da defesa e conservação dos solos no nosso país, não é recente, pois desde há vários anos que, os processos erosivos atuais têm sido objeto de estudo por parte de muitos geógrafos, agrónomos e engenheiros civis que têm procurado solucionar situações concretas, se bem que, muitos dos seus trabalhos desenvolvidos no âmbito do controlo da erosão e proteção dos solos não têm tido nem o tratamento nem a respetiva divulgação que lhes seria merecida. (REBELO, 1981).

Ora, com este estudo pretende-se, por um lado, divulgar trabalhos desenvolvidos bem como técnicas utilizadas em Portugal, pelos ex-Serviços Florestais, durante o início do século XX, para controlar a intensa erosão que se verificava em várias linhas de água, com regime torrencial, pertencentes às bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto que, por esse motivo, foram sujeitas à correção torrencial e ao regime florestal. Por outro lado, visa descrever o estado atual das obras de controlo de erosão então realizadas e identificar, *in situ*, os benefícios resultantes da sua construção, bem como verificar se cumpriram a função para que foram projetadas. Além disso, procurar-se-á mostrar que a sua continuidade no tempo é uma mais-valia para evitar o avanço da erosão numa situação de pós-incêndio naquelas áreas.

As bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto (fig. 1), estas duas últimas pertencentes ao rio Mondego, desenvolvem-se na região Centro de Portugal, estando inseridas do ponto vista geológico na Orla Mesocenozóica Ocidental, cuja litologia é propícia à atividade erosiva, pois nelas dominam terrenos sedimentares, que quando se encontram desprotegidos por vegetação e se situam em colinas com acentuado declive, sofrem uma intensa erosão como aconteceu em alguns dos seus cursos de água (ANDRADA, 1982). É nas áreas de cabeceiras das linhas de água que o relevo assume maior movimentação, dominando encostas ligeiramente declivosas que se encontram ocupadas por floresta e culturas permanentes (vinha).

A metodologia utilizada desenvolveu-se em quatro fases, a primeira consistiu numa pesquisa e consulta de bibliografia relativa ao tema, que assentou nos projetos de correção torrencial realizados entre 1940 e 1977 na área de estudo, arquivados na antiga Administração dos Serviços Florestais de Leiria, bem como registos fotográficos e cartografia da localização das obras projetadas no âmbito da correção torrencial. A segunda fase incidiu na criação de uma base de dados (em formato Excel) onde se foram incorporando, de forma suscita, as informações sobre as obras projetadas. Depois, procedeu-se à representação espacial das linhas de água intervencionadas, com recurso aos Sistemas de Informação Geográfica, em ArcGis 10, o que nos possibilitou obter uma outra dimensão, de carácter mais amplo, das ribeiras que mais foram afetadas pela erosão e que tiveram de ser submetidas à correção torrencial e ao regime florestal.

Posteriormente realizou-se trabalho de campo para avaliação do estado das obras e se houve influência destas na estabilização do processo erosivo, bem como à análise da gestão das áreas que foram sujeitas ao regime florestal, e à perceção do risco de incêndio florestal.

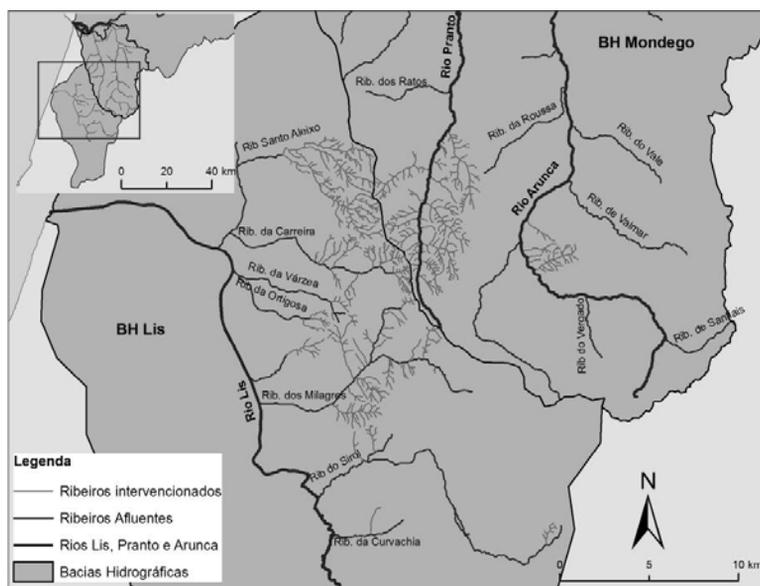


Figura 1. Esboço de localização das bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto.
 Fonte dos dados: Agência Portuguesa do Ambiente, Instituto Geográfico Português e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

1. EROSIÃO HÍDRICA DOS SOLOS NA ÁREA CONFINANTE DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LIS, ARUNCA E PRANTO E IMPACTES ASSOCIADOS.

1.1. Processo erosivo: fatores desencadeantes e condicionantes

Como afirma M. GALLO (1942a), “a morfologia terrestre sofre constantes modificações, mercê de várias causas, de entre as quais uma das mais importantes é, sem dúvida, a acção da água corrente, consequência das chuvas”, que, em função dos seus parâmetros (duração, quantidade, intensidade e frequência) pode contribuir para uma maior ou menor ação erosiva (Quadro 1). Todavia, não se pode esquecer que todo o processo, como considera ÁLVARES e PIMENTA (1998), “resulta de combinações de factores que são dependentes e interligados entre si”, de entre os quais se destacam as características físicas do local (topográficas, climáticas, fitogeográficas, geológicas...). Também, as intervenções humanas como a prática intensiva da silvicultura e pastorícia ou do transvase dos cursos de água influenciam a atividade erosiva.

Quadro 1. Desenvolvimento da atividade erosiva conforme os diferentes parâmetros intrínsecos à pluviosidade.

| | | | |
|----------------------------------------|----------|-------|---------|
| Quantidade de chuva | Reduzida | Média | Elevada |
| Duração da chuva | Curta | Média | Longa |
| Frequência (Intervalo entre chuvas) | Grande | Médio | Pequeno |
| Intensidade da chuva | Baixa | Média | Alta |
| Erosão | Mínima | Média | Máxima |

Adaptado de Sidnei Lopes Ribeiro, citado por José Oliveira, 2006.

Verifica-se que, a atividade erosiva é tanto maior quanto maior for, efetivamente, a intensidade e a quantidade de chuva que atinge a superfície terrestre, que se acentua em parte pela distribuição irregular da pluviosidade que ocorre ao longo do ano (fig. 2).

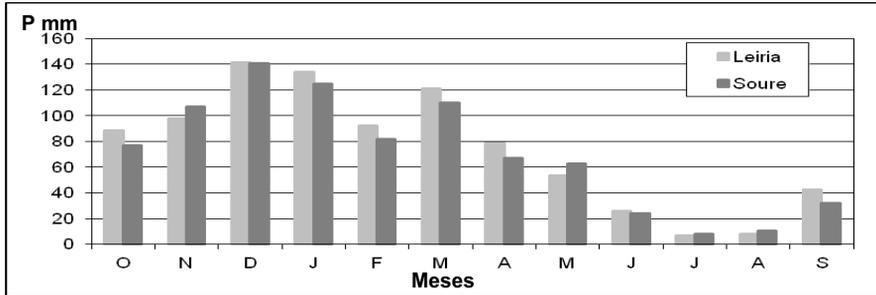


Figura 2. Distribuição das precipitações médias mensais relativas ao período 1932-1961.
 Fonte dos dados: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, período de 1932-1961.

Ora, as precipitações registadas na Primavera são mais prejudiciais do que aquelas que caem no Outono porque a capacidade de retenção de água no solo é muito menor na Primavera, pois quando se sucede a um período húmido, os solos tendem a estar saturados de humidade, o que não se verifica no Outono porque a este antecede-lhe uma estação seca que dificulta o desencadear da escorrência superficial (GALLO, 1942a), responsável pela evolução das formas de relevo. O processo de escorrência superficial manifesta-se através de um fluxo de água que se desenvolve ao longo da vertente que, segundo P. BIROT (1981) pode ser difuso ou concentrado, ambos com modos de atuação distintos. O primeiro, com um comportamento seletivo, é responsável pelo empobrecimento do solo porque transporte os materiais mais finos, como por exemplo, as argilas e limos, essenciais a fixação da vegetação. Já, o segundo com um escoamento linear propicia o processo de ravinamento nas vertentes, evoluindo para barrancos de grandes dimensões, nas situações em que o solo encontra-se desprotegido, o que afeta ainda a rede hidrográfica porque forma-se desníveis que conduzem ao aprofundamento do talvegue como sucedeu em cursos de água dos rios Lis, Pranto e Arunca.

Na nossa área-amostra, os processos erosivos assumiram proporções surpreendentes (fot. 1) devido às condições físicas do local e às ações humanas. Dentro das primeiras damos conta do domínio de rochas friáveis, que oferecem uma menor resistência ao efeito “*splash*” e ao escoamento superficial, nos setores montantes das linhas de água, facilitando o remontar de cabeceiras dos cursos de água. Também, a falta de vegetação, resultante da excessiva prática do pastoreio, desigual exploração dos terrenos agrícolas e florestais, e de uma intensa desflorestação por causa do corte intensivo de árvores e dos incêndios florestais, em áreas caracterizadas por acentuados declives, contribui para acentuar o fenómeno da erosão, principalmente nos episódios de chuvas mais violentas. Em 1972, F. FOURNIER, citado por REBELO (1981) considerava a erosão hídrica “como o primeiro dos perigos que ameaçam o solo”.



Fotografia 1. Efeitos erosivos. À esquerda, no ribeiro das Barrocas do Forno, afluente do rio Lis. À direita, no ribeiro do Vale da Parada, afluente do rio Pranto.

Fonte: Arquivo Fotográfico do Instituto da Conservação da Natureza e Florestas.

1.2. Impactes ambientais, económicos e sociais resultantes da erosão hídrica

A contínua ação dos processos erosivos na área confinante das bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto desencadeou vários problemas que se manifestaram a curto e a longo prazo, acarretando com eles elevados prejuízos económicos.

Nas áreas de cabeceiras dos cursos de água, ou seja, a montante, as encostas foram sujeitas a uma intensa exploração por parte da população devido a elevada aptidão dos solos para aproveitamento agrícola e florestal (CAMPAR *et al.*, 1989), ora a pressão exercida nas encostas levou a uma acentuada deterioração da qualidade dos solos que os tornou inaptos porque os materiais mais finos, necessários para o desenvolvimento da vegetação foram transportados pelas águas, criando condições para a formação de barrancos (fot. 2a) e, também, para o empobrecimento dos aquíferos devido à fraca ou quase nula infiltração da água das chuvas.

No setor a jusante, os impactes da erosão torrencial atingiram valores incalculáveis, pois os materiais que eram transportados ao longo dos cursos de água foram-se depositando no fundo do leito, à medida que ia diminuindo a força viva, acabando por levar ao assoreamento dos rios principais (fot. 2b), dada a elevada quantidade de materiais finos provenientes dos seus afluentes e subafluentes, o que levou à redução da capacidade de vazão das águas nessas secções, dando origem a um aumento de cheias mais rápidas (fig. 3 e fot. 2c) e a violentas inundações que afetavam aglomerados populacionais (ex. a cidade de Leiria) e submergiam campos agrícolas (fot. 2d), deixando-os estéreis.

De um modo geral, os caudais dos rios apresentam variações de grande amplitude (fig. 3) como resposta à irregularidade da precipitação (interanual e sazonal) (fig. 2), registando-se uma concentração de caudais de cheia nos meses de Dezembro e Fevereiro que se manifestam por inundações rápidas, resultantes da precipitação intensa registada num curto espaço de tempo.

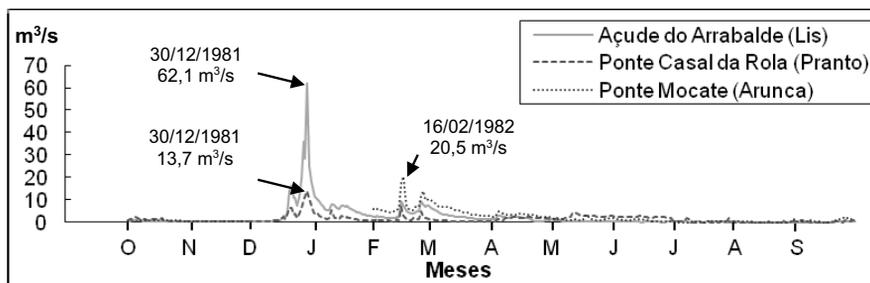


Fig.3 – Evolução dos caudais médios diários em m³/s. Ano hidrológico 1981-1982¹³.

Fonte dos dados: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, período 1981-1982.

Aliás, nos cursos de água assoreados, a frequência e a dimensão das cheias rápidas são, habitualmente, mais catastróficas pois atingem com mais violência as áreas a jusante (fot. 2c), como aconteceu por diversas vezes na cidade de Leiria.

Ora, foi com base nos elevados prejuízos económicos e impactes ambientais e sociais resultantes da erosão torrencial presente em numerosos cursos de água que surgiram os primeiros trabalhos de defesa e proteção dos solos no nosso país, baseados no uso de técnicas de correção torrencial e de planos de povoamento florestal utilizados pelos *Serviços de Hidráulica Florestal* para mitigação da atividade erosiva nas bacias hidrográficas em estudo.

¹³ Nos Anuários dos Serviços Hidráulicos, do Ministério das Obras Públicas, consultados para o período dos anos 30 e 60, o registo dos caudais diários médios diários ainda não se efetuavam para os rios Lis, Arunca e Pranto, razão pela qual se recorreu a um outro período de análise, conforme os registos disponibilizados pelo Sistema Nacional de Recursos Hídricos.



Fotografia 2. Impactes resultantes da erosão torrencial dos cursos de água dos rios Lis e Pranto: a) Barranco no ribeiro do Vale da Panela, afluente do Pranto (Novembro 1959); b) Assoreamento no ribeiro dos Milagres, afluente do Lis junto à ponte da via-férrea (40?); c) Cheia no rio Lis, a 20 de Fevereiro de 1966; d) Campos inundados pelo ribeiro do Vale Salgueiro, afluente do Pranto (Junho 1959)

Fonte das fotografias: Arquivo Fotográfico do Instituto da Conservação da Natureza e Florestas (Fot. a, c, d) e Mário Gallo, 1942b (Fot.b).

2. MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DOS SOLOS.

2.1. Enquadramento legislativo.

Para colmatar os elevados prejuízos económicos e sociais que a dimensão do fenómeno de erosão hídrica representava em Portugal, foram criados os *Serviços de Hidráulica Florestal*, através do Decreto de 24 de dezembro de 1901, atribuindo-lhes a responsabilidade de realizarem “[...] o revestimento e as obras de arte dos perímetros demarcados com o fim de corrigir ou regularizar o regime dos cursos de água e a conservação e a policia das obras de arte, sementeiras e plantações, enquanto não forem entregues ao serviço de exploração” (M. GALLO, 1960).

Anos mais tarde, em 1930, surgiu a *Junta Autónoma de Obras de Hidráulica Agrícola* com o objetivo de planejar e construir obras de fomento hidroagrícola, onde estavam incluídas barragens, sistemas de regularização fluvial e perímetros de rega.

Vinte anos depois, em 1950, a Junta Autónoma de Obras de Hidráulica Agrícola foi integrada na *Direção Geral dos Serviços Hidráulicos* (INAG, 2002).

Entretanto, em 1941, sob a responsabilidade da então *Direção dos Serviços Florestais e Aquícolas*, que tinham sido criados em 1919, sob a tutela governativa do Ministério da Agricultura, deu-se início a uma fase de construção de grandes obras de engenharia florestal em Portugal, sob responsabilidade do Gabinete de Estudos e Obras de Correção Torrencial, organismo a quem estava confinada a missão de Defesa, Conservação e Valorização do Solo Nacional, nomeadamente com obras de correção torrencial e realização de um Plano de Povoamento Florestal, com vista à arborização das serras do interior, como consta do Decreto-Lei n.º 254/2009 de 24 de Setembro de 1938,.

Com efeito, o solo é “o principal sistema de suporte da vida e do bem-estar humano. Fornece o substrato para as raízes, retém água o tempo suficiente para esta ser utilizada pelas plantas e fixa nutrientes essenciais para a vida” (J. BRILHA e A. SÁ, 2007, p. 2). Por outro lado, a sua degradação traduz-se numa perda de utilidade para os seres vivos, devido à sua modificação (R. WASSON, 1987), representando um verdadeiro problema que, não sendo de agora, é bastante

atual, com grandes impactes e prejuízos ambientais, económicos e sociais, que originam, em consequência, um entrave ao desenvolvimento dos países (LAL, 1998).

2.2. Medidas de recuperação dos solos.

Ora, com vista à recuperação dos solos, foram desenvolvidos, no final do século XIX e início do século XX, uma série de estudos e de trabalhos no âmbito da correção torrencial, com o objetivo de travar o problema da erosão hídrica e consequências daí resultantes.

As medidas adotadas para as áreas afetadas visavam sobretudo reduzir a velocidade de escoamento das águas superficiais, pois só desta forma seria possível reduzir a quantidade de materiais transportados pela água, ao longo tanto das vertentes como dos cursos de água, alcançando-se, posteriormente, a estabilização das vertentes erosionadas e do leito dos rios até ser atingido o perfil de equilíbrio dos respetivos talwegues.

Para isso, de entre as várias medidas implementadas, destacam-se sobretudo a construção de barragens de pequena e média dimensão, a construção de valas de escoamento e de canaletes de modo a concentrar as águas de escoamento, bem como a aplicação de faxinagens e de sebes vivas ou mortas e, ainda, a reforestação dos cursos de águas e áreas marginais mais afetadas pelo processo.

A implementação destas medidas implicava o seguimento de uma lógica organizacional dos trabalhos a desenvolver, que estava dependente das características do espaço territorial a aplicar e, especialmente, do tipo de torrentes existentes. Deste modo, foi seguida a classificação do tipo de torrentes proposta por Louis PROSPER DEMONTZEY, citado por M. GALLO (1919-1930), que considerava três tipos de torrentes: de escavação, de transporte e mistas.

Assim, quando ocorriam torrentes de transporte, considerava-se que deveriam ser seguidas as duas primeiras alíneas por, neste caso, serem as mais importantes. Por sua vez, quando se tratava de torrentes de escavação eram tidas em conta as duas últimas alíneas (3.^a e 4.^a). Finalmente, numa situação de torrentes mistas, isto é, aquelas que incorporam as de escavação bem como as de transporte, deveriam ser tomados os procedimentos que dessem origem à estabilização da bacia de receção e do canal de escoamento, pelo que, nestes casos, a ordem de trabalhos passava pelo cumprimento, na íntegra, das quatro fases de trabalho (Quadro 2).

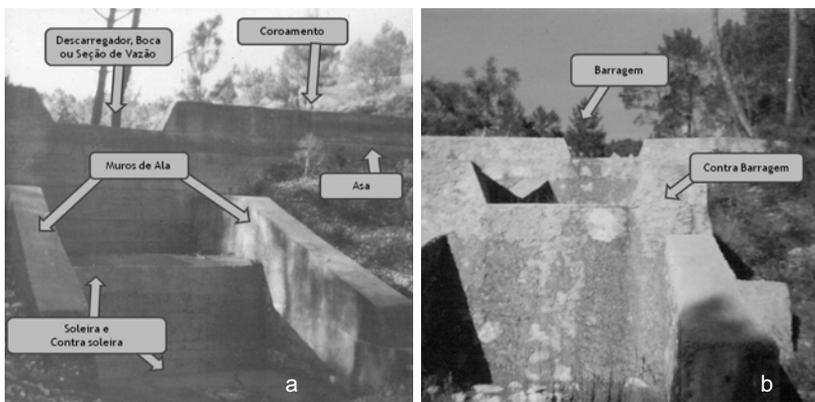
Quadro 2. Ordem de Execução dos Trabalhos de Correção torrencial.

| Ordem de Execução | Trabalhos a executar |
|-------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1.º | Estudo e demarcação dos perímetros a arborizar ou a manter arborizados na bacia da linha de água. |
| 2.º | Repovoamento de todos os terrenos instáveis abrangidos no perímetro. |
| 3.º | Fixação dos terrenos instáveis por meio de trabalhos de correção. |
| 4.º | Repovoamento dos terrenos instáveis, à medida que se vão realizando os trabalhos de engenharia. |

Adaptado de M. Gallo, 1929-30

2.3. Obras de correção torrencial.

A construção de barragens era feita ao longo do talvegue dos rios, de forma transversal aos mesmos, ficando o leito cortado por uma série de degraus, com a finalidade de diminuir a velocidade das águas. Eram compostas por vários elementos importantes que asseguravam tanto a estabilidade da construção como a eficácia da mesma, nomeadamente através do descarregador, que permitia a passagem das águas e as direcionava para a parte mais resistente do talvegue. Por sua vez, as asas, que ficavam encastradas nas margens, contribuíam para evitar infiltração, que, a curto prazo, poderia provocar a instabilidade da obra, enquanto que as soleiras, protegiam da escavação da água, pelo que eram construídas onde a água precipitava, depois de ter passado pelo descarregador (fot. 3-a). Por vezes, quando as condições de declive assim o exigiam, era conveniente construir ainda uma barragem e uma soleira ligadas à existente (fot. 3-b).

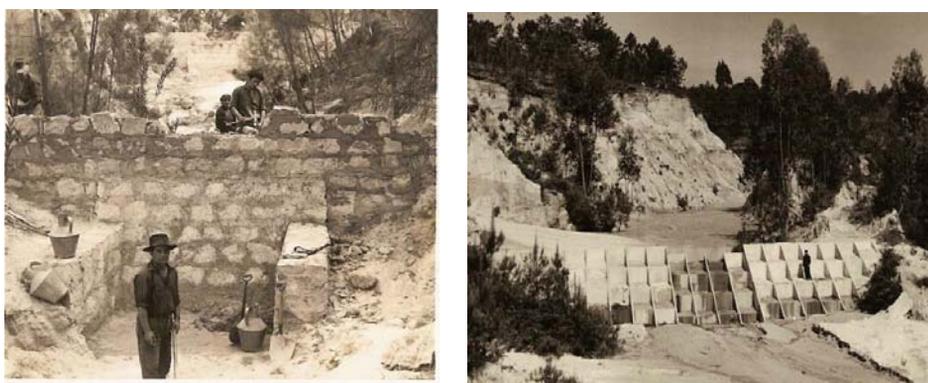


Fotografia 3. Constituintes das barragens aplicadas na correção de torrentes.

Fonte: Adaptado de J. Mota, 1973.

O tipo de barragens construídas variava também, dependendo do enquadramento, da problemática local, dos materiais existentes *in situ* e do resultado que se pretendia obter. Assim, inicialmente, as mais comuns eram as barragens de alvenaria argamassada (fot. 4-a), no entanto, sempre que necessário eram também aplicadas barragens do tipo “gabbioni, barragens de madeira, de alvenaria de pedra solta, de alvenaria mista e de betão armado. Mais tarde, principalmente tendo em conta a redução dos custos das obras, foi implementado um novo tipo, designado por barragens de laje (fot. 4-b).

Os trabalhos de correção torrencial eram complementados com os de estabilização das vertentes e das bacias de receção com recurso à arborização, por forma a controlar a erosão e a afluência de matérias para junto das linhas de água. Além da reflorestação, eram aqui introduzidas as valas de escoamento, que serviam inclusive como caminhos, e canaletes que tinham a finalidade de assegurar a mais rápida redução do processo erosivo, pois serviam para conduzir as águas superficiais, de escoamento.



Fotografia 4. Barragens: a) de alvenaria argamassada em construção no ribeiro das Cavadas, afluente do rio Pranto, em agosto de 1969; b) de Lage escorada no ribeiro do Vale da Miguela, afluente do rio Pranto, em 1960.

Fonte: Arquivo fotográfico do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Assim, foram efetuados trabalhos de fixação por meio de vegetação, tanto nas vertentes do canal de escoamento como na própria bacia de receção. Este método tinha como finalidade possibilitar uma completa estabilidade não apenas das linhas de água, mas também das vertentes que as marginam. Com este objetivo foram utilizadas espécies cujo sistema radicular apresentasse um rápido desenvolvimento.

Foram também utilizadas outras técnicas complementares dos trabalhos de correção torrencial, mais económicas, mas que apresentam um contributo importante no controlo da instabilidade de margens e vertentes, como foi o caso da construção de sebes mortas ou vivas.

De facto, apenas com o contributo do revestimento vegetal foi possível fixar o terreno com as raízes das plantas e aumentar a permeabilidade do solo, uma vez a vegetação retém, nas folhas, uma parte importante da água precipitada, ação que corresponde a uma certa correção torrencial, capaz de mitigar o processo de erosão hídrica.

3. A ALTERAÇÃO DA ESTRUTURA DA POPULAÇÃO COMO IMPULSIONADORA DA OCORRÊNCIA DOS GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS.

3.1. Evolução da população.

Ao longo do século XX e já no decorrer do presente século XXI, a área de estudo tem vindo a sofrer diversas transformações derivadas da evolução demográfica, alterações que são sentidas ao nível da estrutura etária da população e dos setores de atividade, em resultado das diversas conjunturas económicas vividas ao longo destas décadas. Estes elementos vão repercutir-se, indubitavelmente, na paisagem, com uma forçosa implicação nos riscos associados a esses locais e às manifestações dos processos que mais incidem nessas áreas.

Para melhor percebermos a evolução da população, analisámos algumas variáveis, ao nível das 19 freguesias, que abrangem as áreas intervencionadas com medidas de correção torrencial (fig.4), pertencentes aos concelhos de Leiria e Pombal, no distrito de Leiria, e ao de Ourém, no distrito de Santarém.



Figura 4. Representação espacial das freguesias que abrangem os ribeiros intervenções com obras de correção torrencial.

Fonte dos dados: Instituto Geográfico Português e Agência Portuguesa do Ambiente.

Assim, relativamente à população presente, foram observados aumentos mais significativos de população entre 1960 e 2011 nas freguesias de Marrazes, Pombal e Pousos. Em contrapartida, nas de Colmeias, Monte Redondo, Souto da Carpalhosa, Santiago de Litem e Vermoil a tendência tem sido decrescente, com a maior variação negativa apresentada (fig.5).

Apesar de se ter registado um aumento do número total de residentes em 8 das freguesias, e nos 3 concelhos abrangidos pelas mesmas, a tendência da estrutura etária aponta para o envelhecimento drástico da população, observando-se uma redução do número de jovens, o alargamento da população ativa e o crescimento da população no topo da pirâmide, caminhando assim para uma pirâmide invertida (fig.6). Esta tendência é fruto das migrações registadas essencialmente a partir da segunda metade do século XX, do aumento da esperança média de vida e da emancipação da mulher, mas também das várias conjunturas económicas, resultando numa redução da natalidade e do número de filhos por mulher.

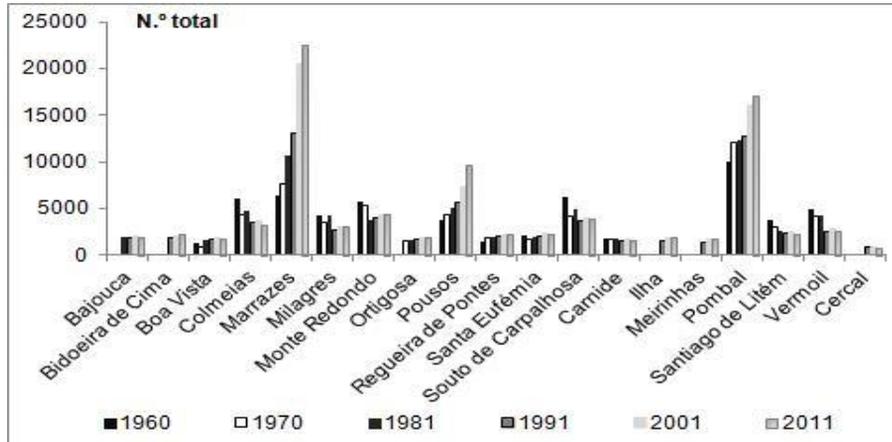


Figura 5. População total residente nas freguesias em estudo, segundo os censos da população de 1960 a 2011.

Fonte dos dados: Instituto Nacional de Estatística.

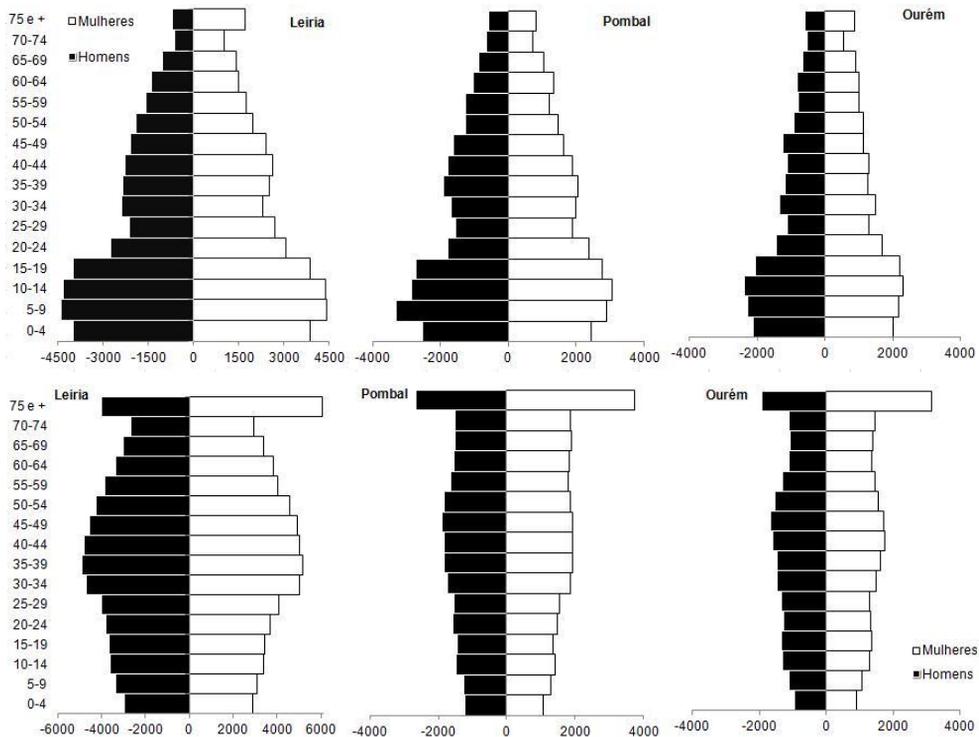


Figura 6. Estrutura etária da população residente nos concelhos de Leiria, Pombal e Ourém em 1970, em cima, e em 2011, em baixo.

Fonte dos dados: Instituto Nacional de Estatística.

3.2. Evolução dos setores de atividades.

A par das mudanças verificadas em termos populacionais, também ao nível dos setores de atividade se têm registado alterações (fig.7).

Assim, relativamente ao setor primário, apesar de ter menor expressão em 1991, relativamente aos restantes setores, apresentou uma grande redução até aos censos de 2011.

São os setores secundário e terciário que adquirem maior expressão, apesar de se ter verificado, nalguns casos, redução de população no setor secundário.

No que concerne à agricultura, apesar de ser uma atividade, muitas vezes, apenas de subsistência, pois os espaços agrícolas são sobretudo parcelas de pequenas dimensões, tal como a criação de gado, ambas eram atividades que implicavam uma gestão e limpeza dos espaços, tanto florestais, uma vez que se utilizava o mato para o cuidado dos animais, como dos espaços agrícolas, servindo assim para manter as florestas limpas de combustíveis, bem como de barreiras contra manifestações de incêndios. Ora, com a redução desta atividade, os campos e florestas ficam desprovidos de limpeza que assim não forem geridos, acumulando, ano após ano, cada vez mais combustível, até que, na manifestação dendrocaustológica sejam devastadas áreas maiores de floresta.

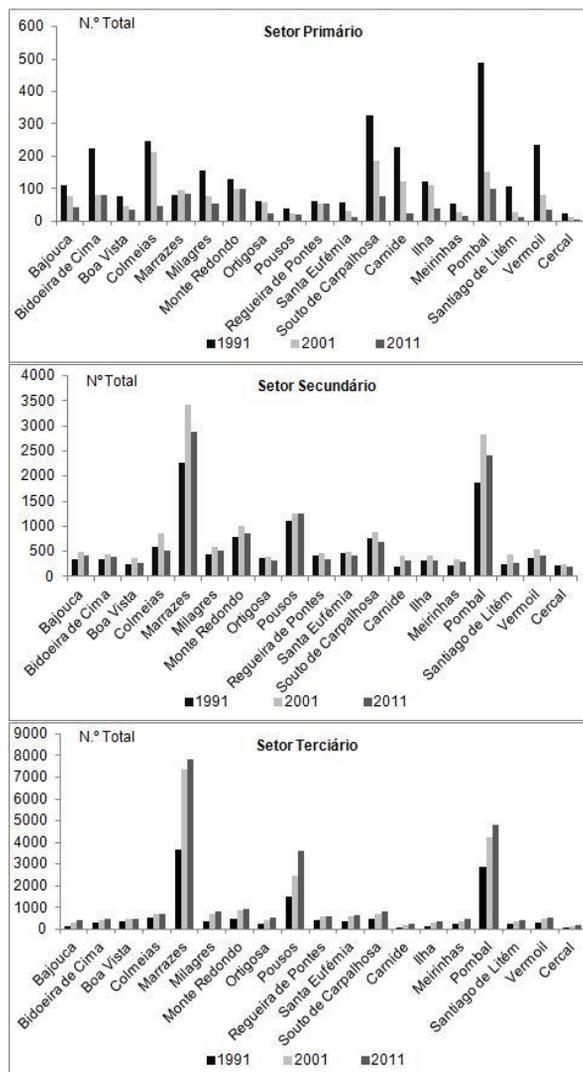


Figura 7. Número total de pessoas por setor de atividade, nas freguesias em estudo, para os anos censitários de 1991, 2001 e 2011.

Fonte dos dados: Instituto Nacional de Estatística.

4. GRANDES INCÊNDIOS FLORESTAIS OCORRIDOS APÓS A DÉCADA DE 1980.

4.1. Breve caracterização dos incêndios.

Se até meados do século XX um dos problemas que mais afetava as áreas das Bacias Hidrográficas dos Rios Lis, Pranto e Arunca era o processo de erosão hídrica, pela tamanha dimensão que assumia e pelos diversos prejuízos económico-sociais e inconvenientes a ele associados, atualmente, em pleno século XXI, não há dúvidas que o maior problema com que nos deparamos todos os anos, especialmente durante os meses de verão, são efetivamente os incêndios florestais.

Nas últimas décadas, tem-se vindo a observar uma tendência crescente da manifestação de incêndios florestais e, mais ainda, um aumento da amplitude das dimensões das áreas ardidas.

Assim, para a análise dendrocaustológica das áreas anteriormente intervencionadas com medidas de correção torrencial, nas bacias hidrográficas dos rios, Lis, Pranto e Arunca, foram selecionadas as respetivas áreas administrativas, ao nível das freguesias, como analisámos no tópico anterior, para um período de 30 anos, compreendido entre 1981-2010, por ser aquele para o qual existe informação estatística a esta escala.

De um modo geral, no que às ocorrências diz respeito, observamos uma certa periodicidade de oscilações, ou seja, em cada quatro/cinco anos, regista-se um pico de ocorrências superior ao dos anos precedentes e subsequentes e observa-se, ainda, uma tendência de aumento do número de ocorrências ao longo do período de análise (fig.8). Assim, durante a década de 1980, em nenhum ano foi ultrapassado o limiar de 100 ocorrências, destacando-se os anos de 1985 e de 1986, com 99 e 82 incêndios ocorridos, respetivamente. Na década de 1990, a partir de 1992 verifica-se uma mudança na manifestação de incêndios, uma vez que foi atingido, em 1994, o valor mais alto de incêndios desta série de anos, com 227. De notar que entre 1992 e 1996 foram registados sempre mais de 100 incêndios anuais. Na década de 2000, foi o ano de 2005 que ressaltou, com um total de 207 ocorrências. De um total de 435 ocorrências, na década de 1980, passámos para 1049 na década seguinte, sendo a passagem mais brusca, uma vez que na década de 2000, o valor apresenta certa tendência para a estabilização, com 1010 ocorrências.

Relativamente à área ardida, regista-se um aumento contínuo, década a década, com 1557 hectares incinerados em 1980, 2550ha,886ha em 1990 e, numa passagem acréscimo mais brusco, a década de 2000 a apresentar uma área ardida total de 6258 hectares. Nesta última década, o ano de 2005 revelou-se dramaticamente problemático, na medida em que, apenas nesse ano, concentrou uma área queimada foi superior a 4000 hectares, sendo, por isso, o pior desta série de 30 anos (fig.8).

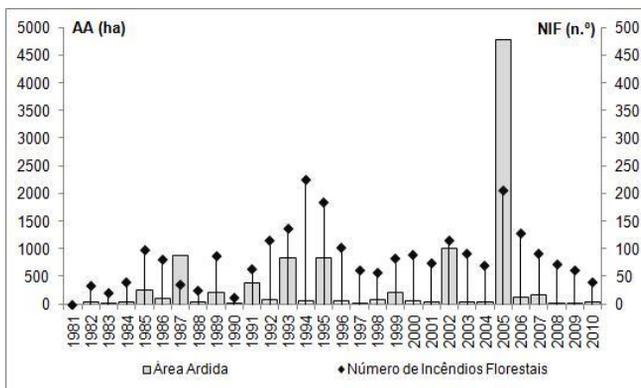


Figura 8. Número de incêndios florestais (NIF) e área ardida total (AA) nas freguesias da área de estudo, durante o período de 1981 a 2010.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

Em média, nos 30 anos, ocorreram pouco mais de 84 incêndios florestais por ano, a que corresponde uma área ardida média anual de cerca de 346 hectares de espaço florestal.

Numa análise aos quantitativos totais por freguesia, no mesmo período, verifica-se que do total das 19, são apenas 2 as que mais se distinguem em termos de áreas ardidas, designadamente Colmeias, do concelho de Leiria, com um valor acima de 3000 hectares incinerados, e Pombal, do concelho de Pombal, com maior destaque, ultrapassando 4000

hectares ardidos. A freguesia de Santiago de Litém e de Souto da Carpalhosa, apesar de registarem um valor de área ardida abaixo de 1500 hectares, ganham expressão relativamente às restantes. Já relativamente às ocorrências é também em Pombal que se atinge o maior número, com cerca de 700 incêndios. Entre 300 e 200 ocorrências temos Santiago de Litém, Vermoil, Monte Redondo e Colmeias. Grande parte das freguesias não chegaram a atingir 100 ocorrências de incêndios durante os 30 anos (fig.9).

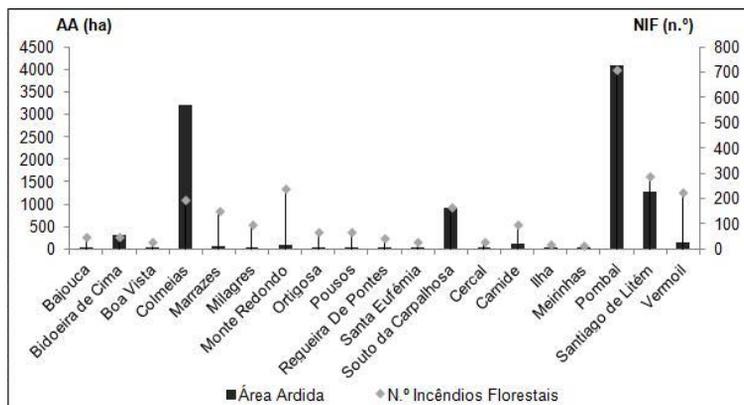


Figura 9. Total da área ardida em hectares e do número de incêndios florestais nas freguesias das áreas intervencionadas, no período compreendido entre 1981 e 2010.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

No que concerne ao tipo de causas associadas aos incêndios registados na área em estudo, apercebemo-nos de que são sobretudo de origem antrópica, sendo a causa natural muito reduzida. Numa análise por quinquênios, verificamos que a maior percentagem das causas encontradas são indeterminadas ou desconhecidas (Quadro 3). No entanto, a causa intencional adquire expressão quando associada às áreas ardidas, ou seja, a 197 ocorrências intencionais corresponderam a 14 234 hectares ardidos. As causas negligenciais apresentam importância em termos de número de incêndios, com um total de 379, contudo tem menor expressão de área ardida (Quadro 3).

Quadro 3. Número de incêndios florestais e área ardida total em hectares por quinquênio, nas freguesias das áreas intervencionadas.

| Tipo de Causa | Incêndios Florestais (n.º) | | | | | |
|---------------|----------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 1981-1985 | 1986-1990 | 1991-1995 | 1996-2000 | 2001-2005 | 2006-2010 |
| Indeterminada | 158 | 232 | 461 | 23 | 92 | 241 |
| Intencional | 22 | 8 | 43 | 14 | 50 | 60 |
| Natural | - | - | 2 | 3 | - | 4 |
| Negligente | 17 | 5 | 14 | 14 | 26 | 303 |
| Nula | - | - | 209 | 344 | 1349 | 250 |
| Tipo de Causa | Área Ardida (ha) | | | | | |
| | 1981-1985 | 1986-1990 | 1991-1995 | 1996-2000 | 2001-2005 | 2006-2010 |
| Indeterminada | 294 | 1239 | 1327 | 209 | 614 | 126 |
| Intencional | 24 | 3 | 268 | 69 | 13825 | 45 |
| Natural | - | - | 520 | - | - | - |
| Negligente | 8 | 5 | 11 | 16 | 944 | 165 |
| Nula | - | - | 39 | 131 | 9736 | 4 |

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

4.2. Cartografia das áreas ardidas.

Apenas através da representação espacial das áreas ardidas é possível compreender melhor a expressão espacial que os incêndios adquirem nas áreas anteriormente intervencionadas. Assim, numa representação das áreas ardidas por quinquênios, no período entre 1981 e 2010, foi sobretudo no quinquênio 2001-2005, que se observaram as maiores manchas de áreas afetadas, principalmente em toda a área correspondente às linhas de água intervencionadas nas bacias hidrográficas dos rios Pranto e Arunca (fig.10).

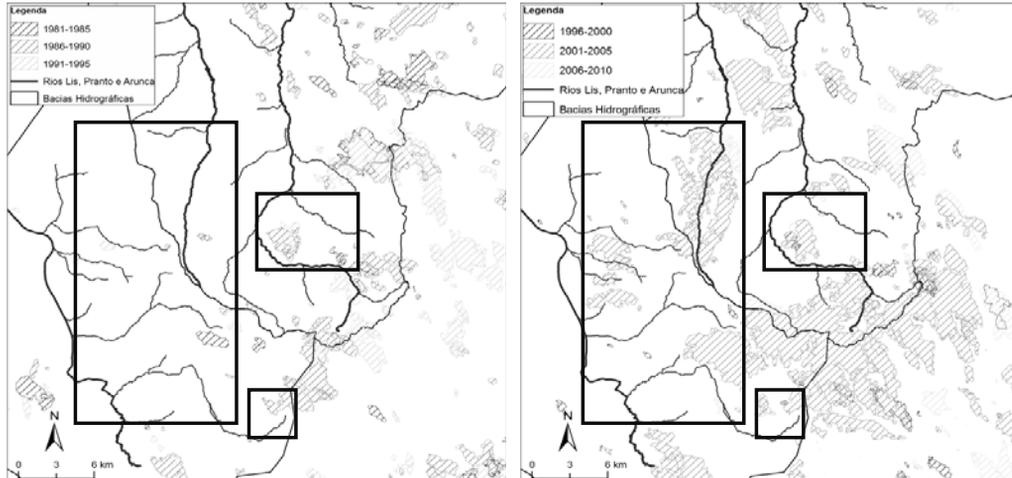


Figura 10. Representação espacial das áreas ardidas por quinquênios, entre 1981 e 2010. Os retângulos identificam as áreas intervencionadas onde foram aplicadas medidas de correção torrencial.

Fonte dos dados: Agência Portuguesa do Ambiente e Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

4.3. O exemplo do ano de 2005.

Como verificamos, o ano de 2005 foi o mais problemático, especialmente por apresentar as maiores áreas ardidas, e sobretudo, com incidência direta nos locais que abrangem as ribeiras que foram intervencionadas na primeira metade do século XX, razão porque analisaremos este ano em particular.

Em termos espaciais, as áreas ardidas de maiores dimensões observaram-se sobretudo na parte de cabeceiras das linhas de água afluentes dos rios Lis e Pranto (fig.11).

Em termos quantitativos, foi na freguesia de Colmeias que se evidenciou o maior valor de área ardida, com cerca de 2900 hectares. Souto da Carpalhosa, um pouco mais a norte, apresentou a segunda maior área ardida, com 720 hectares queimados e, a freguesia de Pombal registou uma área queimada de 772 hectares.

Apesar de Colmeias ter a maior área ardida, não foi a que registou o maior número de ocorrências, que pertenceu à freguesia de Pombal, com mais de 50 incêndios (fig.12).

Neste ano foram dois os incêndios que atingiram maiores dimensões, designadamente uma ocorrência em Colmeias, que deu origem a 2852 hectares de floresta devastada pelas chamas. Este incêndio teve início pelas 19h05 do dia 3 de agosto, e segundo as causas que foram apuradas, foi considerado intencional. Ainda nesse dia, pelas 19h51, em Souto da Carpalhosa, como resultado de outra ocorrência, foram varridos pelas chamas 715 hectares de área florestal, tendo sido mais um incêndio intencional, segundo as causas apuradas.

Face a esta análise, podemos considerar que, década após década, a dimensão das áreas ardidas tem vindo a ganhar expressão. Ora, o abandono dos campos agrícolas, aliado ao despovoamento e ao envelhecimento da população destas áreas, bem como a falta de gestão e de limpeza dos espaços com aptidão florestal, traduzem-se na acumulação de combustível ao longo dos anos, especialmente vegetação arbustiva e combustíveis finos. Caricatamente, os incêndios devem-se sobretudo a causas antrópicas, sejam elas intencionais ou negligentes. Contudo, quando ocorrem durante a época estival, ou quando as condições meteorológicas os favorecem, podem atingir grandes proporções, pela facilidade de progressão. Exemplo disso foi o

que ocorreu durante o ano de 2005, que se apresentou bastante seco, situação que já se prolongava desde o ano 2004. Apresentou valores médios de temperaturas do ar superiores aos normais para o mês de agosto, o que aliado a um índice de seca extrema (PDSI – Palmer Drought Severity Index) para a área de estudo, tudo indicava condições favoráveis ao desenvolvimento de incêndios florestais.

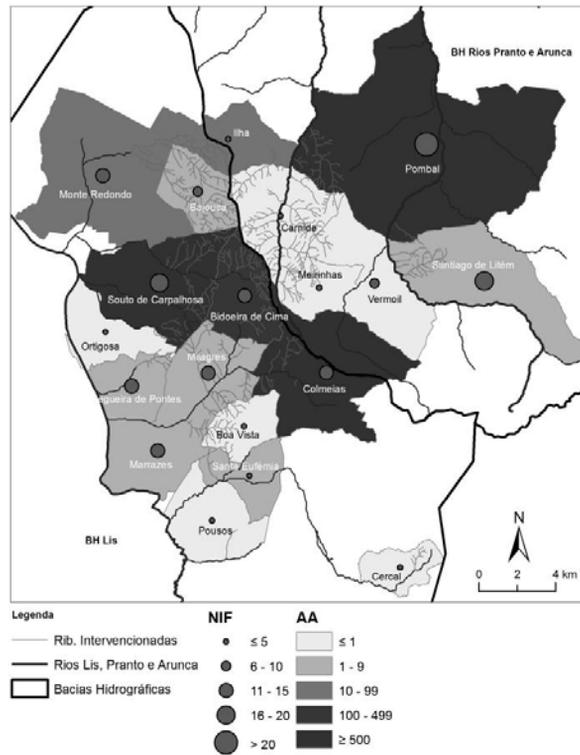


Figura 11. Representação espacial, por freguesia, do número total de incêndios florestais e da área ardida em hectares, no ano de 2005.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

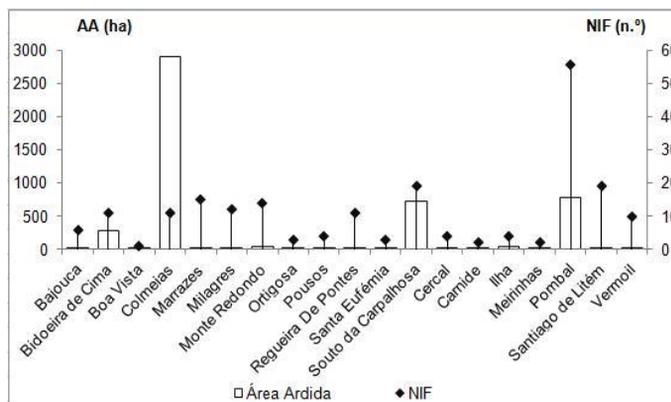


Figura 12. Número de incêndios florestais e área ardida total, por freguesias, no ano de 2005.

Fonte dos dados: Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.

5. CONTRIBUTO DAS OBRAS DE CORREÇÃO TORRENCIAL PARA A MITIGAÇÃO DO PROCESSO DE EROSIÃO PÓS-INCÊNDIOS FLORESTAIS.

Com base nas circunstâncias acima descritas e atendendo que as obras de correção torrencial foram aplicadas pelos ex-Serviços Florestais para a atenuação dos efeitos da intensa atividade erosiva nos setores, montante e jusante, das linhas de água com regime torrencial, parece-nos evidente que, nos dias de hoje, passados cerca de 50 anos, a presença destas estruturas continua a ser uma mais-valia na mitigação do processo de erosão (fot.5) pois a crescente acumulação de material combustível, resultante da falta de gestão e manutenção dos espaços florestais por parte da população e entidades competentes tem propiciado o aumento do risco de incêndio florestal, contribuindo para o regresso dos processos erosivos nas vertentes, dada a perda da cobertura vegetal.



Fotografia 5. Obra de Correção torrencial no Rib.º Vale do Travesso, afluente do Pranto. À esquerda, uma série de barragens de alvenaria (1960). À direita, no mesmo local (2013).

Fonte: Arquivo Fotográfico do Instituto da Conservação da Natureza e Florestas (Fot. esquerda) e Arquivo Núcleo de Investigação Científica de Incêndios Florestais (Fot. direita).

Ora, a existência de estas estruturas, por si só, numa situação pós-incêndio não atenuará o fenómeno erosivo sendo por isso, imprescindível a aposta na reflorestação das vertentes bem como a manutenção das obras, pois trata-se de áreas sensíveis aos agentes erosivos devido, em parte, às suas características físicas.

Porém, é do nosso conhecimento, que muitas das áreas ardidas do território português não são submetidas a nenhuma intervenção para proteção dos solos, por falta de apoios financeiros que impossibilitam a sua aplicação e monitorização. Outras são intervencionadas, depois do período recomendado, como refere FERREIRA *et al*, 2005, citado por SOUSA (2011:25), quando deveriam sê-lo nos primeiros 4 meses após a passagem do incêndio, pois é neste período que se verificam as primeiras chuvas do Outono, por vezes intensas, acentuando os efeitos do fogo no solo.

Nos tempos que correm, muitas das medidas que são implementadas na gestão do pós-fogo, dentro dos quais se destaque, a utilização de troncos como barreira, as faxinas e as sebes (fot.6) têm a sua essência nas técnicas de engenharia natural (sebes, faxinagens e barragem de madeira) outrora aplicadas pelos ex-Serviços Florestais no controlo da erosão.



Fotografia 6. Exemplos de medidas pós-fogo aplicadas na Mata do Desterro, Seia (2011) À esquerda, uma barreira feita por troncos. À direita, uma faxina colocada em vertente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De um modo conciso, tentamos divulgar os primeiros trabalhos de defesa e conservação dos solos realizados em Portugal no combate à erosão hídrica, tomando como exemplos as bacias hidrográficas dos rios Lis, Arunca e Pranto por terem sido das mais intervencionadas em todo o país, dada a intensa erosão hídrica dos setores a montante, evidenciada pelas ravinas e barrancos, e, nos setores a jusante, pelo assoreamento dos rios principais, responsável pelo aumento de cheias rápidas e de violentas inundações em campos agrícolas e aglomerados populacionais.

Hoje, nas áreas de cabeceiras das linhas de água, outrora sob efeito da erosão hídrica, deparamo-nos com cursos de água e vertentes estabilizadas, constituídas por uma densa vegetação, tendo-se também verificado o retomar da normalidade dos cursos de água a jusante. Contudo, as recentes alterações da estrutura da população e o abandono da prática agrícola têm propiciado o incremento do risco de incêndio florestal nestas áreas que possuem condições para o desenvolvimento de grandes incêndios, desencadeando o retorno da erosão pelo que a presença destas estruturas é uma mais-valia para a sua contenção, desde que haja alguma manutenção destas obras, conjuntamente com planos de arborização das áreas ardidas.

Bibliografia

- ÁLVARES, M. T. e PIMENTA, M. T. – “Erosão hídrica e transporte sólido em pequenas bacias hidrográficas”. In *Atas do 4º Congresso da Água* [em linha]. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos: Lisboa, 1998 [consultado 1 Setembro de 2013]. Disponível na Associação Portuguesa de Recursos Hídricos:
<http://www.aprh.pt/congressoagua98/fils/com/149.pdf>
- ANDRADA, E. C. - *80 anos de actividade na correcção torrencial, hidráulica florestal: 1901-1980*. Lisboa: Direcção Geral das Florestas, 1982.
- BERNARDINO, Sofia e LOURENÇO, Luciano - “Obras de correcção torrencial e controlo da erosão hídrica em Portugal. Exemplo da bacia hidrográfica do rio Mondego”. *Riscos e Segurança (Resumos)*. VII Encontro Nacional de Riscos e I Fórum sobre Riscos e Segurança, Aveiro, 2012, p. 36.
- BIROT, P. - *Les processus d'érosion à la surface des continents*. Paris: Masson, 1981. ISBN 2225694109.
- BRILHA, J. e SÁ, A. - *O solo – pele da Terra*. Prospeto relativo a um tema-chave do Ano Internacional do Planeta Terra 2007-2009, Planeta Terra Ciências da Terra para a sociedade, 2007, [consultado 2 Setembro de 2013]. Disponível em:
http://yearofplanetearth.org/content/downloads/portugal/brochura10_web.pdf
- CAMPAR, António, et al. - *A bacia hidrográfica do rio Lis: contributos para o estudo da organização do espaço e dos problemas de ambiente*. Leiria: Câmara Municipal; Coimbra: Comissão de Coordenação da Região Centro, 1989. ISBN 9725690052.
- DECRETO de 24 de dezembro de 1901, publicado em Diário do Governo n.º296 de 31 de Dezembro [consultado 3 Setembro]. Disponível em:
<http://www.icnf.pt/portal/icnf/legisl/legislacao/1901-1/decret-24dez1901>
- DECRETO-LEI n.º 28039, de 14 de Setembro de 1937 [consultado 3 Setembro]. Disponível em:
<http://www.icnf.pt/portal/icnf/legisl/legislacao/1937/dl-28039-14set>
- DECRETO-LEI n.º 254/2009 de 24 de setembro de 2009 [consultado 2 Setembro 2013]. Disponível em: <http://dre.pt/pdf1s/2009/09/18600/0682206848.pdf>
- FERNANDES, S. e LOURENÇO, L. - A importância das obras de correcção torrencial no controlo da erosão hídrica. Exemplos na bacia hidrográfica do rio Lis. *Cadernos de Geografia*. 2013, n.º32, pp.1-27. ISSN 0871-1623.
- GALLO, M. A. - *Apontamentos de hidráulica florestal*. Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, 1929-1930.
- GALLO, M. A. - *Correcção torrencial da Bacia Hidrográfica do Rio Liz. Texto*. Lisboa: Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, 1942a.
- GALLO, M. A. - *Correcção torrencial da Bacia Hidrográfica do Rio Liz. Fotografias*. Lisboa: Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, 1942b.
- GALLO, M. A. - *Resenha dos Trabalhos de Correcção Torrencial Realizados em Portugal*. Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, 1960, 13 p.

- INAG – *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Síntese da análise e diagnóstico da situação actual*. Volume I, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, INAG, 2002, Lisboa. 203p.
- LAL, R. - "Soil erosion impact in agronomic productivity and environment quality: Critical Review". *Plant Science*, 1998, vol. 17, p. 319-464.
- LOURENÇO, L. - Impacte ambiental dos incêndios florestais. *Cadernos de Geografia*. 1990, nº9, pp.143-150.
- LOURENÇO, Luciano; *et al.* - "Avaliação da erosão dos solos produzida na sequência de incêndios florestais". *Comunicações*, II Congresso Florestal Nacional, Porto, 1990, II vol, p. 834-844.
- LOURENÇO, L. - *Riscos de Erosão após Incêndios Florestais*. Coletâneas Cindinicas V. Coimbra: Núcleo de Investigação científica de Incêndios Florestais, 2004. ISBN 9729038724.
- MOTA, J. – *Relatório de tirocínio do Curso de Regente Agrícola*. Escola de Regentes Agrícolas de Santarém, 1973, 58 p.
- REBELO, F. - Introdução ao estudo dos processos erosivos atuais na região litoral do Norte e Centro de Portugal. Sep. de: *Revista Universidade de Coimbra*. 1981, Vol. XXIX, pp.195-248.
- SOUSA, C. - *Caracterização das práticas actuais de gestão pós-fogo em Portugal Continental*. Tese de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2011. [consultado 2 Setembro 2013]. Disponível no Repository da Universidade Técnica de Lisboa:
<https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/4082/1/Tesecomp.pdf>
- WASSON, R. - "Detection and measurement of land degradation". *Land Degradation – problems and policies*, Cap. 1.3, Physical and biological aspects of land degradation. University of Cambridge, Melbourne, Austrália, 1987, p. 49-70.

Recursos eletrónicos

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE, IP.

Disponível em URL: www.apambiente.pt/

INSTITUTO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS

Disponível em URL: www.icnf.pt/portal/florestas

INSTITUTO GEOGRÁFICO PORTUGUÊS

Disponível em URL: <http://www.igeo.pt/>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA

Disponível em URL: www.ine.pt/

INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA

Disponível em URL: www.ipma.pt/pt/

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS [em linha]. Lisboa: Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território [consultado 9 Setembro 2013 – 16:30].

Disponível em URL: www.snirh.pt

APLICAÇÃO DE “MULCH” APÓS FOGO: UM MÉTODO EFECTIVO PARA A REDUÇÃO DA ESCORRÊNCIA E DA EROSIÃO.

S. A. Prats

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro
sergio.alegre@ua.pt

M. A. S. Martins

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro

M. C. Malvar

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro

Diana C.S. Vieira

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro

C. O. A. Coelho

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro

Artemi B. Cerdà

Universidade de Valencia

Lee MacDonald

Antonio J. D. Ferreira

Instituto Politecnico de Coimbra

J. J. Keizer

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar & Departamento de Ambiente e e Ordenamento. Universidade de Aveiro

RESUMO

Aplicação de “mulch” após fogo: um método efetivo para a redução da escorrência e da erosão a re-considerar.

O presente trabalho avalia a efetividade de vários “mulchings” para o controlo da escorrência e da erosão pós-fogo, adaptadas para o caso de povoamentos florestais no centro-norte de Portugal. O mulch de casca de eucalipto triturada foi um tratamento pioneiro e foi altamente efetivo.

Palavras-chave: incêndios florestais, erosão, escorrência, repelência, mulch.

ABSTRACT

Post-fire mulching: revisiting an effective method for reducing runoff and erosion.

This study aims to measure the effectiveness of several post-fire mulch-based techniques for reducing overland flow and soil erosion on north-central Portugal. The

eucalypt chopped bark mulch, a new treatment never tested before, was highly effective in reducing runoff and soil erosion in recently burnt forest.

Keywords: wildfires, soil erosion, runoff, soil water repellence, mulch.

INTRODUÇÃO

1. Incêndios florestais e os seus efeitos nos processos hidro-geomorfológicos.

As alterações que se produziram na sociedade portuguesa a partir dos anos 60 na estrutura socio-económica, muito em especial nas populações rurais, produziu um deslocamento da população para o litoral ou estrangeiro. Este facto diminuiu a população residente nas áreas florestais, juntamente com a progressiva menor utilização da lenha e do carvão como combustível e dos estrumes animais como fertilizante e teve como consequência deixar nas matas e florestas muito material combustível que até então era retirado, o que aumentou o perigo de incêndio (Carvalho *et al.* 2002). A consequência de uma longa história de intervenções florestais é um mosaico de parcelas florestais lavradas e sem lavar, com terraços e sem eles, povoadas de pinhais, eucaliptais, matos, povoamentos mistos, e ainda acaciais e outros povoamentos de espécies exóticas (Figura 1). Em opinião de Shakesby *et al.* (1996), nas últimas décadas os incêndios têm aumentado em frequência e extensão em Portugal e em toda a bacia do Mediterrâneo principalmente devido às seguintes razões: (i) plantado de espécies florestais altamente inflamáveis (principalmente eucaliptos e pinheiro), (ii) abandono de práticas tradicionais tais como pastagens e corte da vegetação que anteriormente reduzia a acumulação de material inflamável (manta morta, mato), (iii) incremento do uso recreativo das florestas, (iv) uma sucessão de anos excepcionalmente secos.



Figura 1. Fotografia duma área florestal da Serra do Caramulo, caracterizada por um “mosaico” de usos do solo, com povoamentos de eucaliptos ardidos e sem arder de várias idades, terraços florestais, áreas agrícolas, povoamentos e uma densa rede de caminhos.

1.1. Erosão do solo após os incêndios florestais

Na década do 2000, os incêndios florestais em Portugal tem afectado cada verão milhares de hectares de mato, pinheirais e eucaliptais. Um dos problemas derivados é o da erosão do solo imediatamente após o fogo. Os incêndios florestais no centro e norte de Portugal afectam sobretudo às povoações de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Ait.), que costumam ter ciclos de cultura e extracção muito curtos (5-7 anos, Leygton-Boyce *et al.* 2007; Malvar *et al.*, 2011; Keizer *et al.* 2008). Os incêndios, quando são de moderada e alta intensidade, acabam com todo o coberto vegetal, a camada superficial de manta morta e às vezes também a parte superficial orgânica do solo, levando a umas mudanças físicas nos componentes do solo (Figura 2). Reduções na matéria orgânica e diminuição na estabilidade dos agregados (Giovannini *et al.*, 1988), incremento da erodibilidade do solo (Imeson and Vis, 1984) e o aumento da repelência à água (DeBano, 2000) são alguns dos processos que resultam em um decréscimo na capacidade de infiltração. Para além disso, a desaparecimento do coberto vegetal supõe uma diminuição drástica da interceptação da precipitação por parte da floresta, o que intensifica o aumento da escorrência superficial e as perdas de solo, sendo estas máximas logo após o incêndio e decrescendo com os anos (Soto *et al.*, 1998; Diaz-Fierros *et al.*, 1987; Morris and Moses, 1987; Sevink *et al.*, 1989; Imeson *et al.*, 1992, Inbar *et al.*, 1998).



Figura 2. Exemplos de incêndio de moderada intensidade (esquerda) onde as copas das árvores estão totalmente calcinadas e de baixa intensidade, onde as copas arderam só parcialmente e o solo possui uma camada de caruma que cai das copas das árvores depois do incêndio (direita).

Robichaud (2009) refere que os incêndios de alta intensidade aumentam o risco de cheias, erosão e sedimentação, podem pôr em risco as vidas humanas, os bens materiais, a qualidade das águas que abastecem a população e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos a jusante das bacias ardidas. Robichaud *et al.* (2013) aponta para perdas de até 22 Mg ha⁻¹ para o primeiro ano após um incêndio de alta intensidade. No entanto, a relação entre incêndio e erosão não é sempre directa. Alguns autores sugerem que o conjunto de perdas é muito pequeno em comparação com as geradas por outras perturbações, e por tanto a influência do fogo pode ser considerada insignificante (Kutiel & Inbar, 1993; Kutiel *et al.*, 1995; Lane *et al.*, 2004), somente importante logo após o incêndio (Diaz-Fierros *et al.*, 1990) ou ter efeitos prolongados entre 7 e 14 anos (Robichaud 2009).

No caso de Portugal, os factores determinantes da erosão pós-fogo em plantações de eucalipto típicas do centro e norte do País, caracterizadas por terem complexos ciclos de hidrofília e repelência extrema ainda antes da ocorrência dos incêndios (Keizer *et al.*, 2008), foram avaliados mediante a realização de simulações de chuva em um dos grandes incêndios que teve lugar no ano 2005 no concelho de Albergaria-a-Velha (Malvar *et al.*, 2011; 2013). A realização destas experiências permitiu a avaliação dos factores chave da erosão em solos arditos lavrados e sem lavar. Desta forma, constatou-se que o efeito da repelência à água do solo sobre a geração de escorrência não é directo, e que o coberto do solo é um factor de maior importância. Por outro lado, foi constatado que as áreas lavradas vários anos antes do incêndio quase não produziram erosão, e os autores atribuíram este facto à exaustão dos solos entre a lavragem e a ocorrência do incêndio.

1.2. Mitigação da erosão após os incêndios florestais em Portugal

Até a data, quatro estudos (Prats *et al.*, 2012; 2013; 2014; Shakesby *et al.*, 1996) tem avaliado as repercussões e os possíveis tratamentos que podem ser aplicados nos povoamentos florestais arditos de Portugal. Apesar de mostrar uma boa análise da realidade pós-incêndio em pinhais e eucaliptais típicos do centro-norte do país, no contexto Português existe um grande desconhecimento acerca da magnitude, variação espacial e temporal da escorrência e da erosão pós-incêndio assim como dos seus factores desencadeantes. O governo Português abriu um concurso específico para a atribuição de ajudas com a tipologia “Estabilização de Emergência Pós-Incêndio”, enquadrada na subacção “Recuperação do Potencial Produtivo”, com um apoio PRODER aprovado de 2,8 milhões de euros e alavanca um investimento total de 4,9 milhões de euros. Estes montantes são os primeiros que se utilizam directamente para mitigar os efeitos negativos dos incêndios, mas a identificação das áreas prioritárias de aplicação, a selecção e efectividade das técnicas, o momento em que devem ser aplicadas e por quanto tempo devem ser efectivas continua ainda a ser uma grande incógnita.

De um ponto de vista prático, as áreas a estabilizar podem-se dividir em encostas, caminhos e linhas de água (Figura 3). O tratamento das linhas de água e dos caminhos constituem uma parte importante das actividades de controlo da erosão, não só após o incêndio, mas também num sentido mais amplo de controlo da erosão. As melhores técnicas para os tratar tem de ser adaptadas de outros estudos científicos (Jordán *et al.*, 2008) e também de manuais de “boas práticas” de engenharia como as “BMP” nos Estados Unidos (BMP-finger Lake Forests Best Management Practices, 2004) e do manual WOCAT (2007). De qualquer forma, a primeira linha de intervenção pós-incêndio é o controlo da erosão na fonte: ao nível das encostas. A selecção das técnicas mais efectivas segundo os trabalhos científicos em áreas arditas por todo o mundo (Bautista *et al.*, 1996; Badía and Martí 2000; Fernández *et al.*, 2011; Hubbert *et al.*, 2012; Kim *et al.*, 2008; Robichaud *et al.*, 2013a; Wagenbrenner *et al.*, 2006) assim como em Portugal (Prats *et al.*, 2012; 2013; 2014; Shakesby *et al.*, 1996) e em áreas não arditas (Albaladejo *et al.*, 2000; Adams 1964) apontam para os tratamentos de superfície das encostas com a técnica do mulching. A literatura não é escassa enquanto aos benefícios desta técnica (Bautista *et al.* 2009; Groen and Woods, 2008; Harris 1980; Robichaud 2009).

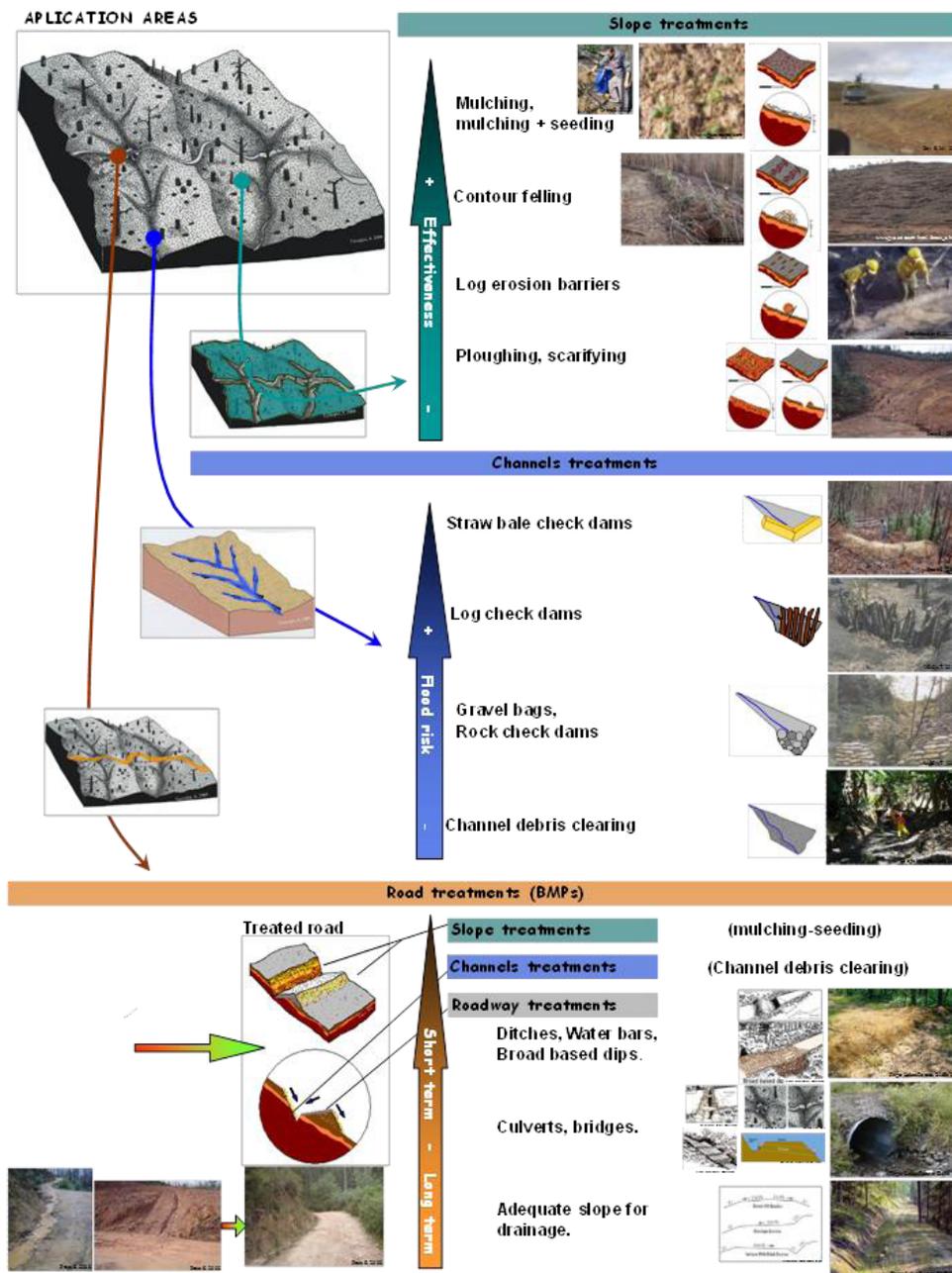


Figura 3. Comparação das diferentes técnicas de controlo da erosão e escorrência pós-incêndio baseado em referências científicas.

1.3. Objectivos

O objetivo deste trabalho foi o de comparar e avaliar a efetividade de quatro técnicas de controlo da erosão baseadas em mulch à escala da parcela durante o primeiro ano após três incêndios florestais no centro-norte de Portugal. Adicionalmente, em base a modelos estatísticos de regressão múltipla, foram também avaliadas as características pluviométricas (quantidade e intensidade da chuva) e as características físicas das encostas - tais como coberto do solo, declive, repelência do solo à água e outras propriedades do solo - como factores-chave da escorrência e a erosão, que possam vir indicar alto risco de erosão e que possam sugerir a

necessidade de tratamento. Porquê, quando, onde e cómo aplicar um tratamento para reduzir a escorrência e a erosão foram as perguntas às quais este trabalho quer dar resposta para vários tipos de mulch seleccionados entre os mais efectivos do mundo em vários povoamentos florestais ardidos. A informação isolada para cada um destes tratamentos encontra-se publicada em Prats *et al.*, (2012), (2013) e (2014)

2. MATERIAL E MÉTODOS

As áreas de estudo encontram-se localizadas no centro e norte de Portugal. No incêndio de Pessegueiro do Vouga (2007) seleccionaram-se duas encostas, uma que ardeu com intensidade moderada, plantada com Eucaliptos e outra que ardeu a baixa intensidade plantada com pinheiros (*Pinus pinaster* Labill.). No Colmeal (2008) ardeu um povoamento de pinheiros, e em Ermida (2010) um de eucaliptos, sendo as intensidades consideradas moderadas (Figura 4). Todas as áreas encontram-se em declives de mais do que 15°, os solos são na sua maioria cambisolos humicos ou leptosolos fracos e pedregosos, de textura limo-areosa desenvolvidos sobre xistos, com altos teores de materia orgânica (maior a 10%). O clima é Mediterrâneo humido, com variações pluviométricas de 800 até 1500 mm ano⁻¹.

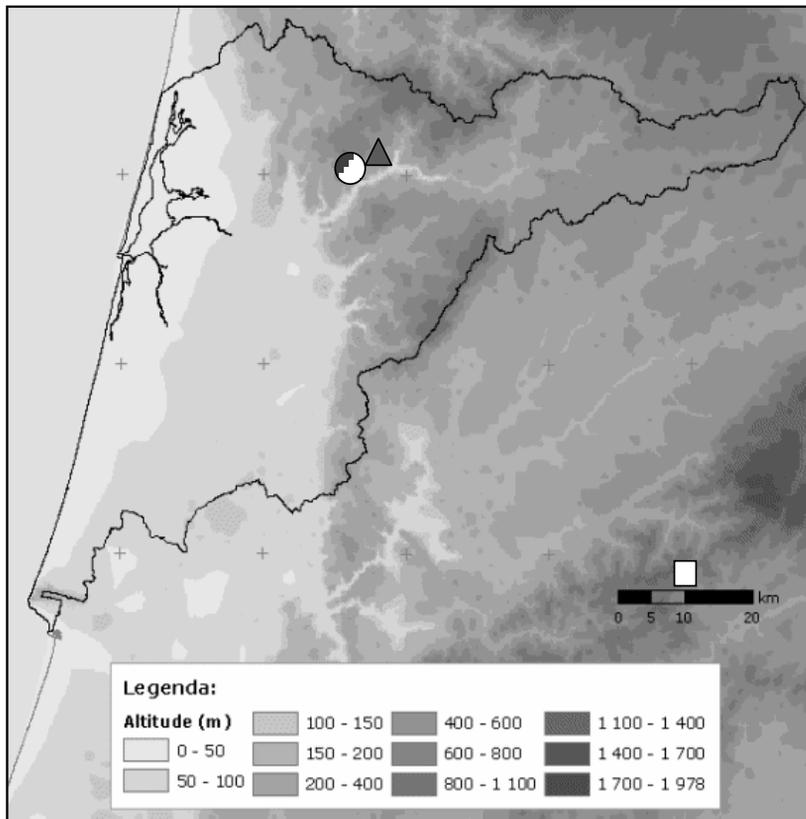


Figura 4. Áreas de estudo seleccionadas nos incêndios de 2007 em Pessegueiro do Vouga, (círculo), de 2008 em Colmeal (quadrado) e de 2010 em Ermida (triângulo). Símbolos pre-enchidos a cinzento correspondem-se com áreas de estudo em eucaliptais, a branco com pinhais, e listados com ambos povoamentos florestais ardidos.

As técnicas de estabilização de encostas avaliadas são inovadoras em Portugal e provavelmente no mundo, uma vez que foram utilizadas versões adaptadas e inéditas tanto do mulch (mulching de cascas de eucalipto trituradas), como do hidromulch (composição propriedade exclusiva da companhia SERRAIC, lda.) e do PAM (aplicação de uma poliacrilamida anionica em granulado seco). Até a data, conjuntamente com Shakesby *et al.* (1996), estes são os únicos

trabalhos que existem sobre técnicas de estabilização da erosão pós-incêndio em Portugal. O desenho experimental das técnicas cumpriram os requisitos assinalados por Robichaud (2009): foram aplicadas de um a três meses após os incêndios de Pessegueiro do Vouga (2007), Colmeal (2008) e Ermida (2010), monitorizados entre 1.5 até 3 anos e foram utilizadas de 8 a 14 parcelas tratadas e sem tratar. As diferenças entre os tratamentos e os controlos foram avaliadas com base numa análise da variância de medições repetidas, que no contexto geral foi de frequência semanal em cada uma das parcelas de erosão. A medição direta da escorrência e da erosão nas encostas visou a construção e instalação de parcelas, coleção e armazenagem de um conjunto importante de amostras de escorrência e posterior determinação das concentrações de sedimentos mediante filtração ou evaporação dessas amostras. A realização destas tarefas pode ser muito cara, complexa e costosa, no entanto os dados quantitativos da monitorização dos tratamentos pós-incêndio são de proveito não só para guiar futuras intervenções de estabilização e reabilitação, mas também para desenvolver e melhorar modelos predictivos (Robichaud, 2009).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mulch de cascas de eucalipto trituradas, aplicado a uma taxa de 8 Mg ha^{-1} , (Figura 5) foi tão efetivo quanto o mulch de palha em outras partes do mundo (Fernandez *et al.*, 2011; Wagenbrenner *et al.*, 2006), mas com as vantagens de não serem removidas pelo vento e terem baixas taxas de decomposição. Este novo mulch (Prats *et al.*, 2012; 2014), aplicado no eucaliptal de Pessegueiro do Vouga, que ardeu com uma intensidade média, foi a técnica com melhor balanço custo-benefício, reduzindo por volta do 40% a escorrência e 85% a erosão da encosta (Prats, 2013).

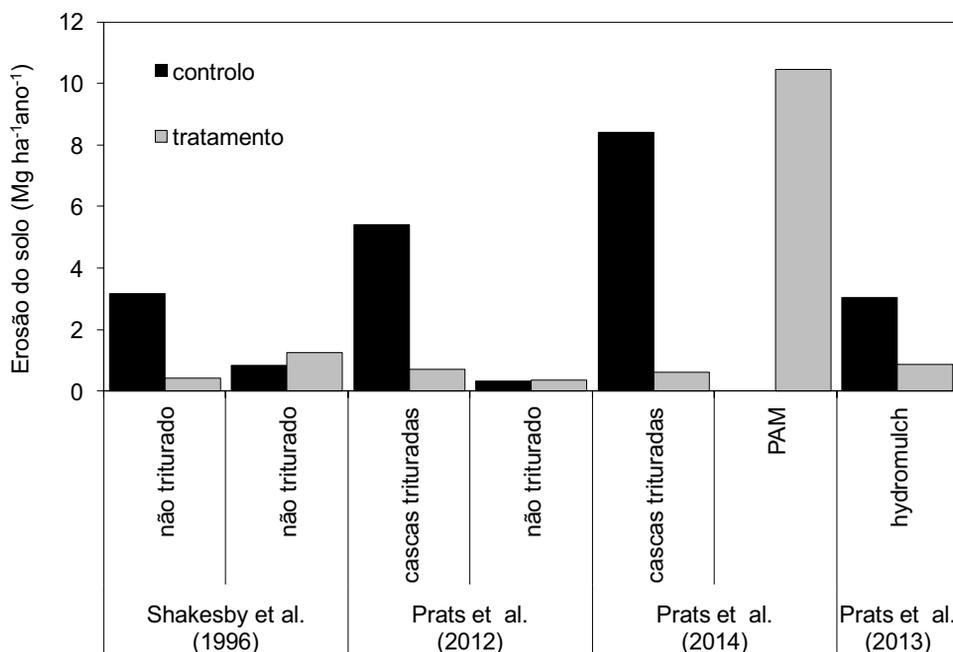


Figura 5. Erosão do solo durante o primeiro ano do incêndio em parcelas controlo e submetidas a tratamento com mulch de restos de eucalipto não triturado (Shakesby *et al.* 1996, Prats *et al.* 2012; 2014) mulch de cascas de eucalipto trituradas (Prats *et al.*, 2012, 2014), Polyacrilammidas (Prats *et al.* 2014) e hydromulch (Prats *et al.* 2013).

A aplicação do mulch de restos florestais sem triturar, aplicado a uma taxa de 17 Mg ha^{-1} , (Prats *et al.*, 2012) num pinhal que ardeu com intensidade baixa no mesmo incêndio foi tão efetivo quanto a caruma de pinheiro, uma vez que não se encontraram diferenças entre este tratamento e o seu controlo, coberto com uma proteção extra de agulhas que as copas dos pinheiros forneceram ao solo logo após o incêndio, e que protegeram efetivamente da erosão

tanto nas parcelas tratadas como nas parcelas sem tratar. Resultados semelhantes foram também observados por Cerdà e Doerr (2008) e Pannkuk e Robichaud (2003), o qual evidencia a importância do coberto do solo para prevenir a ocorrência da erosão pós-fogo.

O hydromulching (Prats *et al.*, 2013) foi ainda mais efetivo do que o mulch de restos florestais triturados na redução da ocorrência (60%) e igualmente efetivo no caso da erosão (85%) num pinhal durante os dois primeiros anos após um incêndio de moderada intensidade. Isto foi devido a que, além da proteção das fibras orgânicas projetadas, a mistura continha sementes de plantas que contribuíram positivamente para um maior coberto do solo. A sua formulação pode ser adaptada para conter sementes de plantas nativas e contribuir para um aumento da resiliência e reabilitação das funções dos ecossistemas. No entanto, o seu alto custo irá limitar a sua utilização às áreas especialmente vulneráveis (vidas humanas, qualidade das águas, e áreas culturais ou arqueológicas protegidas) e sensíveis (áreas naturais protegidas). Por outro lado, Hubbert *et al.* (2012) e Robichaud *et al.* (2013) não encontraram resultados satisfatórios, e reportaram que os seus hidromulches não conseguiram reduzir significativamente a erosão devido a não fornecerem a cobertura suficiente ao solo.

Apesar do seu baixo custo e dos bons resultados no controlo da erosão em terrenos agrícolas e taludes de caminhos e estradas, a aplicação de poliácridamidas deve ser ainda aprofundada e melhorada, uma vez que as cinzas e certas características do solo podem neutralizar os efeitos coesivos destes polímeros (Prats *et al.*, 2014). A maior vantagem na utilização do PAM granulado vinha da sua baixa taxa de aplicação, e da não necessidade de maquinaria para a sua aplicação. Se bem que a incorporação de aditivos ou a sua solução em água podia potencialmente melhorar a efetividade da técnica, estas modificações irão também aumentar os custos do tratamento, aproximando-se no final com os custos do mulch de cascas trituradas. A maioria de exemplos encontrados na literatura reportam a mesma situação. O PAM parece interagir com as cinzas em vez de com o solo (Rough, 2007), e não consegue protegê-lo perante a energia cinética das gotas da chuva. De facto, Inbar (2011) obteve bons resultados com PAM provavelmente porque retiraram as cinzas antes de aplicar o produto, e Davidson *et al.* (2009) obtiveram bons resultados com uma combinação de PAM e pellets de palha comprimida, o qual aumentou o coberto do solo fornecido pelo tratamento, e com ele, a sua efetividade.

Com base em modelos estatísticos de regressão múltipla, Prats *et al.* (2012, 2013 e 2014) isolaram as características físicas indicadoras de alto risco de erosão em cada uma das experiências de campo. A primeira delas, e sem possibilidade de intervenção sobre ela, foi sempre a intensidade da chuva. A segunda mais representativa foi o coberto do solo. A repelência do solo à água só foi importante para a ocorrência, e de qualquer forma, sempre subordinada ao coberto. Estes autores concluíram que em encostas do centro-norte de Portugal as seguintes condições após incêndio indicam alto risco de erosão e podem ser esperadas taxas de erosão da ordem das 5 Mg ha⁻¹ durante o primeiro ano após o fogo:

- copas das árvores sem folhas, totalmente calcinadas,
- declive da encosta igual ou superior a 20°,
- cobertura de folhas e manta morta no solo imediatamente após o incêndio inferior ao 10%,

Como circunstancia agravante, a presença de cinzas de cor branca ou cinzenta superior a 10% da superfície do solo (Figura 6), que são indicadoras de uma alta intensidade do incêndio, podem indicar taxas de erosão extremas (11-14 Mg ha⁻¹), como foi constatado nas micro-parcelas do incêndio da Ermida (Prats *et al.*, 2014). Quando estas situações coincidem com a existência de bens susceptíveis de proteção a jusante de encostas ardidas, será preciso intervir imediatamente, antes da ocorrência de eventos chuvosos para evitar a erosão. A gestão das áreas ardidas constitui um delicado compromisso entre os custos dos tratamentos e a efetividade potencial que a técnica aplicada possa ter sobre uma área sob risco potencial de erosão. Muitas das vezes não é recomendável tratar. A “opção zero” pode ser a melhor técnica para locais que não cumpram os requisitos anteriores, como os eucaliptais lavrados vários anos antes do incêndio de Açores (Malvar *et al.*, 2011), com solos com alto teor em pedras e o pinhal de Pessegueiro, áreas com as copas das árvores só parcialmente calcinadas e com mais de 10% de manta morta na superfície do solo imediatamente após o incêndio.



Figura 6. A cor das cinzas mais claras na fotografia da esquerda indica uma maior intensidade do incêndio do que na fotografia da direita.

4. CONCLUSÕES

Este trabalho demonstra que o mulch de cascas de eucalipto trituradas é a técnica mais efetiva para controlar a erosão do solo e perdas de nutrientes associadas após os incêndios florestais em Portugal. A efetividade do mulch de cascas de eucalipto trituradas pode ser comparada a outros estudos com mulch de palha por todo o mundo. A maior desvantagem vem sendo a sua alta taxa de aplicação, mas ao mesmo tempo esta é uma vantagem em áreas de fortes ventos, onde a palha pode ser facilmente removida. Por outro lado, a aplicação de restos florestais sem triturar num pinhal que ardeu com baixa intensidade foi tão efetivo quanto à proteção que as agulhas das copas dos pinheiros deram ao solo ainda depois do incêndio. Verificou-se que o coberto do solo, o principal motor da erosão pós fogo, é muito elevado nessas áreas, e que o seu tratamento revelou-se innecessário. O hidromulch tem um alto potencial como ferramenta de restauração de ecossistemas degradados. Futuras investigações introduzindo sementes nativas da área recentemente ardida poderiam vir melhorar ou ainda recuperar ecossistemas em espaços naturais protegidos. No entanto, o seu elevado preço faz com que só possa ser aplicado em áreas especialmente sensíveis. A utilização de PAM em áreas ardidas precisa ainda de muito desenvolvimento. O sucesso no controlo da erosão com PAM depende do tipo de PAM, do tipo de solo, de se utilizar uma emenda do solo ou não e da quantidade de cinzas no solo. À vista dos resultados encontrados, a utilização de destes polímeros para controlo da erosão após os incêndios não é recomendável.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito dos projectos científicos RECOVER (PTCD/AGR-AAM/73350/2006), EROSFIRE-II (PTDC/AGR-CFL/70968/2006); FIRECNUTS (PTDC/AGRCFL/104559/2008) com o apoio financeiro da FCT/MCTES a través de fundos nacionais (PIDDAC) e com cofinanciamento pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDR) através do COMPETE – Programa Operacional Factores de Competitividade (POFC) e por duas bolsas de Doutoramento SPA (SFRH/BD/33392/2008), MMC (SFRH/BD/ 41320/2007). Os outros querem agradecer especialmente a todas as pessoas que contribuíram com a sua ajuda no trabalho de campo e de laboratório, especialmente aqueles que ajudaram na aplicação dos tratamentos.

BIBLIOGRAFIA

ADAMS, J. E., 1965. Influence of mulches on runoff, erosion, and soil moisture depletion. Soil Science Society American Journal 30, 110–114.

- ALBALADEJO-MONTORO, J., ALVAREZ ROGEL, J., QUEREJETA, J., DÍAZ, E., CASTILLO, V., 2000. Three hydroseeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11:315-325.
- BADÍA, D., MARTI, C., 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 13, 219–232.
- BAUTISTA, S., BELLOT, J., VALLEJO, V. R., 1996. Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. In: *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 10:235-242
- BAUTISTA, S., ROBICHAUD, P. R., BLADÉ, C., 2009. Post-fire mulching. In “Fire effects on soils and restoration strategies”. (Eds: A Cerdá, P. R. Robichaud). pp 353-372. (Science Publishers: Enfield, NH, USA).
- BMP’s-Finger Lakes Forests Best Management Practices, 2004. Cornell Cooperative Extension. N. C. Department of Environment and Natural Resources.
- CARVALHO, T. M. M., COELHO, C. O. A., FERREIRA, A. J. D., CHARLTON, C. A., 2002. Land degradation processes in Portugal: farmer’s perceptions of the application of European Agroforestry Programmes. *Land Degradation and Development* 13: 177-188.
- CERDÀ, A., DOERR, S. 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena* 74, 259-263.
- DAVIDSON, R. A., DAVIDSON, C. F., ROA-ESPINOSA, A. 2009. Linear anionic polyacrylamide as an effective post-fire soil treatment: understanding the chemistry and physical science. *Journal of Soil and Water Conservation*. 64, 243-252.
- DEBANO, L. F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231–232, 195–206.
- DÍAZ-FIERROS, F., BENITO, E., VEGA, J. A., CASTELAO, A., SOTO, B., PÉREZ, R., TABOADA, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). In *Fire in Ecosystem Dynamics: Mediterranean and Northern Perspectives*, Goldammer JG, Jenkins MJ (eds). SPB Academic Publishing: The Hague; 103-116.
- DÍAZ-FIERROS, F., BENITO RUEDA, E., PÉREZ MOREIRA, R., 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (N.W. Spain). *Catena* 14: 189-199.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J. A., JIMÉNEZ, E., FONTURBEL, T., 2011. Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 20(1), 104-114.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M., 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146, 255-261.
- GROEN, A. H., WOODS, S. W., 2008. Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire* 17, 559–571.
- HARRIS, F. S., YAO, H. H., 1923. Effectiveness of mulches in preserving soil moisture. *Journal of Agricultural Research* 9, 727-742
- HUBBERT, K. R., WOHLGEMUTH, P. B., BEYERS J. B., 2012. Effects of hydromulch on post-fire erosion and plant recovery in chaparral shrublands of southern California. *International Journal of Wildland Fire*, 21,155-167.
- IMESON, A. C. AND VIS, M., 1984. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. *Geoderma*, Volume 34, Issues 3-4, December 1984, Pages 185-200.
- IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M., VAN MULLINGEN, E. J., SEVINK, J., 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena* 19, 345-361.
- INBAR, A., 2011. Using synthetic polymers for soil erosion control after forest fires. M. S. Thesis. Tel-Aviv University.
- INBAR, M., TAMIR, M., WITTENBERG, L., 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24: 17-33.
- JORDÁN, A., MARTÍNEZ-ZAVALA, L., 2008. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. *Forest Ecology and Management* 255, 913–919.
- KEIZER, J. J., DOERR, S. H., MALVAR, M. C., PRATS, S. A., FERREIRA, R. S. V., OÑATE, M. G., COELHO, C. O. A., FERREIRA, A. J. D., 2008. Temporal variation in topsoil water repellence in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena* 74 (3), 192-204.

- KIM, C-G., SHIN, K., JOO, K-Y., LEE K-S., SHIN, S-S., CHOUNG Y., 2008. Effects of soil conservation measures in a partially vegetated area after forest fires. *Science of The Total Environment* 399, 158–164.
- KUTIEL, P., INBAR, M., 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20, 129-139.
- KUTIEL, P., LAVEE, H., SEGEV, M., BENYAMINI, Y., 1995. The effect of fire-induced heterogeneity on rainfall-runoff-erosion relationships in an eastern Mediterranean ecosystem, Israel. *Catena* 25: 77-87.
- LANE, P. N. J., MORRIS, J., NINGNAN, Z., GUANGYI, Z., GUOYI, Z., DAPING, X. 2004. Water balance of tropical eucalypt plantations in south-eastern China. *Agricultural and Forest Meteorology* 124 (2004) 253-267.
- LEIGHTON-BOYCE, G., DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A., WALSH, R. P. D., 2007. Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: a new approach using rainfall simulation and wetting agent on in situ soil. *Hydrological Processes* 21, 2337–2345.
- MALVAR, M. C., PRATS, S. A., NUNES, J. P., KEIZER, J. J., 2011. Post fire overland flow generation and inter rill erosion under simulated rainfall in two eucalypt stands in north-central Portugal. *Environmental Research* 111, 222–236.
- MALVAR, M. C., MARTINS, M. A. S., NUNES, J. P., ROBICHAUD, P. R., KEIZER, J. J., 2013. Assessing the role of pre-fire ground preparation operations and soil water repellency in post-fire runoff and inter-rill erosion by repeated rainfall simulation experiments in Portuguese eucalypt plantations. *Catena* 108, 69-83 .
- MORRIS, S. E., MOSES, T. A., 1987. Forest fire and the natural soil erosion regime in the Colorado Front Range. *Annals of the Association of American Geographers* 77(2): 245-254.
- PANNKUK, C. D., ROUBICHAUD, P. R. 2003. Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research* 39: 1333.
- PRATS, S. A., MACDONALD, L. H., MONTEIRO, M. S. V., FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., KEIZER, J. J., 2012. Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma* 191, 115-124.
- PRATS, S. A., MALVAR, M. C., VIEIRA, D. C. S., KEIZER, J. J., 2013. Effectiveness of hydromulching to reduce runoff and erosion in a recently burnt and logged Maritime Pine stand in north-central Portugal. *Land Degradation and Development*. DOI: 10.1002/ldr.2236.
- PRATS, S. A., MARTINS, M. A. S., MALVAR, M. C., BEN-HUR, M., KEIZER, J. J., 2014. Polyacrylamide application versus forest residue mulching for reducing post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment* 468-469, 464-474. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.066>
- PRATS, S. A., 2013. Soil erosion mitigation after forest wildfires. PhD Thesis. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro – Universidade de Porto; pp. 145.
- ROBICHAUD, P. R., 2009. Post-fire stabilization and rehabilitation. In “Fire effects on soils and restoration strategies”. (Eds: A Cerdá, P. R. Robichaud). pp 299-320. (Science Publishers: Enfield, NH, USA).
- ROBICHAUD, P. R., LEWIS, S. A., WAGENBRENNER, J. W., ASHMUN, L. E., BROWN, R. E. 2013. Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation. Part I: effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena* 105,75–92.
- ROUGH, D., 2007. Effectiveness of rehabilitation treatments in reducing post-fire erosion after the Hayman and Schoonover Fires, Colorado Front Range. MSc Thesis. Fort Collins, CO: Colorado State University; [177 pp.].
- SEVINK, J., IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M., 1989. Humus form development and hillslope runoff, and the effects of fire and management, under Mediterranean forest in NE Spain. *Catena*, 16, 461-475.
- SHAKESBY, R. A., BOAKES, D. J., COELHO, C. O. A., GONÇALVES, A. J. B., WALSH, R. P. D., 1996. Limiting the soil degradational impacts of wildfire in pine and eucalyptus forests in Portugal. *Applied Geography* 16, 337-335.
- SOTO, B., DIAZ-FIERROS, F., 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena* 31, 257-270.
- WAGENBRENNER, J. W., MACDONALD, L. H., ROUGH, D., 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 20, 2989–3006.

WOCAT, 2007. Where the Land is greener – case studies and analysis and water conservation initiatives worldwide. Hanspeter Liniger and William Critchley. // www.gva.es/ceam/html/forest_e.htm.

EFEITOS DO FOGO NA EROSÃO 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 Leptosolos 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).

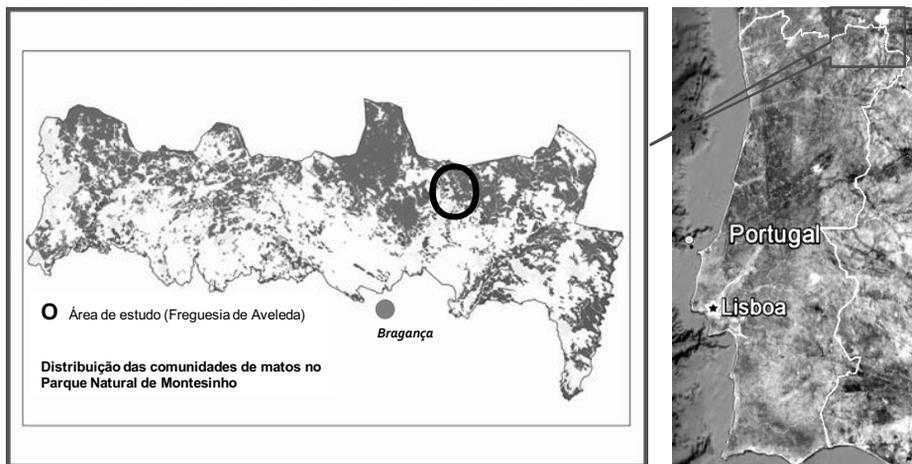


Figura 1. Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal: distribuição das comunidades vegetais de matos e localização da área de estudo.

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.

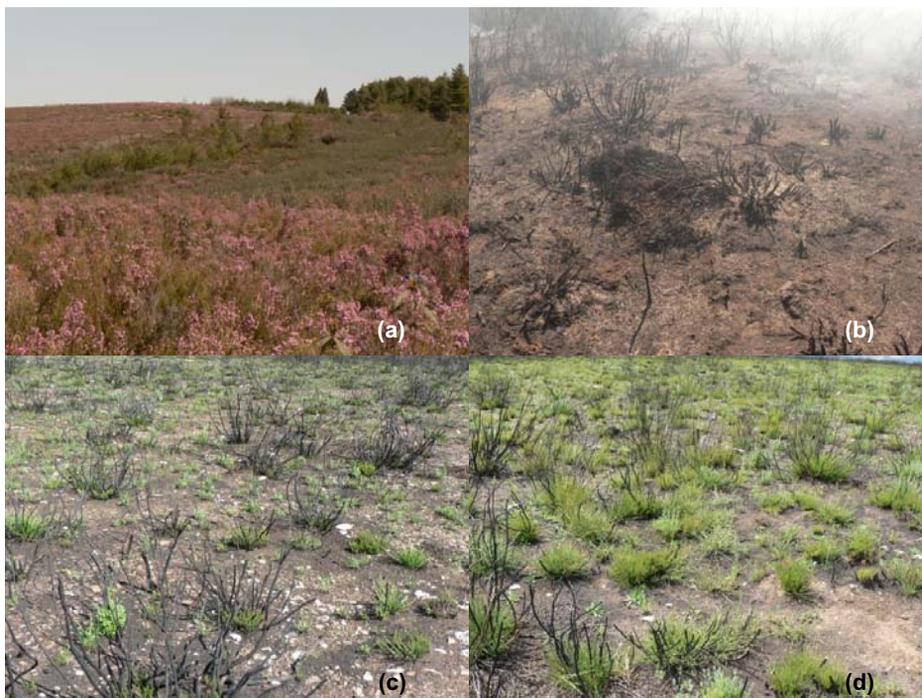


Figura 3. Estado da superfície e cobertura vegetal em várias fases do ensaio: (a) antes do fogo, (b) imediatamente após o fogo, (c) três meses e (d) seis meses após o fogo.

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.

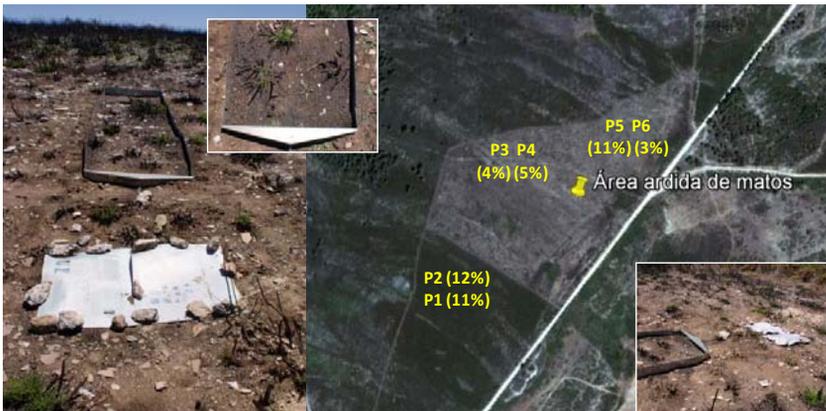


Figura 4. Dispositivo experimental para medição da erosão hídrica na área queimada: localização e declive (%) das 6 parcelas (centro direita), configuração das parcelas com dispositivo de recolha de água e sedimento coberto (esquerda e direita), condição de superfície das parcelas após a instalação (centro,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

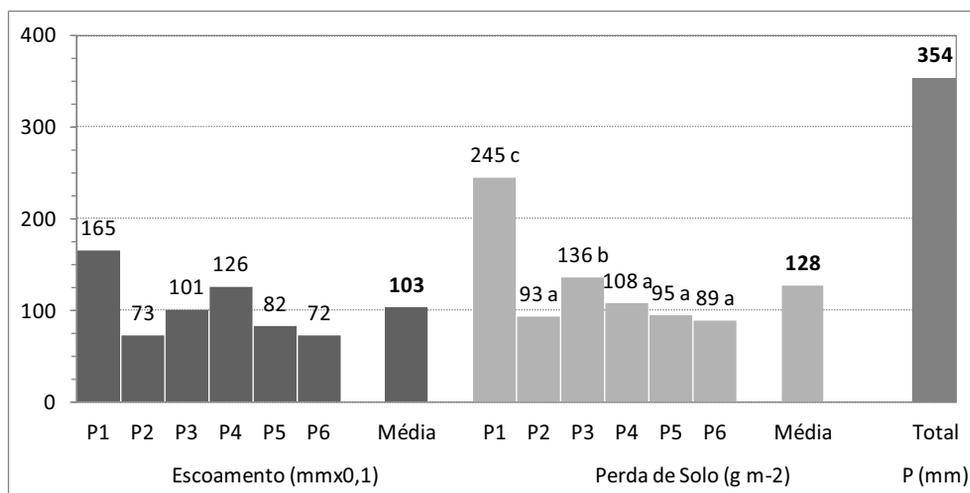


Figura 5. Resultados do primeiro ano de ensaio: escoamento e perda de solo totais médios e por parcela (P1 a P6), e precipitação total registada (valores seguidos por letras diferentes no topo das colunas diferem significativamente, $p < 0,05$).

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).

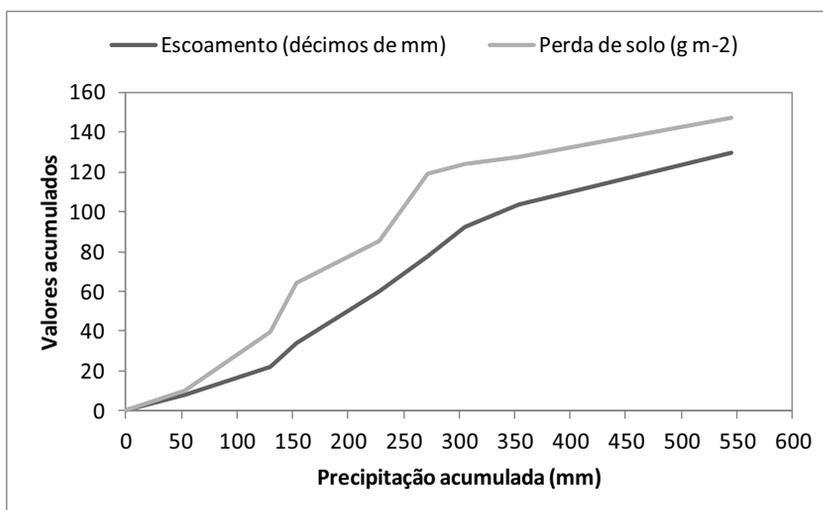


Figura 4. Evolução temporal do escoamento e da perda de solo ao longo do ensaio: média das 6 parcelas de erosão

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 aridas 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.

IMPLEMENTATION OF TECHNIQUES TO CONTROL POST-FIRE EROSION IN GALICIA (NW IBERIAN PENINSULA): EFFECTS ON SOIL QUALITY

A. Barreiro

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España
anabarreiro@iiag.csic.es

A. Lombao

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

A. Martín

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

T. Carballas

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

M.T. Fontúrbel

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

J.A. Vega

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

C. Fernández

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

M. Díaz-Raviña

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

ABSTRACT

The effect of fire and different post-fire stabilization treatments (seeding, mulching) was evaluated. The study was performed with unburnt and burnt soil samples collected from the top layer of two soils highly susceptible to suffer post-fire erosion (slope 30-50%) under scrublands, one soil developed over granite and affected by an experimental fire and other soil developed over schist and affected by a wildfire. Samples were collected at different times over one year period and different soil physical, chemical and biochemical properties (texture, water repellence, aggregate stability, water retention, pH, total C, total N, electric conductivity, microbial biomass C, urease and α -glucosidase activities) were analyzed. The data clearly showed that soil properties analyzed showed a different sensitivity to detect the fire impact, which was also determined by the fire severity and time passed after fire event. In contrast, the soil stabilization treatments (seeding, mulching) showed slight effect or even no effect on most soil properties analyzed and hence on soil quality of these burnt ecosystems.

Key words: Experimental fire, wildfire, soil stabilization treatments, soil quality

APLICACIÓN DE TÉCNICAS CONTRA LA EROSIÓN POST-INCENDIO EN GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA): EFECTOS SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO

RESUMEN

Se evaluó el efecto del fuego y de diferentes tratamientos de protección del suelo contra la erosión post-incendio (siembra de herbáceas, acolchado de paja) sobre la calidad del suelo. El estudio se realizó con muestras no quemadas y quemadas del horizonte superficial de dos suelos altamente susceptibles de sufrir erosión (pendiente 30-55%) bajo matorral, uno desarrollado sobre granito y afectado por un fuego experimental y el otro, desarrollado sobre esquistos, afectado por un incendio no controlado de alta intensidad. Se analizaron diversas propiedades físicas, químicas y bioquímicas (textura, repelencia al agua, estabilidad de los agregados, capacidad de retención de agua, pH, C total, N total, conductividad eléctrica, C biomasa, actividades α -glucosidasa y ureasa) en las muestras no quemadas y quemadas recogidas a diferentes intervalos de tiempo durante un año. Los resultados demostraron claramente que las propiedades analizadas presentaban una diferente sensibilidad para detectar el impacto del fuego y que el efecto del fuego dependía de la severidad del incendio y del tiempo transcurrido tras el paso del fuego. En lo que respecta a los tratamientos de estabilización del suelo (siembra de herbáceas, acolchado de paja) se observó un ligero efecto o ningún efecto a corto y medio plazo (1 año) sobre la calidad del suelo quemado.

Palabras clave: Fuego experimental, incendio no controlado, tratamientos de estabilización, calidad del suelo

INTRODUCCIÓN

En Galicia los incendios forestales constituyen una grave amenaza para los ecosistemas forestales al provocar año tras año graves daños tales como la destrucción de la vegetación, la degradación del suelo y la irreversible pérdida de suelos y nutrientes por procesos de erosión post-incendio, ocasionando así desastres ecológicos de gran magnitud y numerosas pérdidas económicas (Carballas *et al.*, 2009). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del fuego y de diferentes tratamientos de protección del suelo contra la erosión post-incendio (siembra de herbáceas, acolchado de paja) sobre la calidad del suelo.

1. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó con muestras no quemadas y quemadas del horizonte superficial de dos suelos altamente susceptibles de sufrir erosión (pendiente 30-55%) bajo matorral, uno desarrollado sobre granito y afectado por un fuego experimental y el otro, desarrollado sobre esquistos, afectado por un incendio no controlado de alta intensidad. Los suelos forestales proceden de Laza, en Ourense, donde se produjo un incendio forestal no controlado de alta intensidad en septiembre del 2010, y de A Estrada, en Pontevedra, donde se realizó una quema controlada de baja intensidad en septiembre del 2009. Ambos suelos tienen un pH ácido (3,6-4,5) y elevado contenido en materia orgánica (14-23 %), como ocurre en la mayoría de los suelos forestales gallegos (Carballas *et al.*, 2009). En ambos suelos, para frenar la erosión post-incendio, se aplicaron, por triplicado en parcelas de dimensiones de 5 m de ancho x 20 m de largo, dos tratamientos de control de la erosión post-incendio, paja en una concentración de 250 g m⁻² (QM) y una mezcla de semillas de gramíneas y leguminosas (*Lolium multiflorum*, 35%; *Trifolium repens*, 25%; *Dactylis glomerata*, 20%; *Festuca arundinacea*, 10%; *Festuca rubra*, 5%, *Agrotis tenuis*, 5%) en dosis de 45 g m⁻² (QS) y se compararon estos tratamientos con los suelos quemados sin añadir ningún tratamiento (Q) y con los suelos no quemados de zonas adyacentes a las quemadas (N).

Las muestras de suelo se recogieron del horizonte A (0-2 cm), a diferentes intervalos de tiempo después de la aplicación de los tratamientos (inmediatamente y a los 3, 6 y 12 meses después), analizándose la fracción menor de 2 mm. Se determinaron diversas propiedades físicas, químicas y bioquímicas (textura, repelencia al agua, estabilidad de los agregados, capacidad de retención de agua, pH, C total, N total, conductividad eléctrica, C biomasa, actividades glucosidasa y ureasa) en las muestras no quemadas y quemadas recogidas a diferentes intervalos de tiempo durante un año. Para la caracterización físico-química se utilizaron los métodos descritos por Guitián-Ojea y Carballas (1976). El C de la biomasa se determinó por el método de fumigación-extracción (Díaz-Raviña *et al.*, 1992) y las actividades enzimáticas de los ciclos del C (β -glucosidasa) y N (ureasa) mediante los procedimientos descritos por Eivazi y Tabatabai (1988) y Kandeler y Geber (1988), respectivamente. Con el fin de evaluar la calidad del suelo considerando conjuntamente diversas propiedades del ecosistema edáfico e identificar los principales factores que la determinan y, en consecuencia, la eficacia de los tratamientos de estabilización del suelo, los valores de todos los parámetros analizados (propiedades físicas, químicas y bioquímicas), se trataron estadísticamente por análisis de componentes principales usando el programa SPSS 15.0.

2. Resultados y discusión

Independientemente de las muestras de suelo analizadas, las propiedades físicas analizadas (textura, repelencia al agua, estabilidad de los agregados) no resultaron afectadas por el fuego (datos no mostrados). La evolución de las propiedades químicas, físico-químicas y bioquímicas analizadas en las muestras no quemadas y quemadas de los dos suelos afectados por el fuego se muestran en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Propiedades físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas en las diferentes épocas de muestreo de los suelos de Laza (media de las réplicas de campo \pm error estándar). Tratamientos: N, suelo no quemado; Q, suelo quemado; QS, suelo quemado con siembra de herbáceas; QM, suelo quemado con mulching de paja. Tiempos: 0, inmediatamente después de la quema; 3 meses después de la quema; 6 meses después de la quema y 12 meses después de la quema.

| LAZA | Tiempo (meses) | Tratamientos | | | |
|-----------------------------------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | N | Q | QS | QM |
| Humedad (%) | 0 | 22,5 \pm 0,4 | 9,26 \pm 1,24 | 7,73 \pm 1,06 | 8,49 \pm 1,15 |
| | 3 | 45,0 \pm 0,8 | 32,4 \pm 0,4 | 34,4 \pm 2,2 | 32,1 \pm 1,3 |
| | 6 | 35,0 \pm 1,5 | 29,2 \pm 1,3 | 30,6 \pm 3,8 | 31,2 \pm 0,4 |
| | 12 | 26,4 \pm 1,1 | 12,8 \pm 1,6 | 14,0 \pm 2,2 | 18,3 \pm 1,1 |
| Capacidad de campo (g H ₂ O kg ⁻¹) | 0 | 899 \pm 4 | 603 \pm 4 | 577 \pm 3 | 590 \pm 3 |
| | 3 | 924 \pm 2 | 612 \pm 2 | 679 \pm 5 | 623 \pm 1 |
| | 6 | 872 \pm 1 | 537 \pm 1 | 565 \pm 6 | 579 \pm 4 |
| | 12 | 770 \pm 0 | 501 \pm 2 | 460 \pm 2 | 488 \pm 1 |
| Conductividad (μ S cm ⁻¹) | 0 | 16,0 \pm 0,6 | 102 \pm 6 | 102 \pm 7 | 102 \pm 5 |
| | 3 | 30,0 \pm 2,9 | 28,0 \pm 1,7 | 29,0 \pm 0,0 | 38,0 \pm 4,0 |
| | 6 | 50,7 \pm 12,4 | 26,8 \pm 0,6 | 24,5 \pm 2,2 | 25,5 \pm 1,1 |
| | 12 | 23,5 \pm 1,1 | 25,2 \pm 1,5 | 30,1 \pm 0,7 | 30,5 \pm 2,8 |
| pH H ₂ O | 0 | 3,67 \pm 0,03 | 4,15 \pm 0,02 | 4,13 \pm 0,01 | 4,12 \pm 0,00 |
| | 3 | 3,94 \pm 0,01 | 4,48 \pm 0,01 | 4,46 \pm 0,04 | 4,55 \pm 0,01 |
| | 6 | 3,42 \pm 0,00 | 4,25 \pm 0,02 | 4,16 \pm 0,03 | 4,07 \pm 0,04 |
| | 12 | 3,67 \pm 0,01 | 4,09 \pm 0,01 | 4,05 \pm 0,03 | 4,10 \pm 0,04 |
| C Total (g kg ⁻¹) | 0 | 218 \pm 5 | 154 \pm 4 | 152 \pm 7 | 151 \pm 10 |
| | 3 | 233 \pm 8 | 147 \pm 2 | 158 \pm 9 | 162 \pm 14 |
| | 6 | 239 \pm 6 | 143 \pm 7 | 154 \pm 8 | 157 \pm 11 |
| | 12 | 216 \pm 14 | 140 \pm 7 | 132 \pm 15 | 139 \pm 11 |

| | | | | | |
|------------------------------------------------------------------------------|----|------------|-------------|-------------|-------------|
| C Biomasa (mg kg ⁻¹) | 0 | 3297 ± 170 | 1443 ± 116 | 1457 ± 170 | 1471 ± 167 |
| | 3 | 2996 ± 165 | 1342 ± 112 | 1373 ± 75 | 1461 ± 198 |
| | 6 | 2045 ± 95 | 524 ± 82 | 641 ± 174 | 729 ± 52 |
| | 12 | 3316 ± 91 | 1510 ± 129 | 2020 ± 250 | 1760 ± 341 |
| Ureasa (µg NH ₄ ⁺ g ⁻¹ h ⁻¹) | 0 | 169 ± 12 | 27,5 ± 5,4 | 25,6 ± 12,4 | 23,7 ± 7,0 |
| | 3 | 218 ± 7 | 68,0 ± 2,2 | 82,9 ± 11,3 | 77,7 ± 4,9 |
| | 6 | 201 ± 4 | 47,3 ± 5,0 | 51,0 ± 11,4 | 52,2 ± 4,2 |
| | 12 | 144 ± 12 | 56,2 ± 12,9 | 36,3 ± 6,0 | 56,8 ± 10,6 |
| Glucosidasa (µg p-nitrofenol g ⁻¹ h ⁻¹) | 0 | 61,2 ± 2,8 | 54,4 ± 12,5 | 54,9 ± 2,8 | 55,4 ± 12,0 |
| | 3 | 37,7 ± 0,4 | 83,2 ± 7,9 | 80,6 ± 18,4 | 96,6 ± 6,6 |
| | 6 | 14,7 ± 4,9 | 58,1 ± 6,3 | 36,9 ± 3,2 | 67,0 ± 18,1 |
| | 12 | 28,5 ± 7,6 | 68,2 ± 8,0 | 62,9 ± 6,6 | 71,1 ± 19,3 |

Tabla 2. Propiedades físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas en las diferentes épocas de muestreo de los suelos de A Estrada (media de las réplicas de campo ± error estándar).

Tratamientos: N, suelo no quemado; Q, suelo quemado; QS, suelo quemado con siembra de herbáceas; QM, suelo quemado con mulching de paja. Tiempos: 0, inmediatamente después de la quema; 3 meses después de la quema; 6 meses después de la quema y 12 meses después de la quema.

| A ESTRADA | Tiempo (meses) | Tratamientos | | | |
|------------------------------------------------------------------------------|-------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| | | N | Q | QS | QM |
| Humedad (%) | 0 | 37,8 ± 1,1 | 36,2 ± 2,7 | 34,2 ± 3,2 | 36,0 ± 1,4 |
| | 3 | 42,8 ± 1,2 | 41,4 ± 0,8 | 44,3 ± 1,4 | 42,2 ± 1,3 |
| | 6 | 38,5 ± 0,7 | 35,0 ± 1,1 | 34,7 ± 2,1 | 37,8 ± 0,6 |
| | 12 | 34,5 ± 1,6 | 35,9 ± 0,5 | 37,6 ± 1,1 | 38,2 ± 0,9 |
| Capacidad de campo (g H ₂ O kg ⁻¹) | 0 | 853 ± 48 | 780 ± 28 | 836 ± 40 | 800 ± 20 |
| | 3 | 868 ± 28 | 866 ± 29 | 893 ± 50 | 826 ± 32 |
| | 6 | 820 ± 11 | 806 ± 22 | 856 ± 50 | 844 ± 23 |
| | 12 | 758 ± 26 | 701 ± 26 | 745 ± 35 | 742 ± 28 |
| Conductividad (µS cm ⁻¹) | 0 | 117 ± 15 | 149 ± 5 | 164 ± 16 | 193 ± 22 |
| | 3 | 52 ± 2 | 49 ± 2 | 41 ± 5 | 42 ± 4 |
| | 6 | 44 ± 4 | 44 ± 2 | 40 ± 1 | 51 ± 4 |
| | 12 | 45 ± 5 | 43 ± 3 | 40 ± 2 | 50 ± 4 |
| pH H ₂ O | 0 | 3,85 ± 0,04 | 4,17 ± 0,02 | 4,18 ± 0,03 | 4,10 ± 0,08 |
| | 3 | 3,74 ± 0,05 | 4,21 ± 0,05 | 4,37 ± 0,08 | 4,34 ± 0,06 |
| | 6 | 3,79 ± 0,03 | 3,99 ± 0,05 | 3,98 ± 0,03 | 4,01 ± 0,03 |
| | 12 | 3,67 ± 0,03 | 3,94 ± 0,07 | 3,86 ± 0,05 | 3,92 ± 0,04 |
| C Total (g kg ⁻¹) | 0 | 180 ± 6 | 165 ± 7 | 168 ± 4 | 175 ± 6 |
| | 3 | 177 ± 5 | 186 ± 9 | 185 ± 7 | 179 ± 8 |
| | 6 | 182 ± 2 | 166 ± 7 | 187 ± 7 | 182 ± 5 |
| | 12 | 182 ± 8 | 171 ± 2 | 177 ± 7 | 176 ± 5 |
| C Biomasa (mg kg ⁻¹) | 0 | 1809 ± 156 | 1188 ± 88 | 1426 ± 102 | 1571 ± 23 |
| | 3 | 1577 ± 93 | 1267 ± 163 | 1175 ± 92 | 1076 ± 68 |
| | 6 | 2251 ± 100 | 1874 ± 65 | 1848 ± 77 | 1967 ± 103 |
| | 12 | 1895 ± 179 | 1656 ± 251 | 1740 ± 252 | 1558 ± 111 |
| Ureasa (µg NH ₄ ⁺ g ⁻¹ h ⁻¹) | 0 | 55,1 ± 4,0 | 36,1 ± 2,4 | 36,4 ± 3,0 | 37,4 ± 3,9 |
| | 3 | 33,6 ± 2,9 | 23,1 ± 3,0 | 22,6 ± 1,0 | 18,1 ± 1,0 |
| | 6 | 56,8 ± 4,6 | 41,5 ± 3,7 | 40,2 ± 5,6 | 41,4 ± 2,6 |

| | | | | | |
|--------------------------------------------------------------------|----|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | 12 | 78,1 ± 8,9 | 55,1 ± 10,7 | 50,1 ± 7,9 | 44,2 ± 2,4 |
| Glucosidasa ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$) | 0 | 101,5 ± 6,9 | 90,3 ± 4,2 | 80,4 ± 7,7 | 96,1 ± 4,6 |
| | 3 | 149,6 ± 8,6 | 95,1 ± 9,2 | 86,7 ± 14,0 | 100,4 ± 15,0 |
| | 6 | 105,3 ± 4,4 | 104,4 ± 9,7 | 110,2 ± 9,1 | 85,7 ± 10,6 |
| | 12 | 66,7 ± 9,6 | 39,3 ± 4,4 | 29,7 ± 4,4 | 29,7 ± 1,6 |

En general, el fuego provocó un incremento de la conductividad eléctrica y del pH del suelo mientras que el contenido de materia orgánica y las propiedades relacionadas con la misma disminuyeron. El fuego causó también un descenso inicial de la biomasa microbiana y de las actividades enzimáticas. Los resultados concuerdan con estudios previos realizados en la misma zona mostrando tanto la influencia de la severidad del fuego como de la propiedad edáfica analizada a la hora de evaluar los impactos del fuego (Martín *et al.*, 2009, 2012; Barreiro *et al.*, 2010; Díaz-Raviña *et al.*, 2012; Fontúrbel *et al.*, 2012). La evolución temporal de las propiedades analizadas indicó claramente que: a) el impacto del fuego experimental era de poca importancia (suelo de A Estrada) mientras que los impactos del incendio no controlado de alta severidad (suelo de Laza) perduraban incluso un año después del incendio b) los tratamientos de estabilización del suelo (siembra de herbáceas, mulching) no modificaban o modificaban ligeramente la mayoría de las propiedades analizadas (físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas) y, por consiguiente la calidad del suelo quemado.

En la Figura 1 se muestran los resultados del análisis de componentes principales, realizado con la matriz de los valores de las propiedades del suelo analizadas, en el plano definido por los factores 1 y 2 que juntos explican un 61 % de la varianza y nos permite analizar, de una forma global, la calidad de las muestras de suelo analizadas.

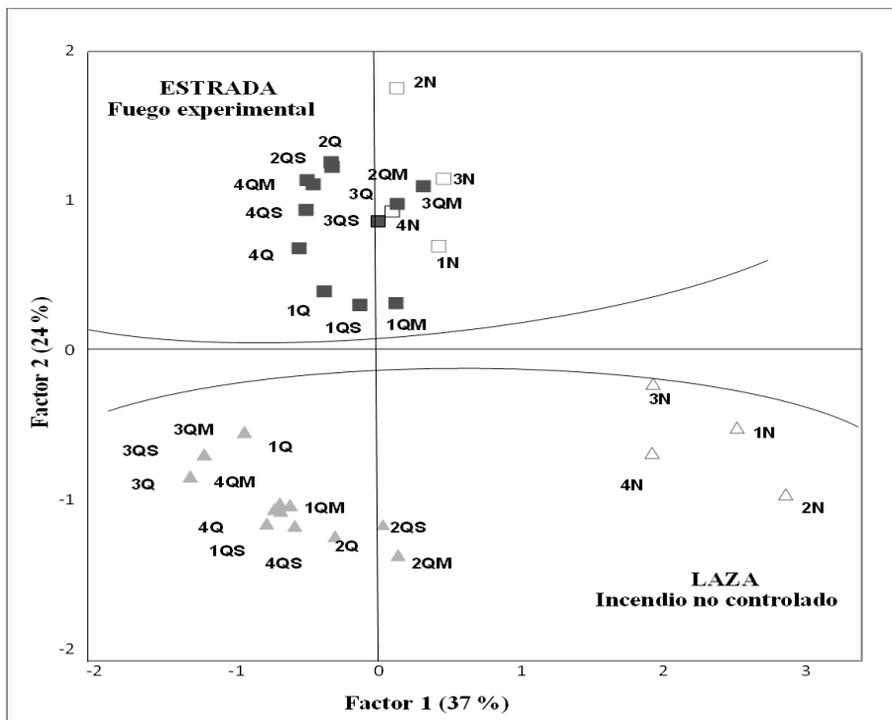


Figura 1. Distribución de las muestras en el análisis de componentes principales realizado con los valores de las propiedades del suelo obtenidos en las diferentes épocas de muestreo de los suelos de A Estrada y Laza (media de las réplicas de campo). Tratamientos: N, suelo no quemado; Q, suelo quemado; QS, suelo quemado con siembra de herbáceas; QM, suelo quemado con mulching de paja. Tiempos: 1, inmediatamente después de la quema; 2, 3 meses después de la quema; 3, 6 meses después de la quema; 4, 12 meses después de la quema.

El factor 1, que explicaba el 37 % de la varianza, separó las muestras de los suelos no quemados (parte positiva del factor 1) de las muestras de los correspondientes suelos quemados (parte negativa del factor 1). Tal como era de esperar el impacto del incendio no controlado de alta severidad (suelo de Laza) sobre la calidad del suelo era de mucha mayor magnitud y persistencia en el tiempo que el efecto del fuego experimental (quema de baja severidad), atribuyéndose dicho efecto a las variaciones en el pH y las variables relacionadas con el contenido de materia orgánica del suelo. En cuanto al factor 2, que explicaba un 24 % de la varianza, se observó que separaba las muestras del suelo de A Estrada (parte positiva del eje 2) de las muestras del suelo de Laza (parte negativa del eje 2).

Los datos demostraron claramente que las propiedades analizadas presentaban una diferente sensibilidad para detectar el impacto del fuego y que el efecto del fuego dependía de la severidad del incendio y del tiempo transcurrido tras el paso del fuego. En lo que respecta a los tratamientos de estabilización del suelo (siembra de herbáceas, acolchado de paja) se observó un ligero efecto o ningún efecto a corto y medio plazo (1 año) sobre la calidad del suelo quemado. Estos resultados están de acuerdo con estudios previos que analizan el efecto inmediato y a corto plazo del fuego y de los tratamientos contra la erosión post-incendio sobre la microbiota edáfica caracterizada en base a parámetros relacionados con la masa y actividad de los microorganismos (Díaz-Raviña *et al.*, 2012; Fontúrbel *et al.* 2012).

AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

REFERENCIAS

- BARREIRO A., MARTÍN A., CARBALLAS T., DÍAZ-RAVIÑA M. 2010. Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. *Science of the Total Environment* 402: 6172-6178.
- CARBALLAS T., MARTÍN A., DÍAZ-RAVIÑA M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. In: Efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España (Artemi Cerdá y Jorge Mataix-Solera, eds.). Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, Ch. 3.6, p. 269-301.
- DÍAZ-RAVIÑA M., MARTÍN A., BARREIRO A., LOMBAO A., IGLESIAS L., DÍAZ-FIERROS F., CARBALLAS T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilization in NW Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma* 191: 31-39.
- DÍAZ-RAVIÑA M., PRIETO A., ACEA M.J., CARBALLAS T. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology Biochemistry* 24: 259-264.
- EIVAZI F., TABATABAI M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 601-606.
- FONTÚRBEL M.T., BARREIRO A., VEGA J.A., LOMBAO A., MARTÍN A., JIMÉNEZ E., CARBALLAS T., FERNÁNDEZ C. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma* 191: 51-60.
- GUITIÁN-OJEA F., CARBALLAS T. 1976. Técnicas de Análisis de Suelos. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela, España.
- KANDELER, E., GERBER, H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils* 6: 68-72.
- MARTÍN A., DÍAZ-RAVIÑA M., CARBALLAS T. 2009. Evolution of composition and content of soil carbohydrates following forest wildfires. *Biology and Fertility of Soils* 45: 511-520.
- MARTÍN, A., DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, T. 2012. Short- and medium term evolution of soil properties in atlantic forests ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation and Development* 23: 427-439.

IMPLEMENTATION OF TECHNIQUES TO CONTROL POST-FIRE EROSION IN GALICIA (NW IBERIAN PENINSULA): EFFECTS ON MICROBIAL COMMUNITY

A. Lombao

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España
alba@iiag.csic.es

A. Barreiro

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España
anabarreiro@iiag.csic.es

A. Martín

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

T. Carballas

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

M.T. Fontúrbel

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

J.A. Vega

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

C. Fernández

Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería de Medio Rural, Pontevedra, España

M. Díaz-Raviña

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Santiago de Compostela, España

ABSTRACT

The phospholipid fatty acid analysis (PLFA pattern) was used to characterize the microbial community of different burnt soils with different post-fire treatments (seeding and mulching). The study was performed with unburnt and burnt soil samples collected from the top layer of two soils highly susceptible to suffer post-fire erosion (slope 30-50%) under scrublands, one soil developed over granite affected by an experimental fire and other soil developed over schist affected by a wildfire. Samples were collected at different times over one year period. The results of principal component analyses performed with PLFA data allowed us to differentiate, firstly, microbial communities of two different soils and, secondly, for same soil burnt samples from the corresponding unburnt samples, being the fire effect more accentuated for the soil affected by wildfire. The data also showed a clear sampling time influence on the soil microbial community structure, particularly in soil affected by experimental fire,

which is in agreement with the seasonal variation of microbial parameters. Concerning the soil stabilization treatments (seeding, mulching), although slight changes with respect to the corresponding burnt soil samples were detected, this effect was of less magnitude than that observed for experimental fire or wildfire.

Key words: Experimental fire, wildfire, soil stabilization treatments, PLFA pattern

APLICACIÓN DE TÉCNICAS CONTRA LA EROSIÓN POST-INCENDIO EN GALICIA (NO PENÍNSULA IBÉRICA): EFECTOS SOBRE LA COMUNIDAD MICROBIANA

RESUMEN

Se caracterizaron, mediante el análisis de biomarcadores moleculares tales como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA pattern), las comunidades microbianas de diferentes suelos quemados con diferentes tratamientos de protección del suelo contra la erosión post-incendio (siembra de herbáceas, acolchado de paja). El estudio se realizó con muestras no quemadas y quemadas del horizonte superficial de dos suelos altamente susceptibles de sufrir erosión (pendiente 30-55%) con una vegetación de matorral, uno desarrollado sobre granito y afectado por un fuego experimental y el otro, desarrollado sobre esquistos, afectado por un incendio no controlado de alta intensidad, recogidas a diferentes intervalos de tiempo durante un año. Los resultados de los análisis de componentes principales realizados con los valores de los PLFA permitieron diferenciar, en primer lugar, las comunidades microbianas de los diferentes suelos y, en segundo lugar, y dentro de cada suelo, las muestras quemadas de las correspondientes muestras control no quemadas, siendo el efecto del fuego más acusado en el caso del incendio no controlado. También se observó una clara influencia de la época de muestreo sobre la composición de la comunidad microbiana de los dos suelos, particularmente en el suelo afectado por el fuego experimental, confirmando la variación estacional de los parámetros microbianos. Por lo que respecta a los tratamientos de estabilización del suelo (siembra de herbáceas, acolchado de paja), aunque se observaron pequeñas diferencias con respecto al correspondiente suelo control quemado, el efecto era de mucha menor magnitud que el originado por el fuego experimental o el incendio no controlado.

Palabras clave: Fuego experimental, incendio no controlado, tratamientos de estabilización, PLFA pattern.

INTRODUCCIÓN

Los matorrales, ecosistemas de gran importancia en Galicia, año tras año están siendo afectados por el fuego, originando pérdidas enormes de suelo y nutrientes por erosión (Carballas *et al.*, 2009). La microbiota edáfica, principal agente responsable de la fertilidad del suelo, está también afectada por el impacto de los incendios forestales no controlados y de las quemadas controladas (Díaz-Raviña *et al.*, 2012; Fontúrbel *et al.*, 2012), y de ahí la importancia de su estudio. El objetivo de este trabajo fue caracterizar mediante el análisis de biomarcadores moleculares tales como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA pattern) las comunidades microbianas de diferentes suelos quemados con diferentes tratamientos de protección del suelo contra la erosión post-incendio (siembra de herbáceas, acolchado de paja).

1. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó con muestras no quemadas y quemadas del horizonte superficial de dos suelos altamente susceptibles de sufrir erosión (pendiente 30-55%) bajo matorral, un desarrollado sobre granito y afectado por un fuego experimental y el otro, desarrollado sobre esquistos, afectado por un incendio no controlado de alta intensidad. Los suelos forestales proceden de Laza, en Ourense, donde se produjo un incendio forestal no controlado de alta intensidad en septiembre del 2010, y de A Estrada, en Pontevedra, donde se realizó una quema controlada de baja intensidad en septiembre del 2009. Ambos suelos tienen un pH ácido (3,6-4,5) y elevado contenido en materia orgánica (14-23 %), como ocurre en la mayoría de los suelos forestales gallegos (Carballas *et al.*, 2009). En ambos suelos, para frenar la erosión post-incendio, se aplicaron, por triplicado en parcelas de dimensiones de 5 m de ancho x 20 m de largo, dos tratamientos de control de la erosión post-incendio, paja en una concentración de 250 g m⁻² (QM) y una mezcla de semillas de gramíneas y leguminosas (*Lolium multiflorum*, 35%; *Trifolium repens*, 25%; *Dactylis glomerata*, 20%; *Festuca arundinacea*, 10%; *Festuca rubra*, 5%, *Agrotis tenuis*, 5%) en dosis de 45 g m⁻² (QS) y se compararon estos tratamientos con los suelos quemados sin añadir ningún tratamiento (Q) y con los suelos no quemados de zonas adyacentes a las quemadas (N). Las muestras de suelo se recogieron del horizonte A (0-2 cm), a diferentes intervalos de tiempo después de la aplicación de los tratamientos (inmediatamente y a los 3, 6 y 12 meses después), analizándose la fracción menor de 2 mm.

La estructura de la comunidad se caracterizó mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) siguiendo el procedimiento descrito por Frostegård *et al.* (1993) que identifica de 30 a 35 ácidos grasos distintos con 14-20 átomos de C. En síntesis, los PLFA fueron extraídos del suelo con una mezcla de cloroformo, metanol y tampón citrato, separados en la fase orgánica (cloroformo) y fraccionados en columnas de ácido salicílico para separar los fosfolípidos (lípidos polares) de los restantes lípidos (lípidos neutros y glicolípidos). Finalmente, estos fosfolípidos fueron sometidos a metanolisis para obtener ésteres metílicos de los ácidos, que se cuantificaron por cromatografía de gases en base a sus tiempos de retención, relativos al de un estándar interno (19:0). Los valores de PLFA, expresados en nmoles (%), se trataron estadísticamente por análisis de componentes principales usando el programa SPSS 15.0, con el fin de determinar las principales diferencias en el perfil de los PLFA en función del tratamiento aplicado al suelo.

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran los resultados del análisis de componentes principales, realizado con la matriz de los valores de los ácidos grasos de los fosfolípidos, en el plano definido por los factores 1 y 2 que juntos explican un 48% de la varianza.

El factor 1, que explicó el 30% de la varianza, separó las muestras del suelo de A Estrada (situadas en la parte positiva del factor 1) caracterizadas por presentar elevadas concentraciones de ácidos grasos saturados característicos de bacterias (br18:0, i17:0, cy17:0, i17:0, a17:0, cy19:0, i15:0), de las muestras del suelo de Laza (parte negativa del factor 1) que presentaron altas concentraciones de ácidos grasos no saturados (18:2 ω 6, 18:1 ω 9; 18:1, 16:1 ω 7c). En cuanto al factor 2, que explicó un 18% de la varianza, se observó que separaba las muestras de los suelos quemado de las de los no quemados, caracterizadas por presentar concentraciones más altas de los ácidos grasos 16:1 ω 5, 18:1 ω 7, 16:1 ω 9.

La Figura 2 muestra los resultados de los análisis de componentes principales, realizados con las matrices de datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos de las muestras de los dos suelos analizados recogidas inmediatamente después de la quema y al final del experimento (12 meses) en los planos definidos por los factores 1 y 2 que juntos explicaron un 55% de la varianza.

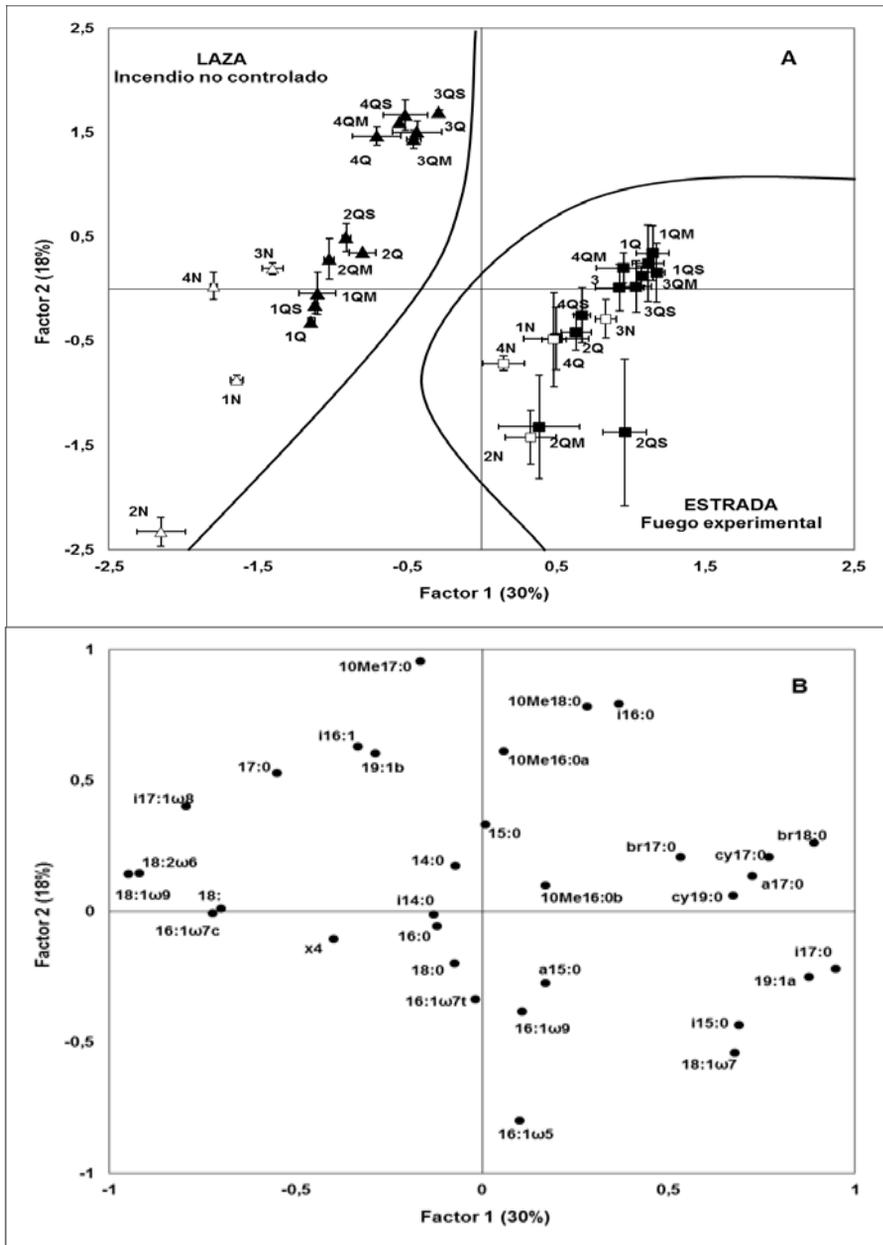


Figura 1. Distribución de muestras (A) y de variables (B) en el análisis de componentes principales realizados con los valores de la estructura de la comunidad (patrón PLFA) obtenidos en las diferentes épocas de muestreo de los suelos de A Estrada y Laza (media de las réplicas de campo \pm error estándar). Tratamientos: N, suelo no quemado; Q, suelo quemado; QS, suelo quemado con siembra de herbáceas; QM, suelo quemado con mulching de paja. Tiempos: 1, inmediatamente después de la quema; 2, 3 meses después de la quema; 3, 6 meses después de la quema; 4, 12 meses después de la quema.

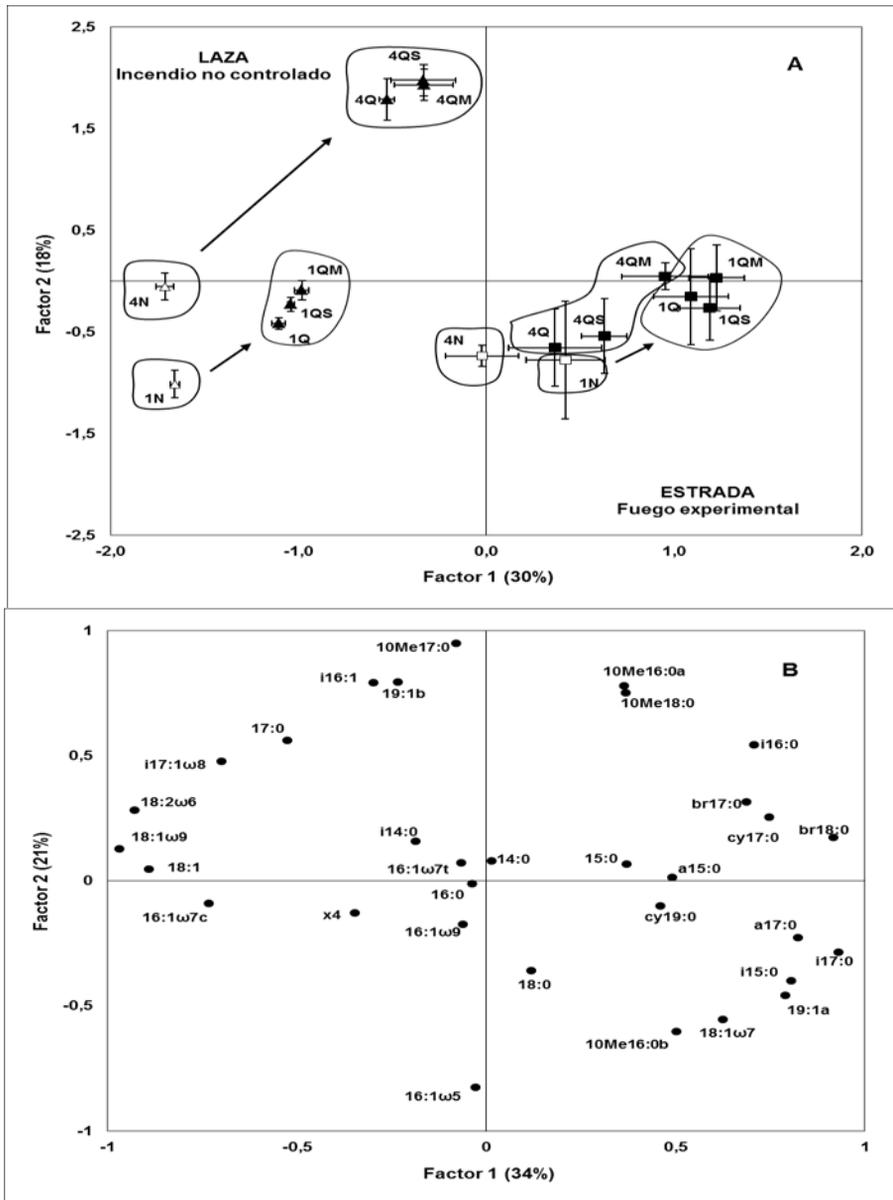


Figura 2. Distribuição de amostras (A) e de variáveis (B) no análise de componentes principais realizados com os valores da estrutura de la comunidad (patrón PLFA) obtenidos al inicio (1, inmediatamente después de la quema) y al final del experimento (4, 12 meses después) de los suelos de A Estrada y Laza (media de las réplicas de campo \pm error estándar). Tratamientos: N, suelo no quemado; Q, suelo quemado; QS, suelo quemado con siembra de herbáceas; QM, suelo quemado con mulching de paja.

Se observó de nuevo que el tipo de suelo fue el factor que ejerció más influencia sobre la estructura de la comunidad, seguido, en orden de importancia, por el quemado del suelo. Asimismo los resultados también mostraron un diferente efecto del paso del fuego en el medio edáfico, en el suelo de Laza (incendio no controlado de alta severidad) los efectos fueron de mucha mayor magnitud y permanecían o incluso se incrementaban con el tiempo, en el suelo de A Estrada (fuego experimental de baja severidad), debido a las bajas temperaturas de la quema, los efectos fueron mucho menores y de similar magnitud que los de la estación del año y, además, tendieron a atenuarse con el tiempo. Los datos también demostraron claramente que los

tratamientos de estabilización del suelo ensayados (mulching de paja y siembra de herbáceas) no modificaban significativamente la estructura de la comunidad microbiana. Estos resultados están de acuerdo con estudios previos indicando un efecto similar del fuego y de los tratamientos contra la erosión post-incendio sobre la microbiota edáfica caracterizada en base a parámetros relacionados con la masa y actividad de los microorganismos (Barreiro *et al.*, 2010; Díaz-Raviña *et al.*, 2012, 2013; Fontúrbel *et al.* 2012; Lombao *et al.*, 2013; Martín *et al.*, 2013).

AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad (AGL2012-39686-C02-01) y por la Fundación MAFRE. A. Barreiro y A. Lombao son becarias FPU del Ministerio Español de Educación.

REFERENCIAS

- BARREIRO, A., MARTÍN, A., CARBALLAS, T., DÍAZ-RAVIÑA, M. 2010. Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. *Science of the Total Environment* 402: 6172-6178.
- CARBALLAS, T., MARTÍN, A., DÍAZ-RAVIÑA, M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. En: *Efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España* (Artemi Cerdá y Jorge Mataix-Solera, eds.). Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, Ch. 3.6, p. 269-301.
- DÍAZ-RAVIÑA, M., MARTÍN, A., BARREIRO, A., LOMBAO, A., IGLESIAS, L., DÍAZ-FIERROS, F., CARBALLAS, T. 2012. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in NW Spain: short-term effects and effectiveness. *Geoderma* 191: 31-39.
- DÍAZ-RAVIÑA, M., MARTÍN, A., BARREIRO, A., LOMBAO, A., IGLESIAS, L., DÍAZ-FIERROS, F., CARBALLAS, T. 2013. Mulching and seeding treatments for post-fire soil stabilisation in Laza (NW Spain): medium-term effects and effectiveness. *FLAMMA* 4(1): 37-40.
- FONTÚRBEL, M. T., BARREIRO, A., VEGA, J. A., LOMBAO, A., MARTÍN, A., JIMÉNEZ, E., CARBALLAS, T., FERNÁNDEZ, C. 2012. Effects of an experimental fire and post-fire stabilisation treatments on soil microbial communities. *Geoderma* 191: 51-60.
- FROSTEGÅRD, Å., TUNLID, A., BÅÅTH, E. 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 3605-3617.
- LOMBAO, A., BARREIRO, A., MARTÍN, A., CARBALLAS, T., DÍAZ-RAVIÑA, M. 2013. Impacto de un incendio de alta intensidad y dos tratamientos de protección del suelo sobre la biomasa microbiana en un suelo de Laza (Ourense, NO España). *FLAMMA* 4(1): 19-22.
- MARTÍN, A., LÓPEZ-FANDO, C., BARREIRO, A., LOMBAO, A., CARBALLAS, T., IGLESIAS, F., DÍAZ-FIERROS, F., DÍAZ-RAVIÑA, M. 2013. Recovery of a soil under different vegetation one year after a high intensity wildfire. *FLAMMA* 4(2): 129-132.

CHOVE E NÃO TRÁS GUARDA-CHUVA, EROSÃO HÍDRICA PÓS INCÊNDIO – CASO DE ESTUDO INCÊNDIO TAVIRA-SÃO BRÁS DE ALPORTEL JULHO DE 2012

Elina Baptista
Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Portugal
a31930@ualg.pt

Nuno Simões
Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Portugal
a38980@ualg.pt

Fernando M. Granja Martins
Centre for Natural Resources and the Environment – CERENA
Department of Civil Engineering, University of Algarve, Portugal
fmmartin@ualg.pt

Helena Fernandez
Centre for Natural Resources and the Environment – CERENA
Research Centre for Spatial and Organizational Dynamics – CIEO
Department of Civil Engineering, University of Algarve, Portugal
hfernand@ualg.pt

Antonio Jordán
MED_Soil Research Group
Department of Crystallography, Mineralogy and Agricultural Chemistry, University of Seville, Spain
ajordan@us.es

Lorena M. Zavalla
MED_Soil Research Group
Department of Crystallography, Mineralogy and Agricultural Chemistry, University of Seville, Spain
lorena@us.es

RESUMO

Neste estudo pretende-se aplicar as ferramentas de um Sistema de Informação Geográfica para avaliar a erosão do solo através do modelo empírico da Equação Geral da Perda do Solo, em dois cenários - paisagem antes do incêndio e pós o incêndio. A cartografia gerada servirá de base a estudos de avaliação de estratégias de controlo e mitigação dos processos de perda de solo. A área de estudo corresponde à zona afetada pelo incêndio florestal, que assolou os municípios de Tavira e São Brás de Alportel em Julho de 2012, num dos incêndios de maiores dimensões registado nos últimos anos em Portugal. Está limitada pelas coordenadas $X_{\min}=597859.20\text{m}$; $X_{\max}=617419.20\text{m}$; $Y_{\min}=4111805.66\text{m}$; $Y_{\max}=4133765.66\text{m}$ do sistema UTM-WGS84. Esta área desenvolve-se numa paisagem pertencente à serra do Caldeirão. Esta unidade da serra algarvia caracteriza-se pela presença de solos pobres e incipientes e pela presença de vegetação Mediterrânica. A nível socioeconómico, a área em estudo surge caracterizada como a sub-região algarvia economicamente mais débil, apresentando como produções mais rentáveis as culturas de montado de sobro e os medronhais. Atendendo aos dois cenários verifica-

se que o incêndio teve um impacto negativo no processo de erosão hídrica do solo. Após o incêndio a declividade passa a ser o fator condicionante para a perda de solo.

Palavra Chave: Incêndio, Erosão Hídrica; Perda de Solo; Sistema de Informação Geográfica; Declividade.

ABSTRACT

In this study we pretend apply the tools of a Geographic Information System to evaluate the soil erosion process, based on an empirical model of the Universal Soil Loss Equation in two cases, before and after fire. The cartography generated will be used as base for the study of the evaluation of strategy control and mitigation of the soil loss process. The study area is located, in the Algarve region, limited by coordinates $X_{\min}=597859.20\text{m}$; $X_{\max}=617419.20\text{m}$; $Y_{\min}=4111805.66\text{m}$; $Y_{\max}=4133765.66\text{m}$ in UTM-WGS84 system, which comprises the area affected by the forest fire that swept the municipalities of Tavira and São Brás de Alportel in July 2012, being the biggest fire registered in the last years in Portugal. The study area belongs to Caldeirão hills. This unit of Algarve hills is characterized by the presence of poor and incipient soils with Mediterranean vegetation. At socioeconomic level, this area becomes characterized as a more fragile economic sub-region in Algarve, presenting productions more profitable the cork oak forests and thickets of arbutus. Considering the two scenarios is verified that the fire had a negative impact on the process of soil erosion. After the fire the slope becomes the determinant factor for soil loss.

Keyword: Fire, Water Erosion, Soil Loss, Geographic Information System, Slope.

INTRODUÇÃO

De entre as inúmeras catástrofes naturais a que Portugal está geograficamente exposto, são os incêndios florestais, aqueles que maiores dimensões e estragos apresentam ao dizimar grandes áreas de matos, principalmente nos meses quentes. Um dos maiores incêndios ocorridos a nível nacional foi o incêndio de Tavira-São Brás de Alportel (Figura 1), ocorrido em julho de 2012. Este consumiu aproximadamente 24843 ha, em área de matos, colocando em risco as pequenas populações da serra algarvia [2].

A paisagem assolada por este incêndio localiza-se na mega unidade de paisagem das Serras do Algarve e litoral Alentejano, unidade da Serra do Caldeirão. Esta caracteriza-se por ser uma paisagem agreste com um relevo bastante acidentado onde a desertificação é cada vez mais acentuada, pelo que é considerada a sub região algarvia economicamente mais débil [1].

Ao nível da vegetação é de destacar duas espécies, o *Quercus suber* (sobreiro) e o *Arbustos unedo* (medronheiro) que formam, respetivamente, os montados e medronhais, economicamente muito viáveis, que cobrem grande parte desta paisagem. Recentemente, em áreas florestais, tem-se verificado o aumento do povoamento de *Pinus pinea* (pinheiro manso) e de *Eucalyptus globulus* (eucalipto), espécies bastantes combustíveis. Em áreas mais secas encontra-se matagais de azinheira, atualmente quase inexistentes devido às campanhas de trigo sucessivas que ocorreram em finais do século XIX e primeira metade do século XX. Estas vieram de forma muito significativa degradar a estrutura do solo que geologicamente já eram bastante sensíveis, solos esqueléticos [1].

Qualquer incêndio florestal resulta numa degradação efetiva do coberto vegetal o que provoca um acréscimo da erosão do solo, devido ao aumento do impacto das gotas da chuva e à redução da taxa de infiltração que leva ao aumento da taxa de escoamento. Este fenómeno em solos incipientes pode ter graves consequências económicas e ambientais. Tendo em conta a incipiência da estrutura dos solos da serra algarvia, solos finos e com presença de aglomerados rochosos, é fundamental estudar a erosão hídrica do solo em duas situações distintas, antes e após o incêndio. Por um lado, será possível identificar e compreender a morfologia dos locais com

maior potencial de erosão do solo e por outro lado quantificar as perdas de solo esperadas para estes locais.

Para a análise da erosão hídrica do solo recorreu-se a aplicação da Equação Geral da Perda de Solo. Trata-se de um modelo empírico, para o qual foram trabalhados os dados espaciais como a altimetria, litologia, precipitação e uso do solo de forma a obter os parâmetros/factores equacionados na fórmula, erosividade da chuva, erodibilidade do solo, declividade e uso do solo.

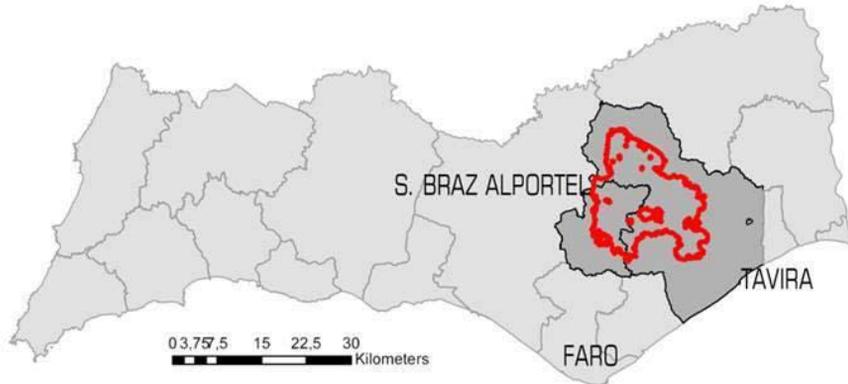


Figura 1. Área de Estudo

1. METODOLOGIA

A perda de solo foi determinada com base na equação geral da perda de solo adotado por [8]:

$$PS = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Em que, PS é a perda de solo por unidade de área ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$); R é o fator de a erosividade da chuva ($MJ \cdot ha^{-1} \cdot mm \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($t \cdot ha^{-1} / (MJ \cdot ha^{-1} \cdot mm \cdot h^{-1})$); LS , é fator topográfico que depende do tamanho da encosta e do valor de declive (adimensional); C é coeficiente do uso do solo (adimensional); P é o fator que relaciona a intensidade de perdas de solo com uma determinada prática conservacionista (adimensional). Neste estudo considerou-se para toda a área, P com o valor 1.

O fator R está relacionado com a energia cinética das gotas e a intensidade precipitação. Foi obtido empiricamente pela seguinte expressão, apresentada no estudo [5]:

$$R = \left(\frac{p.média\ mensal\ (mm)^2}{p.média\ anual\ (mm)} \right)^{0.759} * 89.823 \quad (2)$$

Para o cálculo deste fator foi necessário conhecer para a área em estudo os valores, da precipitação do mês de novembro e da precipitação anual. Foi escolhido este mês por se tratar do início do período mais chuvoso na região e pelo facto do solo estar ainda sem coberto vegetal. Foram analisadas as precipitações para um período de 72 anos e aplicando a equação anterior resultou uma constante de $65.14 MJ \cdot ha^{-1} \cdot mm \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$.

O fator K depende da sua estrutura e composição pelo que se tornou necessário analisar o tipo de solo presente na área em estudo. Nesta área estão presentes três tipos de solos: litossolos eutrícos xistos e grauvaques, cambissolos crómicos calcários e luvisolos rodocrómicos calcários, para os quais foram consultados os valores tabelados de erodibilidade, 0.039, 0.032 e 0.034 respetivamente, disponibilizados em [6]. Por fim procedeu-se à aplicação dos coeficientes de erodibilidade à projeção espacial dos tipos de solo.

O fator topográfico LS , depende de duas variáveis do relevo que modificam a ação erosiva exercida pela água sobre os solos: o comprimento das encostas e a declividade das vertentes.

O cálculo do declive foi obtido a partir do modelo digital de elevações e reclassificados de acordo com [4]. O tamanho das encostas trata-se de um processo mais complexo de determinar. Por este facto, para conhecer o valor de LS foram utilizados valores tabelados de, respeitantes à investigação efetuado na bacia hidrográfica São José do estado de Espírito de Santo, Brasil [4], com características topográficas muito semelhantes à bacia hidrográfica da Ria formosa, onde se insere a zona de estudo. A Tabela I mostra os valores de LS.

Tabela I. Tabela de valores do fator topográfico

| Classe | Descrição | LS |
|---------------|------------------|-----------|
| 0-3% | Plano | 0.863 |
| 3-8% | Suave Ondulado | 2.882 |
| 8-20% | Ondulado | 5.400 |
| 20-45% | Forte ondulado | 8.322 |
| 45-75% | Montanhoso | 11.611 |
| >75% | Escarpado | 16.318 |

Fonte: Retirada de Jocival Luiz Domingos no estudo "Estimativa de Perda de Solo por erosão Hídrica em Bacia Hidrográfica"

A determinação do fator C baseou-se na cartografia do *Corine LandCover* para o ano de 2006 [3]. A atribuição do coeficiente do uso do solo foi baseada em [7] que está expressa na tabela 2. No cenário pós fogo como a área apresenta a mesma tipologia (área ardida) o coeficiente do uso do solo será único, tomando o valor de 0.5.

Tabela 2 – Tabela de valores de usos de solo

| Classe de uso | C |
|-----------------------------------------------------------------------------|----------|
| 222 – Pomares | 0.05 |
| 241 – Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes | 0.4 |
| 242 – Sistemas culturais e parcelares complexos | 0.2 |
| 243 – Agricultura com espaços naturais e semi-naturais | 0.3 |
| 244 – Sistemas agro-florestais | 0.3 |
| 311 – Florestas de folhosas | 0.1 |
| 312 – Florestas de resinosas | 0.05 |
| 313 – Florestas mistas | 0.05 |
| 323 – Vegetação esclerofila | 0.02 |
| 324 – Florestas abertas, cortes e novas plantações | 0.4 |
| Pos fogo (área ardida) | 0.5 |

Fonte: Adaptada de Maria Teresa Pimenta, "Diretrizes para a aplicação da equação geral de perda de solos em SIG"

2. RESULTADOS

Em cenário de paisagem antes da ocorrência de fogo florestal observa-se que a estimativa de perda de solo é fortemente condicionada pelo parâmetro uso do solo (Figura 2).

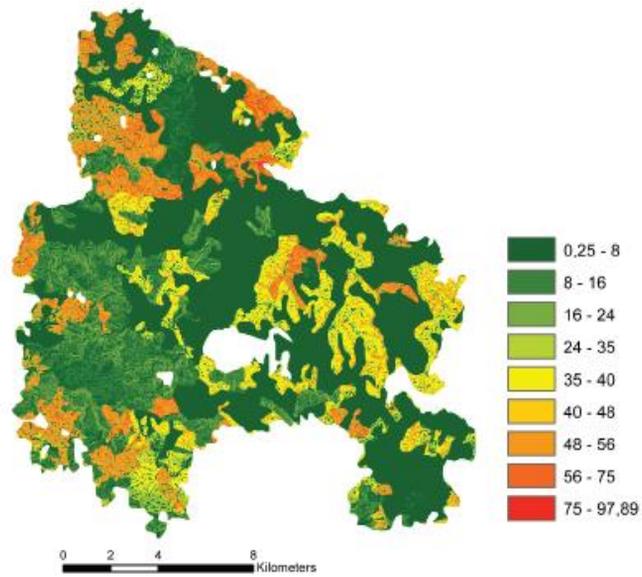


Figura 2. Estimativa da erosão em cenário antes da ocorrência do incêndio

Verifica-se que existe uma semelhança entre as manchas da perda de solo e as manchas do uso do solo do *Corine Landcover*. Contudo, no interior das manchas é possível observar o contributo do declive para a perda dos solos. Para este cenário estima-se que as perdas de solo estejam compreendidas entre os 0,25 e 97,89 t.ha⁻¹ano⁻¹. Os valores mais altos pertencem a zonas de declives bastante acentuados estando relacionados a práticas agrícolas menos naturalizadas. Em condições de paisagem ardida (Figura 3), a perda de solo é fortemente condicionada pela declividade, uma vez que houve a destruição do coberto do solo.

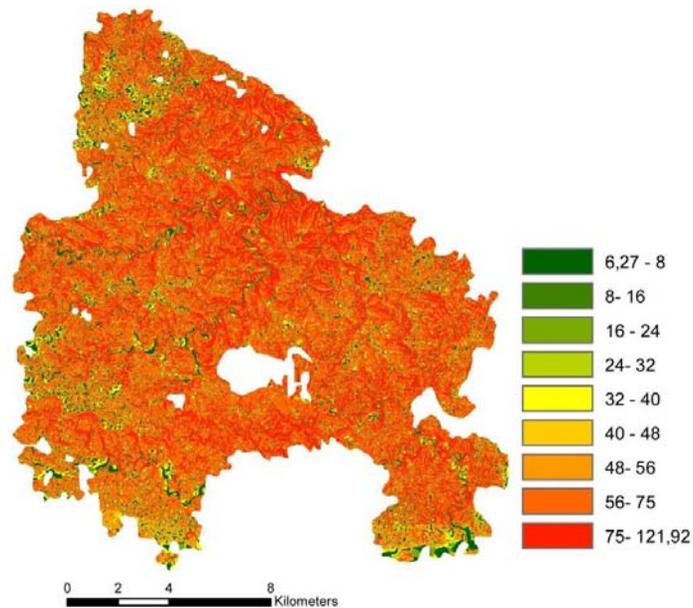


Figura 3. Estimativa da erosão do solo em cenário pós incêndio

Assim para este cenário estima-se que as perdas de solo estejam compreendidas entre os 6.27 e 121.92 t.ha⁻¹ano⁻¹, sendo os valores mais altos relacionadas com zonas declive bastante acentuado.

3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O ponto de partida para análise das perdas de solo após a ocorrência de um incêndio inicia-se pela escolha do método de análise a utilizar. Para este estudo utilizou-se a equação geral de perda de solos aplicada a dados espaciais. A metodologia utilizada deverá ser equacionada num futuro estudo, a fim de aproximar os resultados a um cenário mais realista: recorrer a dados de campo da área de estudo, evitando o recurso a dados tabelados (ex., dados do fator topográfico); não utilizar uma cartografia de escala nacional, para evitar a generalização da informação (ex. carta litológica presente no atlas do ambiente e a cartografia do *Corine LandCover*); aplicar técnicas de fotointerpretação baseadas em ortofotomapas ou fotografias aéreas para classificação do uso do solo e fazer uma validação dos resultados no terreno.

CONCLUSÃO

Com este estudo foi possível compreender a influência de um incêndio na erosão hídrica dos solos, i.e, conhecer os fatores que mais contribuem para o aumento da erosão do solo com base no modelo empírico da equação geral da perda de solos. Estima-se que em cenários de paisagem antes da ocorrência de incêndio, a erosão é condicionada pelo uso de solo e pela declividade dos terrenos. Em cenário de pós incêndio verifica-se que o fator que mais condiciona a erosão é a declividade dos solos, dado que o uso passa a ser único, i.e, área ardida. Estima-se que os valores mínimos de erosão aumentam em cerca de 96% (0.25 para 6.27 t.ha⁻¹ano⁻¹e para os valores máximos de cerca de 20% (97.89 para 121.92 t.ha⁻¹ano⁻¹).

Comparando os dois cenários torna-se evidente a influência negativa que um incêndio pode impor numa paisagem mediterrânica, no que toca à perda de solos. Grande parte desta paisagem é constituída por solos incipientes, onde a camada de solo ronda os 10 cm de espessura. Se esta camada for erodida dá-se a perda do banco de sementes do solo e compromete-se o desenvolvimento da vegetação natural, em áreas naturais e a perda da pouca capacidade agrícola que este tipo de solo compreende. Este facto pode a longo prazo levar à desertificação da paisagem da serra algarvia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Cancela d' Abreu, A. *Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem Continental Vol. I a V*. [s.ed.], Lisboa : Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2002;
- [2] Centro Estudos sobre Incêndios Florestais, *Relatório do Incêndio de Tavira \ São Brás de Alportel*. [Em Linha], Universidade de Coimbra, ano 2012, [Consult. 7 Março de 2013], Disponível em: <http://www.portugal.gov.pt/pt/os-ministerios/ministerio-da-administracao-interna/documentos-oficiais/20121010-rel-incendio-florestal-tavira-jul2012.aspx>
- [3] CORINE-CLC. *Cartografia CORINE Land Cover 2006 para Portugal Continental*. Instituto Geográfico do exército. Grupo de Detecção Remota. Lisboa. 2006.
- [4] Domingos, J.L., *Estimativa de Perda de Solo por erosão Hídrica em Bacia Hidrográfica*, UFES – Universidade Federal de Espírito Santo, [s.ed.], Disponível em: http://www.mundogeomatica.com.br/TesesMonografias/Tese_Site/monografia_jocival.pdf
- [5] Pacheco, F.A.L., Moreiras P.A.S., Matias R.L.S. *Risco Natural de Erosão versus Cartografia da REN em Pombal: uma Aplicação dos SIG às Geociências*. VII Congresso Nacional de Geologia. Sociedade Geológica de Portugal e Universidade de Évora. 2010
- [6] Pimenta, M.T., *Caracterização da Erodibilidade dos solos a sul do Rio Tejo*, INAG/DSRH, 1998, Disponível em: http://snirh.pt/snirh/download/relatorios/erodibilidade_sul_tejo.pdf
- [7] Pimenta, M.T., *Diretrizes para a aplicação da Equação Universal dos solos em SIG*, INAG/DSRH, [s.ed.] Disponível em: http://snirh.pt/snirh/download/relatorios/factorC_K.pdf

- [8] Wischmeier, W.H.; Smith, D.D., *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537)

