



Universidade de Aveiro
Ano 2018

Departamento de Ambiente e
Ordenamento

**Gabriel Filipe de
Sousa Pimpão**

**Respiração basal de solos de áreas ardidadas
após a aplicação de medidas de mitigação
da erosão**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Mestrado Integrado em Engenharia de Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela, Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor Flávio Gonzaga Castro Santos Silva, Estagiário de Pós-Doutoramento do Departamento de Química da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Prof. Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais
Professora Auxiliar, Universidade de Aveiro

Doutor António José Dinis Ferreira
Professor Adjunto, Escola Superior Agrária de Coimbra - Instituto Politécnico de Coimbra

Prof. Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela
Professora associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

agradecimentos

A realização desta dissertação não teria sido possível sem o apoio do projeto financiado pela União Europeia e coordenado em Portugal pelo Doutor Jan Jacob Keizer, RECARE (*Preventing and Remediating degradation of soils in Europe through Land Care*). Um agradecimento especial a toda a Equipa de Processos de Superfície Terrestres do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), “*Earth Surface Processes (ESP) team*”, da Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

palavras-chave

Incêndios florestais, respiração basal do solo, acolchoado vegetal, atividade microbiana

resumo

A biomassa microbiana tem sido considerada como um bioindicador da qualidade dos solos, uma vez que já foi demonstrado que essa avaliação é mais sensível a perturbações nos solos, como o efeito dos incêndios, do que as suas características físicas e químicas.

Com a realização deste trabalho pretendeu-se quantificar a respiração basal de solos de áreas ardidas após a aplicação de medidas de mitigação da erosão. Recorreu-se à determinação da atividade microbiana através da respiração basal (BAS). A BAS consiste na determinação do CO₂ libertado pela oxidação de matéria orgânica por parte de microrganismos aeróbios no solo. A técnica de mitigação de erosão aplicada foi um acolchoamento vegetal (Mulching) constituído por cascas de eucalipto.

Verificou-se que a funcionalidade das comunidades microbianas se mantêm quando são aplicadas técnicas que permitem mitigar a erosão, não tendo sido detetadas diferenças significativas entre a respiração basal nos diferentes tratamentos. Os valores de respiração basal situaram-se entre 1,65 e 13,34 g CO₂-C/g Base Seca h⁻¹.

keywords

Forest fires; soil basal respiration; mulching; microbial activity.

abstract

Microbial biomass has been considered as a bioindicator of soil quality, since it has already been shown that this evaluation is more sensitive to soil disturbances, such as the effect of fires, than its physical and chemical characteristics.

This work aimed to quantify basal respiration of soils from burning areas after the application of erosion mitigation measures. Soil basal respiration (BAS) was measured in soils treated with mulching consisting of eucalypt slash/bark residues. BAS is the determination of the CO₂ released by the oxidation of organic matter by aerobic microorganisms in the soil.

It was verified that microbial functioning was kept even after the treatment, and no significant differences were observed among different treatments. BAS values were recorded in the range 1,65 e 13,34 g CO₂-C/g DWh⁻¹.

Índice

Índice	vi
Índice de Figuras.....	vii
Índice de Tabelas.....	viii
Abreviaturas.....	ix
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. O Clima de Portugal e Projeção para o Século XXI.....	2
1.3. Importância do Solo em Portugal.....	3
2. Importância dos solos no ecossistema.....	5
2.1. Impacto dos incêndios florestais no solo.....	6
2.2. Respiração basal do solo.....	8
3. Objetivos.....	11
4. Material e Métodos.....	11
4.1. Área de Estudo.....	11
4.2. Projeto experimental.....	14
4.3. Amostragem e caracterização.....	17
4.4. Respiração Basal.....	18
4.5. Análise estatística.....	20
5. Resultados e Discussão.....	21
5.1. Humidade do solo.....	21
5.2. Matéria Orgânica do solo.....	24
5.3. Respiração Basal.....	26
5.4. Comparação dos resultados da BAS max com outros autores.....	33
5.5. Relação entre BAS máxima, humidade e matéria orgânica.....	35
6. Conclusão.....	37
7. Recomendações para trabalho futuro.....	38
8. Referências bibliográficas.....	39

Índice de Figuras

Figura 1: Relação entre a atividade microbiana e a capacidade de campo do solo (Linn e Doran, 1984).	9
Figura 2: Cartografia das áreas ardidas em Portugal Continental em 2015 (Fonte: ICNF; EFFIS/JRC2015).....	12
Figura 3: Fotografia da Bacia do Rio Ceira após o Incendio.	13
Figura 4: Esquema das parcelas instaladas na Encosta A.	15
Figura 5: Esquema das parcelas instaladas na Encosta B.	15
Figura 6: Esquema das parcelas instaladas na Encosta Não-Queimada.....	16
Figura 7: a) e b) Fotografia de 3 réplicas de uma amostra, com solução NaOH; c) Fotografia das amostras na estufa de incubação.....	19
Figura 8: a) solução alcalina (NaOH) pré-incubação; b) solução precipitada de carbonato de sódio (Na_2CO_3); c) solução precipitada de Na_2CO_3 após adição de fenolftaleína como indicador; d) solução após a titulação com solução de ácido clorídrico (HCl).	20
Figura 9: Taxa de respiração basal máxima da encosta A, nos quatro períodos de amostragem.	26
Figura 10: Gráfico da taxa de respiração basal da encosta B, nos quatro períodos de amostragem.	29
Figura 11: Relação da Taxa Máxima BAS e o Teor de Matéria Orgânica, entre as diferentes encostas.	35
Figura 12: Relação da Taxa Máxima BAS e o Teor de Humidade, entre as diferentes encostas.....	36

Índice de Tabelas

Tabela 1: Classificação da severidade do incêndio, em função dos seus efeitos observáveis na características do solo (Robichaud, Beyers e Neary, 2000).....	8
Tabela 2: Teores de humidade mássica da encosta A, B e Não-Queimada, nos quatro períodos de amostragem.	21
Tabela 3: Teores mássicos de Matéria Orgânica da encosta A, B e Não-Queimada, nos quatro períodos de amostragem.....	24
Tabela 4: Análise da variância da taxa de respiração basal, considerando os fatores tempo e tratamento, entre a encosta A e a encosta Não-Queimada.....	28
Tabela 5: Tabela dos resultados da análise da variância calculada pela ANOVA, considerando os fatores tempo e tratamento, ente a encosta B e a encosta Não-Queimada.....	31

Abreviaturas

BAS - Respiração Basal

CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar

DAO - Departamento de Ambiente e Ordenamento

GEE – Gases com efeito de estufa

LANDYN - Alterações de Uso e Ocupação do solo em Portugal

MOS – Matéria Orgânica do Solo

PROF - Plano Regional de Ordenamento Florestal

PIB – Produto Interno Bruto

UA - Universidade de Aveiro

UE – União Europeia

1. Introdução

1.1. Enquadramento

Sendo Portugal o país da União Europeia mais fustigado por incêndios florestais (FFMS, 2014), e considerando que as previsões de evolução climática para o decorrer do século XXI não são as mais animadoras, quer para Portugal, como quer para os restantes países da zona Mediterrânica (IPMA, 2016; ICNF, 2013; Miranda e Trigo, 2006), torna-se importante conhecer não só os impactos dos incêndios mas também as medidas de prevenção ou remediação de determinados impactos, nomeadamente em relação a fenómenos de erosão em solos de áreas florestais ardidas. No âmbito do projeto RECARE, financiado pela União Europeia, e no âmbito do qual esta dissertação se enquadra, estão a ser implementadas medidas de mitigação da erosão pós-incêndio numa área de estudo em Semide, Miranda do Corvo, que foi afetada por um incêndio florestal em Agosto de 2015. A medida de mitigação implementada consiste no acolchoamento do solo com resíduos florestais (doravante designado por *mulching*). Estes tratamentos permitiram minimizar a erosão de solo por escorrência. No entanto importa conhecer o seu impacto ao nível de algumas funções do solo, nomeadamente através da determinação da atividade microbiana que tem sido apontada como um indicador da qualidade do solo.

Este estudo foi integrado nos trabalhos que estavam a ser desenvolvidos pela Equipa de Processos de Superfície Terrestres do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e visam o estudo e a eficácia de medidas de mitigação para reduzir a erosão hídrica do solo após incêndios florestais (*RECARE project*).

1.2. O Clima de Portugal e Projeção para o Século XXI

O estudo e projeção de vários cenários climáticos, usando modelos de circulação globais da atmosfera e dos oceanos, permitem estimar e interpretar por meio de simulações a evolução do clima a nível global e regional.

No decorrer do século XX, a temperatura média global da atmosfera à superfície sofreu um acréscimo de $0,6 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ (IPCC, 2001a). Na Europa esse aumento foi ainda maior, na ordem dos $0,93^{\circ}\text{C}$ (Miranda e Trigo, 2006). O aumento da temperatura foi mais acentuado na Península Ibérica (Miranda & Trigo 2006).

Segundo Sousa *et al.* (2011), existirá uma tendência para períodos de seca meteorológicos mais intensos e prolongados no sul do continente europeu, embora ainda sejam inconsistentes. Mesmo em regiões onde é expectável que a precipitação aumente no verão, poderão ocorrer fenómenos de seca hidrológica e ao nível da humidade no solo, devido a um aumento da evapotranspiração (Wong *et al.*, 2011)

Projeções futuras indicam que, para o norte da Europa, um aumento dos teores de CO_2 atmosférico e um aumento de temperaturas provocaram um aumento do crescimento florestal e produção de madeira, pelo menos a curto prazo. No entanto, para regiões a sul e este da Europa é expectável que devido a períodos mais prolongados de seca causaram adversidades na produtividade florestal (Lindner *et al.*, 2010).

Segundo o relatório global de clima para o ano de 2017, combinado a temperatura média do ar e do oceano, verificou-se que os dez anos mais quentes desde 1880 ocorreram entre 1998 e 2017, sendo os anos de 2016, 2015 e 2017 os três mais quentes de que há registo (NOAA, 2018).

Em Portugal, desde os anos de 1970 a temperatura média do ar aumentou em 0.5°C por década, tendo-se verificado um aumento significativo nas regiões a norte do rio Douro (ICNF, 2013)

Para Portugal Continental, vários modelos projetam um aumento da temperatura ($1,7^{\circ}\text{C}$ e 7°C), do número de dias consecutivos com temperatura máxima superior a 35°C , com maior incidência no interior do país, e alterações significativas nos níveis de precipitação até 2100 (Miranda & Trigo 2006). É

esperada uma tendência de uma diminuição da precipitação, principalmente nas regiões a sul do país, podendo em alguns cenários chegar aos 40%, e nas regiões do Norte e Centro variar entre 10% e 30%. São esperadas mais anomalias de “noites tropicais”; diminuição do número de dias de geada, principalmente no sul do país; dias consecutivos de geada com tendência a desaparecerem e os níveis de humidade relativa a diminuírem, principalmente nos dias de Verão (Miranda & Trigo 2006). Segundo o IPMA (2017), o ano de 2017 foi extremamente seco e terá sido um dos 4 meses mais secos desde 1931, tendo todos ocorridos depois de 2000. Terá sido também o período de Abril a Dezembro mais seco dos últimos 87 anos.

Estas simulações não perspetivam uma melhoria para o território de Portugal Continental no decorrer do presente século, quando associado ao também previsto aumento significativo do risco de incêndios florestais, resultado da redução dos níveis de humidade, aumento de dias de elevadas temperaturas, e deficiência na prevenção e gestão das áreas agrícolas e florestais.

Todas estas alterações poderão afetar de forma significativa os ecossistemas naturais e habitats, onde determinadas espécies de fauna e flora, muitas delas autóctones, poderão ser extintas (IPCC, 2014). É expectável que, se ocorrerem aumentos de temperatura superiores a 3°C, é elevado o risco de perdas massivas de biodiversidade e dos serviços prestados pelos ecossistemas, com um impacto direto na economia global (IPCC, 2014).

1.3. Importância do Solo em Portugal

Na vertente económica, o uso do solo em Portugal representa um importante papel a nível da economia do país. O setor agrícola contribui para o uso do solo, nomeadamente setores de produção vegetal (cereais de grão, frutos secos hortícolas, vinhas, olivais, produtos fitofarmacêuticos), animal (produção de carne de bovino, suíno, ovino, caprino, animais de capoeira, produtos lácteos) e florestal (caça, derivados da madeira). O défice da balança comercial dos produtos agrícolas e agroalimentares atingiu 3,7 mil milhões de euros, em 2013 (INE, 2014).

No ano de 2013 a balança comercial referente às indústrias da fileira florestal apresentaram um saldo positivo de 2,474 milhões de euros. Este valor representou 9,1% do total das exportações nacionais de bens, e 3,4% do total das importações de bens (INE, 2014).

Em 2013, a União Europeia (UE) divulgou uma Nova Estratégia Florestal. Esta estratégia tem como princípios orientadores (Comunicação da Comissão Europeia ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu "Uma nova estratégia da UE para as florestas e setor florestal", 2013, Bruxelas, (COM, 2013)): A sustentabilidade da Gestão florestal e uso múltiplo das florestas, fornecimento equilibrado de bens e serviços diversificados e garantia da proteção florestal. Uso eficiente de recursos, otimização da contribuição das florestas e do setor florestal para o desenvolvimento rural, crescimento e empregabilidade. Responsabilidade geral pelas florestas e promover o consumo sustentável de produtos florestais.

Assim ficaram definidos como objetivos para 2020, "assegurar e demonstrar que todas as florestas da UE sejam geridas de acordo com os princípios da gestão florestal sustentável e que a contribuição da UE para a promoção da gestão florestal sustentável e a redução da desflorestação a nível mundial seja reforçada, e desse modo:

Contribuir para equilibrar as diversas funções das florestas, satisfazer a procura e prestar os serviços vitais para o ecossistema. Proporcionar uma base para que a silvicultura e toda a cadeia de valor florestal sejam contribuintes competitivos e viáveis para a bio economia.

Atualmente colocam-se diversos desafios ao setor florestal Nacional, principalmente devido a uma maior preocupação relativamente às questões da sustentabilidade dos recursos existentes, à adoção de sistemas de certificação da gestão e da cadeia de responsabilidade, a preocupação com doenças, pragas e incêndios, e uma crescente complexidade de organizações setoriais e de agentes económicos (ICNF, 2013).

2. Importância dos solos no ecossistema

Um ecossistema é uma unidade funcional onde diversas comunidades de animais, plantas e microrganismos interagem entre si (Catry Filipe, Rego e Bação, 2009). O solo desempenha um papel importante no ecossistema, na medida em que funciona como um tampão e um reator, capaz de integrar a atmosfera, águas superficiais, subterrâneas e o transporte atmosférico (Smit *et al.*, 2012).

No solo ocorre a fragmentação e mineralização da matéria orgânica, e fica retida uma fração estável de carbono orgânico. O solo tem a capacidade de degradar compostos poluentes, reter e transportar água, e influenciar a humidade do ar (AEA, 2010).

Os microrganismos desempenham um duplo papel em relação à fertilidade do solo. Por um lado são os agentes responsáveis pela mineralização e libertação de nutrientes a partir de compostos orgânicos, tornando-os acessíveis para as plantas. Por outro lado, uma vez que os microrganismos estão em contacto com todas as fases do solo (solo, água e atmosfera), estes respondem rapidamente a perturbações que nele possam ocorrer e podem ser vistos como um indicador da fertilidade de um solo (Brookes, 1995).

É através da atividade biológica que a dinâmica de nutrientes no solo é determinada (Conant *et al.*, 2001). É no solo que se encontra armazenada a maior quantidade de carbono de entre todos os biomas do planeta, e portanto o solo tem um enorme potencial de sequestrar ou libertar CO₂ para a atmosfera (Bolin 2001). Estima-se que o solo da União Europeia contém mais de 70 mil milhões de toneladas de carbono orgânico. (AEA, 2010).

2.1. Impacto dos incêndios florestais no solo

Os incêndios são uma perturbação cada vez mais frequente nos ecossistemas florestais, principalmente na região mediterrânea, devido aos verões quentes e secos, seguidos de períodos de precipitação intensa após o Verão. Contribuem com perdas humanas, bens materiais, aumentam o risco de erosão do solo, de escoamento e inundações. (Shakesby 2011 et al).

Um incêndio pode afetar o solo de diversas formas (Lourenço, 1990): altera a sua estrutura e agregação; influencia a infiltração e movimento de água no solo; altera a temperatura, humidade, matéria orgânica e escorrência.

Existe um aumento do escoamento superficial em áreas afetadas por incêndios de severidade moderada e alta, relativamente a áreas não-queimadas, devido a alterações nas propriedades físicas do solo, nomeadamente a agregação (González-Pelayo *et al.*, 2006). A magnitude do processo erosivo depende da severidade do incêndio e das características dos eventos climatéricos após a ocorrência do mesmo, pelo que nos primeiros meses após o fogo, os solos apresentam uma elevada vulnerabilidade à erosão (Cerdeira e Lasanta, 2005; Chafer, 2008). O grau de erosão de um solo depende de vários fatores como a textura do solo, o declive, tipo de vegetação, a severidade do incêndio e da precipitação (Yoho, 1980). Vários estudos realizados em Portugal concluíram que a aplicação de cascas de eucalipto no solo, após um incêndio florestal, é eficaz no controlo da erosão e perda de nutrientes (Prats *et al.*, 2012, 2014, 2016).

Geralmente após a ocorrência de um fogo a quantidade de nutrientes diminui, devido a processos de mineralização, imobilização, lixiviação ou arrastamento superficial. No entanto, devido à destruição das formas orgânicas e transformação em formas bio disponíveis para plantas e microrganismos, é comum que a concentração dos nutrientes aumente. Devido à morte de plantas e da biomassa microbiana, pode também ocorrer a incorporação de nutrientes no solo (Fernandes, 2009).

Por norma, um incêndio apenas destrói os microrganismos à superfície do solo (Gatiboni *et al.*, 2003). Se a severidade de um fogo for baixa, não existem

modificações substanciais no solo mineral, ocorrendo uma ligeira redução do teor de matéria orgânica e de Azoto Total (Batista, Reissmann e Soares, 1998).

De entre os 30000 e 60000 incêndios que ocorrem anualmente na zona mediterrânea, estima-se que 90% são de origem antropogénica (Amatulli, Camia e San-Miguel-Ayanz, 2013; Martínez, Vega-Garcia e Chuvieco, 2009; Oliveira *et al.*, 2012). Estão relacionados com atos deliberados de “fogo-posto”, terrenos abandonados, transformações socioeconómicas em zonas rurais resultando em alterações do uso do solo, negligência, estrutura paisagística, cobertura do solo, densidade populacional, políticas florestais, entre outros fatores. Estas variáveis contribuem largamente para o aumento da frequência, intensidade e distribuição espacial dos incêndios (Badia *et al.* 2011; Catry Filipe X. 2009; Ganteaume e Jappiot 2013; Martínez *et al.* 2009).

A intensidade de um incêndio florestal relaciona-se com a energia libertada por parte da matéria orgânica durante processo químico de combustão. Representa a energia convectiva e define-se pela taxa de transferência de calor por unidade de comprimento da linha de frente do incêndio (Byram, 1959).

A intensidade de um incêndio é um dos componentes que influenciam a respetiva severidade, sendo a sua duração o fator preponderante (Neary *et al.*, 1999).

A severidade de um incêndio não pode ser classificada quantitativamente, tendo sido estabelecidas três classes de severidade (baixa, moderada e alta), que expressam os diferentes impactos (Neary *et al.*, 1999). A Tabela 1 classifica as diferentes classes de severidade de um incêndio consoante os seus efeitos observáveis nos resíduos e características do solo (Robichaud, Beyers e Neary, 2000).

Tabela 1: Classificação da severidade do incêndio, em função dos seus efeitos observáveis na características do solo (Robichaud, Beyers e Neary, 2000).

Parâmetros do solo e resíduos	Severidade do incêndio		
	Baixa	Moderada	Alta
Resíduos orgânicos (não decomposto)	Queimado, Carbonizado, Consumido	Consumido	Consumido
Resíduos orgânicos (em decomposição)	Intacto, Carbonização Superficial	Carbonização Profunda, Consumido	Consumido
Detritos lenhosos - pequenos	Parcialmente Consumido, Carbonizado	Consumido	Consumido
Detritos lenhosos - troncos	Carbonizado	Carbonizado	Consumido, Carbonização Profunda
Cor da cinza	Preta	Cor Clara	Avermelhada, Laranja
Solo mineral	Não alterado	Não alterado	Estrutura alterada, Porosidade, etc.
Temperatura do solo aos 10 mm de profundidade	<50 °C	100-200 °C	>250 °C
Temperatura letal para organismos do solo	Até aos 10 mm	Até aos 50 mm	Até aos 160 mm

2.2. Respiração basal do solo

A respiração basal (BAS) é definida como o CO₂ libertado através da oxidação da matéria orgânica existente no solo, por parte de microrganismos aeróbios para obterem energia para o seu crescimento e funcionamento (Alef e Nannipieri, 1995). A BAS pode ser dividida em respiração autotrófica e heterotrófica, consoante a fonte biológica (Hanson *et al.*, 2000). Respiração autotrófica, ou respiração radicular, esta relacionada com a produção primária como a fotossíntese. Está dependente do transporte de produtos da fotossíntese da parte aérea das plantas para as raízes (Curiel Yuste *et al.* 2004). Respiração heterotrófica diz respeito à

decomposição da matéria orgânica por microrganismos (Fang *et al.*, 2005; Knorr *et al.*, 2005).

Em escalas grandes, o principal precursor que controla a BAS é a produção primária (Wardle *et al.*, 2004). Para escalas mais pequenas, a temperatura do solo e a humidade desempenham um papel preponderante na regulação da BAS (Fang e Moncrieff, 2001). A temperatura do solo é considerada o fator ambiental de maior significado na medida em que esta afeta a atividade enzimática da biomassa microbiana e da parte radicular (Xu *et al.*, 2011). De uma forma geral, a BAS aumenta com a temperatura (Epron *et al.*, 1999; Lloyd e Taylor, 1994; Mielnick e Dugas, 2000). Em relação à humidade, segundo estudos anteriores (Almagro *et al.* 2009; E A Davidson *et al.* 1998; Keith *et al.* 1997; Rey *et al.* 2002; Wang *et al.* 2014; Qi and Xu 2001) existe uma relação linear positiva entre BAS e a humidade do solo, onde teores mais baixos de humidade constroem a BAS. Teores mais baixos de humidade no solo não só reduzem o contacto ente o substrato, enzimas e microrganismos, como também reduzem a disponibilidade do substrato devido à camada superficial do solo estar mais seca (stress metabólico) (Davidson, Janssens e Lou, 2006). Por outro lado, teores muito elevados de humidade também contribuem para uma resposta mais baixa da BAS, devido a potenciais limitações na disponibilidade de oxigénio (Skopp, Jawson, e Doran 1990). Segundo Linn & Doran (1984) a atividade microbiana é ótima quando a capacidade de campo do solo é de 60% (Figura 1).

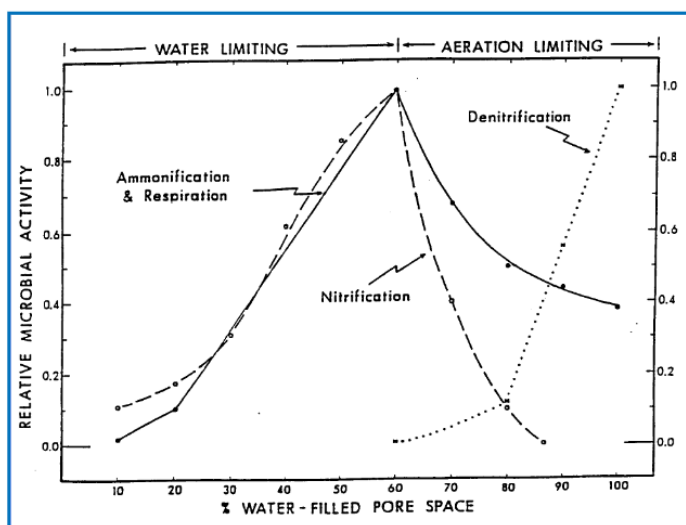


Figura 1: Relação entre a atividade microbiana e a capacidade de campo do solo (Linn e Doran, 1984).

A quantidade de carbono contida no solo é mediada pelas comunidades microbianas, que utilizam o carbono presente em raízes, folhas ou outro material orgânico presente à superfície. Por outro lado, o tipo e dimensão da comunidade microbiana é regulada pela quantidade de carbono disponível no solo (Brant, J.B., Sulzman, E.W., Myrold, 2006; Siira-Pietikainen, Haimi e Fritze, 2003; Toth *et al.*, 2007). A adição de resíduos vegetais no solo de florestas temperadas, aumenta significativamente a taxa de BAS (Chemidlin Prévost-Bouré, N., Soudani, K., Damesin, C., Berveiller, D., Lata e Dufrêne, 2010). No entanto a manipulação da superfície do solo através da adição de resíduos vegetais, pode alterar o microbioma, a disponibilidade de carbono e nutrientes, assim como o microclima do ecossistema florestal (Siira-Pietikainen 2003; Tóth, J.A. 2007; Crow, S., Lajtha, K. 2009; Nemergut, D.R. 2010; Chen, D. et al 2012). Neste sentido, importa conhecer o efeito da aplicação de mulching, enquanto medida mitigadora da erosão pós-incêndio, na atividade microbiana.

A atividade microbiana do solo pode ser estimada através de diferentes metodologias, permitindo que esta possa ser quantificada no campo, ou através de técnicas laboratoriais. A forma mais eficaz de determinar a atividade microbiana sob condições naturais será através de uma metodologia de campo, uma vez que permite estimar com maior exatidão a taxa de respiração de todos os organismos existentes no solo, incluindo raízes (Pell, Stenström e Granhall, 2006). No entanto, e apesar dos resultados poderem não vir a ser tão exatos como as condições naturais do solo, para este caso de estudo, optou-se por uma metodologia laboratorial, por esta ser mais simples do ponto de vista logístico.

Existem duas técnicas laboratoriais que podem ser aplicadas neste caso de estudo: um método estático e um método dinâmico (M. Pell et al. 2006). O método estático tem como princípio a utilização de um sistema fechado de incubação, para recolher os gases emitidos pelos microrganismos presentes no solo. No método dinâmico, existe uma circulação contínua de ar livre de CO₂ no sistema de incubação, sendo o gás é analisado à saída do sistema.

3. Objetivos

No âmbito da realização desta dissertação, e na sequência do enquadramento teórico apresentado, foram delineados os seguintes objetivos:

- Caracterizar a atividade microbiana após a aplicação de medidas de mitigação da erosão em solos recentemente ardidos, através da quantificação da respiração basal;
- Será que as condições após incêndio favorecem a atividade microbiana do solo?
- Como varia a atividade microbiana ao longo de um ano após incêndio?
- As técnicas de mitigação da erosão do solo pós-incêndio mantêm a funcionalidade das comunidades microbianas?

4. Material e Métodos

4.1. Área de Estudo

Para responder aos objetivos propostos, foram selecionadas três encostas: duas em zonas ardidas, apresentando orientações e declives diferentes, e uma terceira numa zona não ardida (controlo).

A determinação da atividade microbiana foi realizada no laboratório do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, usando amostras recolhidas sazonalmente nas diferentes encostas.

Nas duas encostas ardidas foram instaladas parcelas de monitorização da erosão com e sem tratamento do solo. O tratamento consistiu na aplicação de *mulching* - acolchoamento de uma camada de material orgânico na superfície do solo, permitindo que esta intercete as gotas de chuva e aumente a rugosidade do solo, facilitando assim a infiltração durante períodos de chuva intensa e retardando o

processo de escorrência com transporte de sedimentos (Jordán et al, 2010).O *mulching* consistiu em cascas de eucalipto trituradas.

O estudo foi realizado em Semide, no município de Miranda do Corvo (sub-região homogénea de Florestas da Beira Serra, a qual pertence ao Plano Regional de Ordenamento Florestal (PROF),no distrito de Coimbra (IGP, 2003). Esta área abrange uma parte da bacia do rio Ceira, e foi afetada por um incêndio (Figura 2 e Figura 3) ocorrido em 8 e 9 de agosto de 2015 e que consumiu 715 ha (ICNF, 2015). Antes do incêndio, a área consistia sobretudo de plantações de eucalipto (*Eucalyptus globulus*).

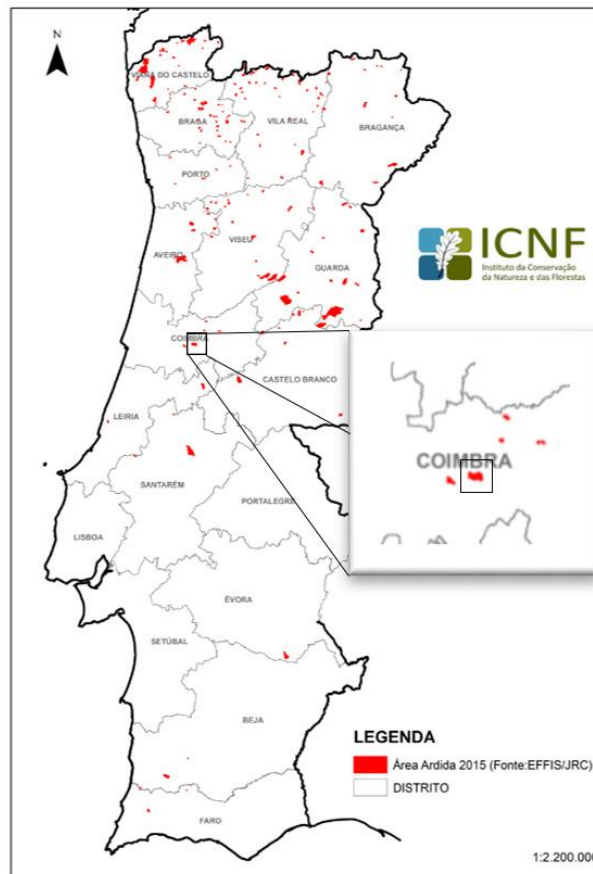


Figura 2: Cartografia das áreas ardidas em Portugal Continental em 2015 (Fonte: ICNF; EFFIS/JRC2015)



Figura 3: Fotografia da Bacia do Rio Ceira após o Incendio.

Dentro da área ardida foi selecionada a encosta A ($40^{\circ}9.978'N$, $8^{\circ}19.507'W$, orientação ENE, $(27 \pm 2)^{\circ}$ de declive) e a encosta B ($40^{\circ}10.748'N$, $8^{\circ}19.485'W$, orientação NNE, $(20 \pm 5)^{\circ}$ de declive) para aplicação de mulching. Foram também instaladas parcelas de controlo sem qualquer tratamento. Os locais encontram-se separadas em cerca de 2 km. Foram ainda instaladas parcelas numa encosta Não-Queimada (orientação E).

De acordo com indicadores de campo (ou seja, copa de árvore e de consumo de detritos de madeira, combustão de detritos, cor da cinza e solo), as duas encostas parecem ter experimentado um incêndio de intensidade moderada (Keizer *et al.*, 2018). Na encosta A, a copa das árvores foi parcialmente consumida, enquanto devido à extração de eucaliptos pós-incêndio, este indicador não estava disponível para a encosta B. Ambas as encostas no entanto, apresentam um consumo total dos troncos que permaneceram no solo, a camada de resíduos também foi totalmente consumida e a camada de cinzas era preta com alguns pontos de material branco e laranja (Debano, 2000). O índice de diâmetro dos ramos, calculado com base no diâmetro dos ramos mais finos de arbustos remanescentes, medido em cada ponto de amostragem (3-5 arbustos x 9 pontos de amostragem), confirmou também a existência de um incêndio de intensidade moderada, uma vez que foi encontrado um valor intermédio de 0,4 no índice que

varia tipicamente de 0 (não queimado) para 1 (gravemente queimados) (Maia *et al.*, 2012).

O clima da área de estudo é caracterizado como mesotérmico húmido (Kottek *et al.*, 2006), com verões quentes prolongados e secos. A temperatura média anual e precipitação na estação meteorológica mais próxima, localizada a 12 km (Carapinhal), é de 12 °C e 851 mm, respetivamente (IWRM, 2016).

Os solos desenvolveram-se a partir de xistos pré-Ordovicianos do Maciço Hespérico (Pereira e FitzPatrick, 1995) e foram classificados como Úmbrico Epilético argiloso ácido (encosta A) e uma associação de Úmbrico Epilético argiloso ácido e Úmbrico Câmbico (encosta B) (WRB, 2015). Os solos são de textura equilibrada, o pH varia entre 4,6 e 4,8 e são ricos em matéria orgânica (15-18%) (Keizer *et al.*, 2018).

4.2. Projeto experimental

Foram implementadas 9 parcelas, divididas em 3 blocos, em cada uma das encostas A e B, instaladas a 07 Setembro de 2015 (Figuras 4 e 5). Em 6 parcelas foi aplicado um tratamento com diferentes concentrações de *mulching* (parcelas com uma taxa de aplicação de 0,80 Kg.m⁻²; 3 parcelas com 0,26 kg.m⁻²), enquanto as restantes 3 parcelas foram deixadas sem tratamento. As parcelas implementadas apresentam uma área aproximada de 16 m² (8m de comprimento e 2m de largura). Na encosta Não-Queimada foram instaladas 3 parcelas sem qualquer tratamento (Figura 6).

A aplicação de *mulching* ocorreu após a primeira amostragem (07 de Setembro de 2015), tendo sido aplicado em duas concentrações: “*Mulching+*” (0,80 Kg.m⁻²), “*Mulching*” (0,26 Kg.m⁻²). Foi implementada uma parcela de Controlo onde não foi aplicado tratamento (Keizer *et al.*, 2018).

ENCOSTA A



Figura 4: Esquema das parcelas instaladas na Encosta A.

ENCOSTA B

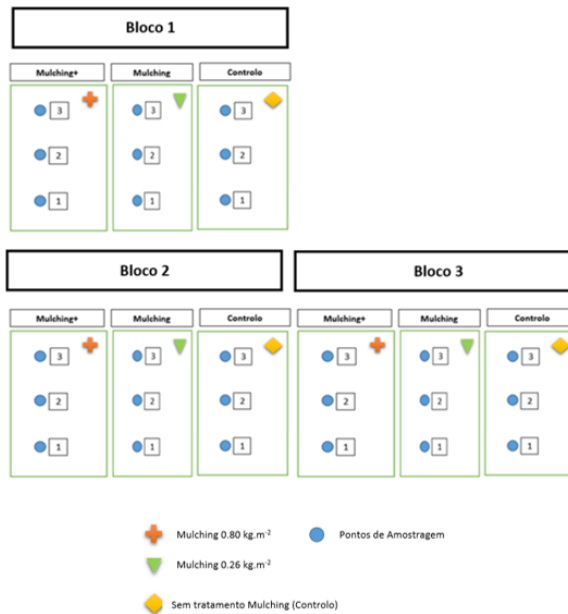


Figura 5: Esquema das parcelas instaladas na Encosta B.

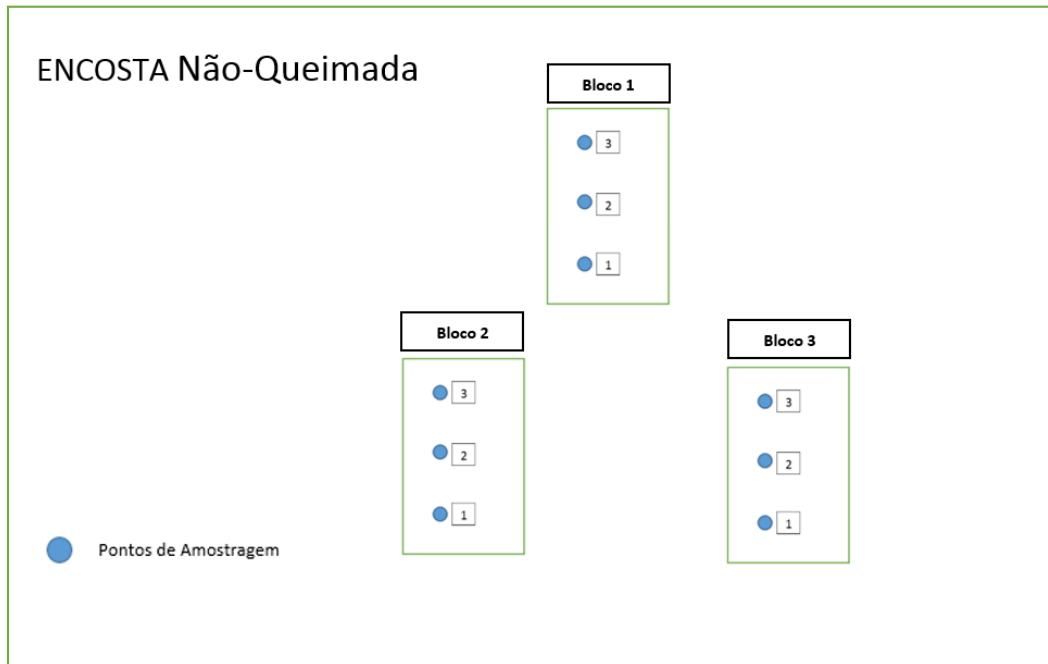


Figura 6: Esquema das parcelas instaladas na Encosta Não-Queimada.

As seguintes figuras, dizem respeito à Encosta A (7 de Setembro de 2015):



Figura 7: Fotografia da Encosta A após a instalação das parcelas, a 7 de Setembro de 2015.



Figura 8: Fotografia de uma Parcela em que foi aplicado acolchoamento vegetal (*Mulching*).

4.3. Amostragem e caracterização

A primeira amostragem foi efetuada no momento em que as parcelas foram instaladas, a 7 de Setembro de 2015. Foram recolhidas amostras em três pontos de cada uma das parcelas de cada encosta, usando um anel metálico com 5 cm de diâmetro e um volume de 250 cm³. Cada amostra foi devidamente acondicionada e identificada em sacos de plástico, e refrigeradas até ao seu processamento em laboratório. Após serem homogeneizadas, foram peneiradas com um crivo de 2 mm, com o intuito de remover pedras, raízes, ou qualquer outro material volumoso. Posteriormente as amostras foram armazenadas a uma temperatura de 4 °C. Foram recolhidas aproximadamente 900g de solo por parcela.

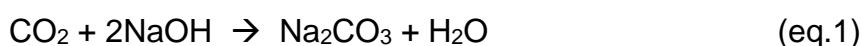
A segunda recolha decorreu a 15 de Janeiro de 2016, a terceira a 7 de Abril de 2016 e a quarta a 14 de Junho de 2016. Foram seguidos os mesmos procedimentos da primeira amostragem efetuada.

A caracterização das amostras recolhidas foi efetuada seguindo o procedimento adaptado de Goldin, (1987). O teor de humidade foi determinado submetendo uma subamostra a uma temperatura de 105 °C durante 24 horas. Utilizou-se uma estufa de secagem convectiva *Venticell 222*, e uma balança de precisão *Radwag WLC 20/A2*. A determinação do teor de matéria orgânica foi estimada através do método de perda de peso por ignição a uma temperatura de 550 °C durante 4 horas, numa mufla *Carbolite ELF 11/14*.

4.4. Respiração Basal

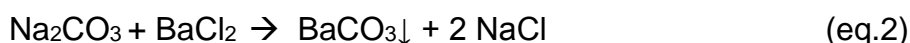
De entre as duas técnicas laboratoriais descritas, optou-se pelo método estático. Uma das vantagens deste método prende-se no facto de este ser o mais adequado quando se pretende analisar um número elevado de amostras de solo e por ser utilizado na maioria das referências bibliográficas. O método estático é também denominado por respiração basal por meio de titulação (Pansu e Gautheyrou, 2003).

O princípio do método de determinação da taxa de respiração através do método laboratorial estático, por meio de titulação, implica que o CO₂ produzido pelo solo é absorvido por uma solução alcalina (NaOH), de acordo com a fórmula

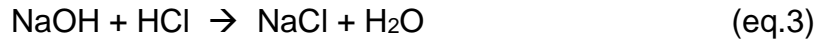


Desde que a solução alcalina esteja em excesso, a reação química é forçada no sentido da formação de carbonato de sódio.

O carbonato de sódio (Na₂CO₃) formado é precipitado através de uma solução de cloreto de bário (BaCl₂), de acordo com a seguinte reação:



O excesso de hidróxido é contra titulado com uma solução de ácido clorídrico (HCl), de acordo com a reação:



A taxa de respiração basal por ser então estimada (g CO₂-C/g Base Seca h⁻¹) usando os resultados obtidos na neutralização do excesso de hidróxido, usando a seguinte equação:

$$\text{BAS} = \frac{M_c \times (V_b - V_s) \times 0.05}{S_{dw} \times t \times 2} \times 10^3 \quad (\text{eq.4})$$

Onde, M_c corresponde à massa molar do carbono (12.01); V_b e V_s são o volume em ml, de 0.05M HCl consumido durante a titulação do branco (três réplicas) e das amostras, respetivamente; S_{dw} é a massa de amostra de solo em base seca (gramas); t é o tempo de incubação em horas.



Figura 7: a) e b) Fotografia de 3 réplicas de uma amostra, com solução NaOH; c) Fotografia das amostras na estufa de incubação.

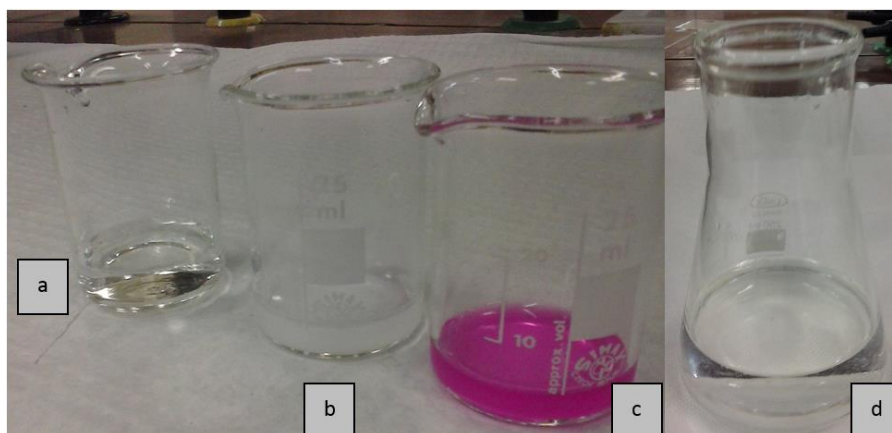


Figura 8: a) solução alcalina (NaOH) pré-incubação; b) solução precipitada de carbonato de sódio (Na_2CO_3); c) solução precipitada de Na_2CO_3 após adição de fenolftaleína como indicador; d) solução após a titulação com solução de ácido clorídrico (HCl).

Os resultados da determinação da taxa de respiração foram apresentados na forma da taxa máxima de CO_2 produzido durante o período de incubação ($\text{g CO}_2\text{-C/g Base Seca h}^{-1}$) e representa a produtividade máxima da comunidade microbiana existente nas amostras.

4.5. Análise estatística

Os resultados da BAS foram analisados estatisticamente, através do *software* SPSS, pela análise de variância com dois fatores (*two-way ANOVA*) com teste *post-doc* LSD (diferença mínima significativa). Foram considerados como fatores: tempo após incêndio (4 momentos de recolha de amostras: 28 dias, 158 dias, 241 dias e 309 dias após a ocorrência do Incêndio) e tratamento (Mulching+, Mulching, Controlo e Não-Queimada). A normalidade da distribuição dos resultados e a homogeneidade de variâncias foram verificadas com os testes de *Shapiro-Wilk* e *Levene's* respetivamente.

5. Resultados e Discussão

Neste capítulo serão apresentados os resultados da fase de caracterização das amostras (humidade e matéria orgânica) e da determinação da respiração basal.

5.1. Humidade do solo

Na tabela 2, são apresentados os resultados relativos aos teores mássicos de humidade, determinados em cada amostragem.

Tabela 2: Teores de humidade mássica da encosta A, B e Não-Queimada, nos quatro períodos de amostragem.

Encosta	Parcela	Humidade (%)			
		Setembro 2015	Janeiro 2016	Abril 2016	Junho 2016
A	Mulching+	5,6 (1,3)	27,8 (1,2)	27,5 (0,2)	9,6 (0,4)
	Mulching	5,7 (1,1)	24,6 (2,0)	23,2 (2,2)	9,6 (1,0)
	Controlo	5,0 (0,9)	35,4 (3,2)	31,6 (2,1)	7,4 (1,3)
B	Mulching+	7,5 (2,6)	33,8 (0,1)	38,0 (0,9)	10,9 (1,3)
	Mulching	8,1 (3,7)	36,8 (0,9)	40,0 (2,0)	10,8 (1,1)
	Controlo	5,4 (1,6)	33,9 (1,6)	38,8 (3,4)	12,7 (0,3)
Não-Queimada		11,7 (2,8)	19,2 (0,8)	20,7 (1,1)	4,7 (1,4)

Na encosta A, a humidade variou entre 5 e 35%, observando-se ainda que ocorreu um aumento significativo no teor de humidade entre o primeiro e quarto período de amostragem. Esta variação deve-se ao facto de que entre Setembro de 2015 e Janeiro de 2016 ter ocorrido mais precipitação. Segundo o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH, 2016), nos meses de Outubro, Novembro Dezembro de 2015 e Janeiro de 2016, a precipitação foi superior em 638, 777, 911 e 933% respetivamente, comparativamente ao mês de Setembro de 2015 (SNIRH, 2015, 2016). Entre janeiro e abril de 2016, verificou-se que houve uma ligeira diminuição (0,3 a 3,8%) no teor de humidade. Entre abril e junho de 2016, constatou-se uma descida acentuada nos teores de humidade (entre os 13 e 20%), devido ao aumento das temperaturas médias, e diminuição dos períodos de precipitação. A temperatura média em Abril, Maio e Junho de 2016 foi de 13,0°C, 15,8°C e 20,6°C respetivamente, enquanto a precipitação diminuiu na ordem dos

48%, entre os meses de Abril e Junho de 2016 (IPMA, 2016). Em relação às amostras de setembro de 2015 e comparando a humidade entre tratamentos com diferentes concentrações de acolchoamento vegetal, os resultados são inconclusivos uma vez que, e como já foi referido no subcapítulo 4.2, a aplicação de acolchoamento vegetal ocorreu após o primeiro período de recolha. Como tal, a variação observada entre 5,6 e 5,7 % (*Mulching+* e *Mulching* respetivamente) terá apenas a ver com a variabilidade espacial entre as parcelas de amostragem, as quais distam entre si cerca de 6 m.

Relativamente às amostras de Janeiro e Abril de 2016, verificou-se que a parcela de controlo (sem acolchoamento vegetal) foi aquela de apresentou teores de humidade mais elevados. Em seguida, foi a parcela *Mulching+* (com uma concentração mais elevada de acolchoamento) e por último a parcela *Mulching* (com uma concentração mais baixa de acolchoamento). Relativamente às parcelas onde foi aplicado o acolchoamento, verificou-se que o tratamento aplicado teve algum impacto no teor de humidade, sendo este cerca de 4,3% superior na parcela *Mulching+* relativo à parcela *Mulching*.

A parcela *Mulching+* apresentou valores mais elevados de humidade comparativamente com a parcela *Mulching*, o que era expectável uma vez que a aplicação desta camada de acolchoamento, protege a camada superficial do solo da radiação solar e aumenta as taxas de infiltração (Bautista, Cerdà e Robichaud, 2009; Smets, Poesen e Knapen, 2008). Na parcela de controlo, sem acolchoamento, os teores de humidade foram superiores a qualquer das parcelas onde o tratamento foi aplicado, para as amostras de Janeiro e Abril de 2016 (8 a 10% superior). No entanto, isto contraria Bautista (2009) e Smets (2008). A disponibilidade de informação sobre o efeito do fogo nas características de retenção de água são limitantes e contraditórias (Stoof, Wesseling e Ritsema, 2010). A maioria dos estudos de campo concluem que o fogo diminui a capacidade de retenção de água no solo (Mallik, Gimingham e Rahman, 1984; Silva, Rego e Mazzoleni, 2006). No entanto, foram observados aumentos em outros estudos (Mallik, Gimingham e Rahman, 1984), enquanto o estudo realizado por Are et al.(2009) não encontrou alterações.

Em relação às amostras de Junho de 2016, as diferenças foram pouco significativas entre as parcelas, possivelmente devido ao aumento da temperatura média, e a diminuição de precipitação (SNIRH, 2016). A parcela de controlo foi aquela que apresentou um menor teor de humidade.

Relativamente à encosta B verificou-se que a evolução do teor de humidade foi semelhante ao que aconteceu na encosta A, variando entre 5,4 e 40%. Observou-se ainda que a encosta B apresentou valores ligeiramente mais elevados do que a encosta A (1,6% para as amostras de Setembro 2015; 5,6% para as amostras de Janeiro de 2016; 11,5% para as amostras de Abril de 2016 e 2,6% para as amostras de Junho de 2016).

A encosta B apresentou teores de humidade mais elevados, comparativamente à encosta A, possivelmente devido à sua orientação (NNE), relativamente à encosta A (ENE) e localizar-se nas imediações de um Rio.

Relativamente às parcelas com tratamento de acolchoamento vegetal, foi possível verificar um comportamento diferente ao observado na encosta A. Nas amostras de Janeiro e Abril de 2016, as parcelas tratadas apresentaram teores de humidade ligeiramente superiores, comparativamente às parcelas de controlo. Este comportamento está em concordância com os autores já referenciados para encosta A (Bautista, Cerdà e Robichaud, 2009; Smets, Poesen e Knapen, 2008). Entre as parcelas com tratamento, a parcela *Mulching* foi aquela onde se verificou um teor de humidade mais elevado (3 e 2% para as amostras de Janeiro de Abril respetivamente). No entanto estas variações não foram significativas.

Em relação às amostras de junho de 2016 recolhidas na encosta B, os teores de humidade foram semelhantes às amostras recolhidas em Junho de 2016 da encosta A, com a diferença de, neste caso, a parcela de controlo ter sido aquela que apresentou um teor de humidade ligeiramente mais elevado (2%). Segundo (Carvalho et al., 2003), o solo apresenta heterogeneidade vertical e horizontal, das suas propriedades físicas. Atributos como a densidade do solo e a distribuição do tamanho de poros desempenham um papel crucial na humidade de um solo (Trangmar, Yost e Uehara, 1986).

Na encosta Não Queimada, a humidade evoluiu de forma semelhante ao verificado nas encostas A e B ao longo dos quatro períodos de amostragem, tendo variado entre 4,7 e 20,7%.

Pôde-se ainda verificar que os teores de humidade, na encosta Não-Queimada, foram consideravelmente inferiores nas amostras de Janeiro e Abril de 2016, comparativamente com as encostas A e B (menos 16 e 17% respetivamente). Esta diferença pode dever-se à orientação da encosta Não-Queimada (E), e ao facto de que esta encosta se encontra no seu estado natural, onde há vegetação rasteira e árvores. Existindo um coberto vegetal ao longo da encosta, a humidade existente no solo pode ser absorvida pelas plantas, o que possivelmente poderá tornar o solo menos húmido (Nearing, 2013). Por outro lado, Liu et al (2009) refere que o aumento de vegetação mantém a humidade, reduzindo a área de evaporação do solo.

5.2. Matéria Orgânica do solo

Na tabela 3, são apresentados os resultados relativos aos teores mássicos de matéria orgânica, determinados em cada amostragem.

Tabela 3: Teores mássicos de Matéria Orgânica da encosta A, B e Não-Queimada, nos quatro períodos de amostragem

Encosta	Parcela	Matéria Orgânica (%)			
		Setembro 2015	Janeiro 2016	Abril 2016	Junho 2016
A	Mulching+	13,2 (2,6)	17,6 (7,0)	10,7 (0,5)	9,9 (0,3)
	Mulching	14,6 (4,0)	16,1 (3,5)	9,7 (0,3)	15,1 (5,4)
	Controlo	13,6 (1,5)	10,8 (1,0)	10,6 (0,8)	13,7 (0,4)
B	Mulching+	12,3 (1,0)	11,1 (0,5)	9,3 (0,5)	12,8 (0,2)
	Mulching	12,6 (0,6)	10,6 (0,3)	8,7 (0,6)	11,9 (0,7)
	Controlo	12,4 (0,5)	10,3 (1,0)	9,3 (0,3)	11,9 (0,4)
Não-Queimada		8,9 (3,0)	6,2 (0,3)	6,6 (0,2)	8,3 (1,3)

Verificou-se que, na encosta A ao longo dos 4 períodos de amostragem, não ocorreram variações muito acentuadas no teor de matéria orgânica, entre 9,7 e 17,6%. Destacou-se a amostra de Abril de 2016 por ser aquela que apresenta menor teor de matéria orgânica comparativamente com as restantes (entre 5 a 6% inferior), possivelmente devido à variação temporal de carbono nas encostas queimadas. Segundo Pereira (2013), o valor de concentração de carbono é sempre maior no 1 mês após incêndio e a maior variação ocorre nos primeiros 6 meses.

Em relação às duas parcelas com tratamento de acolchoamento vegetal, verificou-se que ambas sofrem flutuações ao longo do período de amostragem, mas não se pode concluir que as diferentes concentrações aplicadas influenciam o teor de matéria orgânica presente no solo.

A parcela de controlo sofre flutuações semelhantes às parcelas sujeitas a tratamento.

Para a encosta B, os teores de matéria orgânica variaram entre 8,7 e 12,6%. Verificou-se que as amostras de Abril de 2016 foram, como também foi observado na encosta A, aquelas que apresentaram um teor mais baixo de matéria orgânica (entre 2 e 4% inferior).

Relativamente à encosta Não-Queimada, o teor de matéria orgânica variou entre 6,2 e 8,9%. Constatou-se um decréscimo relativamente ao teor de matéria orgânica, nas amostras de Janeiro até Abril de 2016 (aproximadamente 6,5%).

Comparando os resultados das 3 encostas, a encosta Não-Queimada foi aquela que apresentou menores teores de matéria orgânica, comparativamente com a encosta A e B (aproximadamente menos 65% e 55% respetivamente). Devido à encosta Não-Queimada ter permanecido no seu estado natural, não terá ocorrido uma incorporação de nutrientes no solo após o fogo, o que poderá explicar valores inferiores de matéria orgânica nesta encosta comparativamente às encostas queimadas. Segundo Fernandes (2009), as perdas de nutrientes como o azoto durante um fogo, são mitigadas pela incorporação de matéria orgânica queimada, tornando disponíveis teores de nutrientes, em formas minerais, mais elevados.

O solo da encosta A apresentou teores de matéria orgânica, em média, 17% superiores comparativamente ao solo da encosta B durante o período experimental. Nas encostas A e B não se verificou um padrão sazonal, enquanto a encosta Não-Queimada é possível verificar um padrão de variação sazonal no teor de matéria orgânica, em que diminui no inverno e aumenta no verão.

5.3. Respiração Basal

As figuras 9 e 10 apresentam os resultados da BAS máxima das encostas A, B e Não-Queimada ao longo dos quatro períodos de amostragem.

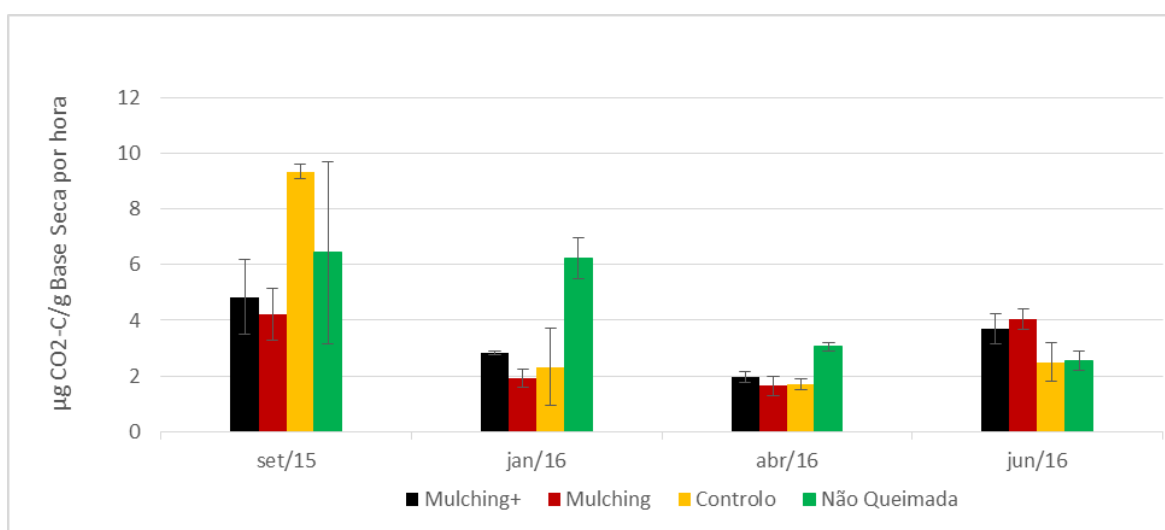


Figura 9: Taxa de respiração basal máxima da encosta A, nos quatro períodos de amostragem.

Nas amostras recolhidas em Setembro de 2015 na encosta A, observa-se uma diferença acentuada entre as duas parcelas com tratamento *Mulching* e de Controlo. No entanto, uma vez que ainda não tinha sido aplicado o tratamento nas parcelas, esta variação não poderá ser diretamente devida ao acolchoamento vegetal. Com efeito, um dos fatores que afetam a BAS é a variabilidade espacial. Segundo um estudo realizado por Raich e Tufekcioglu (2000), foram encontradas diferenças na taxa BAS entre 10 e 20% entre comunidades de plantas que coabitam no mesmo tipo de solo.

Em relação às amostras de Janeiro de 2016, a parcela *Mulching+* apresentou uma taxa máxima de BAS de 2,83 gCO₂-C/g.h, 32,5% superior à parcela *Mulching* (1,91 gCO₂-C/g.h) e 17,6% em relação à parcela Controlo (2,33 gCO₂-C/g.h).

A parcela *Mulching+* foi também aquela que apresentou uma taxa máxima de BAS superior para as amostras de Abril de 2016 (1,96 gCO₂-C/g.h). No entanto esta diferença é menos pronunciada quando comparada com as amostras de Janeiro de 2016 (15,5% superior à parcela *Mulching* (1,65 gCO₂-C/g.h) e 13,3% superior à parcela Controlo (1,70 gCO₂-C/g.h)). A mesma tendência não se verifica para as amostras de Junho de 2016. Nesta amostragem, a taxa máxima de BAS foi superior na parcela *Mulching* (4,05 gCO₂-C/g.h) 8,2% superior à parcela *Mulching+* (3,71 gCO₂-C/g.h) e 38,1% superior à parcela Controlo (2,50 gCO₂-C/g.h)).

Comparando as parcelas *Mulching+* e *Mulching da encosta A*, com a encosta Não Queimada, constatou-se que a encosta Não-Queimada apresenta uma taxa máxima de BAS mais elevada nas amostras de Setembro de 2015, Janeiro e Abril de 2016 (aproximadamente 29,8%, 62% e 40,7%). Em relação às amostras de Junho de 2016, observou-se uma inversão. As parcelas *Mulching+* e *Mulching* têm valores máximos de BAS superiores (aproximadamente 34,3%).

A tabela 4 apresenta os resultados da análise estatística entre as encostas A e Não-Queimada ao longo do tempo.

Os resultados recolhidos foram analisados estatisticamente através da análise de variância com dois fatores, ANOVA 2-way com teste *post-doc* LSD (diferença mínima significativa). Foram considerados dois fatores: Tempo (4 momentos de amostragem) e Tratamento (parcelas *Mulching+*, *Mulching*, Controlo e Não-Queimada). A variável dependente foi a taxa de BAS.

Tabela 4: Análise da variância da taxa de respiração basal, considerando os fatores tempo e tratamento, entre a encosta A e a encosta Não-Queimada.

Variável Dependente: BAS

Fonte de Variação	Soma dos Quadrados, Tipo III	Df	Quadrado Médio	F	Significância
Modelo Corrigido	191.746 ^a	15	12.783	12.758	.000
Interceção	548.506	1	548.506	547.416	.000
Tempo	126.868	3	42.289	42.205	.000
Tratamento	7.388	3	2.463	2.458	.081
Tempo * Tratamento	57.491	9	6.388	6.375	.000
Erro	32.064	32	1.002		
Total	772.317	48			
Total Corrigido	223.810	47			

a. $R^2 = 0.857$ (R^2 Ajustado = 0.790)

A partir da análise estatística entre a encosta A e Não-Queimada, verificou-se que o tempo tem um efeito estatisticamente significativo na BAS ($p < 0.01$). Ou seja, a resposta da BAS depende do fator tempo. A variável tratamento (*Mulching+*, *Mulching*, Controlo e Não-Queimada), não apresenta um efeito significativo na BAS ($p = 0,081$). No entanto, na interação da variável tratamento com o tempo, já apresenta efeitos estatisticamente significativos ($p = 0,000$). A análise de variância ANOVA permitiu concluir que a resposta da BAS máxima na encosta A é independente do tratamento aplicado, mas é dependente do fator tempo e tratamento.

Os testes *post-hoc* entre as parcelas com tratamento e a encosta Não-Queimada permitiram verificar que apenas nas amostras de Setembro de 2015, se verificaram diferenças significativas da BAS entre Não-Queimada e *Mulching+* ($p = 0,021$), *Mulching* ($p = 0,007$) e Controlo ($p = 0,001$), *Mulching* e Controlo ($p = 0.01$) e Controlo e *Mulching+* ($p = 0.01$). Nas amostras de Janeiro, Abril e Junho de 2016, não se verificaram diferenças significativas da BAS entre as parcelas *Mulching+*, *Mulching*, Controlo e a encosta Não-Queimada.

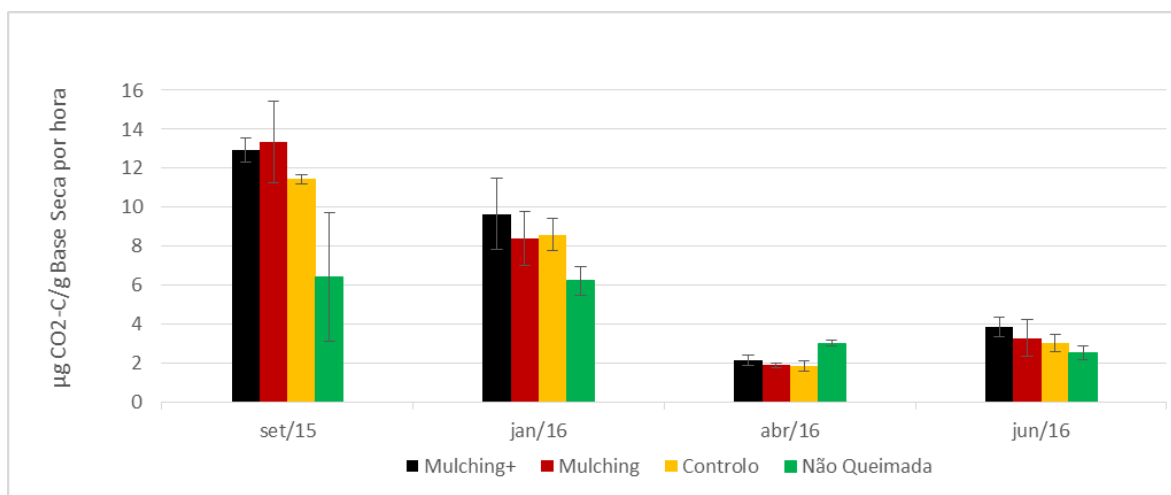


Figura 10: Gráfico da taxa de respiração basal da encosta B, nos quatro períodos de amostragem.

Nos resultados para a encosta B, observou-se a ocorrência de uma variação bastante pronunciada ao longo das quatro amostragens (entre 13,34 e 1,87 gCO₂-C/g.h). Após Setembro de 2015, verificou-se um declínio no valor máximo de BAS alcançado até Abril de 2016 (menos 10% comparativamente com as amostras de Setembro de 2015). Nas amostras recolhidas em Junho de 2016, verificou-se um ligeiro aumento no valor máximo de BAS. Esta variação nos valores máximos de BAS pode ser relacionada com os teores de humidade do solo, e com a variação da temperatura média do ar ao longo dos meses. De acordo com (Wüthrich *et al.*, 2002), após um incêndio de severidade moderada, poderão existir quantidades significativas de matéria orgânica em resultado de uma combustão incompleta, e disponível para rápida decomposição por parte dos microrganismos existentes no solo. Isto poderá explicar os valores mais elevados de BAS, nas duas primeiras amostragens realizadas (Setembro de 2015 e Janeiro de 2016), e de forma mais pronunciada na encosta B e na encosta Não-Queimada. O posterior decréscimo poderá estar relacionado com a redução da porosidade do solo devido a um aumento do teor de humidade, limitando a disponibilidade de oxigénio aos microrganismos aeróbios (Linn e Doran, 1984).

Entre as parcelas onde foi aplicado tratamento, e tendo em conta os períodos após a aplicação do mesmo (após Setembro de 2015), observou-se que a parcela *Mulching+* apresentou sempre uma taxa máxima de BAS (9,67 gCO₂-C/g.h)

superior à parcela *Mulching* (8,42 gCO₂-C/g.h), em cerca de 12,9% nas amostras de Janeiro de 2016, (2,18 gCO₂-C/g.h) 12% nas de Abril de 2016 (1,91 gCO₂-C/g.h) e (3,88 gCO₂-C/g.h) 15,1% nas amostras de Junho de 2016 (4,05 gCO₂-C/g.h). O efeito da aplicação de *Mulching* no solo após um incendio mostrou que é um tratamento efetivo na mitigação dos efeitos erosivos e de escorrência (Prats *et al.*, 2012). Para além de mitigar efeitos de escorrência e erosivos, também contribui para a preservação da matéria orgânica do solo (De la Rosa *et al.*, 2017).

Comparativamente às parcelas *Controlo* verificou-se que as taxas máximas de BAS das parcelas *Mulching+* e *Mulching* são sempre superiores (em cerca de 12,8% em Setembro de 2015, 4,8%, 8,5% e 15,1% em Janeiro, Abril e Junho de 2016 respetivamente).

Comparando as 3 encostas, constatou-se que a encosta B é aquela onde a taxa máxima de BAS foi mais elevada. Em média foi superior em 42% em relação à encosta A e 32% em relação à encosta Não Queimada. Esta diferença poderá estar relacionada com o teor de humidade mais elevado na encosta B, ou com a qualidade da matéria orgânica existente, uma vez que a taxa de BAS depende não só da quantidade como também da qualidade da matéria orgânica disponível (Buchmann, 2000). A heterogeneidade das comunidades microbianas no solo das diferentes encostas poderá também ter tido impacto das diferenças da taxa máxima de BAS. Diferenças na estrutura da comunidade microbiana e na biomassa microbiana têm demonstrado influenciar a BAS. (Malcolm *et al.*, 2008; Rousk, Frey e Bååth, 2012).

Os resultados estatísticos entre as encostas B e Não-Queimada, ao longo do tempo, são apresentados na tabela 5.

Já mencionado anteriormente, os resultados recolhidos foram analisados estatisticamente através da análise de variância com dois fatores, ANOVA 2-way com teste *post-doc* LSD.

Tabela 5: Tabela dos resultados da análise da variância calculada pela ANOVA, considerando os fatores tempo e tratamento, ente a encosta B e a encosta Não-Queimada.

Variável Dependente: BAS

Fonte de Variação	Soma dos Quadrados, Tipo III	Df	Quadrado Médio	F	Significância
Modelo Corrigido	1.194 ^a	15	.080	24.454	.000
Interceção	3.192	1	3.192	980.895	.000
Tempo	1.041	3	.347	106.670	.000
Tratamento	.016	3	.005	1.645	.199
Tempo * Tratamento	.136	9	.015	4.652	.001
Erro	.104	32	.003		
Total	4.490	48			
Total Corrigido	1.298	47			

a. $R^2 = 0.920$ (R^2 Ajustado = 0.882)

Entre a encosta B e Não-Queimada, verificou-se que o efeito do tempo na BAS teve um efeito estatisticamente significativo na BAS ($p < 0.01$) mas o efeito do tratamento não apresentou um efeito significativo ($p = 0,199$). A interação da variável tratamento com o tempo, já apresentou efeitos estatisticamente significativos ($p < 0.01$). Como foi descrito anteriormente na análise ANOVA entre a encosta A e Não-Queimada, a análise de variância ANOVA permitiu concluir que a resposta da BAS máxima na encosta A é independente do tratamento aplicado, mas é dependente dos fatores tempo e tratamento.

Atendendo aos testes *post-hoc*, apenas nas amostras de Janeiro de 2016, não se verificaram diferenças significativas da BAS entre as parcelas *Mulching+*, *Mulching* e Controlo, e a encosta Não-Queimada. Verificaram-se diferenças significativas nas amostras de Setembro de 2015 entre as parcelas Não-Queimada e *Mulching+* ($p = 0.011$), *Mulching* ($p = 0.010$) e *Controlo* ($p = 0.018$), nas amostras de Abril de 2016 entre Não-Queimada e *Mulching+* ($p = 0.007$), *Mulching* ($p = 0.000$) e Controlo ($p = 0.000$).

A análise estatística entre as parcelas com tratamento e a encosta Não-Queimada permitiu verificar a existência de diferenças significativas da BAS nas amostras de Setembro de 2015, entre as parcelas Não-Queimada e *Mulching+* ($p=0,011$), *Mulching* ($p=0,010$) e Controlo ($p=0,018$). Entre *Mulching* e Controlo ($p=0,000$). Controlo e *Mulching+* ($p=0,000$). Nas amostras de Janeiro de 2016 não se verificaram diferenças significativas da BAS entre as parcelas as parcelas. Em relação às amostras de Abril de 2016, verificaram-se diferenças significativas da BAS entre as parcelas Não-Queimada e *Mulching+* ($p=0,007$), *Mulching* ($p=0,000$) e Controlo ($p=0,000$). Relativamente às amostras de Junho de 2016, apenas se verificaram diferenças significativas das BAS entre a parcela Não-Queimada e *Mulching+* ($p=0,006$).

A partir da tabela 4 e 5, verificou-se entre as encostas A, B e Não-Queimada, o efeito do tempo na BAS foi significativo ($p<0,05$) mas que o efeito do tratamento não foi ($p>0,05$). No entanto, a interação entre os fatores é significativa ($p<0,05$), não se podendo portanto concluir sobre cada efeito individual.

5.4. Comparação dos resultados da BAS max com outros autores

A tabela 7 apresenta os resultados da BAS máxima obtidos na realização da presente dissertação, convertidos para $\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$, de forma a ser possível a sua comparação.

Tabela 7: Tabela com valores de referência BAS Máxima deste estudo, e de outros estudos realizados por diferentes autores ($\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$).

Referência	Cenário	BAS ($\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$)			
		Mulching+	Mulching	Sem Mulching	Não-Queimado
Este Estudo	Verão (7/09/15)	5,90 – 15,82	5,15 – 16,31	11,43 – 14,00	7,87
	Inverno (15/01/16)	3,46 – 11,82	2,33 – 10,29	2,85 – 10,53	7,62
	Primavera (7/04/2016)	2,39 – 2,66	2,02 – 2,34	2,07 – 2,29	3,72
	Primavera (14/06/2016)	4,54 – 4,74	4,03 – 4,95	3,03 – 4,95	3,11
		BAS ($\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$)			
(Maranón-Jiménez <i>et al.</i> , 2011)	Primavera	0,76 - 14,92			
	Verão	0,47 - 2,38			
	Outono	1,61 - 7,08			
(Wenwen Tan, 2012)	Fogo Intenso	4,64			
	Fogo Moderado	5,13			
	Fogo Ligeiro	4,81			
	Controlo	2,59 – 9.33			

O trabalho realizado por Wenwen Tan, (2012) consistiu no estudo do efeito de perturbações do fogo na respiração do solo, durante a estação de crescimento (montanhas Xing'na - China). O clima é da zona é temperado frio com monção onde a temperatura média anual é de -3°C . Foram escolhidas áreas onde ocorreram fogos de diferente severidade em Abril de 2006. Foram instalados 12 parcelas (20 x 20m) divididas em 3 sub-parcelas consoante a severidade do fogo (intenso,

moderado, leve) e uma de controlo. Foi utilizada uma metodologia de campo (*LI-8100A Automated Soil CO₂ Flux System*). Os resultados obtidos permitiram concluir que a BAS não está significativamente relacionada com a intensidade de um incêndio ($p > 0,1$).

Os autores Marañón-Jiménez *et al.* (2011) realizaram o estudo no parque natural de Serra Nevada (Espanha) com o intuito de analisar o efeito do manejo de madeira queimada na respiração do solo a diferentes altitudes, o padrão diário do fluxo de CO₂ no solo de um ecossistema mediterrâneo de montanha. A vegetação dominante antes do fogo era *Pinus pinaster*. O incêndio ocorreu em Maio de 2006 e foi de intensidade elevada. Foram escolhidos 4 localizações com uma área aproximada de 25ha cada. Em cada localização foram deixados os troncos queimados e tombados no solo de forma natural cobrindo 45% da superfície do solo. Para o estudo da BAS foram colocados no solo 20 colares de pvc (10,5cm diâmetro x 9cm altura) a 5cm de profundidade. Foram utilizadas duas metodologias para a determinação da BAS. Uma manual (EGM-4/SRC-1 (PP-Systems, Hitchin, UK)) e uma automática (Li-Cor 8100 (Lincoln, NE, USA)). Os resultados permitiram concluir que a BAS diminuiu com a altitude, aumentou na estação húmida e que a BAS foi regulada principalmente pela humidade do solo.

Comparando os resultados obtidos da BAS máxima nas 3 encostas em estudo, com resultados bibliográficos de diferentes autores, pôde-se verificar que os resultados obtidos na realização deste estudo situam-se entre os 2.02 e 16.31 $\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$, enquanto para Wenwen Tan, (2012) situaram-se entre 0,59 e 9.33 $\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$. Segundo Marañón-Jiménez *et al.* (2011) os resultados variaram entre 0.47 e 14,92 $\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$.

Verificou-se que os valores de BAS obtidos durante a realização desta dissertação se enquadram na gama de valores obtidos pelos autores mencionados. A utilização de instrumentação de medição da BAS automática poderá ser um fator importante no nível de sensibilidade e exatidão na deteção de teores mais baixos, quando comparado com a metodologia laboratorial utilizada na realização desta dissertação.

5.5. Relação entre BAS máxima, humidade e matéria orgânica

A Figura 11 ilustra a relação entre o teor mássico de matéria orgânica e a taxa máxima de BAS, para as três encostas.

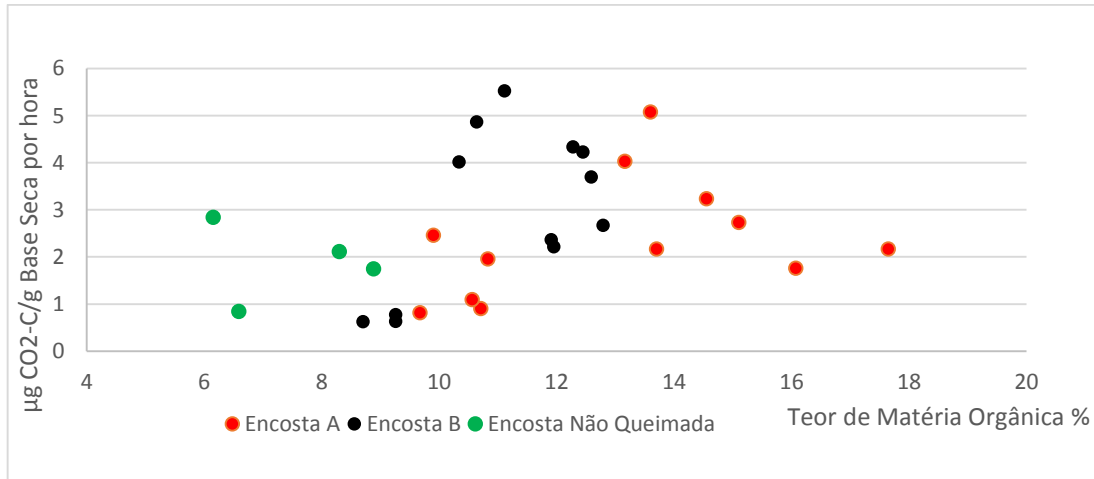


Figura 11: Relação da Taxa Máxima BAS e o Teor de Matéria Orgânica, entre as diferentes encostas.

Comparando o teor de Matéria Orgânica com a BAS máxima verificou-se, no caso da encosta B, uma tendência positiva do BAS quando o teor de matéria orgânica aumenta. Para as restantes encostas, essa tendência não é evidente. O intervalo mais favorável para uma BAS mais elevada situou-se entre 10 e 15%. Para a encosta Não-Queimada situa-se entre o 6 e 9%. Estas diferenças nos intervalos mais favoráveis, entre as encostas, poderão ser explicados devido ao fato de as comunidades microbianas poderiam ser significativamente diferentes entre as encostas, levando a respostas diferentes de BAS (Maier e Kress, 2000).

A Figura 12 apresenta a relação entre o teor mássico de humidade e a taxa máxima de BAS, para as três encostas.

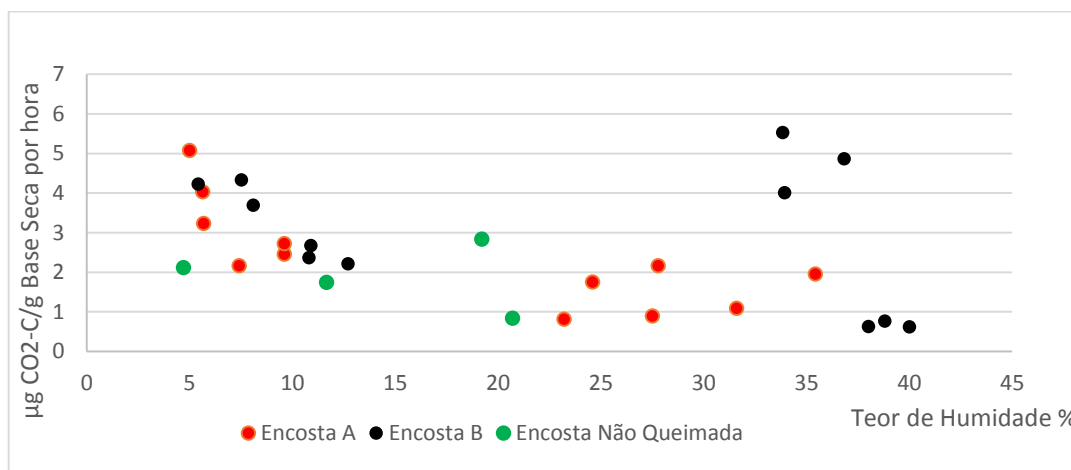


Figura 12: Relação da Taxa Máxima BAS e o Teor de Humidade, entre as diferentes encostas.

As relações apresentadas, refletem a relação entre a atividade microbiana e o seu respetivo teor de humidade do solo, no momento de amostragem. Os testes de BAS efetuados no presente estudo, foram realizados à mesma humidade (60%) (Linn e Doran, 1984).

Uma vez que existe uma relação linear positiva, entre a BAS e a humidade do solo, até ao ponto de saturação (ver figura 1), seria de esperar que teores mais baixos de humidade constrangeriam a BAS máxima (Davidson, Janssens e Lou, 2006), da mesma forma que teores muito elevados contribuiriam para uma resposta mais baixa da BAS (Skopp, Jawson e Doran, 1990).

No entanto, através da Figura 12, observou-se que em relação à encosta A, teores de humidade no solo mais baixos, entre 5 e 10%, proporcionaram valores mais elevados de respiração, enquanto teores de humidade entre os 22 e 35% fizeram diminuir a taxa de BAS. O mesmo foi observado na encosta B, com a exceção do pico que se verificou nas amostradas recolhidas com 35% de humidade. Em relação à encosta Não-Queimada, a humidade varia entre os 5 e 20%, e não se observaram variações acentuadas da taxa BAS máxima.

Esta contradição em relação ao afirmado por Skopp et al. (1990), poderá estar relacionada com a relação indireta entre a BAS, difusão de substrato e oxigénio,

onde teores elevados de humidade no solo poderão resultar num decréscimo de oxigénio disponível para microrganismos aeróbios (Papendick, Campbell. e G.S, 1981).

6. Conclusão

A quantificação da atividade microbiana através da respiração basal no solo em três encostas (A, B e Não-Queimada), durante um ano após o incêndio ocorrido em Setembro de 2015, apresentou valores entre 1,65 e 13,34 g CO₂-C/gh⁻¹.

Os valores da BAS observados nas amostras recolhidas (Setembro de 2015 e Janeiro de 2016) sugerem que após incêndios de severidade moderada ocorre um aumento de nutrientes e compostos orgânicos de rápida decomposição por parte dos microrganismos.

Das 3 encostas em estudo, verificou-se de que a encosta B foi aquela que apresentou teores médios da BAS mais elevados (42% e 32% superior à encosta A e à encosta Não-Queimada respetivamente), possivelmente devido à heterogeneidade das comunidades microbianas existentes, a diferenças na qualidade da matéria orgânica ou devido à heterogeneidade das comunidades microbianas no solo das diferentes encostas

O tempo que decorreu entre os quatro períodos de amostragem (Setembro de 2015, Janeiro de 2016, Abril de 2016 e Junho de 2016) revelou ter um efeito estatisticamente significativo na BAS máxima.

Em termos gerais, o tratamento com acolchoamento vegetal (*Mulching*) aplicado nas encostas A e B, em parcelas com diferentes concentrações (*Mulching+*, *Mulching* e Controlo), ao longo dos 9 meses de estudo aumentou a taxa máxima de BAS.

7. Recomendações para trabalho futuro

Apesar da metodologia aplicada no procedimento experimental desta dissertação ser mais simples do ponto de vista logístico, de permitir padronizar fatores ambientais, permitir a comparação de solos de diferentes áreas geográficas, as metodologias de campo são mais recomendáveis, uma vez que permitem a integração de fatores ambientais específicos do local, recolher resultados mais exatos perante as condições naturais do solo. O uso de sistemas portáteis automatizados de câmaras de incubação, que fornecem medições diretas do efluxo de CO₂ à superfície do solo, seria uma metodologia a seguir.

Sugere-se também proceder a uma recolha de amostras de solo, em áreas florestais de risco elevado de incêndio, com a finalidade de comparar resultados pré, e após a ocorrência de um Incêndio (por exemplo, em parques naturais ou áreas protegidas). Dever-se-ia ainda complementar o estudo da atividade microbiana do solo relacionando os resultados da respiração basal com a biomassa microbiana e a atividade enzimática, ou considerar outros parâmetros como a densidade do solo ou a porosidade, entre outros.

Outra sugestão que poderá ser importante será comparar a respiração basal com a respiração induzida por um substrato. A adição de um substrato de fácil decomposição, como a glucose, poderá estimular a atividade microbiana em solos contaminados.

8. Referências bibliográficas

- AEA. 2010. "Biodiversidade, Alterações Climáticas E Você." *Agencia Europeia Do Ambiente*. doi:10.2800/3599.
- Alef, Kassem, and Paolo Nannipieri. 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry: Enzyme Activities. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. doi:10.1016/B978-012513840-6/50022-7.
- Almagro, M., J. López, J.I. Querejeta, and M. Martínez-Mena. 2009. "Temperature Dependence of Soil CO₂ Efflux Is Strongly Modulated by Seasonal Patterns of Moisture Availability in a Mediterranean Ecosystem." *Soil Biology and Biochemistry* 41 (3): 594–605. doi:10.1016/j.soilbio.2008.12.021.
- Amatulli, Giuseppe, Andrea Camia, and Jesús San-Miguel-Ayanz. 2013. "Estimating Future Burned Areas under Changing Climate in the EU-Mediterranean Countries." *Science of The Total Environment* 450: 209–22. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.02.014.
- Are, Kayode S., Gabriel A. Oluwatosin, Olateju D. Adeyolanu, and Adebayo O. Oke. 2009. "Slash and Burn Effect on Soil Quality of an Alfisol: Soil Physical Properties." *Soil and Tillage Research* 103 (1): 4–10. doi:10.1016/j.still.2008.08.011.
- Badia, Anna, Pere Serra, and Sirio Modugno. 2011. "Identifying Dynamics of Fire Ignition Probabilities in Two Representative Mediterranean Wildland-Urban Interface Areas." *Applied Geography* 31 (3): 930–40. doi:10.1016/j.apgeog.2011.01.016.
- Badía, David, Carolina Sánchez, Javier M. Aznar, and Clara Martí. 2015. "Post-Fire Hillslope Log Debris Dams for Runoff and Erosion Mitigation in the Semiarid Ebro Basin." *Geoderma* 237: 298–307. doi:10.1016/j.geoderma.2014.09.004.
- Batista, Ac, Cb Reissmann, and Rv Soares. 1998. "Efeitos Da Queima Controlada Sobre Algumas Propriedades Químicas Do Solo Em Um Povoamento de Pinus Taeda No Município de Sengés-PR." *Floresta*.
- Bautista, S., A.; Cerdà, and P.R. Robichaud. 2009. "Post-Fire Mulching. In: Fire Effects on Soils and Restoration Strategies." *NH: Science Publishers*, 353–72.
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., Martin, D. 2012. "Fire and Soils: Key

- Concepts and Recent Advances.” *Geoderma*.
- Bolin, B.; R.T.; Watson, I.; Noble, and D.J.; Dokken. 2001. “The Global Perspective.” *In IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry*.
- Brant, J.B., Sulzman, E.W., Myrold, D. 2006. “No Title Microbial Community Utilization of Added Carbon Substrates in Response to Long-Term Carbon Input Manipulation.” *Soil Biol. Biochem.* 38, 2219–2232.
- Buchmann, Nina. 2000. “Biotic and Abiotic Factors Controlling Soil Respiration Rates in Picea Abies Stands.” *Soil Biology & Biochemistry*. doi:10.1016/S0038-0717(00)00077-8.
- Byram, G M. 1959. “Combustion of Forest Fuels. In: Davis, K.P., Ed. Forest Fire: Control and Use.” *New York McGraw Hill*, 61–89.
- Carvalho, M P, E Y Takeda, and O S Freddi. 2003. “Variabilidade Espacial de Atributos de Um Solo Sob Videira Em Vitória Brasil (SP).” *Revista Brasileira de Ciência Do Solo* 27 (4): 695–703. doi:10.1590/S0100-06832003000400014.
- Catry Filipe, X., F. Rego, and F. Bação. 2009. “Modeling and Mapping Wildfire Ignition Risk in Portugal.” *International Journal of Wildland Fire* 18, 921–31.
- Cerda, A, and T Lasanta. 2005. “Long-Term Erosional Responses after Fire in the Central Spanish Pyrenees - 1. Water and Sediment Yield.” *Catena*. doi:10.1016/j.catena.2004.09.006.
- Chafer, Chris J. 2008. “A Comparison of Fire Severity Measures: An Australian Example and Implications for Predicting Major Areas of Soil Erosion.” *Catena*. doi:10.1016/j.catena.2007.12.005.
- Chemidlin Prévost-Bouré, N., Soudani, K., Damesin, C., Berveiller, D., Lata, J.C., and E Dufrêne. 2010. “Increase in Aboveground Fresh Litter Quantity over-Stimulates Soil Respiration in a Temperate Deciduous Forest.” *Ppl. Soil Ecol*, 46, 26–34.
- Chen, D., Zhou, L., Wu, J., Hsu, J., Lin, Y., Fu. 2012. “Tree Girdling Affects the Soil Microbial Community by Modifying Resource Availability in Two Subtropical Plantations.” *Appl. Soil Ecol.* 53, 108–115.
- COM. 2013. “Comunicação Da Comissão Europeia Ao Parlamento Europeu, Ao Conselho, Ao Comité Económico E Social Europeu ”Uma Nova Estratégia Da UE Para as Florestas E Setor Florestal”.” Bruxelas.

- Conant, R.T., K. Paustian, and E. Elliot. 2001. "Grassland Management and Conversion into Grassland: Effects on Soil Carbon." *Ecological Applications* 11: 343–355. doi:<https://doi.org/10.1890>.
- Crow, Susan E., Kate Lajtha, Timothy R. Filley, Christopher W. Swanson, Richard D. Bowden, and Bruce A. Caldwell. 2009. "Sources of Plant-Derived Carbon and Stability of Organic Matter in Soil: Implications for Global Change." *Global Change Biology* 15 (8): 2003–19. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.01850.x.
- Curiel Yuste, J., I. A. Janssens, A. Carrara, and R. Ceulemans. 2004. "Annual Q10 of Soil Respiration Reflects Plant Phenological Patterns as Well as Temperature Sensitivity." *Global Change Biology* 10 (2): 161–69.
- Davidson, E A, E Belk, and R D Boone. 1998. "Soil Water Content and Temperature as Independent or Confounded Factors Controlling Soil Respiration in a Temperate Mixed Hardwood Forest." *Global Change Biology* 4 (2): 217–27.
- Davidson, Eric A., Ivan A. Janssens, and Yiqi Lou. 2006. "On the Variability of Respiration in Terrestrial Ecosystems: Moving beyond Q10." *Global Change Biology* 12 (2): 154–64.
- 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. doi:10.1016/S0022-1694(00)00194-3.
- Epron, D, L Farque, E Lucot, and P M Badot. 1999. "Soil CO₂ Efflux in a Beech Forest: Dependence on Soil Temperature and Soil Water Content." *Annals of Forest Science* 56 (3): 221–26. doi:10.1051/forest:19990304.
- Fang, C., and J. B. Moncrieff. 2001. "The Dependence of Soil CO₂ Efflux on Temperature." *Soil Biology and Biochemistry* 33 (2): 155–65.
- Fang, Changming, Pete Smith, John B Moncrieff, and Jo U Smith. 2005. "Similar Response of Labile and Resistant Soil Organic Matter Pools to Changes in Temperature." *Nature* 433 (7021): 57–59. <http://dx.doi.org/10.1038/nature03138>.
- Fernandes, Rute. 2009. "Recuperação de Solos Florestais Ardidos Com Recurso a Resíduos Orgânicos E a Sua Influência Na Matéria Orgânica Do Solo." Universidade Técnica de Lisboa.
- FFMS. 2014. "PORDATA, Base de Dados de Portugal Contemporâneo."

- Ganteaume, Anne, and Marielle Jappiot. 2013. "What Causes Large Fires in Southern France." *Forest Ecology and Management* 294: 76–85. doi:10.1016/j.foreco.2012.06.055.
- Gatiboni, Luciano Colpo, Adair Saggin, Gustavo Brunetto, Delson Horn, João Paulo Cassol Flores, Danilo dos Santos Rheinheimer, and João Kaminski. 2003. "Alterações Nos Atributos Químicos de Solo Arenoso Pela Calagem Superficial No Sistema Plantio Direto Consolidado." *Ciência Rural*. doi:10.1590/S0103-84782003000200016.
- Goldin, A. 1987. "Reassessing the Use of Loss-on-Ignition for Estimating Organic Matter in Non-Calcareous Soils."
- González-Pelayo, O., V. Andreu, J. Campo, E. Gimeno-García, and J. L. Rubio. 2006. "Hydrological Properties of a Mediterranean Soil Burned with Different Fire Intensities." *Catena*. doi:10.1016/j.catena.2006.04.006.
- Hanson, P. J., N. T. Edwards, C. T. Garten, and J. A. Andrews. 2000. "Separating Root and Soil Microbial Contributions to Soil Respiration: A Review of Methods and Observations." *Biogeochemistry* 48 (1): 115–46.
- Hulme, M., Jenkins, G.J., Lu, X., Turnpenny, J.R., J.M. Mitchell, T.D., Jones, R.G., Lowe, J., Murphy, and S. Hassell, D., Boorman, P., McDonald, R. and Hill. 2002. "Climate Change Scenarios for the United Kingdom: The UKCIP02 Scientific Report." East Anglia, UK.
- ICNF. 2013a. "IFN6 - Áreas Dos Usos Do Solo E Das Espécies Florestais de Portugal." *Icnf*, 34. <http://www.icnf.pt>.
- ICNF 2013b. "IFN6 – Áreas Dos Usos Do Solo E Das Espécies Florestais de Portugal Continental. Resultados Preliminares." *Instituto Da Conservação Da Natureza E Das Florestas, Lisboa*.
- ICNF 2015. "Relatório Provisório de Incêndios Florestais – 2015 – 01." *RELATÓRIO PROVISÓRIO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS*, 1–11.
- IGP. 2003. "LIMITES ADMINISTRATIVOS, PLANO REGIONAL DE ORDENAMENTO FLORESTAL DO PINHAL INTERIOR NORTE."
- INE. 2014. "Estatísticas Agrícolas 2014."
- IPCC. 2001. "Climate Change 2001 - Mitigation. The Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change." Vol. a.

- IPCC 2014. “Relatório Do 2º Grupo de Trabalho Do IPCC - Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability.” Vol. a.
- IPMA 2016. “BOLETIM CLIMATOLÓGICO 2016 - Portugal Continental.” www.ipma.pt.
- IPMA 2017. “Boletim Climatológico 2017 - Portugal Continental.” www.ipma.pt.
- IWRM. 2016. “Relatório Mundial Das Nações Unidas Sobre Desenvolvimento Dos Recursos Hídricos 2016.” *Relatório Mundial Das Nações Unidas Sobre Desenvolvimento Dos Recursos Hídricos* 19: 1–7.
- Jordán, Antonio, Lorena M. Zavala, and Juan Gil. 2010. “Effects of Mulching on Soil Physical Properties and Runoff under Semi-Arid Conditions in Southern Spain.” *Catena* 81 (1): 77–85.
- Keith, H., K. L. Jacobsen, and R. J. Raison. 1997. “Effects of Soil Phosphorus Availability, Temperature and Moisture on Soil Respiration in Eucalyptus Pauciflora Forest.” *Plant and Soil* 190 (1): 127–41.
- Keizer, J. J., F. C. Silva, D. C.S. Vieira, O. González-Pelayo, I. Campos, A. M.D. Vieira, S. Valente, and S. A. Prats. 2018. “The Effectiveness of Two Contrasting Mulch Application Rates to Reduce Post-Fire Erosion in a Portuguese Eucalypt Plantation.” *Catena* 169 (April). Elsevier: 21–30. doi:10.1016/j.catena.2018.05.029.
- Knorr, W, IC Prentice, JI House, and EA Holland. 2005. “Long-Term Sensitivity of Soil Carbon Turnover to Warming.” *Nature* 433 (January): 298–301. doi:10.129/2002PA000837.
- Kottek, Markus, Jürgen Grieser, Christoph Beck, Bruno Rudolf, and Franz Rubel. 2006. “World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated.” *Meteorologische Zeitschrift* 15 (3): 259–63.
- Lindner, Marcus, Michael Maroschek, Sigrid Netherer, Antoine Kremer, Anna Barbati, Jordi Garcia-Gonzalo, Rupert Seidl, et al. 2010. “Climate Change Impacts, Adaptive Capacity, and Vulnerability of European Forest Ecosystems.” *Forest Ecology and Management* 259 (4): 698–709. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.023.
- Linn, D. M., and J. W. Doran. 1984. “Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils.” *Soil Science*

- Society of America Journal* 48 (1961): 1267–72.
- Liu, Z., M. Notaro, and R. Gallimore. 2009. “Indirect Vegetation-Soil Moisture Feedback with Application to Holocene North Africa climate1.” *Global Change Biology* 16 (6): 1733–43. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02087.x.
- Lloyd, J, and J A Taylor. 1994. “On the Temperature Dependence of Soil Respiration.” *Functional Ecology* 8 (3). British Ecological Society: 315–23. <http://www.jstor.org/stable/2389824>.
- Lourenço, Luciano. 1990. “Impacte Ambiental Dos Incêndios Florestais.” *Cadernos de Geografia*. Coimbra: Instituto de Estudos Geográficos. Faculdade de Letras. Universidade de Coimbra.
- Maia, Paula, Juli G. Pausas, Ana Vasques, and Jan Jacob Keizer. 2012. “Fire Severity as a Key Factor in Post-Fire Regeneration of Pinus Pinaster (Ait.) in Central Portugal.” *Annals of Forest Science*. doi:10.1007/s13595-012-0203-6.
- Maier, C. A., and L. W. Kress. 2000. “Soil CO₂ Evolution and Root Respiration in 11 Year-Old Loblolly Pine (Pinus Taeda) Plantations as Affected by Moisture and Nutrient Availability.” *Canadian Journal of Forest Research*. doi:10.1139/cjfr-30-3-347.
- Malcolm, Glenna M., Juan C. López-Gutiérrez, Roger T. Koide, and David M. Eisenstat. 2008. “Acclimation to Temperature and Temperature Sensitivity of Metabolism by Ectomycorrhizal Fungi.” *Global Change Biology* 14 (5): 1169–80. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01555.x.
- Mallik, A. U., C. H. Gimingham, and A. A. Rahman. 1984. “Ecological Effects of Heather Burning: I. Water Infiltration, Moisture Retention and Porosity of Surface Soil.” *The Journal of Ecology* 72 (3): 767. doi:10.2307/2259530.
- Maranón-Jiménez, S., J. Castro, A. S. Kowalski, P. Serrano-Ortiz, B. R. Reverter, E. P. Sánchez-Cañete, and R. Zamora. 2011. “Post-Fire Soil Respiration in Relation to Burnt Wood Management in a Mediterranean Mountain Ecosystem.” *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2011.01.030.
- Martínez, Jesús, Cristina Vega-García, and Emilio Chuvieco. 2009. “Human-Caused Wildfire Risk Rating for Prevention Planning in Spain.” *Journal of Environmental Management* 90 (2): 1241–52.

- doi:10.1016/j.jenvman.2008.07.005.
- Mielnick, P C, and W A Dugas. 2000. "Soil CO₂ Flux in a Tallgrass Prairie." *Soil Biology & Biochemistry* 32 (2): 221–28. doi:10.1016/S0038-0717(99)00150-9.
- Miranda, Pedro M A, and Ricardo Trigo. 2006. "The Portuguese Climate in the 20 Th and 21 St Centuries." Universidade de Lisboa.
- Nearing, Mark A. 2013. "Soil Erosion and Conservation." In *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity: Second Edition*, 365–78. John Wiley and Sons.
- Neary, Daniel G, Carole C Klopatek, Leonard F DeBano, and Peter F Ffolliott. 1999. "Fire Effects on Belowground Sustainability: A Review and Synthesis." *Forest Ecology and Management* 122 (1–2): 51–71. doi:10.1016/S0378-1127(99)00032-8.
- Nemergut, Diana R., Cory C. Cleveland, William R. Wieder, Christopher L. Washenberger, and Alan R. Townsend. 2010. "Plot-Scale Manipulations of Organic Matter Inputs to Soils Correlate with Shifts in Microbial Community Composition in a Lowland Tropical Rain Forest." *Soil Biology and Biochemistry* 42 (12): 2153–60. doi:10.1016/j.soilbio.2010.08.011.
- NOAA. 2018. *NOAA National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Climate Report for Annual 2017*. <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201713>.
- Oliveira, Sandra, Friderike Oehler, Jesús San-Miguel-Ayanz, Andrea Camia, and José M.C. Pereira. 2012. "Modeling Spatial Patterns of Fire Occurrence in Mediterranean Europe Using Multiple Regression and Random Forest." *Forest Ecology and Management* 275: 117–29. doi:10.1016/j.foreco.2012.03.003.
- Pansu, Marc, and Jacques Gautheyrou. 2003. *Handbook of Soil Analysis Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*. Edited by Springer Berlin Heidelberg. New York.
- Papendick, R.I, Campbell., and G.S. 1981. "Theory and Measurement of Water Potential." In *Water Potencial Ralations In Soil Microbiology* doi:10.2136/sssaspecpub9.c1.
- Pausas, Juli G., and Santiago Fernández-Muñoz. 2012. "Fire Regime Changes in the Western Mediterranean Basin: From Fuel-Limited to Drought-Driven Fire

- Regime.” *Climatic Change* 110 (1–2): 215–26. doi:10.1007/s10584-011-0060-6.
- Pell, M., J. Stenström, and U. Granhall. 2006. “Soil Respiration.” Swedish University of Agricultural Sciences.
- Pendall, E., S. Bridgham, P. J. Hanson, B. Hungate, D. Kicklighter, D. W. W., Johnson, and M. Olsrud. 2004. “Belowground Process Responses to Elevated CO₂ and Temperature: A Discussion of Observations, Measurement Methods, and Models.” *New Phytologist*, 311–322.
- Pereira, Ana Isabel Heitor. 2013. “Impacto Do Fogo No Carbono Orgânico Em Solos Do Centro de Portugal.” Universidade de Aveiro. <http://hdl.handle.net/10773/12482>.
- Pereira, V., and E.a. FitzPatrick. 1995. “Cambisols and Related Soils in North-Central Portugal: Their Genesis and Classification.” *Geoderma* 66 (3–4): 185–212.
- Prats, Sergio A., Lee H. MacDonald, Magda Monteiro, Antonio J.D. Ferreira, Celeste O.A. Coelho, and Jacob J. Keizer. 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: 115–24. doi:10.1016/j.geoderma.2012.02.009.
- Prats, Sergio Alegre, Martinho António dos Santos Martins, Maruxa Cortizo Malvar, Meni Ben-Hur, and Jan Jacob Keizer. 2014. “Polyacrylamide Application versus Forest Residue Mulching for Reducing Post-Fire Runoff and Soil Erosion.” *Science of The Total Environment* 468: 464–74. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.066.
- Prats, Sergio Alegre, Joseph W. Wagenbrenner, Martinho A. S. Martins, Maruxa Cortizo Malvar, and Jan Jacob Keizer. 2016. “Hydrologic Implications of Post-Fire Mulching Across Different Spatial Scales.” *Land Degradation & Development* 27 (5): 1440–52. doi:10.1002/ldr.2422.
- Qi, Ye, and Ming Xu. 2001. “Separating the Effects of Moisture and Temperature on Soil CO₂ Efflux in a Coniferous Forest in the Sierra Nevada Mountains.” *Plant and Soil* 237 (1): 15–23.
- Raich, James W., and Aydin Tufekcioglu. 2000. “Vegetation and Soil Respiration:

- Correlations and Controls." *Biogeochemistry* 48 (1): 71–90.
- Rey, A, E Pegoraro, V Tedeschi, I De Parri, P G Jarvis, and R Valentini. 2002. "Annual Variation in Soil Respiration and Its Components in a Coppice Oak Forest in Central Italy." *Global Change Biology* 8 (9): 851–66.
- Robichaud, P R, J L Beyers, and D G Neary. 2000. "Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation Treatments." *USDA Forest Service General Technical*
- Rosa, De la. 2017. "Effects of Mulching on Soil Organic Matter in a Burnt Soil from Central Portugal." *European Association of Organic Geochemists*.
- Rousk, Johannes, Serita D. Frey, and Erland Bååth. 2012. "Temperature Adaptation of Bacterial Communities in Experimentally Warmed Forest Soils." *Global Change Biology* 18 (10): 3252–58. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02764.x.
- Shakesby, R.A. 2011. "Post-Wildfire Soil Erosion in the Mediterranean: Review and Future Research Directions." *Earth-Science Reviews* 105 (3): 71–100. doi:10.1016/j.earscirev.2011.01.001.
- Siira-Pietikainen, A., J. Haimi, and H. Fritze. 2003. "Organisms, Decomposition, and Growth of Pine Seedlings in Boreal Forest Soil Affected by Sod Cutting and Trench-Ing." *Biol. Fertil. Soil* 37, 163–174. doi:10.1007/s00374-002-0571-4.
- Silva, Joaquim S., Francisco C. Rego, and Stefano Mazzoleni. 2006. "Soil Water Dynamics after Fire in a Portuguese Shrubland." *International Journal of Wildland Fire* 15 (1): 99. doi:10.1071/WF04057.
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryse, and K. Denef. 2004. "A History of Research on the Link between (Micro) Aggregates, Soil Biota, and Soil Organic Matter Dynamics." *Soil & Tillage Research*, 7–31. doi:10.1016/j.still.2004.03.0.
- Skopp, J., M. D. Jawson, and J. W. Doran. 1990. "Steady-State Aerobic Microbial Activity as a Function of Soil Water Content." *Soil Science Society of America Journal* 54 (6): 1619.
- Smets, T., J. Poesen, and A. Knapen. 2008. "Spatial Scale Effects on the Effectiveness of Organic in Reducing Soil Erosion by Water. Earth-Science Reviews," no. 89: 1–12.
- Smit, Eric, Peter A H M Bakker, Hans Bergmans, Jaap Bloem, Bryan S. Griffiths, Michiel Rutgers, Olivier Sanvido, et al. 2012. "General Surveillance of the Soil Ecosystem: An Approach to Monitoring Unexpected Adverse Effects of

- GMO's." *Ecological Indicators* 14 (1): 107–13.
- SNIRH. 2015. "SNIRH :: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos."
- SNIRH. 2016. "SNIRH :: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos."
- Sousa, P. M., R. M. Trigo, P. Aizpurua, R. Nieto, L. Gimeno, and R. Garcia-Herrera. 2011. "Trends and Extremes of Drought Indices throughout the 20th Century in the Mediterranean." *Natural Hazards and Earth System Science* 11 (1): 33–51. doi:10.5194/nhess-11-33-2011.
- Stoof, Cathelijne R., Jan G. Wesseling, and Coen J. Ritsema. 2010. "Effects of Fire and Ash on Soil Water Retention." *Geoderma*. doi:10.1016/j.geoderma.2010.08.002.
- Toth, J. a, K. Lajtha, Z. Kotroczo, Z. Krakomperger, B. Caldwell, R. Bowden, and M. Papp. 2007. "The Effect of Climate Change on Soil Organic Matter Decomposition." *Acta Silv. Lign. Hung.*, 3, 75–85.
- Trangmar, B. B., R. S. Yost, and G. Uehara. 1986. "Application of Geostatistics to Spatial Studies of Soil Properties." *Advances in Agronomy*. doi:10.1016/S0065-2113(08)60673-2.
- Wang, B., T. S. Zha, X. Jia, B. Wu, Y. Q. Zhang, and S. G. Qin. 2014. "Soil Moisture Modifies the Response of Soil Respiration to Temperature in a Desert Shrub Ecosystem." *Biogeosciences* 11 (2): 259–68.
- Wardle, David a, Richard D Bardgett, John N Klironomos, Heikki Setälä, Wim H van der Putten, and Diana H Wall. 2004. "Ecological Linkages between Aboveground and Belowground Biota." *Science* 304 (5677): 1629–33. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15192218>.
- Wenwen Tan. 2012. "Effect of Fire Disturbances on Soil Respiration of Larix Gmelinii Rupr. Forest in the Da Xing'an Mountain during Growing Season." *African Journal of Biotechnology* 11 (21). doi:10.5897/AJB11.3344.
- Wong, Wai Kwok, Stein Beldring, Torill Engen-Skaugen, Ingjerd Haddeland, and Hege Hisdal. 2011. "Climate Change Effects on Spatiotemporal Patterns of Hydroclimatological Summer Droughts in Norway." *Journal of Hydrometeorology* 12 (6): 1205–20. doi:10.1175/2011JHM1357.1.
- WRB. 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014 International Soil Classification System. World Soil Resources Reports No. 106*. FAO.

- Wüthrich, Christoph, Daniel Schaub, Markus Weber, Peter Marxer, and Marco Conedera. 2002. "Soil Respiration and Soil Microbial Biomass after Fire in a Sweet Chestnut Forest in Southern Switzerland." *Catena* 48 (3): 201–15. doi:10.1016/S0341-8162(01)00191-6.
- Xu, Jianye, Jiquan Chen, Kimberley Brosofske, Qinglin Li, Michael Weintraub, Rachel Henderson, Burkhard Wilske, et al. 2011. "Influence of Timber Harvesting Alternatives on Forest Soil Respiration and Its Biophysical Regulatory Factors over a 5-Year Period in the Missouri Ozarks." *Ecosystems* 14 (8): 1310–27. doi:10.1007/s10021-011-9482-2.
- Yoho, N.S. 1980. "Forest Management and Sediment Production in the South--A Review." *Southern Journal of Applied Forestry*.
-