Silva Lusitana ***17****(1): 39 - 50, 2009*
© EFN, Lisboa. Portugal

Aplicação de uma Análise de *Clusters* na Relação entre as Temperaturas de Fogo e Libertação de Solutos em algumas Espécies Mediterrâneas

Paulo Pereira*, Xavier Úbeda e Deborah Martin*****
*Investigador
**Professor Titular
Grup de Recerca Ambiental Mediterrànea (GRAM). Department de Geografia Física i Anàlisi Geográfica Regional. Universitat de Barcelona, Montalegre 6, 08001 Barcelona, ESPANHA
***Investigadora
USGS, 3215 Marine Street, Boulder, Colorado, USA

Sumário. O objectivo deste trabalho é a aplicação de uma análise de *clusters* no estudo do comportamento e variabilidade da libertação de solutos, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Potássio (K), Alumínio (Al), Magnésio (Mn), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Sílica (SiO_2) Pentóxido de Fósforo (P_2O_5) pH e condutividade eléctrica (EC) das cinzas geradas da manta morta de três espécies mediterrâneas *Quercus suber* (QS), *Quercus robur* (QR) e *Pinus pinea* (PP), ao longo de um gradiente de temperatura (150º, 200º, 250º, 300º, 350º, 400º, 450º, 500º e 550ºC) em ambiente de laboratório. Os resultados demonstram que a relação entre as temperaturas é diferente em cada espécie. Três grupos foram identificados em cada dendograma, apesar das temperaturas que os compõem serem diferentes de espécie para espécie, o primeiro de impacto reduzido, o segundo de médio e o terceiro de elevado. As temperaturas apresentam um impacte mais variável na manta morta do PP e menor na do QS. Verifica-se que o impacto e a variabilidade na composição das soluções produzidas começa a ser mais substancial e heterogéneo a partir de 400ºC no QS e 350ºC no QR e PP particularmente evidente na última espécie. Esta variabilidade de comportamento entre as temperaturas de exposição e entre espécies, poderá ter implicações nos impactos das queimas prescritas e incêndios na qualidade da água, que tendem a ser mais elevadas e heterogéneas com o aumento da temperatura de exposição.
Palavras-chave: Solutos; pH; condutividade eléctrica; $CaCO_3$; *Quercus suber*; *Quercus robur*; *Pinus pinea*

Application of a *Cluster* Analysis, on the Relationship Between Fire Temperature and Solutes Release in some Mediterranean Species

Abstract. The aim of this work is the application of a *cluster* analysis, to study the behaviour and variability of released solutes, Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Sodium (Na), Potassium (K), Aluminium (Al), Manganese (Mn), Iron (Fe), Zinc (Zn), Silicium (SiO_2), Phosphorous Pentoxide (P_2O_5), pH and electrical conductivity (EC) from the litter ash slurries of three Mediterranean species, *Quercus suber* (QS), *Quercus robur* (QR) and *Pinus pinea* (PP) throughout

1º Autor E-mail: daviolas@gmail.com

a temperature gradient (150º, 200º, 250º, 300º, 350º, 400º, 450º, 500º e 550ºC) in laboratory environment. The results showed the relation between temperatures is different for each species. Three groups were formed in each tree diagram, although the temperatures that compose the *clusters* are different from species to species. The first group was classified as being of reduced impact, the second of average impact and the third of higher impact. The temperatures present the most variable impact in PP litter and the less in QS litter. It can be observed that the variability and impacts in the produced ash slurries is more substantial and heterogeneous, after 400ºC in Q.S. and 350ºC in QR and PP especially evident in the last species. This variability on the behavior, could have implications on the impact of prescribed fire or wildland fire on water quality, that are higher and heterogeneous with rising temperatures of exposition.
Key words: Solutes; pH; electrical conductivity; $CaCO_3$; *Quercus suber*; *Quercus robur*; *Pinus pinea*

Application d'une Analyse de *Cluster* dans le Comportement de la Libération de Solutés sur quelques Espèces Méditerranéennes

Résumé. L'objectif de ce travail est l'application d'une analyse des grappes dans l'étude du comportement et de la variabilité de la libération de solutés, de calcium (Ca), magnésium (Mg), sodium (Na), potassium (K), Aluminium (Al), Manganèse (Mn), Fer (Fe), Zinc (Zn), la (SiO_2), Phosphore pentaoxyde (P_2O_5), pH et la conductivité électrique (CE) des cendres provenant de la litière de trois espèces méditerranéennes *Quercus suber* (QS), *Quercus robur* (QR) et *Pinus pinea* (PP) sur un gradient de température (150º, 200º, 250º, 300º, 350º, 400º, 450º, 500º et 550ºC) en conditions de laboratoire. Les résultats montrent que la relation entre les températures est différente pour chaque espèce. Trois groupes ont été identifiés sur chaque dendrogramme, malgré que les températures qui le composent soient différentes d'espèces en espèces, le premier de faible impact, le deuxième d'impact moyen et le troisième d'impact élevé. Les températures présentent un impact plus variable dans la litière du PP et inférieure dans celle du QS. Il semble que l'impact et la variabilité dans la composition des solutions produites commence à être plus importante et variée à partir de 400°C dans le QS et 350°C dans QR et PP, particulièrement évident pour la dernière espèce. Cette variabilité de comportement entre les températures d'exposition et entre espèces, pourrait avoir des incidences sur les impacts des feux et des feux prescrits sur la qualité de l'eau, qui ont tendance à être plus élevés et hétérogènes en fonction de l'augmentation de la température d'exposition.
Mots clés: Solutés; pH; conductivité électrique; $CaCO_3$; *Quercus suber*; *Quercus robur*; *Pinus pinea*; températures de feu

Introdução

O fogo é um elemento natural dos ecossistemas Mediterrâneos que ao longo dos milénios tem influenciado a distribuição geográfica das espécies vegetais. Uma das suas consequências mais perniciosas é nas propriedades do solo e qualidade das reservas de água, devido à mineralização da matéria orgânica provocada pelo fogo, que deixa disponível para transporte, uma elevada quantidade de nutrientes (NEARY *et al*., 2005). O problema da degradação dos solos e da qualidade da água como consequência dos incêndios, tem uma grande importância nas áreas mediterrâneas particularmente no verão. É durante esta estação que os incêndios ocorrem em maior número, afectam uma área mais vasta, alcançam temperaturas mais elevadas, uma maior severidade e provocam impactos económicos e sociais de grande relevância.

A quantidade e tipo de elementos libertados em solução pelas cinzas na superfície do solo, depende da intensidade de fogo – dado que alguns elementos podem volatilizar, mesmo a baixas temperaturas, como o Carbono ou o Nitrogénio –, espécie e parte afectada pelo fogo – que determina o tipo e quantidade de nutrientes disponíveis –, pH, potencial redox (Eh) e % em $CaCO_3$ das cinzas – que tem a capacidade de capturar os iões em solução (DEBANO *et al*., 1998; NEARY *et al*., 1999; PEREIRA, 2007).

Os estudos efectuados sobre os efeitos das queimas controladas na qualidade da água divergem nos seus resultados. Alguns identificam um aumento significativo na quantidade de iões (BRITTON, 1991; WILLIAMS e MELLACK, 1997; GIMENO-GARCIA *et al*., 2000; BÊCHE *et al*., 2005) e outros um aumento residual ou inexistente, em comparação com a situação pré-incêndio (DAVIES, 1989; VOSE *et al*., 2005; ELLIOTT e VOSE, 2005). Para esta variabilidade de resultados, contribuem as características biofísicas de cada local onde se executou a queima, como a altitude, topografia (exposição e declive), condições climáticas e meteorológicas (vento, temperatura e humidade), o tipo e quantidade de biomassa disponível, natureza do solo e tempo de exposição ao fogo. Depois da queima, o regime climático, as características geomorfológicas do espaço afectado e a severidade de fogo ocorrida, determinarão a magnitude espacial e temporal do seu impacto nos recursos hídricos. Estas especificidades também são determinantes para os efeitos, pós-incêndio florestal.

Ao contrário das queimas controladas, as investigações realizados sobre os efeitos dos incêndios florestais nas reservas hídricas, apontam sempre um grande aumento da quantidade de iões em suspensão (LATHROP JR, 1994; HAUER e SPENCER, 1998; MALMER, 2004; NEARY *et al*., 2005 ENTRE OUTROS), devido à intensa mineralização da matéria orgânica, que disponibiliza uma grande quantidade de elementos para transporte.

Os impactos do fogo numa queima ou incêndio florestal, são bastante heterogéneos, mesmo a uma escala espacial reduzida. As características da vegetação e a temperatura a que é sujeita, são as variáveis que mais influenciam o tipo e quantidade de nutrientes disponíveis para transporte, que é variável entre espécies, como apontam alguns estudos (SOTO e DIAZ-FIERROS, 1991; BLANK *et al.,* 1996; GRAY e DIGHTON, 2006).

Recolher cinzas em queimas controladas geradas a uma determinada temperatura é uma tarefa impossível de realizar, porque as temperaturas a que a vegetação é submetida durante um fogo real, dependem das características biofísicas do meio que são bastante variáveis no espaço e no tempo. Neste sentido, as simulações de incêndio em ambiente de laboratório, submetendo folhas a temperaturas exactas, são importantes e podem ser um bom método para entender os impactes das temperaturas na libertação de solutos e severidade de fogo ao longo de um gradiente de temperatura.

O objectivo deste trabalho é através de uma análise de *clusters*, relacionar a libertação de iões, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Potássio (K), Alumínio (Al), Manganésio (Mn), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Sílica (SiO_2), Pentóxido de Fósforo (P_2O_5), pH, condutividade eléctrica (EC)

entre as temperaturas de 150º, 200º, 250º, 300º, 350º, 400º, 450º, 500º e 550ºC, que podem ocorrer durante queimas controladas e incêndios florestais. As espécies seleccionadas para este estudo foram o *Quercus suber* (QS), *Quercus robur* (QR) e *Pinus pinea* (PP).

A exposição da matéria orgânica a temperaturas elevadas provoca a perda de nutrientes por volatilização. No entanto, no gradiente temperatura considerado, a probabilidade de vaporização dos elementos em estudo é bastante reduzida, existindo apenas a possibilidade de serem evacuados por convecção das cinzas, que em condições de laboratório é muito baixa.

As perdas directas dos elementos em estudo para atmosfera ocorrem a temperaturas bastante elevadas. No Ca a (>1240ºC, Mg (>1107ºC), Na (>880ºC), Al (>2467ºC), Mn (>1962ºC), Fe (>3000ºC), Zn (>907ºC), SiO_2 (>2230ºC), P_2O_5 (>774ºC) (RAISON *et al*., 1985a,b; WEAST, 1988). Neste sentido, grande parte dos nutrientes permanecem incorporados nas cinzas.

Materiais e métodos

Área de estudo

As amostras das espécies em estudo foram recolhidas em solo florestal, durante a Primavera/Verão de 2007 na cordilheira montanhosa das Gavarras, localizada no nordeste da Península Ibérica (Catalunha), a 41º87'N e 2º92'E (Figura 1) e são as dominantes no ecossistema. O substrato geológico é maioritariamente composto por granitos de estrutura frágil (ÚBEDA *et al*., 1998), o clima é Mediterrâneo sub-húmido, com uma temperatura média anual de 13,9ºC e uma precipitação média total de 768,3 mm e segundo a FAO, (2006) os solos são classificados como *Luvisols*. O bosque onde foram recolhidas as amostras, integra a associação fitossociológica *Quercetum ilicis galloproviciale,* segundo BOLOS (1962) e é composta maioritariamente por *Quercus suber*, mas onde se encontram exemplares de *Quercus ilex, Quercus robur, Pinus pinea* e *Pinus pinaster*.

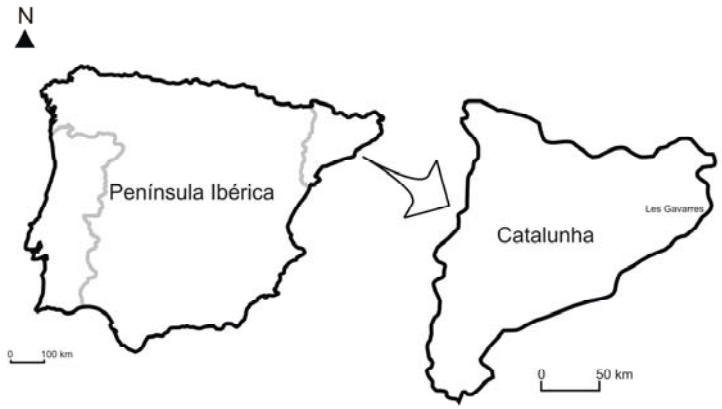


Figura 1 – Localização da área de estudo

Recolha das amostras e análises químicas

As folhas depois de recolhidas da manta morta do solo florestal, foram levadas para o laboratório, onde foram seleccionadas e separadas de folhas de outras espécies e pequenos troncos. Subsequentemente, procedeu-se à sua limpeza com água destilada para remoção das impurezas e em seguida, deixaram-se a secar durante 24 horas à temperatura ambiente. Depois de secas, as amostras foram sujeitas às temperaturas em recipientes de porcelana (contendo ± 4 gramas de amostra em cada recipiente) no forno (Dinko Mod.D – 61-D) durante duas horas, tempo de exposição também utilizado em outros estudos (GRAY e DIGHTON, 2006). O pH e a EC das cinzas foi estimado misturando 6 gramas de amostra e 36 ml de água destilada durante 2 horas, com o misturador *variomag poly*. Posteriormente, a solução gerada foi filtrada no filtrador Millipore, 220/240 Volts, 50 HZ, com filtros Whatman, QMA, 4,7 cm e o pH foi medido com o pH meter Crisol GLP 22 e a EC com o Hanna instruments HI 8820 N. Para determinar a presença dos elementos maioritários, minoritários e SiO_2, foi criada uma solução de 1 grama de cinza com 40 ml de água destilada (1:40), misturada durante 24 horas. Subsequentemente, a solução foi filtrada com filtros Whatman, de malha 0,45 μm e a presença dos iões em estudo foi estimada através de espectrometria de massa com plasma (ICP-MS), com o espectrómetro PerkinElmer, model Elan-6000 e espectrometria de emissão óptica com o espectrómetro PerkinElmer Optima 3200 RL. O P_2O_5, em solução foi analisado de acordo com o método de Olsen Gray (OLSEN *et al*., 1954).

Análise estatística

A análise de *clusters* é uma técnica exploratória de análise multivariada que permite a agregação de variáveis em grupos homogéneos consoante o seu grau de semelhança. No presente estudo, pretende-se relacionar a quantidade de iões, pH e EC libertados pelas cinzas geradas nas temperaturas em estudo, nas três espécies e observar as suas diferenças. Na análise de *clusters* foi aplicada o método hierárquico, *Joining tree* e como medida de semelhança, o coeficiente de correlação de Pearson 1–r, que agrega as variáveis no dendograma segundo este coeficiente. Como estratégia de agrupamento hierárquico de *clusters*, empreendeu-se o método de maior distância, *Complete linkage* ou *farthest-neighbor*, que se baseia no principio de que depois de gerado o primeiro *cluster*, a distância deste relativamente aos restantes é calculada a partir da maior das distâncias de todos os elementos que compõem o *cluster* 1 a cada uma das restantes variáveis (MAROCO, 2003). A linha de corte para formação de grupos, foi traçada à distância de 0,15.

Para observar a evolução e diferença das distâncias de ligação nas três espécies – obtidas da análise de *clusters* – com o gradiente de temperatura, foi elaborado um gráfico de três dimensões que relaciona a distância de 150ºC (a mais reduzida) com as restantes. O grau de relação entre as espécies foi analisado através do coeficiente de correlação de Pearson e consideradas as correlações como significativas a um $p<0,05$.

Posteriormente, no sentido de identificar o comportamento e variabilidade das distâncias de ligação entre todas as temperaturas – calculadas

na análise de *clusters* – foram analisadas algumas estatísticas descritivas, Média ($\mathbf{M_d}$), Mediana ($\mathbf{M_m}$), Máximo ($\mathbf{M_x}$), Mínimo ($\mathbf{M_n}$), Variância ($\mathbf{V_{ar}}$), Desvio padrão ($\mathbf{D_p}$), Skewness ($\mathbf{S_K}$) e Kurtosis ($\mathbf{K_{ur}}$) e observada a distribuição dos valores das distâncias através de curvas de Gauss. A normalidade das distribuições foi observada aplicando o teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO e WILK, 1965), assumindo a distribuição como normal a um $p > 0,05$. Dado que nenhuma das distribuições cumpriu os critérios da normalidade, para identificar a existência de diferenças significativas entre as distribuições, utilizou-se o teste não paramétrico *Wilcoxon matched pairs test*, que efectua uma comparação entre as medianas de cada distribuição, considerando as diferenças significativas a um $p < 0,05$.

Resultados e discussão

Ao observar as figuras 2 a, b e c, verifica-se que a relação entre as temperaturas é diferente em cada espécie e que pode ser observada através das distâncias entre ligações e nas temperaturas que integram cada grupo. Esta diversidade na relação entre temperaturas é uma consequência das diferentes vulnerabilidades da manta morta de cada espécie ao impacte das temperaturas, particularmente das mais elevadas. Os diferentes efeitos das temperaturas têm consequência no tipo e quantidade de elementos libertados em solução pelas cinzas. Inclusivamente, a composição iónica das soluções geradas à mesma temperatura é bastante divergente entre as espécies (PEREIRA, 2007). THOMAS *et al*. (2000), depois de um incêndio em duas florestas diferentes – *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus* – observaram que a libertação do P e K de troca pelas cinzas produzidas era bastante diferente. Resultados semelhantes também foram encontrados por GRAY e DIGHTON (2006) no estudo da libertação de solutos (Ca, Mg e K) de cinzas de diferentes espécies, geradas em laboratório ao longo de um gradiente térmico.

A linha de corte identificou no dendograma de cada espécie 3 grupos. O primeiro, classificado de "impacte reduzido", o segundo de "impacte médio" e o terceiro de "impacte elevado" (figuras 2 a, b e c). No dendograma do QS, o primeiro grupo é composto pelas temperaturas de 150º, 200º, 250º, 300º, 350º e 400ºC, o segundo pela de 450ºC e o terceiro pelas de 450º e 500ºC. Relativamente ao QR, fazem parte do primeiro grupo as temperaturas de 150º, 200º, 250º, 300º, 350ºC, o segundo pela de 400ºC e o terceiro pelas de 450º, 500 e 550ºC. Por último, no dendograma do PP, as temperaturas que integram o primeiro grupo são 150º, 200º, 250º, 300º, 350ºC, o segundo, 400º e 450ºC e o terceiro pelas de 500 e 550ºC. Verifica-se que o impacto das temperaturas na libertação de solutos é menos variável nas soluções geradas com as cinzas do QS, em relação às outras espécies, devido aos valores mais baixos das distâncias entre temperaturas (maior correlação). Por outro lado, os efeitos das temperaturas são mais reduzidos em comparação com os solutos libertados pelas cinzas do QR e PP, porque o grupo de "impacte reduzido" no dendograma do QS é composto por temperaturas mais elevadas (150º-400ºC), ao passo que nos das restantes espécies, a amplitude de temperaturas é menor, entre os 150-350ºC.

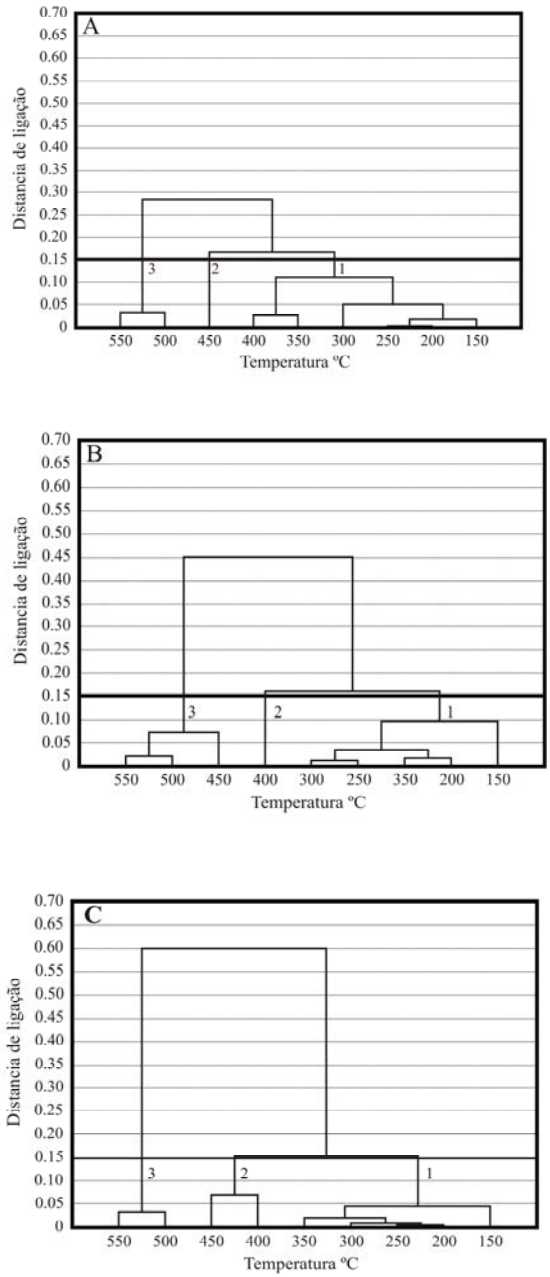


Figura 2 – Dendograma de associação das temperaturas de acordo com as variáveis consideradas no modelo. a) *Quercus suber*, b) *Quercus robur*, c) *Pinus pinea*. Linha horizontal a negrito, delimita as classes

Considerando todas as espécies, a variabilidade de libertação de elementos a temperaturas mais baixas não é substancial, aumentando com a temperatura, principalmente nas temperaturas que integram os grupos 2 e 3. Este facto, é uma consequência dos valores elevados e heterogéneos entre temperaturas de pH e EC após os 350ºC no QR e PP e 400ºC no QS. A partir dos 400ºC a degradação térmica das folhas é mais elevada devido a formação de cinzas com $CaCO_3$, – especialmente na segunda espécie –, que pode ter implicações na concentração de iões em solução – captura de elementos em suspensão, nas suas superfícies, e especialmente em soluções com pH mais elevados – e é um indicador de uma elevada severidade das temperaturas nas propriedades físicas e químicas das cinzas (ULERY *et al*., 1993; BRADY *et al*., 1999; WOLTERS *et al*., 2004; GOFORTH *et al*., 2005; PEREIRA, 2007). No entanto, este processo de adsorsão ou precipitação de elementos nas superfícies do $CaCO_3$ é complexo e depende do tipo de superfícies e valência dos elementos e por isso é selectivo. Quanto mais elevada for a valência, maior a atracção exercida pelas superfícies de $CaCO_3$ (COMANS e MIDDELBURG, 1987; EL-KORASHY, 2003; ETTLER *et al*., 2006; ENTRE OUTROS). A maior vulnerabilidade da manta morta do PP às temperaturas pode ser uma consequência das propriedades químicas das suas folhas, mais ricas em óleos, resinas e outros componentes inflamáveis e neste sentido, revela em relação às outras espécies, uma menor resistência às temperaturas. Valores elevados de pH e EC nas temperaturas mencionadas, também foram observados por IGLESIAS *et al.* (1997) em cinzas de *Quercus pyrenaica* e *Juniperus oxycedrus*, HENIG-SEVER *et al.* (2001), em cinzas de *Pinus halepensis* e QUINTANA *et al.* (2007) em cinzas de *Juniperus thurifera*. A presença de $CaCO_3$ a temperaturas superiores a 400ºC em cinzas de madeira, também foi identificada em outros estudos, ETIÉGNI e CAMPBELL (1991), MISRA *et al*. (1993) e LIODAKIS *et al*. (2005).

A distância de ligação entre as temperaturas aumenta quase exponencialmente, particularmente no PP. Este incremento, pode ser observado ao cruzar a distância entre a temperatura de 150ºC e as restantes (Figura 3). Verifica-se que considerando todas as espécies, as distâncias de ligação em relação à temperatura de exposição mais baixa, são reduzidas entre os 200º e 350º, tornando-se substanciais a partir dos 400ºC. Quanto mais elevada a temperatura de exposição, maior a diferença na composição iónica das soluções em relação à mais reduzida (150ºC). O coeficiente de correlação entre as espécies é bastante significativo QS *vs* QR 0,92 $p<0,001$, QS *vs* PP 0,82 $p<0,01$, QR *vs* PP 0,76 $p<0,05$.

Ao observar os resultados das estatísticas descritivas dos valores das distâncias entre todas as temperaturas em cada espécie (Quadro 1), verifica-se que a variabilidade e a média das distâncias, é mais elevada entre as temperaturas do PP e menores em QS. Relativamente à $\mathbf{S_K}$, verifica-se que na distribuição os valores se concentram principalmente abaixo da média, particularmente no PP, onde também são observados os valores mais distribuídos (figura 4). A comparação entre medianas de cada distribuição indica que não existem diferenças significativas entre elas a um $p<0,05$.

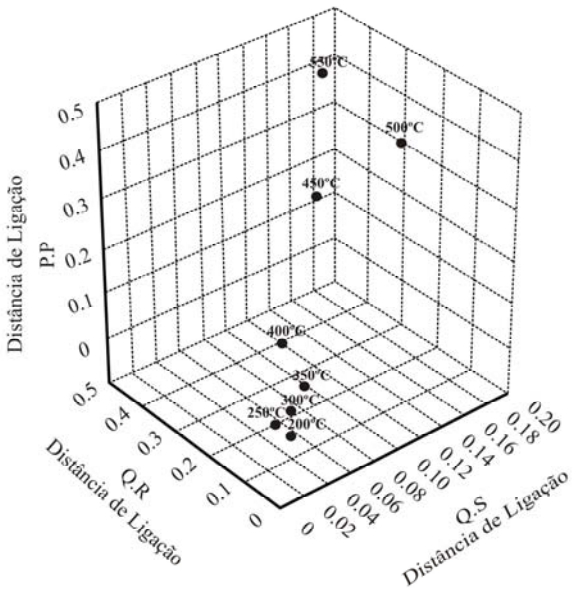


Figura 3 – Gráfico 3D da relação entre a distância das temperaturas (200º, 250º, 300º, 350º, 400º,450º, 500º e 550º) à temperatura de 150ºC nas espécies em estudo (*N*=8)

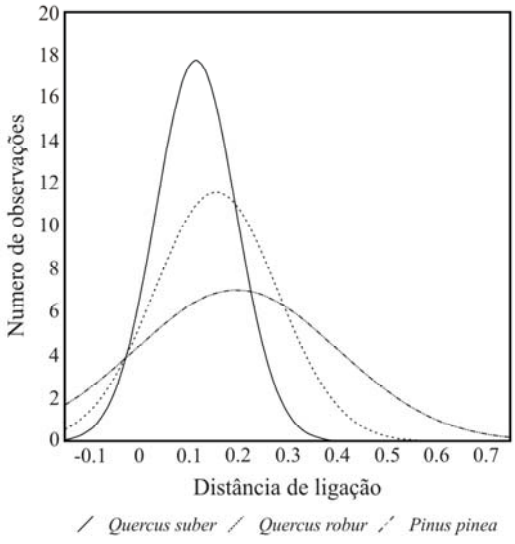


Figura 4 – Curvas de Gauss da distribuição dos valores das distâncias entre todas as temperaturas nas espécies em estudo

Quadro 1 – Algumas estatísticas descritivas das distâncias de ligação entre todas as temperaturas em estudo para cada espécie

	N	M_d	M_m	M_x	M_n	V_{ar}	D_p	S_K	K_{ur}
QS	**36**	0,114	0,115	0,285	0,003	0,007	0,081	0,490	-0,718
QR	**36**	0,155	0,124	0,451	0,010	0,015	0,124	0,587	-0,753
PP	**36**	0,195	0,097	0,600	0,003	0,041	0,204	0,802	-0,876

Conclusão e aplicabilidade do estudo

O presente estudo efectuado em laboratório permitiu concluir que:

A simulação de incêndios em laboratório e a análise de *clusters* efectuada, são bons métodos para compreender os efeitos das temperaturas na libertação de solutos a determinados valores, a relação, variabilidade entre elas e a diferença entre espécies.

A libertação de iões e a sua amplitude ao largo das temperaturas, é diferente entre espécies, provavelmente devido à desigual vulnerabilidade da manta morta às temperaturas, que é maior no PP e menor no QS.

O modelo aplicado, permite identificar que os impactes são homogéneos até 400ºC no QS e 350ºC no QR e PP. A partir destas temperaturas, aumentam e são mais variáveis, devido ao aparecimento de $CaCO_3$ nas cinzas geradas e de valores mais elevados de pH e EC das soluções, especialmente nas cinzas do PP.

A distância de ligação entre os *clusters*, aumenta com a temperatura de exposição e como consequência a variabilidade nas variáveis consideradas.

No local onde foram recolhidas as amostras e na eventualidade da aplicação de uma queima controlada de temperatura reduzida, a variabilidade na dissolução de solutos provavelmente não será relevante, aumentando no caso de ocorrência de um incêndio, dado que as temperaturas são bastante mais elevadas.

As futuras investigações irão no sentido de observar se as cinzas produzidas em laboratório apresentam as mesmas características das cinzas reais, de queimas controladas e incêndios reais que afectem florestas dominadas pelas espécies estudadas.

Agradecimentos

Este estudo foi suportado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia Espanhol, projecto: CGL2006-11107-C02--02/BOS "Avaliação da qualidade dos solos mediterrâneos afectados pelo fogo, a médio e largo prazo" e Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER). Os autores agradecem também aos Serveis Cientifico-Tècnics da Universidade de Barcelona e a ajuda importante da Dra. Liliane Morais pela tradução de Francês.

Bibliografia

BÊCHE, L.A., STEPHANS, S.L., RESH, V.H., 2005. Effects of prescribed fire on Sierra Nevada (California, USA) stream and its riparian zone. *Forest Ecology and Management* **218**: 37-59.

BLANK, R.R., ALLEN, F.L., YOUNG, J.A., 1996. Influence of simulated burning of soil--litter from low sagebrush, squirreltail, cheatgrass and Mesusahed on water soluble anions and cations. *International Journal of Wildland Fire* **6**(3): 137-143.

BOLOS, O.C., 1962, El paisaje vegetal Barcelonés. *Universidad de Barcelona*, Barcelona, 192 pp..

BRADY, P.V., PAPENGUTH, H. W., KELLY, J.W., 1999. Metal sorption to dolomite surfaces. *Applied Geochemistry* **14**: 569-576.

BRITTON, D.L., 1991. Fire and the chemistry of a South African mountain stream. *Hydrobiologia* **218**: 172-192.

COMANS, R.N.J., MIDDELBURG, J.J., 1987. Sorption of trace metals on calcite: Applicability of the surface model precipitation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **51**: 2587-259.

DAVIES, E.A., 1989. Prescribed fire in Arizona chaparral: Effects on stream water quality. *Forest Ecology and Management* **26**: 189-206.

DEBANO, L.F., NEARY, D.G., FFOLLIOTT, F., 1998. Fire effects on Ecosystems. John Willey and Sons. New York, 333 pp..

EL-KORASHY, S.A., 2003. Studies on divalent ion uptake of transition metal cations by calcite through crystallization and cation exchange process. *Journal of Material Science* **38**: 1709-1719.

ELLIOTT, K.J., VOSE, J.M., 2005. Initial effects of prescribed fire on quality of soil solution and streamwater in Southern Appalachian Mountains. *Southern Journal of Applied Forestry* **28**(1): 5-15.

ETIÉGNI, L., CAMPBELL, A.G., 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresourse Technology* **37**: 173-178.

ETTLER, V., ZELENA, O., MIHALJEVIC, M., SEBEK, O., STRNAD, L., COUFAL, P., BEZDICA, P., 2006. Removal of trace elements from landfill leachate by calcite precipitation. *Journal of Geochemical Exploration* **88**: 28-31.

FAO, 2006. World reference base for soil resources 2006. *A framework for international classification and communication* 103 pp.

GIMENO-GARCIA, V., ANDREU, V., RUBIO, J.L., 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous and cations in soil as result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* **51**: 201-210.

GOFORTH, B.R., GRAHAM, R.C., HUBBERT, K.R., ZANNER, C.W., MINNICH, R.A., 2005. Spatial distribution and properties of ash and thermally altered soils after high--severity forest fire. southern California. *International Journal of Wildland Fire* **14**: 343-354.

GRAY, D.M., DIGHTON, J., 2006. Mineralization of forest litter nutrients by heat and combustion. *Soil Biology & Biochemistry* **38**: 1469-1477.

HAUER, R.F., SPENCER, C.N., 1998. Phosphorus and Nitrogen dynamics in streams associated with wildfire: A study of immediate and longterm effects. *International Journal of Wildland Fire* **8**(4): 183-198.

HENIG-SEVER, N., POLIAKOV, D., BROZA, M., 2001. A novel method for estimation of wild fire intensity based on ash pH and soil microarthropod community. *Pedobiologia* **45**: 98-106.

IGLESIAS, T., CALA, V., GONZALEZ, J., 1997. Mineralogical and chemical modifications in soils affected by a forest fire in the Mediterranean area. *The science of the total environment* **204**: 89-96.

LATHROP JR, R.G., 1994. Impacts of the 1988 wildfires on the water quality of Yellowstone and Lewis Lakes, Wyoming. *International Journal of Wildland Fire* **4**(3): 169-175.

LIODAKIS, S., KATSIGIANNIS, G., KAKALI, G., 2005. Ash properties of some dominant Greek forest species *Termochimica. Acta* **437**: 158-167.

MALMER, A., 2004. Streamwater quality as affected by wild fires in natural and manmade vegetation in Malaysian Borneo. *Hydrological Processes*. **18**: 853-864.

MAROCO, J., 2003. *Análise estatística com utilização do SPSS*. Edições Silabo, Lisboa, 508 pp..

MISRA, M.K., RAGLAND, K.W., BAKER, A.J., 1993. Wood ash composition as function of furnace temperature. *Biomass and Bioenergy* **4**(2): 103-116.

NEARY, D.G., KLOPATEK, C.C., DEBANO, L.F., FFOLLIOT, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review synthesis. *Forest Ecology and Management* **122**(1-2): 51-71.

NEARY, D.G., RYAN, K.C., DEBANO, L.F. (editors). 2005. Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soils and water. General Technical Report RMRS-GTR- 42-volume 4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 pp..

OLSEN, S.R, COLE, C.V., FRANK, S.W., DEAN, L.A., 1954. Estimation of available Phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular Nº 939. (US Government Printing Office: Washington, D.C) 19 pp..

PEREIRA, P., 2007. Efeito das diferentes intensidades de fogo no Carbono e Nitrogénio total e libertação de solutos (Catiões e SiO_2) da manta morta das florestas de *Quercus suber, Quercus robur* e *Pinus pinea. Dissertação apresentada à Universidade de Barcelona para a obtenção do Diploma de Estudos avançados* 184 pp.

QUINTANA, J.R., CALA, V., MORENI, A.M., PARRA, J.G., 2007. Effect of heating on mineral components of the soil organic horizon from a Spanish juniper (*Juniperus thurifera* L.) woodland. *Journal of arid environments* **71**: 45-56.

RAISON, R.J., KHANNA, P.K., WOODS, P.V., 1985a. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research* **15**: 132-140.

RAISON, R.J., KHANNA, P.K., WOODS, P.V., 1985b. Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian sub-alpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research* **15**: 657-664.

SHAPIRO, S., WILK, M., 1965. An analysis of variance test for normality. *Biometrika* **52**: 591-611.

SOTO, B., DIAZ-FIERROS, F., 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland* **3**(4): 207-216.

THOMAS, A.D., WALSH, R.P.D., SHAKESBY, R.A., 2000. Solutes in overland flow follwing fire in Eucalyptus and pine forests, northern Portugal. *Hydrological processes* **14**: 97-985.

ÚBEDA, X., REINA, L., SALA, M., 1998. Cuantificación de la erosión en un camino forestal de un bosque típico mediterráneo de *Quercus suber*. *Norba. Revista de Geografía* **10**: 185-196.

ULERY, A.L., GRAHAM, R.C., AMRHEIM, C., 1993. Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science* **156**(5): 358-364.

VOSE, J.M., LASETER, S.H., SUN, G., MCNULTY, S.G., 2005. Stream nitrogen responses to fire in the southeastern U.S. *In:* Zhu Z, Minami K, Xing G (eds) *3rd International Nitrogen Conference*. Nanjing, China, pp. 577-584.

WEAST, R.C., 1988. *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press, Boca Raton, FL.

WILLIAMS, M.R., MELACK, J.M., 1997. Effects of prescribed burning and drought on the solute chemistry of mixed conifer forest streams of Sierra Nevada, California. *Biogeochemistry* **39**: 225-253.

WOLTERS, M., CHARLET, L., VAN CAPPELLEN, P., 2004. The surface chemistry of carbonates, a new approach. In: *Water–Rock Interaction*, Balkema, pp. 781-784.

Entregue para publicação em Julho de 2008
Aceite para publicação em Março de 2009