

Influência da utilização de uma cobertura orgânica no restabelecimento a médio-longo prazo das comunidades de invertebrados do solo em áreas ardidas de eucalipto

Ao longo das últimas décadas Portugal tem sido um dos países com maior incidência de fogos florestais na Europa. Um número crescente de estudos tem vindo a ser desenvolvido no sentido de encontrar estratégias de recuperação e gestão de áreas ardidas. A aplicação de coberturas orgânicas sobre a superfície do solo pós-incêndio é atualmente utilizada eficazmente como forma de proteger o solo da erosão. Porém, pouco se sabe acerca dos efeitos deste tipo de tratamento nas comunidades de invertebrados do solo. Deste modo, o presente estudo pretendeu compreender a resposta da comunidade de invertebrados do solo 5 anos após a aplicação de uma cobertura formada por casca e madeira de eucalipto, numa área previamente ardida de eucalipto. Os resultados obtidos revelaram uma comunidade de invertebrados de solo estruturalmente idêntica em áreas com e sem aplicação de cobertura com material orgânico, sendo a comunidade dominada por grupos de animais que se alimentam de matéria orgânica e por um grande número de espécies edáficas predadoras. A análise da função ecológica de cada grupo de invertebrados do solo sugere que a elevada disponibilidade de matéria orgânica possa ter sido um fator determinante na estrutura da própria comunidade, especialmente no período inicial após a aplicação da cobertura no solo. Muito embora os resultados revelem uma comunidade relativamente homogênea entre áreas tratadas e não tratadas 5 anos após a aplicação da cobertura, não se pode descartar o seu papel na comunidade edáfica no curto-médio prazo após o incêndio.

Palavras-chave

cobertura com material orgânico
incêndios florestais
eucaliptal
invertebrados do solo

João Ricardo Lavoura Puga¹

Maria João Saraiva de Oliveira¹

Ana Catarina Bastos²

Fernando Gonçalves²

Jan Jacob Keizer¹

Nelson José Cabaços Abrantes^{1*}

¹ CESAM e Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal.

² CESAM e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal.

* njabrant@ua.pt

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais são agentes de renovação natural dos ecossistemas mediterrânicos. Contudo, devido essencialmente às alterações do uso de solo, abandono das terras e má gestão florestal, os incêndios florestais, quer pela sua dimensão, quer pela sua recorrência, têm vindo a tornar-se um problema para a sustentabilidade dos ecossistemas (Pausas et al., 2008). Considerando os futuros cenários de alterações climáticas com verões mais quentes e secos, é previsível um agravamento deste problema ambiental (Gonçalves et al., 2011). Em Portugal, todos os anos as florestas portuguesas são devastadas por incêndios florestais, os quais resultaram na última década numa área ardida média de 140 000 ha/ano (ICNF, 2014). Os incêndios florestais promovem diversas alterações físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas, que se não forem mitigadas podem levar a efeitos negativos permanentes (Certini, 2005). Ao nível do biota, os incêndios representam uma importante fonte de perturbação para os sistemas ecológicos, afetando tanto a fauna como a flora, o que, aliado a uma gestão florestal deficiente, pode levar à diminuição da diversidade e/ou a alterações das comunidades biológicas (Brown e Smith, 2000; Bowman et al., 2013; Jhariya e Raj, 2014). A maior parte do esforço de investigação científica sobre incêndios florestais na bacia do Mediterrâneo tem-se focado nos seus efeitos sobre processos geomorfológicos e hidrológicos (Neary et al., 2005, Keizer et al., 2008, Shakesby, 2011; Malvar et al., 2011; Malvar et al., 2015), com o intuito de encontrar e adotar melhores soluções e medidas de mitigação, que possam ser usadas para reduzir o risco de erosão pós-fogo. Estes estudos mostraram que o uso de forragens naturais à base de casca e madeira de eucalipto, quando aplicados após o incêndio, são eficazes na redução dos fluxos de escorrência pós-fogo e conseqüentemente reduzem a erosão, contribuindo assim para a atenuação dos efeitos negativos dos incêndios (Bautista et al., 1996; Badia e Marti, 2000; Wagenbrenner et al., 2006; Prats et al., 2015). De facto, desde o início do século passado que a utilização de forragens naturais tem sido adotada em vários estudos, especialmente para aplicações agrícolas, tendo-se verificado que aumenta a atividade microbiana do solo, melhora o equilíbrio de nutrientes, reduz o teor de azoto e a erosão do solo, conserva a humidade do solo, modera a temperatura do solo e melhora a infiltração de água (Gill et al., 2011; Chalker-Scott, 2007; Westerman e Bicudo, 2005; Altieri e Nichols, 2003). Muito embora a cobertura orgânica formada por casca e madeira de eucalipto se revele altamente eficaz na redução da erosão pós-fogo em plantações de eucalipto, pouco se sabe sobre os seus efeitos na fauna presente no solo.

Os invertebrados do solo desempenham um papel fundamental nos ecossistemas florestais, participando na decomposição de manta-morta e ciclo de carbono, na formação e arejamento do solo, no ciclo de nutrientes, na regulação biológica, entre outras funções. Deste modo, os invertebrados terrestres asseguram vários serviços ecossistémicos (Orgiazzi et al., 2016). Considerando que os incêndios florestais podem afetar elementos estruturais nos ecossistemas dos quais os invertebrados edáficos são altamente dependentes, como a disponibilidade de alimento e de nichos ecológicos, este é um grupo particularmente impactado. Vários autores têm estudado os efeitos de incêndios florestais em diferentes grupos de artrópodes, mostrando respostas diferentes sobre grupos e/ou ecossistemas específicos, como por exemplo: alta resiliência de alguns grupos de animais, alterações ligeiras na comunidade a curto prazo, o declínio de alguns grupos específicos e, em alguns casos, até mesmo o aumento da biodiversidade (Apigian et al., 2006; Baker et al., 2004; Collet, 2003). No entanto, os efeitos da aplicação de coberturas de material orgânico nos invertebrados do solo têm sido negligenciados (Gill et al., 2011), especialmente em solos

afetados por incêndios, apesar de se reconhecer que os constituintes destas forragens são suscetíveis de influenciar micro-habitats do solo, e por conseguinte, a composição destas comunidades (Addison et al., 2013). O presente estudo foca-se nos potenciais impactes a médio termo da aplicação de uma cobertura orgânica formada por casca e madeira de eucalipto, logo após o incêndio, sobre a comunidade de invertebrados do solo. Neste contexto a questão científica à qual se quer responder é: será a composição e a diversidade da comunidade de invertebrados do solo idêntica em locais com e sem a aplicação da referida cobertura orgânica aproximadamente 5 anos após o incêndio?

METODOLOGIA

Descrição da área de estudo

A área de estudo localizou-se numa plantação de eucaliptos no centro-norte de Portugal junto a Ermida (município de Sever do Vouga) (Figura 1). A área selecionada ardeu em 2010, tendo o incêndio consumido cerca de 300ha de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) e pinheiro-bravo (*Pinus pinaster* Ait.). O tipo de gestão florestal presente na área selecionada é intensivo, focando-se no uso para produção de pasta de papel. O clima nesta região é meso-termal húmido, com uma temperatura média entre os 12-19°C e os solos são maioritariamente xistosos. A paisagem é recortada por inúmeras linhas de água e áreas de média-baixa montanha, tornando-a bastante íngreme.

Desenho experimental

Em 2010, logo após a ocorrência do incêndio florestal, o delineamento experimental consistiu na construção de 6 parcelas de 40 x 3 m cada, ao longo de uma encosta com inclinação de cerca de 25° (Figura 1). Em três parcelas foi aplicada uma cobertura orgânica formada por casca e madeira de eucalipto numa ordem de 12 t/ha (parcelas tratadas), enquanto nas restantes parcelas não foi aplicado qualquer tratamento, servindo assim como controlo (parcelas não tratadas) (Figura 1 e Figura 2).

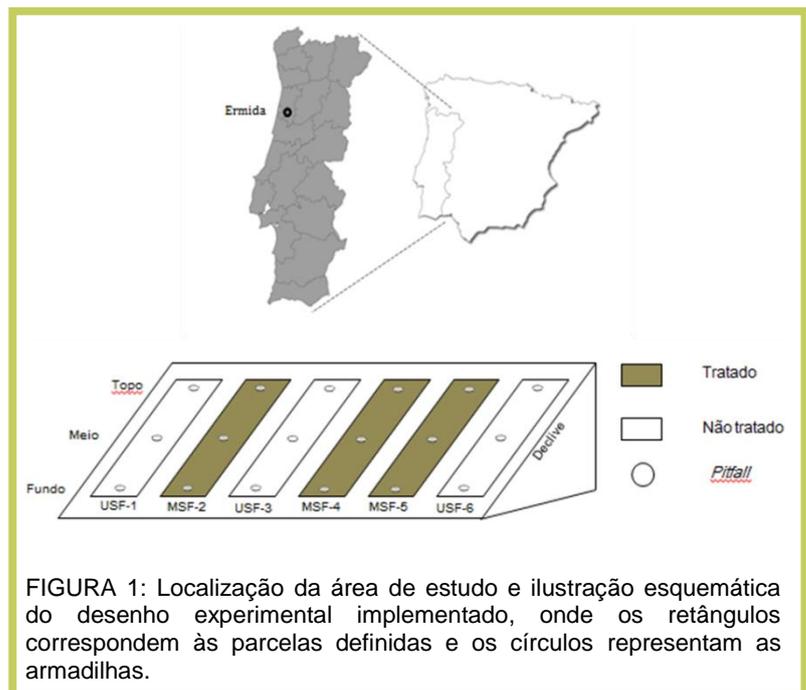


FIGURA 1: Localização da área de estudo e ilustração esquemática do desenho experimental implementado, onde os retângulos correspondem às parcelas definidas e os círculos representam as armadilhas.

Colheita e identificação de invertebrados do solo

A fim de compreender a potencial influência da aplicação do tratamento na comunidade de invertebrados do solo, 5 anos após o incêndio, foram colocadas 18 armadilhas do tipo *pitfall*, igualmente distribuídas de acordo com o tipo de tratamento (não tratado e tratado) pelas 6 parcelas (Figura 1). Em cada parcela, 3 dessas armadilhas foram linearmente colocadas no solo ao longo dos 40 m de extensão, a uma distância de aproximadamente 15 m entre elas.

As armadilhas *pitfall* são comumente usadas para a captura de invertebrados do solo, sendo uma abordagem eficiente e de baixo custo para recolher a fauna que habita no solo, sendo particularmente úteis para calcular a atividade e a densidade em populações de escaravelhos, aranhas e formigas. Estas armadilhas podem ser facilmente feitas a partir de garrafas de plástico de 1,5 L, e possuem cerca de 8,5 cm de largura e 12 cm de altura (Figura 3).



FIGURA 2: Aplicação da cobertura orgânica de casca e madeira de eucalipto na área de estudo.

No topo da garrafa pode ser colado um anel plástico, impedindo, assim, a entrada de solo, pedras e outro material orgânico. Em campo as armadilhas são completamente enterradas no solo, sendo-lhes adicionada uma pequena quantidade de etanol a 70%, algumas gotas de glicerina (ambos utilizados como agentes conservantes) e uma gota de detergente para quebrar a tensão iônica na parte superior da solução, garantindo que os invertebrados permanecem na armadilha. Após uma semana no campo, as amostras são recolhidas e colocadas em frascos com etanol a 70% e algumas gotas de glicerina, sendo posteriormente processadas em laboratório. Todos os invertebrados colhidos foram identificados até ao nível taxonômico de ordem e/ou família, usando obras de referência para a sua identificação e uma lupa estereoscópica (Harde e Severa, 1984; Goulet e Huber, 1993; Roberts, 1995; Barrientos, 1998; Czechowski et al., 2002). Apesar do considerável esforço de identificação, apenas o nível de ordem foi usado para descrever os resultados relacionados com a abundância, devido a um número relativamente baixo de indivíduos de várias famílias identificadas dentro de cada ordem. No entanto, a riqueza específica e as análises dependentes da riqueza específica foram sempre calculadas considerando o número de famílias identificadas dentro de cada ordem. Alguns grupos como os ácaros, dípteros e lepidópteros foram excluídos do estudo, devido às limitações do método de captura, na medida em que as *pitfall* tendem a atrair apenas uma parte da comunidade dentro de cada um dos grupos referidos, o que normalmente promove uma análise enviesada



FIGURA 3: Armadilha do tipo *pitfall* colocada na área de estudo.

dos dados. A função ecológica de cada taxa foi definida de acordo com seu comportamento alimentar, tendo por base vários estudos e literatura de especialidade (Hard e Severa, 1984; Barrientos, 1988; Goulet e Huber, 1993; Bellman, 1994; Roberts, 1995; Neher e Barbercheck, 1998; Czechowski et al., 2002; Gill et al., 2011).

Variáveis ambientais

Paralelamente à amostragem biológica, foi também avaliada a cobertura do solo em cada parcela, de acordo com as seguintes 5 categorias: pedras, cinzas, solo nu, manta morta e sub-coberto vegetal. Foi colocada, de modo aleatório, uma grelha com 1 x 1 m de lado e 10 cm de malha, em 3 posições ao longo de cada parcela, sendo atribuída uma categoria de cobertura a cada quadrado de 10 cm e calculada a média de cada categoria, para cada posição para um $n = 100$ (Figura 4). A par com a avaliação da cobertura do solo foram ainda colhidas amostras de solo, superficial (0,2 cm de profundidade), selecionadas aleatoriamente em 3 locais no interior de cada parcela (Figura 5).

No laboratório, as amostras de solo foram analisadas quanto ao teor de matéria orgânica (MO; %) por perda de peso por ignição (ASTM, 1987). Depois de secas ao ar, cada amostra de solo foi peneirada com uma rede de 2 mm e em seguida 5 g de cada amostra foram secos numa estufa a 105°C, durante aproximadamente 6 horas. As amostras foram depois transferidas para uma mufla a 550°C durante cerca de 6 horas e finalmente pesadas (Figura 6). A diferença de peso quando as amostras são secas a 105°C (peso húmido - peso seco) representa a quantidade de água na amostra de solo, e a perda de peso entre 105 e 550°C, equivale à percentagem de matéria orgânica (MO; %) presente na amostra.

Tratamento estatístico

Para cada família presente na comunidade de invertebrados do solo da área de estudo foram calculados os seguintes parâmetros: abundância, riqueza específica, índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equitabilidade de Pielou (J).



FIGURA 4: Grelha utilizada para a avaliação da cobertura do solo.



FIGURA 5: Colheita de amostras de solo na área de estudo.



FIGURA 6: Mufla utilizada para a queima da matéria orgânica através da técnica de perda de peso por ignição.

RESULTADOS

Análise das variáveis ambientais

A cobertura do solo foi analisada em cada parcela revelando resultados idênticos para as parcelas tratadas e não tratadas, sendo a manta morta a categoria de cobertura com maior expressão (Figura 7). Foram observadas pequenas diferenças quanto às categorias sub-coberto vegetal e pedras, entre áreas tratadas e não tratadas. Relativamente à MO presente nas amostras de solo verificou-se uma diferença de cerca de 10% entre áreas tratadas e não tratadas. A categoria pedras mostrou menores percentagens de cobertura quando comparada com manta morta ou sub-coberto vegetal, enquanto o solo nu correspondeu a 15% na área tratada e entre 5 a 15% na área não tratada.

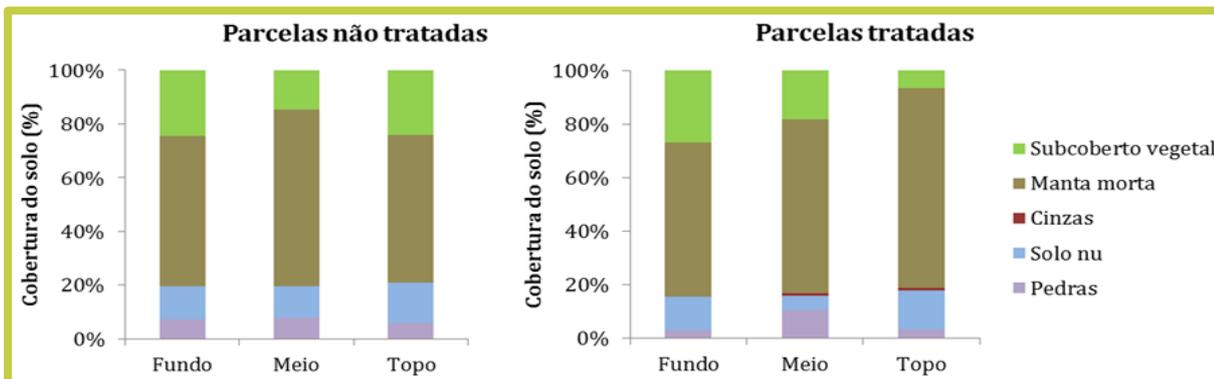


FIGURA 7: Percentagem de cada categoria de cobertura do solo nas parcelas não tratadas e tratadas.

Análise da comunidade de invertebrados do solo

No total foram recolhidos 519 organismos edáficos, pertencentes a 40 famílias, inseridas em 13 ordens. Obtiveram-se valores ligeiramente mais baixos de abundância e riqueza específica nas áreas tratadas comparativamente com as não tratadas (Figura 8). Contudo, os valores obtidos para os índices de Shannon-Weiner e Pielou mostram uma elevada uniformidade na comunidade de invertebrados do solo em ambos os tipos de tratamento, o que significa que a referida comunidade é semelhante e pouco diversa entre si (Figura 9).

O cálculo da abundância relativa para cada ordem, inerente ao tratamento e à posição ao longo da encosta (Figura 10), revelou que Hymenoptera e Collembola foram as ordens com maior dominância em ambos os tratamentos. As ordens Araneae e Coleoptera, ape-

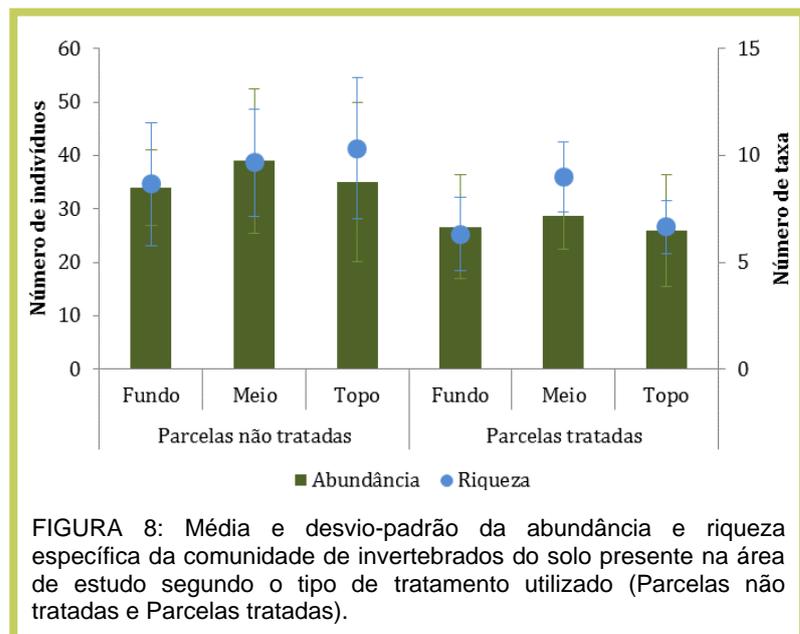
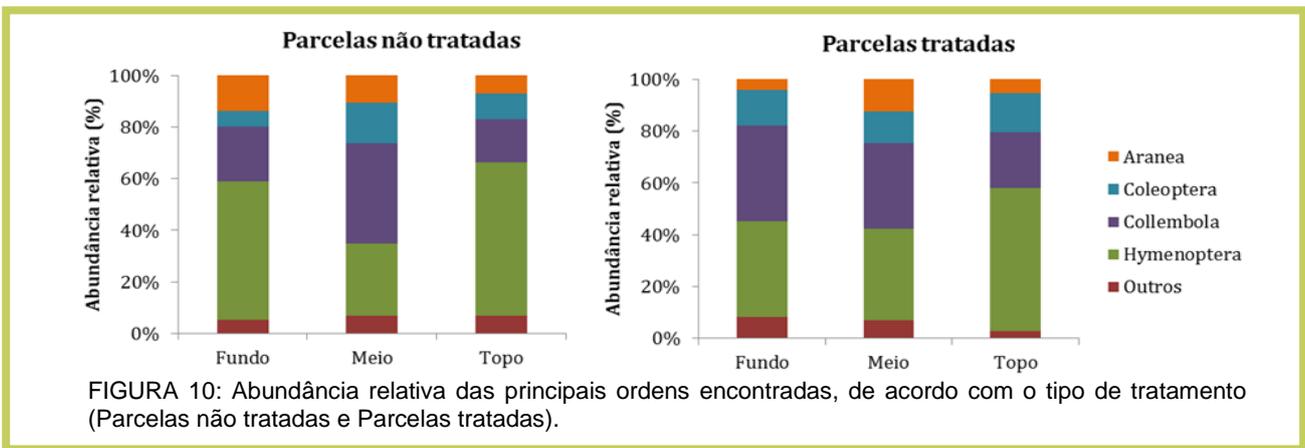
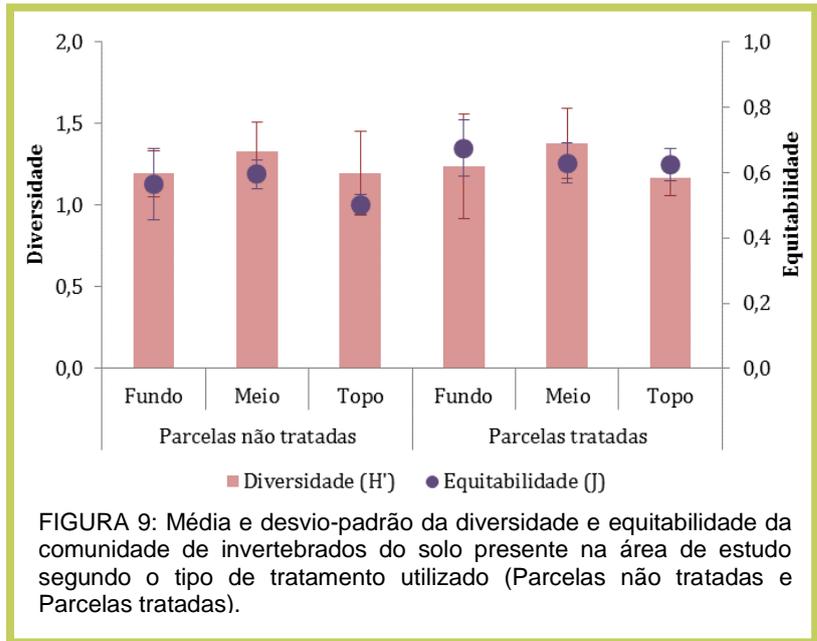


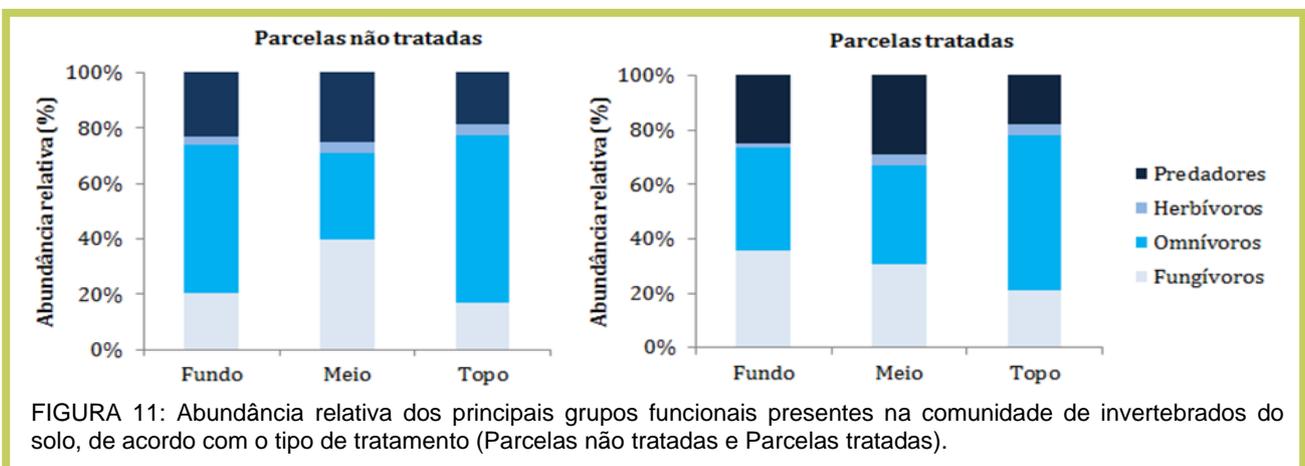
FIGURA 8: Média e desvio-padrão da abundância e riqueza específica da comunidade de invertebrados do solo presente na área de estudo segundo o tipo de tratamento utilizado (Parcelas não tratadas e Parcelas tratadas).

sar de menos abundantes, também são um importante contributo para a comunidade de invertebrados do solo presente na área de estudo. As restantes ordens contribuíram com menos de 10% para toda a comunidade. Em ambos os tratamentos, 80% da abundância total foi distribuída entre 4 famílias de 3 ordens (Collembola: Entomobryidae; Coleoptera: Staphylinidae; Hymenoptera: Myrmicinae e Formicidae), correspondendo os restantes 20% a outras famílias.



Análise da função ecológica

A proporção de cada grupo funcional também se revelou semelhante entre tratamentos (Figura 11), mostrando uma dominância de organismos omnívoros e herbívoros no topo da encosta e uma maior abundância de fungívoros e predadores a meio da encosta (com excepção dos fungívoros nas parcelas tratadas que forma dominantes no fundo da encosta).



DISCUSSÃO

Os incêndios florestais promovem mudanças físicas, químicas e biológicas, conduzindo os ecossistemas a várias transformações ao longo do tempo (Bowman et al., 2013). Entre as variáveis que podem comprometer a recuperação dos ecossistemas, a erosão é assumida como um fator importante, ditando o quão rápido um ecossistema recupera após um incêndio, especialmente em áreas de encosta, onde os seus efeitos são mais acentuados. Os incêndios florestais levam a aumentos nas taxas de escoamento superficial e erosão, especialmente em plantações mono-específicas, em que se inserem os eucaliptais (Leighton-Boyce et al., 2007; Ferreira et al., 2008; Martins et al., 2013; Prats et al., 2015). Os nutrientes presentes no solo são mais propensos a serem perdidos, empobrecendo o solo, especialmente após chuvadas (Machado et al., 2015), o que pode atrasar ou inibir o papel funcional dos microrganismos do solo (Hart et al., 2005), reduzindo a recuperação do ecossistema. Como relatado por Collet et al. (1993), a humidade do solo e a disponibilidade de nutrientes são especialmente importantes em eucaliptais após um incêndio, contribuindo para o estabelecimento da comunidade de invertebrados do solo. Também a ausência de medidas de gestão após um incêndio pode restringir a diversidade e abundância das comunidades de invertebrados do solo, especialmente se ocorrer redução da manta morta (Certini, 2005). A fim de evitar os efeitos negativos cumulativos pós-fogo, foi aplicada uma cobertura orgânica, formada por casca e madeira de eucalipto triturada, à área de estudo logo após o incêndio. Sabe-se que a utilização destas coberturas orgânicas diminui os efeitos da erosão ao longo do tempo, sendo especialmente útil após um incêndio. O uso da referida cobertura promove a disponibilidade de matéria orgânica e, neste caso em particular, esta pode permanecer na superfície do solo durante aproximadamente 5 anos após o incêndio. Os resultados obtidos mostraram que o aumento da matéria orgânica disponível foi aproximadamente 10% mais elevado nas parcelas tratadas do que nas não tratadas. Seria ainda de esperar uma maior percentagem de matéria orgânica no fundo da encosta, especialmente nas parcelas tratadas, devido a algum transporte particulado, porém quase não se verificaram diferenças entre os valores obtidos ao longo da encosta em ambos os tratamentos, demonstrando que a percentagem de matéria orgânica disponível na superfície da camada superior do solo não aparenta ser dependente da inclinação.

Comparando a cobertura do solo entre tratamentos e as posições ao longo da encosta, não se observaram diferenças entre eles. Na verdade, 5 anos após a ocorrência do incêndio, a maior parte da superfície do solo foi coberta por manta morta, não devido a um grande incremento de vegetação natural, mas sim, devido ao rebrotar de novos eucaliptos, sendo a manta morta formada essencialmente por folhas e cascas destes novos eucaliptos. Sabe-se que as plantações florestais têm uma flora menos diversa, quando comparadas com habitats naturais (Bremer e Farley, 2010). Normalmente estas florestas artificiais plantadas fornecem refúgio a espécies comuns e mais resilientes, criando ecossistemas mais simples. Sabe-se também que substâncias alelopáticas podem ser encontradas em algumas forragens, tais como a utilizada neste estudo, o que pode inibir a germinação e crescimento das plantas através da libertação de produtos químicos, especialmente em dicotiledóneas e em vegetação recém-plantada ou superficialmente enraizada (Chalker-Scott, 2007). A análise do sub-coberto vegetal na área de estudo mostrou que este era formado por um reduzido número de espécies de fetos e alguma vegetação arbustiva, podendo estar relacionado com potenciais efeitos negativos da aplicação do tratamento, mas em especial devido ao tipo de gestão florestal existente antes do incêndio. De acordo com Prats et al. (2015), a área de estudo foi usada durante cerca de

30 anos para a produção de madeira para uso em pasta de papel, sendo a madeira cortada a cada 7-14 anos. Este tipo de gestão normalmente empobrece a biodiversidade de uma área ao longo do tempo. De acordo com os dados obtidos, exceto para a categoria solo nu, 5 anos após o incêndio, o tratamento não parece ter uma grande influência sobre a cobertura do solo quando comparado com a área não tratada. A percentagem de solo nu na área tratada foi inferior à não tratada, porém esta distinção pode ser devida a diferenças naturais entre cada parcela, associadas a uma presença maior ou menor de pedras. A aplicação de cobertura com material orgânico pode ser importante durante o período inicial após o incêndio, pelas razões já expostas, mas a maior parte da recuperação de um ecossistema semelhante ao existente antes do incêndio pode estar relacionado com a resiliência do eucalipto ao fogo e com a tipologia de medidas de gestão praticadas na área (Maia et al., 2014).

Relativamente às comunidades de invertebrados do solo presentes nas parcelas tratadas e não tratadas, observaram-se valores semelhantes em termos de abundância, riqueza específica e diversidade. Estes resultados estão em concordância com outros estudos, onde foi testado o efeito deste tipo de tratamento sobre estas comunidades em áreas não queimadas. Addison et al. (2013) constatou uma abundância de insetos semelhante entre áreas tratadas e áreas não tratadas. Também Gill et al. (2011) verificou uma quase total ausência de diferenças na abundância da maioria das ordens de invertebrados entre áreas tratadas e não tratadas. Em ambos os estudos, as ordens mais abundantes foram Hymenoptera e Collembola (Gill et al., 2011; Addison et al., 2013), enquanto Coleoptera e Araneae foram as ordens com maior diversidade. Um padrão similar foi encontrado no presente estudo, com as mesmas ordens de invertebrados a responder ao tratamento de forma semelhante. Está bem documentado na literatura que depois de um incêndio, a abundância e especialmente a diversidade de coleópteros e aranhas tende a aumentar (Buddle et al., 2006; Campbell et al., 2007; García-Dominguez et al., 2010; Elia et al., 2012). Relativamente à equitabilidade, como seria de esperar, os resultados também revelam uma comunidade muito semelhante entre tratamentos.

Apesar da escassez de literatura científica acerca dos efeitos da aplicação de coberturas orgânicas após um incêndio, Addison et al. (2013), menciona o uso deste tipo de tratamento para outros fins que não a mitigação pós-fogo, revelando que alguns grupos de invertebrados têm o potencial de serem bioindicadores (e.g. Hymenoptera, Collembola e Coleoptera), devido à sua abundância e à sua resposta a mudanças no habitat e alterações no uso do solo. As formigas são normalmente resistentes ao fogo, pois apenas 2% da população de uma colônia de formigas se encontra ativa na superfície (Matsuda et al., 2011). Este comportamento torna as formigas propensas a uma rápida recolonização de áreas queimadas, especialmente em ecossistemas que promovem uma maior diversidade destes animais, como é o caso das plantações de eucalipto (Zina et al., 2015), o que aparenta ser o principal fator para a ocorrência de uma elevada abundância de formigas. Também Camarinha (2012), num estudo realizado na mesma região geográfica, observou uma elevada abundância de formigas.

Os colêmbolos são um grupo de animais muito abundante na superfície do solo, alimentando-se principalmente de fungos e matéria vegetal em decomposição (Neher et al., 2012), e fazendo, por sua vez, parte integrante da dieta alimentar de aranhas e escaravelhos (Wise et al., 1999). Estes hábitos alimentares dos colêmbolos são favorecidos após um incêndio, quando a disponibilidade de matéria vegetal em

decomposição aumenta, e em particular no caso das áreas tratadas, onde essa disponibilidade de alimento é ainda maior. No entanto, os resultados obtidos não mostraram diferenças claras entre tratamentos. Dado que toda a área de estudo se insere num eucaliptal, a disponibilidade de matéria vegetal produzida sob a forma de cascas e folhas de eucalipto torna a área bastante homogênea. Os coleópteros são uma ordem de artrópodes extremamente diversa, ocorrendo numa grande diversidade de habitats e nichos ecológicos (Harde e Severa, 1984). Apesar da semelhança entre os tratamentos e do grau de uniformidade existente na cobertura do solo, ao longo de das encostas existem vários nichos ecológicos que propiciam a presença de um elevado número de morfo-espécies de coleópteros, o que naturalmente potencia a sua diversidade na área de estudo. Relacionando a diversidade de coleópteros com a função ecológica de cada família presente na área de estudo, o pressuposto anterior é claramente suportado, sendo esta a ordem com maior diversidade ao nível da função ecológica. A abundância da família Staphylinidae pode também ser explicada pela elevada abundância de colêmbolos na área de estudo, os quais constituem uma das principais presas destes escaravelhos predadores (Harde e Severa, 1984; Wise et al., 1999).

As aranhas são outro grupo bastante diverso e abundante na área de estudo. As aranhas são predadores e cada família é normalmente associada a uma estratégia de alimentação específica e com um determinado tipo de presa e/ou habitat (Roberts, 1994). A disponibilidade de alimento, especialmente formigas e colêmbolos na área de estudo, terá certamente contribuído para a diversidade de aranhas encontradas na área de estudo, independentemente do tratamento ou posição ao longo da encosta. Após um incêndio, as espécies que sobrevivem e que possuem uma maior capacidade de se deslocar, são as que têm a maior vantagem em estágios iniciais de sucessão (Moretti et al., 2006). Isso pode estar relacionado com os seus hábitos e comportamentos (por exemplo, construção de galerias, voo, tipo de dieta, comportamento oportunista), mas também com a elevada capacidade de colonizar áreas ardidas a partir de áreas não ardidas circundantes.

No que respeita à função ecológica, os resultados obtidos revelam que a comunidade de invertebrados do solo na área de estudo já atingiu um certo grau de estabilidade. Esta hipótese é corroborada por Camarinha (2012), que obteve resultados idênticos para comunidades de invertebrados do solo em plantações de eucalipto queimadas e não queimadas 5 anos após a ocorrência do incêndio florestal. Este autor também verificou que as ordens Hymenoptera, Collembola, Hymenoptera e Araneae foram os taxa com maior diversidade e abundância.

Os resultados obtidos no presente estudo relativos à função ecológica revelaram ainda uma elevada homogeneidade entre parcelas tratadas e não tratadas. Os resultados mostraram ainda que a comunidade presente carece de famílias relacionadas com herbívoros, o que pode ser uma expressão da reduzida presença de sub-coberto vegetal, ou como já acima mencionado, pode ser o resultado da baixa biodiversidade associada a plantações de eucalipto (Bremer e Farley, 2010), das práticas de gestão ou mesmo da recorrência de incêndios no local de estudo (Oliver et al., 2000). Os resultados sugerem ainda que a grande disponibilidade de manta morta pode ser o principal fator para o estabelecimento da atual da comunidade de invertebrados do solo. De facto, esta é caracterizada por uma grande abundância de fungívoros e omnívoros que encontram na matéria orgânica formada os recursos que necessitam para sobreviver, e mais acima na cadeia alimentar, por um grupo de predadores especializados em formigas e

artrópodes terrestres. De acordo com Moreira et al. (2010), as comunidades edáficas precisam de aproximadamente 5 anos para recuperar depois de um incêndio florestal. Para uma comunidade mais bem estabelecida e complexa esse horizonte temporal pode ser maior (Buddle et al., 2006). Assim, e com base nos resultados, parece razoável supor que 5 anos após o incêndio, os efeitos do tratamento sobre a comunidade de invertebrados do solo sejam vestigiais. No entanto, apesar desta evidência, não se pode descartar o papel que a cobertura orgânica utilizada possa ter exercido sobre a comunidade edáfica no curto-médio prazo após o incêndio, o qual é certamente diluído com o tempo.

CONCLUSÃO

O presente estudo mostrou que 5 anos após o incêndio, a comunidade de invertebrados do solo, dominada por himenópteros e colêmbolos, é semelhante entre os tratamentos testados (tratado e não tratado). O uso de coberturas orgânicas, apesar da possibilidade de exercer uma elevada influência sobre a comunidade de invertebrados do solo na fase inicial após a sua aplicação, parece ter um papel de menor importância para a comunidade edáfica 5 anos após o incêndio. Por outro lado, considerando que a recorrência de incêndios e a tipologia de gestão florestal em plantações de eucalipto também podem ser determinantes na diversidade, abundância e função da comunidade de invertebrados do solo, são fatores que devem ser abordados em estudos futuros.

agradecimentos • Este trabalho teve o apoio financeiro do CESAM (UID/AMB/50017), da FCT/MEC através de fundos nacionais e co-financiamento pelo FEDER, no âmbito do Acordo de Parceria PT2020 e Compete 2020. Este trabalho também foi apoiado pelo projeto RECARE financiado pela UE (no. 603498), pelos projetos financiados pela FCT, FIRETOX (PTDC/AAG-GLO/4176/2012) e FIRECNUTS (PTDC/AGR-CFL/104559/2008).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Addison P, Baauw AH, Groenewald GA (2013). An initial investigation of the effects of mulch layers on soil-dwelling arthropod assemblages in vineyards. *South African Journal for Entology & Viticulture* 34: 266-271.
- Altieri MA, Nicholls CI (2003). Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil and Tillage Research* 72: 203-211.
- Apigian K, Dahlsten D, Stephens, S L (2006). Fire and fire surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology Management* 221: 110-122.
- ASTM (1987). ASTM D 2974-87. Standard test methods for moisture, ash, and organic matter of peat and other organic soils.
- Baker SC, Richardson AMM, Seeman OD, Barmuta LA (2004). Does clearfell, burn and sow silviculture mimic the effect of wildfire? A field study and review using litter beetles. *Forest Ecology Management* 199: 443-448.
- Barrientos JA (1988). Bases para un curso práctico de Entomología. Imprenta Juvenil SA Barcelona, Spain. 754 pp.
- Bautista S, Bellot J, Vallejo VR. (1996). Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research & Rehabilitation* 10: 235-242.
- Bellman H (1994). Arácnidos, crustáceos y miriápodos. Gayban Gráfico SA, Barcelona, Spain. 320 pp.
- Bowman, DMJS, Balch JK, Artaxo P, Bond WJ, Carlson MJ, Cochrane MA, D'Antonio CM, Defries RS, Doyle JC, Harrison SP, Johnston FH, Keeley JE, Krawchuk MA, Kull CA, Marston JB, Moritz MA, Prentice IC, Roos CI, Scott AC, Swetnam TW, van der Werf GR, Pyne SJ (2013). Fire in the Earth System. *Science* 324: 481-484.

- Brown JK, Smith JK (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. General Technical Report RMRS-GTR-42 Volume 2. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, Utah, United States of America, 257 pp.
- Buddle CM, Langor DW, Pohl GR, Spence JR (2006). Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation* 128: 346-357.
- Campbell JW, Hanula JL, Waldrop TA (2007). Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological Conservation* 134: 393-404.
- Certini G (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- Chalker-Scott L (2007). Impact of mulches on landscape plants and the environment. *Journal of Environmental Horticulture* 25: 239-249.
- Collet N (2003). Short and long-term effects of prescribed fires in autumn and spring on surface-active arthropods in dry sclerophyll eucalypt forests of Victoria. *Forest Ecology and Management* 182: 117-138.
- Costa JC, Aguiar C, Capelo JH, Lousã M, Neto C (1998). Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0: 5-56.
- Czechowski W, Radchenko A, Czechowska W (2002). The ants (Hymenoptera, Formicidae) of Poland. Studio 1, Warsaw, Poland, 205 pp.
- Elia M, Laforteza R, Tarasco E, Colangelo G, Sanesi G (2012). The spatial and temporal effects of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 263: 262-267.
- Ferreira AJD, Coelho COA, Ritsema CJ, Boulet AK, Keizer JJ (2008). Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. *Catena* 74: 273-285.
- García-Domínguez C, Arévalo JR, Calvo L (2010). Short-term effects of low-intensity prescribed fire on ground-dwelling invertebrates in a Canarian pine forest. *Forest Systems* 19: 112-120.
- Gill HK, McSorley R, Branham M (2011). Effect of organic mulches on soil surface insects and other arthropods. *Florida Entomologist* 94: 226-232.
- Gonçalves AB, Vieira A, Lourenço L, Salgado J, Mendes L, Castro A, Leite FF (2011). The importance of pine needles in reducing soil erosion following a low/medium intensity wildfire in Junceda (Portugal) – an experimental design. International Meeting of Fire Effects on Soil Properties. 3rd edition. University of Minho, Guimarães, Portugal, pp 181-185.
- Goulet H, Huber JT (1993). Hymenoptera of the World: An identification guide to families. Canada Communication Group Publishing, Ottawa, Canada, 668 pp.
- Harde KW, Severa F (1984). Guía de campo de los coleópteros de Europa. Ediciones Omega SA, Barcelona, Spain, 332 pp.
- Hart SC, DeLuca TH, Newman GS, MacKenzie MAD, Boyle SI (2005). Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology Management* 220: 166-184.
- ICNF (2014). Relatório anual de áreas ardidas e incêndios florestais em Portugal continental. Departamento de Gestão de Áreas Classificadas, Públicas e de Protecção Florestal, Portugal, 8 pp.
- Jharyia MK, Raj A (2014). Effects of wildfires on flora, fauna and physico-chemical properties of soil – An overview. *Journal of Applied and Natural Science* 6: 887-897.
- Keizer JJ, Doerr SH, Malvar MC, Prats SA, Ferreira RSV, Oñate MG, Coelho COA, Ferreira AJD (2008). Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena* 74: 192-204.
- Machado AI, Serpa D, Ferreira RV, Rodríguez-Blanco ML, Pinto R, Nunes MI, Cerqueira MA, Keizer JJ (2015). Cation export by overland flow in a recently burnt forest area in north-central Portugal. *Science of the Total Environment* 524-525: 201-212.
- Leighton-Boyce G, Doerr SH, Shakesby RA, Walsh RPD (2007). Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: a new approach using rainfall simulation and wetting agent in situ soil. *Hydrological Processes* 21: 2337-2345.
- Maia P, Keizer J, Vasques A, Abrantes N, Roxo L, Fernandes P, Ferreira A, Moreira F (2014). Post-fire plant diversity and abundance in pine and eucalypt stands in Portugal: Effects of biogeography, topography, forest type and post-fire management. *Forest Ecology and Management* 334: 154-162.
- Malvar MC, Prats SA, Nunes JP, Keizer JJ (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 MC, Prats SA, Keizer JJ (2016). Runoff and inter-rill erosion affected by wildfire and pre-fire ploughing in eucalypt plantations of North-central Portugal. *Land Degradation & Development* 27: 1366-1378.

- Martins MAS, Machado AI, Serpa D, Prats SA, Faria SR, Varela MET, González-Pelayo O, Keizer JJ (2013). Runoff and inter-rill erosion in a Maritime Pine and eucalypt plantation following wildfire and terracing in north-central Portugal. *Journal of Hydrology & Hydromechanics* 61, 261-269.
- Matsuda T, Turschak G, Brehme C, Rochester C, Mitrovich M, Fisher R (2011). Effects of large-scale wildfires on ground foraging ants (Hymenoptera: Formicidae) in Southern California. *Environmental Entomology* 40: 204-216.
- Moreira F, Catry FX, Silva JS, Rego F (2010). Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. Isa Press, Lisboa, Portugal, 323 pp.
- Moretti M, Duelli P, Obrist MK (2006). Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia* 149: 312-327.
- Neary DG, Ryan KC, DeBano LF (2005). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water. General Technical Report, RMRS-GTR-42-vol. 4. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, United States of America, 250 pp.
- Neher DA, Barbercheck ME (1998). Diversity and function of soil mesofauna. *In*: Collins WW, Qualset CO. (eds). Biodiversity in agrosystems. CRC Press, United States of America, pp. 27-47.
- Oliver I, Nally RM, York A (2000). Identifying performance indicators of the effects of forest management on ground-active arthropod biodiversity using hierarchical partitioning and partial canonical correspondence analysis. *Forest Ecology and Management* 139: 21-40.
- Orgiazzi A, Bardgett RD, Barrios E, Behan-Pelletier V, Briones MJJ, Chotte JL, De Deyn GB, Eggleton P, Fierer N, Fraser T, Hedlund K, Jeffery S, Johnson NC, Jones A, Kandeler E, Kaneko N, Lavelle P, Lemanceau P, Miko L, Montanarella L, Moreira FMS, Ramirez KS, Scheu S, Singh BK, Six J, van der Putten WH, Wall DH (Eds.) (2016). Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, pp. 176.
- Pausas JG, Llovet J, Rodrigo A, Vallejo R (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17: 713–723.
- Prats SA, MacDonald LH, Monteiro M, Ferreira AJD, Coelho COA, Keizer JJ (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 SA, Martins MAS, Malvar MC, Ben-Hur M, Keizer JJ (2014). Polyacrylamide application versus forest residue mulching for reducing post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment* 468-469: 464-474.
- Prats SA, Wagenbrenner JW, Martins MAS, Cortizo MM, Keizer JJ (2015). Hydrologic implications of post-fire mulching across different spatial scales. *Land Degradation & Development* 27:1440-1452.
- Roberts MJ (1995). Spiders of Britain & Northern Europe. Harper Collins. United Kingdom. pp. 383.
- Shakesby RA (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105: 71–100.
- Smith JK (2000). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. General Technical Report, RMRS-GTR-42-vol. 1. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, United States of America, 83 pp.
- SNIRH: Serviço Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos (2015). <http://www.snirh.pt> (June 2015).
- Spence JR, Niemelä JK (1994). Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *The Canadian Entomologist* 126: 881-894.
- Wagenbrenner JW, MacDonald LH, Rough D (2006). Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 20: 2986-3006.
- Westerman PW, Bicudo JR (2005). Management considerations for organic waste use in agriculture. *Biosource Technology* 96: 215-221.
- Wise DH, Snyder WE, Tuntibunpakul P, Halaj J (1999). Spiders in decomposition food webs of agroecosystems. *Journal of Arachnology* 27: 363-370.
- Zina V, Garcia A, Valente C, Branco M, Franco JC (2015). Ant species (Hymenoptera, Formicidae) associated to eucalyptus plantations in Portugal. *Iberomyrmex* 7: 11-16.