

Pinus sylvestris L. de Origem Autóctone em Portugal: Crónica de uma Reaparição Anunciada?

Almeida, L.R. e Fernandes, M.M.

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias.
Departamento Florestal. Apartado 1013, 5001-801 VILA REAL

Resumo. A ocorrência de exemplares autóctones de *Pinus sylvestris* L. (pinheiro-silvestre) em Portugal Continental tem sido objecto de controvérsia inconclusiva. Os dados paleoecológicos disponíveis testemunham a ocorrência desta espécie em diversos locais compreendidos actualmente no território português, desde o Plioceno, ao longo da glaciação de Würm e no Pós-glaciar holocénico, nomeadamente em lignites de Leiria, areias eólicas de Espinho (29600 BP), em turfeiras das serras da Estrela e Gerês (20500-1000 BP), e em estações arqueológicas no Norte e Centro de Portugal cuja actividade remonta ao período compreendido entre o Paleolítico Superior (25000 BP) e a ocupação romana (136 a.C.).

No NW de Portugal, a serra do Gerês é recorrentemente mencionada como o reduto onde será possível encontrar ainda hoje exemplares de *Pinus sylvestris* de origem espontânea. Porém, as primeiras tentativas de (re)introdução desta espécie e o repovoamento florestal realizado desde o séc. XIX, com recurso a material vegetal alóctone, têm suscitado dúvidas sobre a localização de eventuais exemplares autóctones remanescentes. Caso existam, serão estes pinheiros-silvestres um testemunho vivo da regressão pós-glaciária da espécie no extremo ocidental da sua área de distribuição natural?

No presente trabalho faz-se uma recensão diacrónica dos dados respeitantes à presença de *Pinus sylvestris* em Portugal, em trabalhos de paleoecologia e em referências documentais desde o séc. XVIII. Apresentam-se também os resultados de um reconhecimento realizado na serra do Gerês em 2008, com registo da localização, dados biométricos e idade provável dos exemplares adultos encontrados.

Com os dados obtidos discute-se a possibilidade destes exemplares serem remanescentes de uma população autóctone de *Pinus sylvestris*, e apresentam-se propostas para uma estratégia de conservação deste património biogenético.

Introdução

A existência de uma população remanescente de *Pinus sylvestris* L. de origem autóctone em Portugal, localizada na serra do Gerês, tem alimentado uma discreta polémica ao longo de mais de um século. Esta árvore pioneira, descrita por Lineu em 1753, é considerada a espécie do género *Pinus* com maior área de distribuição natural (Figura 1), ocorrendo numa vasta faixa geográfica com latitude compreendida entre 37° e 70°N, e longitude entre 8°W e 141°E, estendendo-se ao longo de mais de 14.000 km entre a Península Ibérica e o Este da Sibéria (BLANCO CASTRO *et al.*, 1997; BORATYNSKI, 1991).

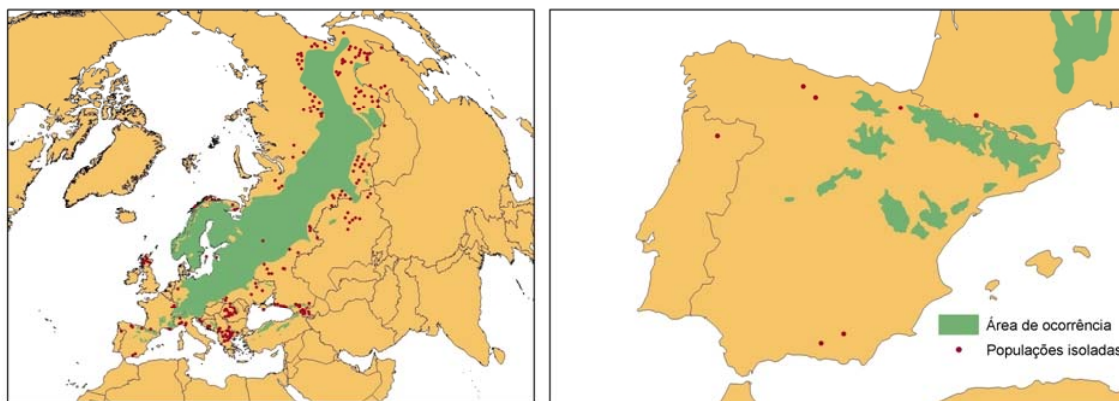


Figura 1 - Distribuição global e ibérica de *Pinus sylvestris* L. Adaptado de EUFORGEN (2007)

Foram reconhecidas mais de 150 variantes morfológicas desta espécie, com ampla valência ecológica quanto ao tipo de substrato em que vegetam, aos andares altimétricos em que ocorrem e às condições meteorológicas extremas que conseguem suportar (FRANCO, 1986; MÁTYÁS *et al.*, 2004). Em termos paleoecológicos, a presença de *Pinus sylvestris* na Europa está registada desde o Terciário, tendo a sua distribuição sofrido contínuas variações em latitude e altitude durante os ciclos glaciais e interglaciais do Pleistoceno e do Pós-glacial holocénico (BIRKS, 1989; WILLIS *et al.*, 1998), ocupando actualmente importantes áreas no Centro e Norte da Europa. Na Região Mediterrânica a sua ocorrência é fragmentada e confina-se às montanhas mais elevadas, atingindo o seu limite meridional na Sierra Nevada e na Sierra de Baza, 1991; em Espanha (BORATYNSKI, 1991; HÓDAR, 2003).

Neste contexto, a população de *Pinus sylvestris* da serra do Gerês, no extremo mais ocidental da sua área de distribuição natural, pode representar um testemunho vivo da regressão da espécie após o final da glaciação de Würm, adquirindo particular significado biogeográfico e biogenético. No entanto, a origem autóctone desta população nunca foi cabalmente esclarecida, sendo a confirmação de tal hipótese dificultada pela introdução de material vegetal alóctone em acções de repovoamento florestal.

O presente trabalho pretende contribuir para esclarecer a hipótese da sobrevivência de uma população autóctone de *Pinus sylvestris* na serra do Gerês, através da recensão diacrónica de dados paleoecológicos e da informação histórica sobre a ocorrência desta espécie em Portugal. Os resultados preliminares do reconhecimento de uma população remanescente desta espécie na serra do Gerês são apresentados, discutindo-se a possibilidade de tal população ter origem autóctone. Esperamos assim abrir caminho para um trabalho de investigação mais aprofundado sobre a existência de uma população autóctone de *Pinus sylvestris* em Portugal e sobre eventuais medidas de gestão que promovam a conservação deste património biogenético.

Metodologia

A pesquisa de informação paleoecológica e de informação histórica sobre a ocorrência de *Pinus sylvestris* em Portugal e na serra do Gerês foi realizada através de consulta em bibliotecas públicas, nomeadamente a da UTAD (Vila Real) e a do Parque Nacional da Peneda Gerês (Braga), a Biblioteca Pública de Braga, a Biblioteca Municipal de Terras do Bouro, a Biblioteca Pública do Porto e a da Autoridade Florestal Nacional (Lisboa). Foi também

consultada a biblioteca particular do Eng.º José Neiva Vieira. Foram ainda consultadas bibliotecas digitais *online*, nomeadamente a Biblioteca do Conhecimento Online (<http://www.b-on.pt>), a Biblioteca Digital de Botânica da Universidade de Coimbra (<http://bibdigital.bot.uc.pt/>), o Fundo Antigo da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (<http://www.fc.up.pt/fa/>), a Biblioteca Digital do Real Jardín Botánico de Madrid (<http://bibdigital.rjb.csic.es/>) e Google Livros (<http://books.google.pt/>).

O trabalho de campo foi planeado com auxílio do esboço cartográfico dos núcleos remanescentes de *Pinus sylvestris* na serra do Gerês com suposto carácter autóctone, efectuado por GAMA (2007), e com consulta de imagens aéreas (Ortocartas IGP/DGRF de 2004/5) dos locais de ocorrência recorrendo ao *software* Google Earth. Para reconhecimento no terreno dos exemplares remanescentes foi seleccionado o núcleo da ribeira da Dola/ribeira da Biduiça, na freguesia de Outeiro, concelho de Montalegre. Na deslocação efectuada em Novembro de 2008 foram registadas coordenadas, com recurso a GPS, de grupos de árvores, exemplares isolados e de locais com regeneração natural de *Pinus sylvestris*. Foram fotografados exemplares com características morfológicas longevas e efectuados registos biométricos, nomeadamente diâmetro na base e à altura do peito, altura total e da base da copa. Para determinação da idade, foram recolhidas amostras do tronco em 3 exemplares com verruma de Pressler, das quais uma foi posteriormente processada no Laboratório de Produtos Florestais da UTAD.

Resultados

Abordagem paleoecológica

O primeiro trabalho em que é registada a presença ancestral de *Pinus sylvestris* em Portugal é o de Osvald Heer, que em 1880 identifica várias pinhas desta espécie, provenientes de lignites pliocénicas de Marrazes e Boa Vista (Leiria) (DAVEAU, 1894). A presença da espécie em grande parte do território português foi sendo depois confirmada por dados paleopalinológicos (TEIXEIRA, 1944; BELLOT RODRIGUEZ, 1950; SILVA, 1979; JANSSEN & WOLDRINGH, 1981; PAIS, 1989; MATEUS, 1992; VAN DER KNAAP e VAN LEEUWEN, 1997), não obstante a reserva com que estes dados devem ser interpretados, dada a capacidade de dispersão do pólen e a dificuldade de identificação exacta. Porém, resultados mais recentes do estudo de carvões macrofósseis em sítios arqueológicos vieram confirmar a ampla presença espacial e temporal da espécie em Portugal (FIGUEIRAL & CARCAILLET, 2005).

Apresentam-se no Quadro 1 as principais referências paleoecológicas relativas à presença de *Pinus sylvestris* em Portugal. O padrão cronológico de declínio da espécie baseado nos paleoregistros do seu pólen e agulhas é análogo ao dos registos antracológicos mencionados, apontando para uma redução contínua da sua área de ocorrência em Portugal ao longo do tempo, em direcção ao NW de Portugal.

Para maior detalhe acerca deste tipo de registos para Portugal e para o Noroeste da Península Ibérica destacam-se as revisões efectuadas por DAVEAU (1988), MUÑOZ SOBRINO *et al.* (2001) ou FIGUEIRAL & CARCAILLET (2005).

Quadro 1 - Principais referências paleopalinológicas e antracológicas relativas à presença de *Pinus sylvestris* L. em Portugal

PERÍODO/DATAÇÃO	LOCAL	REFERÊNCIA
Plioceno/Pleistoceno Inferior 5,3Ma–1,5Ma/1,8Ma–800000Bp	Folhas e pinhas em lignites de Marrazes e Boa Vista - Leiria	Osvold Heer (1880) <i>cit in.</i> Daveau (1894); Teixeira (1944)
Pleistoceno 29 600 – 16 800 BP	Troncos fossilizados em areias eólicas de Espinho (29600 BP)	Granja & Carvalho (1995)
Paleolítico superior 28 000 –10000 BP	Registos antracológicos em Pombal	Figueiral & Carcaillet (2005)
11200-12000 BP	Registo polínico na serra da Estrela	Pais (1989)
Holoceno	Registos polínicos na serra do Gerês	Bellot-Rodriguez (1950); Ramil Rego <i>et al.</i> (1993)
Holoceno	Registo polínico na Lagoa Travessa - Grândola (costa alentejana)	Mateus (1992)
11000 a 12000 BP	Agulha de Pinus tipo sylvestris e estomas de Pinus na serra da Estrela	van der Knaap & van Leewen (1997)
Epipaleolítico/Mesolítico 10000- 6500 BP	Registos antracológicos em Rio Maior e São João da Pesqueira	Figueiral & Carcaillet (2005)
Neolítico 6500 – 4400 BP	Registos antracológicos na Estremadura e em Trás-os-Montes e Alto Douro	Figueiral & Carcaillet (2005)
Calcolítico/Idade Bronze 4400 - 2000 BP	Registos antracológicos em Chaves e Miranda do Douro	Figueiral & Carcaillet (2005)
1200-1000 BP	Registo polínico na serra do Gerês	Coudé-Gaussen & Denéfle (1980)
Idade do Ferro - Romano 2700 – séc. IV	Registos antracológicos em Miranda do Douro e Póvoa do Varzim	Figueiral & Carcaillet (2005)

Abordagem histórica: referências documentais

A eventualidade de uma população autóctone de *Pinus sylvestris* ter sobrevivido até tempos modernos no território português foi documentada pela primeira vez de forma circunstanciada no final do final do séc. XIX. Durante o levantamento da carta florestal da serra do Gerês, em 1894, o silvicultor António Mendes de Almeida encontrou diversos exemplares desta espécie na parte oriental da serra, em locais elevados de difícil acesso, vegetando isoladamente ou formando pequenos núcleos, incluindo árvores com idade estimada em cerca de 100 anos, cuja identificação foi confirmada pelo botânico António Xavier Pereira Coutinho (ALMEIDA, 1894; ALMEIDA, 1895; COUTINHO, 1913) e prontamente aceite por outros botânicos contemporâneos (DAVEAU, 1894; HENRIQUES, 1896). A inquirição das pessoas mais idosas da população de Cabril (Montalegre), em cujo termo se encontravam os pinheiros-silvestres, permitiu confirmar que tais árvores sempre ali teriam existido, não constando que alguma vez houvessem sido semeadas. Este facto, até então "*completamente desconhecido de todos os*

botanicos e florestaes nacionaes e estrangeiros" foi considerado por Mendes de Almeida de "alta importancia florestal" devido ao potencial utilitário do pinheiro-silvestre, e à possibilidade de arborizar com esta espécie as serras portuguesas acima de 1100 m (ALMEIDA, 1894; ALMEIDA, 1895).

À data da descoberta de Mendes de Almeida, *Pinus sylvestris* não era, porém, uma árvore completamente desconhecida em Portugal: há registos da sua introdução em alguns locais durante o séc. XIX, nomeadamente na serra do Marão, onde em 1800 foi instalado um pinhal com semente possivelmente importada do Norte da Europa (SILVA, 1815). A existência deste pinhal levantou a hipótese de a população de *Pinus sylvestris* da serra do Gerês, aparentemente autóctone, poder ter resultado de uma antiga sementeira, o que foi investigado por Tude de Sousa, regente florestal do Gerês entre 1904 e 1915, com a colaboração do botânico Gonçalo Sampaio, não se chegando contudo a uma conclusão definitiva (SOUSA, 1918). Porém, é o próprio Tude de Sousa o primeiro a fazer referência à memória paroquial de Campo de Gerês, um documento manuscrito do séc. XVIII, redigido em 1758 pelo abade Custódio José Leite, no qual se assinala a existência na serra de "*alguns pinheiros que nam são dos mansos nem dos que chamamos bravos, pois criam huma folha muinto miuda*" (SOUSA, 1926; CAPELA, 2001).

Não obstante a importância atribuída à população considerada autóctone, a espécie começou a ser plantada no perímetro florestal do Gerês em 1897/1898 com semente de origem não especificada, tendo sido instalados até 1913/1914 mais de 180.000 exemplares de *Pinus sylvestris*, sobretudo em Gramelas, Albergaria e Ranhado (SOUSA, 1926). Por iniciativa de Tude de Sousa, foi realizado em 1910 um novo reconhecimento dos locais onde haviam sido encontrados os primeiros exemplares de *Pinus sylvestris* considerados autóctones e, entre 1912 e 1914, foi neles colhida semente de que resultou uma plantação no lugar da Pereira, em talhões do antigo viveiro aí existente (SOUSA, 1918; SOUSA, 1926).

A arborização de áreas montanhosas portuguesas com *Pinus sylvestris* conheceu um novo impulso a partir de 1938 com o *Plano de Povoamento Florestal*, o qual preconizou o uso desta espécie em diversos perímetros florestais a norte do Tejo, nomeadamente no grupo de perímetros do Gerês (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1940). Uma década mais tarde, o Eng.º Silvicultor João do Amaral Franco testemunha o estado de desenvolvimento dos novos pinhais de pinheiro-silvestre aí instalados, bem como a permanência dos anteriormente instalados a partir de sementes dos exemplares considerados espontâneos e de sementes provenientes de outras origens (FRANCO, 1950).

Após a criação do Parque Nacional da Peneda Gerês (PNPG), em 1971, foi manifestado interesse no estudo e salvaguarda da população remanescente de *Pinus sylvestris*, sendo plenamente assumido o seu carácter autóctone (SILVA, 1979) e apresentada uma proposta de conservação genética da população (OLIVEIRA, s/d). O Plano de Ordenamento do PNPG (1995) incluiu os núcleos residuais de *Pinus sylvestris* na Zona de Protecção Parcial da Serra do Gerês. Recentemente, GAMA (2007) publicou o resultado de um levantamento dos locais de ocorrência do "pinheiro-silvestre primitivo", efectuado entre 1989 e 2003, recenseando um total de 1770 árvores, das quais apenas 181 foram consideradas árvores "antigas"; neste trabalho é apresentado, pela primeira vez, um esboço cartográfico dos locais de ocorrência dos núcleos de pinheiro-silvestre considerado autóctone.

Reconhecimento da população remanescente na serra do Gerês: entre o fogo e a água

O núcleo de *Pinus sylvestris* da ribeira da Dola/ribeira da Biduiça, reconhecido em 18/11/2008, apresenta um padrão de distribuição associado às linhas de água, análogo ao de uma galeria arbórea ribeirinha descontínua, a altitude próxima de 1000 m. As árvores apresentam características morfológicas longevas, de que se destacam a conformação das suas copas e troncos, cuja decrepitude pode ser observada pelas flechas e partes da copa secas, e pelo crescimento decumbente dos ramos laterais inferiores. O padrão de descasque do tronco é formado por placas de grande dimensão com contorno poligonal. Em diversos exemplares observam-se cicatrizes na base do tronco, consequência provável de fogos de superfície.

A regeneração natural é frequente nesta população, observando-se plantas jovens ao longo da margem das linhas de água, em fracturas de afloramentos graníticos que limitam marcadamente o crescimento, tal como sucede com as árvores adultas actualmente existentes. Observaram-se também algumas árvores mortas, ainda em pé.

Foi efectuado um registo biométrico em 5 árvores, tendo a árvore mais alta uma altura total de 13 m, com diâmetro na base de 75 cm e diâmetro à altura do peito de 65cm.



Figura 2 - a) Exemplar longevo; b) Flecha seca; c) Ramificação decumbente; d) Pinha e) Casca f) Cicatriz na base; g) Pinheiro jovem

Das verrumadas efectuadas no tronco, duas das árvores apresentavam cerne danificado, não permitindo a contagem de anéis de crescimento para determinação da idade. Uma terceira

verrumada, bem sucedida, foi efectuada num exemplar com 6 m de altura e diâmetro à altura do peito de 45 cm, com a parte superior da copa seca. A verrumada foi devidamente acondicionada e referenciada, para preparação da sua observação em laboratório. A contagem dos anéis de crescimento à lupa binocular permitiu estimar a idade desta árvore em 220 anos.

Discussão e Conclusões

As características morfológicas dos exemplares de *Pinus sylvestris* reconhecidos na serra do Gerês, e a idade provável dos exemplares mais longevos apoiam fortemente a hipótese da origem autóctone desta população. Embora a determinação rigorosa da idade destas árvores careça de um trabalho mais aprofundado, a indicação dendrocronológica obtida permite deduzir que existem exemplares cuja idade remonta a períodos anteriores às primeiras tentativas de introdução em Portugal de pinheiro-silvestre de origem alóctone. A localização da população remanescente numa estreita faixa ribeirinha de difícil acesso representa, possivelmente, um nicho de sobrevivência face ao uso silvo-pastoril dos terrenos marginais e à recorrência do fogo. Os resultados do reconhecimento de campo são consistentes com os dados paleoecológicos e com a informação documental examinada.

A intenção de salvaguarda e de promoção do "pinheiro-silvestre de Portugal" no início do sec. XX, foi sobretudo uma intenção discursiva, que contrastou com a forma como as plantações foram efectivamente realizadas, com recurso a material vegetal de origem incerta, relegando a plantação de exemplares de origem autóctone para uma situação marginal quase simbólica. Foi necessário aguardar mais de meio século para que, com a criação do Parque Nacional da Peneda Gerês, o interesse pela conservação desta população remanescente fosse reavivado, sem contudo ter produzido efeitos práticos.

Esta população, localizada no extremo ocidental da área de distribuição global da espécie, esteve até final do séc. XIX num estado de relativo isolamento genético, apenas quebrado pelas acções de arborização que a partir daí tiveram lugar no perímetro florestal da serra do Gerês. A perpetuação desta população remanescente tem estado sujeita, por um lado ao risco de endogamia e perda de vigor, e por outro ao risco de hibridização com populações de origem alóctone. As hipóteses de conservação e expansão desta população remanescente deverão ser avaliadas em função de critérios biogenéticos, mas também de critérios de uso e gestão do território de montanha. Das acções passíveis de ser desenvolvidas *in situ*, merece particular destaque o favorecimento e protecção da regeneração natural, as acções de gestão da vegetação de forma a minimizar o risco de incêndio e a monitorização da actividade pastoril. Das acções passíveis de ser desenvolvidas *ex situ*, tem especial prioridade a colheita de semente proveniente destes indivíduos, para conservação em banco de sementes, o que parece nunca ter sido feito.

Esperamos que seja possível dar continuidade ao trabalho preliminar agora apresentado, alargando o seu âmbito para o estudo genético desta população e contribuindo para que a crónica de uma extinção há muito anunciada possa transformar-se na da sua reaparição.

Agradecimentos

Ao Parque Nacional Peneda-Gêres. Ao Eng. José Neiva Vieira, da AFN. Ao Dr. Cristóvão Carvalho, da Divisão de Desenvolvimento Social e Cultural do Município de Terras do

Bouro. Ao Laboratório de Produtos Florestais/UTAD, nomeadamente ao Assist. Operacional Armindo Teixeira.

Referências

- ALMEIDA, A.M., 1894. Comunicação acerca da existência da «Pinus silvestris» na serra do Gerez. *Boletim da Direcção Geral de Agricultura* **14**: 1217-1219.
- ALMEIDA, A.M., 1895. O pinheiro das nossas montanhas. *Pinus sylvestris* L. *Revista Florestal* **2**: 13-15.
- BELLOT RODRIGUEZ, F., 1950. El analisis polinico de las zonas higroturbosas de la Sierra de Gerês en relacion con las presencias de *Pinus pinaster* Sol. in Ait. y *Pinus silvestris* L. *Agronomia Lusitana* **12**(1): 481-491.
- BIRKS, H.J.B., 1989. Holocene isochrone maps and patterns of tree-spreading in the British Isles. *Journal of Biogeography* **16**: 503-540.
- BLANCO CASTRO, E., CASADO, M.A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA ANTÓN, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ MANZANEQUE, A., GÓMEZ MANZANEQUE, F., MORENO, J.C., MORLA, C., REGATO, P., SAINZ OLLERO, H., 1997. *Los Bosques Ibéricos*. Editorial Planeta, Barcelona.
- BORATYNSKI, A., 1991. Range and natural distribution. In: Giertych, M. & Mátyás, C. (eds.), *Genetics of Scots Pine*. Elsevier, Amsterdam, pp. 19-30.
- CAPELA, J.V., 2001. *Memórias e Imagens de Terras do Bouro Antigo. As Memórias Paroquiais de 1758*. Câmara Municipal de Terras do Bouro.
- COUDE-GAUSSSEN, G., DENEFLÉ, M., 1980. La signification du développement récent de la lande d'altitude dans le Portugal Septentrional, d'après l'étude de deux tourbières. *Bulletin de l'Association Francaise pour l'Etude du Quaternaire* **3**: 107-115.
- COUTINHO, A.X.P., 1913. *A Flora de Portugal (Plantas Vasculares) Disposta em Chaves Dichotomicas*. Aillaud, Alves & Cia., Lisboa.
- DAVEAU, J., 1894. Sur l'aire d'extension du pin sylvestre dans la péninsule ibérique. *Journal de botanique* **8**(23-24): 401-403.
- DAVEAU, S., 1988. Progressos recentes no conhecimento da evolução holocénica da cobertura vegetal em Portugal e nas regiões vizinhas. *Finisterra* **23**(45): 101-115.
- EUFORGEN, 2007. <http://www.biodiversityinternational.org/networks/euforgen/index.asp>
- FIGUEIRAL, I., CARCAILLET, C., 2005. A review of Late Pleistocene and Holocene biogeography of highland Mediterranean pines (*Pinus* type *sylvestris*) in Portugal, based on wood charcoal. *Quaternary Science Reviews* **24**: 2466-2476.
- FRANCO, J.A., 1950. Flora lenhosa exótica da serra do Gerês. *Agronomia Lusitana* **12**: 381-402.
- FRANCO, J.A., 1986. *Pinus* L. In: Castroviejo, S. (coord.), *Flora Iberica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Real Jardín Botánico, Madrid, Vol. I, pp. 168-174.
- GAMA, M.D., 2007. *O Pinheiro-Silvestre Primitivo da Serra do Gerês*. FAPAS - Fundo para a Protecção dos Animais Selvagens, Porto.
- GRANJA H.M., CARVALHO G.S., 1995. Sea level changes during the Pleistocene-Holocene in the NW coastal zone of Portugal. *Terra Nova, European Union of Geosciences* **7**: 60-67.
- HENRIQUES, J.A., 1896. Contribuição para a Flora de Portugal. Gymnospermicas. *Boletim da Sociedade Broteriana* **13**: 60-70.
- HÓDAR, J.A., CASTRO, J., ZAMORA, R., 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* **110**: 123-129.
- JANSSEN, C.R., WOLDRINGH, R.E. 1981. A preliminary radiocarbon dated pollen sequence from the Serra da Estrela, Portugal. *Finisterra* **16**: 299-309.
- MATEUS, J.E., 1992. Holocene and present-day ecosystems of the Carvalhal region, Southwest Portugal. PhD Thesis, Utrecht University, Netherlands. p. 184

- MÁTYÁS, C., ACKZELL, L., SAMUEL, C.J.A., 2004. *EUFORGEN Technical Guidelines for Genetic Conservation and Use for Scots Pine (Pinus sylvestris)*. International Plant Genetic Resources Institute, Rome.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1940. *Plano de Povoamento Florestal*. Imprensa Nacional, Lisboa.
- MUÑOZ SOBRINO, C.M., RAMIL-REGO, P., GUITIÁN, M.R., 2001. Vegetation in the mountains of northwest Iberia during the last glacial-interglacial transition. *Vegetation History and Archaeobotany* **10**: 7-21.
- OLIVEIRA, J.A.L., [s/d] Observações Referentes à *Pinus sylvestris* no Parque Nacional da Peneda Gerês. Relatório inédito.
- PAIS, J., 1989. Evolução do coberto florestal em Portugal no Neogénico e no Quaternário. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal* **75**: 67-72.
- PNPG [Parque Nacional da Peneda-Gerês], 1995. *Plano de Ordenamento do Parque Nacional da Peneda-Gerês. Relatório de Síntese*. Instituto de Conservação da Natureza/PNPG, Braga.
- RAMIL REGO, P., 1993. Evolución climática e historia de la vegetación durante el Pleistoceno Superior y el Holoceno en las regiones montañosas del Noroeste Ibérico. In: Pérez Alberti, Guitián Rivera & Ramil Rego (eds.), *La Evolución del Paisaje en las Montañas del Entorno de los Caminos Jacobeos*. Consellería de Relacións Institucionais e Portavoz do Goberno, Xunta de Galicia, pp. 25-60.
- RAMIL REGO, P., AIRA RODRIGUEZ, M.J., ALONSO MATTIAS, F., 1993 Caracterización climática y vegetacional de la Serra de Gerês (Portugal) durante o Tardiglacial y el Holoceno: análisis polínico de A Lagoa do Marinho. Procc. 3rd Reunião do Quaternário Ibérico, Coimbra. pp. 85-92.
- SILVA, A.P., 1979. Plantas em Perigo: *Pinus sylvestris* L. *Boletim da Comissão Nacional do Ambiente* **5**(1): 2 pp. em anexo.
- SILVA, J.B.A., 1815. *Memoria Sobre a Necessidade e Utilidades do Plantio de Novos Bosques em Portugal*. Academia Real das Sciencias, Lisboa.
- SOUSA, T.M., 1918. O pinheiro silvestre de Portugal. Problema de arqueologia e investigação apresentado à Conferência Florestal. *Boletim da Secretaria de Estado da Agricultura* **1**: 65-71.
- SOUSA, T.M., 1926. *Mata do Gerez. Subsídios para uma Monografia Florestal*. Imprensa da Universidade, Coimbra.
- TEIXEIRA, C., 1944. A expansão do *Pinus sylvestris* L. no Sudoeste da Europa e a mudança climática dos fins do Pliocénico. *Anais da Faculdade de Ciências do Porto* **29**: 21-26.
- VAN DER KNAAP, W.O., VAN LEEUWEN, J.F.N., 1997. Late Glacial and early Holocene vegetation succession, altitudinal vegetation zonation, and climatic change in the Serra da Estrela, Portugal. *Review of Palaeobotany and Palynology* **97**: 239-285.
- WILLIS, K.J., BENNETT, K.D., BIRKS, H.J.B., 1998. The late Quaternary Dynamics of pines in Europe. In: Richardson, D. M. (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 107-121.

Presença de *Taxus baccata* nos Açores

Ferreira R.¹, Simeone M.C.¹, Schirone A.¹, Piredda R.², Vessela F.¹ e Schirone B.¹

¹Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, ITÁLIA

²Università degli Studi di Bari, Bari, ITÁLIA

Introdução

Os arquipélagos dos Açores, da Madeira, das Canárias e de Cabo Verde constituem a Região da Macaronésia. Região esta caracterizada por uma flora particular, a Flora da Macaronésia, muito rica em espécies e endemismos representativos de tipos vegetativos, tais como, a floresta laurissilva, no passado com uma vasta distribuição pela Europa, Norte de África e, em parte, na América (AXELROD, 1975). De facto, no decorrer dos períodos geológicos, um clima caracterizado por temperaturas amenas constantes, elevadas precipitações e humidade relativa, tem sido gerada nos arquipélagos devido à influência do Oceano Atlântico e da corrente quente do Golfo.

Este clima permitiu à Macaronésia ter características adequadas para albergar grupos de plantas subtropicais do Terciário, a ponto da região funcionar como um refúgio para esta flora ancestral que se extinguiu no continente após a deterioração climática do fim do Terciário e Quaternário (BRAMWELL e RICHARDSON, 1973; CEBALLOS, 1953; SUNDING, 1979; TAKHTAJAN, 1969; TUTIN, 1953).

Devido à sua absoluta importância, a flora Macaronésia é reconhecida e protegida pela Directiva Habitats (EC, 1992). Os três arquipélagos europeus (Açores, Canárias e Madeira) constituem o centro de biodiversidade mais importante da região bioclimática do Mediterrâneo, um dos 25 "hot-spots" de Biodiversidade reconhecidos no planeta (MARTÍN *et al.*, 2008) e um dos 10 "hot-spots" da Bacia Mediterrânea (MÉDAIL e QUÉZEL, 1997).

Nos Açores, Madeira e Canárias estão identificadas mais de 5300 espécies endémicas (fauna e flora). As Canárias contêm seguramente a flora mais rica e a maior percentagem de endemismos (SUNDING, 1979; MARTÍN *et al.*, 2008). Os Açores possuem apenas 68 plantas endémicas representando 7,2% da sua flora (SCHAFFER, 2002), principalmente porque as condições climáticas vigentes serem uniformemente húmidas e mais frias, proporcionando uma grande homogeneidade entre as ilhas, daí que resulte um número pequeno de microhabitats (HUMPHRIES, 1979; HOBBOHM, 2000).

Presentemente, um número considerável de espécies da flora açoriana estão sob a categoria "em perigo", estando as suas populações sujeitas a várias fontes de pressão, como, por exemplo, a expansão agrícola para as zonas de altitude e a proliferação de espécies invasoras (SRAM, 2005). Recentemente foram listadas as "Top 100" espécies (fauna e flora) em perigo de extinção nos Arquipélagos Macaronésicos Europeus (MARTÍN *et al.*, 2008). No capítulo dedicado aos Açores, o teixo (*Taxus baccata* L.), apesar de considerada uma espécie nativa

(TRELEASE, 1897; CARDOSO *et al.*, 2008), não foi incluído na lista sendo considerado uma espécie "provavelmente extinta".

Distribuição histórica do T. baccata L. nos Açores

A partir de 1440, o rápido povoamento do Arquipélago levou à diminuição da cobertura florestal, bem como da flora nativa.

As primeiras descrições dos Açores feitas por FRUTUOSO (1583), um século após a colonização, identificava bosques de *T. baccata* em seis das nove ilhas Açorianas (Corvo, Flores, Faial, Pico, S. Jorge e S. Miguel). Numa das passagens o autor declara, aquando do descobrimento da Ilha de S. Miguel: "e em alguns lugares estavam espaços de serra somente coberto de cedros e outros de louros, ou (...), e alguns de teixos". Por outro lado, de acordo com MARTINS (1981), a exploração da madeira de teixo para a construção de mobiliário rico começou nos Açores tão cedo quanto 1450, essencialmente por ser uma espécie nobre já conhecida na Europa. O mobiliário de teixo desse período pode ser encontrado nas nove ilhas dos Açores, o que permite deduzir que o teixo originalmente estava presente em todo o Arquipélago. De acordo com a informação recolhida por MARTINS (1981), o mobiliário de teixo deixou de ser produzido em S^{ta} Maria, Terceira e Graciosa em 1500 (i.é, num período anterior às descrições de Frutuoso), enquanto tal produção se manteve no Pico até 1760.

O teixo rapidamente se tornou uma espécie importante, como madeira para exportação (DRUMMOND, 1859; WEBSTER, 1821), tal como a *Frangula azorica* Tutin (sanguinho – nome comum), *Juniperus brevifolia* (Seub) Antoine (cedro-do-mato) e a *Picconia azorica* (Tutin) Knobl. (pau-branco). Por exemplo, FRUTUOSO (1583) menciona o uso do teixo em estaleiros navais: "Existe nas Flores grande abundância de madeiras finas, com que, por vezes, se satisfazem os pedidos dos estaleiros do Faial, que se fornecem de (...) teixo branco."

Como tal o destino do teixo foi a sua quase extinção nos Açores apesar de, por exemplo, em 1509 na Ilha do Pico, na época com apenas 45 habitantes, uma lei camarária instituir a proibição do abate de árvores sem licença (FRUTUOSO, 1583), sujeitando o teixo ao controlo da Casa Real, tornando-se conhecido como o pau-rainha. Além do mais, crê-se que com a expansão da agricultura para as zonas de maior altitude, a espécie tenha sido alvo de perseguição devido à sua toxicidade, pois até as plantas jovens desapareceram por completo (DIAS, 2007).

Referências à ocorrência de teixo e à utilização da sua madeira são bastantes comuns ao longo da história dos Açores, bem como em registos e descrições botânicas por SEUBERT (1844), DROUET (1866), WATSON (1870), TRELEASE (1897) e GUPPY (1917), principalmente referindo-se à Ilha do Pico.

Sobre os teixos soterrados em cinzas vulcânicas, na Ilha do Pico, FRUTUOSO (1583) diz que têm "oito a dez palmos (176 a 220 cm) de comprimento e de três palmos (66 cm) de largo, os quais servem para escritórios e mesas muito ricas, e fasquiaria de escritórios", afirma também que "junto à Vila de São Roque, se acham teixos, e todas estas árvores têm a raiz à frol da terra, pela qual causa com os ventos caem muitas". Em 1717, Cordeyro refere-se ao teixo do Pico como um "fruto" de grande valor económico. Dois séculos mais tarde, GUPPY (1917) menciona que a espécie está praticamente extinta no Pico, com indivíduos presentes entre os 600 – 750 metros de altitude, onde anteriormente floresciam nas florestas originais. O autor constata que o teixo, na altura, estava confinado a "sobreviver em depressões, a cerca de 600 metros de altitude e nas vertentes da montanha" atrás da Vila de São Roque. De facto a

abundância e a distribuição da espécie no passado reflecte-se no nome de alguns locais nesta ilha. Mais especificamente, a Lagoa das Teixas, também conhecida como Lagoa do Capitão (GUPPY, 1917) e o Monte das Teixas (Pereira, comunicação pessoal).

Os habitantes açorianos relataram a SEUBERT (1844) que o teixo crescia espontaneamente nas montanhas. DROUET (1866) revela a presença da espécie na Ilha das Flores, alertando contudo para a sua crescente raridade. Alguns anos mais tarde, MACEDO (1871) menciona que foi eleita a madeira de teixo para construir os bancos de uma Igreja açoriana. TRELEASE (1897) assegura que "a espécie ocorreu em tamanho considerável no Corvo e nas Flores, a ponto de ser exportada como uma fonte de rendimento, e no momento aparenta estar extinta". Facto recentemente confirmado para a Ilha do Corvo (PEREIRA *et al.*, 2007).

DIAS *et al.* (2007) reconhece a extinção de uma formação florestal endémica dos Açores, as florestas de teixo, as quais eram dominantes no passado a baixa altitude. É facto assumido que a espécie presentemente está praticamente extinta nos Açores (CARDOSO *et al.*, 2008; THOMAS e POLWART, 2003).

O teixo nos Açores, sendo uma relíquia do Terciário, pode ajudar a compreender a história evolucionária do género *Taxus* e os processos de colonização das ilhas da Macaronésia.

Este estudo, com base em informação histórica, levantamentos de campo e trabalho laboratorial teve como objectivo documentar a ocorrência e o presente estado do *Taxus baccata* L. nos Açores, perceber a sua origem e sugerir um plano de conservação, para a sua absoluta preservação.

Materiais e Métodos

Descrição da estação

As primeiras investigações limitaram-se à Ilha do Pico, mais especificamente à área do Plateau da Montanha do Pico, onde foi documentada a presença desta espécie (DIAS, 1996; CARQUEIJEIRO *et al.*, 2005).

A Ilha do Pico encontra-se nas coordenadas 38°23' – 38°34' latitude Norte e 28°01' – 28°33' longitude Este, com uma orientação predominante WNW-ESE. A caracterização climática foi efectuada recorrendo ao Modelo CIELO (AZEVEDO, 1996; ARRUDA, 2004).

A presença de indivíduos de teixo foi examinada num Sítio de Importância Comunitária (SIC), na área do Plateau da Montanha do Pico, cujas principais classes de solo são adequadas apenas para manter vegetação natural (SRAM, 2005). Os declives nesta área estão entre 0-10% com uma orientação Norte e Leste. Ventos fortes são bastante frequentes, com visíveis efeitos na vegetação natural, limitando o seu crescimento, tal como os solos pouco evoluídos e a presença de encharcamento devido à existência de impermees.

Visitas de campo

Duas visitas de campo foram realizadas à Ilha do Pico no final do Verão de 2007 e na Primavera de 2008.

A altitude e as coordenadas GPS da localização exacta de cada teixo foram obtidas usando um aparelho Garmin GPSMAP ®76S. O declive e a orientação foram obtidos a partir de um DEM (Digital Elevation Model) (CLIMAAT, 2009), recorrendo ao software ArcMap 9.1 (ESRI).

O diâmetro de cada planta foi medido com uma suta a 1,30 metros DAP (Diâmetro à Altura do Peito) e a altura de cada árvore foi medida com um clinómetro electrónico (Haglof Sweden). A morfologia, o sexo e o estado fitossanitário de cada indivíduo foram visualmente avaliados.

Caracterização das plantas

Efectuaram-se colheitas de folhas para uma primeira caracterização biológica; o material foi etiquetado e colocado em sacos plásticos e posteriormente enviado para o laboratório DAF da Universidade da Tuscia, Viterbo, Itália, onde foi acondicionado a -20°C.

O teixo encontrado nos Açores está distante do centro de distribuição da espécie, o que levou a que fossem realizadas análises morfométricas e genéticas.

Análises moleculares

Uma investigação filogeográfica foi efectuada através de análises moleculares para estimar a afinidade relativa da proveniência açoriana com outras proveniências. Todas as árvores vivas nos Açores, que encontramos, foram amostradas. Outras proveniências de populações naturais de teixo foram obtidas para este estudo comparativo, nomeadamente, Marrocos, Itália Central e Sul, Argélia, País de Gales e Áustria.

As folhas foram cuidadosamente escolhidas para remover tecidos danificados, sendo posteriormente liofilizadas num FreeZone 2,5 litros (Labconco). O material liofilizado foi reduzido a um fino pó com um almofariz e areia de quartzo esterilizada (dióxido de silício, Sigma S9887). O DNA genómico total foi extraído, individualmente, com um minikit DNeasy Plant (QIAGEN), seguindo as instruções dadas pelo fabricante.

A variabilidade genética do *T. baccata* L. dos Açores foi avaliada através da análise de uma sequência de uma região específica do DNA do plastídeo (cpDNA). O espaçador intergénico cloroplástico trnS-trnQ, localizado no genoma do plastídeo, entre os genes trnS e trnQ. Este marcador foi usado pela primeira vez por HAO *et al.* (2008) para avaliar a relação entre *Taxus* e para comparar as classificações baseadas na morfologia e na distribuição geográfica. Estes autores que descobriram que este fragmento era capaz de discriminar entre 14 espécies de *Taxus* do velho e novo mundos. Os primers usados, neste trabalho, para a amplificação da região do espaçador trnS-trnQ foram designados como no trabalho de HAO *et al.* (2008). As condições de PCR foram: 1 min. a 94°C, 30 seg. a 53°C e 30 seg. a 72°C x 35 ciclos.

Os fragmentos obtidos foram purificados e directamente sequenciados em ambas as direcções por acção dos primers amplificadores. O Cycle Sequencing e o DigDye Terminator Ready Reaction Kit (Applied Biosystems) foram usados. As sequências foram conferidas visualmente com o software CHROMAS 2.3 (www.technelysium.com.au). Uma pesquisa BLAST (ALTSCHUL *et al.*, 1997) foi efectuada para eliminar a sequenciação de organismos contaminantes.

As relações entre *Taxus* foram estabelecidas recorrendo às sequências de DNA trnS-trnQ disponíveis na base de dados NCBI (listadas na Tabela 1). Outras espécies e sequências desta base de dados não eram acessíveis, o que limitou comparações adicionais.

As sequências foram alinhadas usando o Clustal W (THOMPSON, 1994) e corrigidas manualmente com o BioEdit (<http://www.mbio.ncsu.edu/BioEdit/bioedit.html>). O polimorfismo do cpDNA foi explorado recorrendo ao programa DnaSP4.5 (ROZAS *et al.*, 2003). A matriz de distância foi construída estimando a divergência evolutiva entre as

sequências usando o método Kimura 2-parâmetro em MEGA4 (KIMURA, 1980). As árvores filogenéticas foram reconstruídas em Mega4 (TAMURA *et al.*, 2007) usando o algoritmo Neighbor-joining com o modelo Kimura 2P de substituições nucleotídicas; 1000 réplicas bootstrap foram efectuadas para estimar a robustez da clado.

Tabela 1 - Taxon, proveniência da amostra e origem das sequências analisadas. Nota: *Taxus* x *media* = *Taxus media* = *Taxus baccata* x *Taxus cuspidata*; *Taxus* x *hunnewelliana* = *Taxus canadensis* x *Taxus cuspidata*

Taxon	Sample Provenance	Accession Number
<i>Taxus baccata</i> L.	Italy - Lazio	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Italy - Sardinia	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Italy - Apulia	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Austria	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Morocco	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Wales	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Algeria	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Azores – Pico Island	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Azores – Pico Island	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Azores – Pico Island	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Azores – Pico Island	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	Azores – Pico Island	This work
<i>Taxus baccata</i> L.	unknown	EF017309.1
<i>Taxus baccata</i> L.	unknown	EU107160.1
<i>Taxus fuana</i> Nan Li & R.R. Mill	unknown	EU107158.1
<i>Taxus fuana</i> Nan Li & R.R. Mill	unknown	EU107146.1
<i>Taxus wallichiana</i> var. <i>chinensis</i> Zucc.	unknown	EU107157.1
<i>Taxus wallichiana</i> var. <i>chinensis</i> Zucc.	unknown	DQ888590.1
<i>Taxus</i> x <i>media</i>	unknown	DQ888587.1
<i>Taxus</i> x <i>hunnewelliana</i>	unknown	EF017313.1
<i>Taxus cuspidata</i> Siebold & Zucc.	unknown	EU107156.1
<i>Taxus cuspidata</i> Siebold & Zucc.	unknown	DQ888591.1
<i>Taxus brevifolia</i> Nutt.	unknown	EU107162.1
<i>Taxus sumatrana</i> (Miquel) de Laub.	unknown	EU107148.1
<i>Taxus globosa</i> Schltdl.	unknown	EU107151.1
<i>Taxus floridiana</i> Nutt. ex Chapm.	unknown	EU107149.1
<i>Taxus canadensis</i> Marshall	unknown	EF017308.1
<i>Torreya nucifera</i> (L.) Siebold & Zucc.	unknown	EU107154

Resultados

Presente distribuição do T. baccata L. nos Açores

Apesar de CARDOSO *et al.* (2008) declararem a espécie como "provavelmente extinta", o teixo ainda ocorre na Ilha do Pico, se bem que apenas na forma de indivíduos isolados, como anteriormente relatado (CARQUEJEIRO *et al.*, 2005; DIAS, 1996; ETC/BD, 2005). Neste estudo, foram identificados apenas seis indivíduos, estando um morto. As árvores aparentam ser pouco resistentes à acção do vento, pois estavam todas danificadas pela acção deste. Constatou-se também a ausência de regeneração natural. A maioria das árvores estão no Plateau da Montanha do Pico; a localização exacta (coordenadas de GPS) dos indivíduos de teixo encontrados não serão divulgadas para evitar pressão adicional sobre os mesmos. Começando da menor altitude e caminhando em direcção ao Plateau da Montanha do Pico, uma primeira planta foi encontrada a aproximadamente 100 metros de altitude, a NE num

declive de 5,5%. É um indivíduo masculino, localizado num jardim privado, provavelmente com 80 anos (Pereira, comunicação pessoal). O fuste é monocórmico, a copa em forma de V. A árvore tem 5,5m de altura e DAP de 38cm. Apresenta boa condição fitossanitária. Uma segunda planta deste jardim foi derrubada pelo vento há alguns anos (Pereira, comunicação pessoal). As restantes plantas foram encontradas no Plateau da Montanha.

Outra planta foi encontrada a 800 metros de altitude, com 1,5 m de altura, com 28 cm DAP. Está numa área com declive de 7%, com orientação a E, onde gado bovino é mantido extensivamente durante os meses de Verão e Primavera. O fuste é monocórmico, com copa em V, com considerável número de ramos mortos, exhibe contudo bom estado fitossanitário.

As restantes três plantas estão intensamente misturadas com a vegetação endémica, algumas das vezes é difícil alcançar o fuste. Uma das plantas estava morta.

Um teixo estava a 1030 metros de altitude, declive 2,5% e com orientação a SE. É um exemplar de 5 metros de altura, com um fuste policórmico, indistinguível não tendo sido possível medir o DAP. A copa em forma de V apresenta também um número considerável de ramos mortos quer ao nível da copa, quer a níveis inferiores. Excluindo os danos pela acção dos ventos, apresenta boa condição fitossanitária. Não foi encontrada regeneração natural, com excepção de um indivíduo que está a rebentar ao nível da raiz.

Um segundo teixo foi encontrado numa área com 5,2% de declive, orientação a SE, a 1050 metros de altitude. É uma árvore de menores dimensões, 2,7 metros de altura. Aparentemente é um indivíduo jovem, com copa de pequenas dimensões, sem ramos mortos. Não foi possível alcançar o fuste para medir o DAP, contudo este não era maior que 7cm.

Uma terceira árvore foi encontrada à mesma altitude da anterior. Tem 4 metros de altura, com um fuste policórmico indistinguível. A copa em V apresenta sinais fitossanitários razoáveis.

Análises moleculares

O alinhamento de 14 sequências genéticas de *T. baccata* mostraram dois locais de polimorfismo, na posição 400 (T/G) e na posição 504 (A/G). Com base nesta variação intra-específica, foram definidos dois aplotipos: Hap_1 e Hap_2. O Hap_1 está disperso na área Europeia, enquanto o Hap_2 está restrito aos Açores.

O multi-alinhamento com nove *Taxus* spp. (13 sequências) e *Torreya nucifera* (L.) Siebold & Zucc., evidenciou que todas as amostras partilham com a população de teixo açoriana a mesma substituição nucleotídica (uma falha na posição 504 estava presente em *T. nucifera*). Ambas as substituições podem representar uma "symplesiomorphy" entre *Taxus*. Mais ainda, a matriz de distância sugere que as amostras de teixo de áreas continentais são mais divergentes ($d=0,186$) que os indivíduos açorianos ($d=0,184$) do outgroup *T. nucifera*.

Os dados filogenéticos estão de acordo com as relações inter-específicas desenhadas por HAO *et al.* (2008). A inferida árvore filogenética evidencia dois bem suportados clados de entre o *T. baccata* (Figura 1). Estes clados são monofiléticos e coincidem com os previamente definidos aplotipos, Hap_1 e Hap_2.

Estes primeiros resultados demonstram que o teixo açoriano representa uma linha de evolução diferente de entre os *Taxus*. Apesar de ser requerida uma amostragem mais ampla na área de distribuição do teixo, o polimorfismo partilhado fala em favor de um aplotipo mais antigo, sugerindo uma derivação mais directa dos antepassados do teixo de entre aqueles examinados para as regiões Mediterrânea e Europeia.

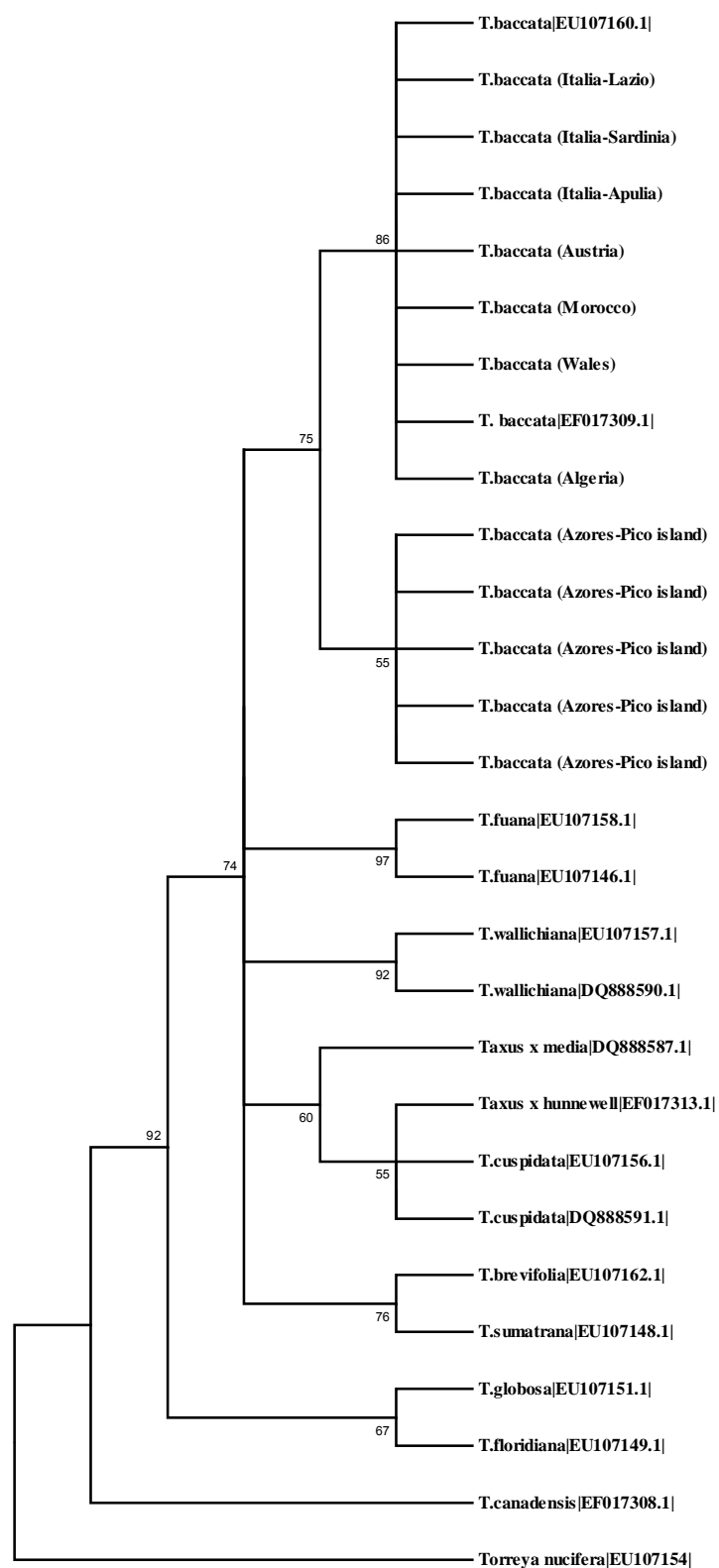


Figura 1 - Árvore filogenética inferida por Neighbor-joining das sequências genéticas do espaçador cloroplástico *trnS-trnQ* em *Taxus* spp.

Discussão

A importância taxonómica e filogenética do teixo açoriano

A taxonomia do género *Taxus* é relativamente complexa e ainda alvo de debate entre os botânicos. Cerca de 10 espécies são actualmente reconhecidas *T. baccata* L., *T. brevifolia* Nutt., *T. globosa* Schldl., *T. canadensis* Marsh., *T. floridiana* Nutt., *T. wallichiana* Zucc., *T. yunnanensis* Cheng & Fu, *T. sumatrana* (Miq.) Laubenf., *T. chinensis* (Pilg.) Rehder, *T. cuspidata* Siebold & Zucc.), apesar de alguns Autores argumentarem a não-existência de uma verdadeira espécie no género *Taxus* (cf. COPE, 1998).

Os Autores que contribuíram para descrever o teixo açoriano sempre o classificaram como *T. baccata*. Os nossos dados genéticos apontam a peculiaridade da linhagem Açoriana; as análises filogenéticas sugerem uma posição basal para as sequências açorianas quando comparadas com as Afro-Europeias, o que suporta uma diferenciação do aplotipo dos exemplares do Pico anterior à do *Taxus* Euro-asiático. Os teixos presentes na Ilha do Pico devem reter uma característica "primitiva", e isso permite-nos sugerir que estes indivíduos de teixo são os últimos sobreviventes de uma linhagem extremamente ancestral, mais antiga que aqueles eventualmente presentes na Euroásia e África.

De acordo com o referido, poderá ser o teixo açoriano considerado o antecessor do teixo moderno Europeu? Qual é a origem da sua presença no Arquipélago dos Açores?

Peritos sobre a flora Macaronésica geralmente assumem que as ilhas foram colonizadas por dispersão de longa-distância, com sistemas de ventos e correntes marítimas a favorecerem a chegada de propágulos (WHITTAKER e FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2007).

Em particular, GUPPY (1917) reflecte como o *T. baccata* chegou aos Açores. Considerou que aves que se alimentam de frutos/bagas (nomeadamente uma ave Europeia, da família *Turdidae*, género *Turdus*) terão provavelmente disseminado o teixo ao introduzir no Arquipélago as primeiras sementes, tal como outras espécies vegetais. De facto, esta hipótese seria satisfatória para explicar os modos de colonização, uma vez que os *Taxus* são bem conhecidos como sendo espécies cuja dispersão é endozoocórica, mas a dispersão mediada por aves terá de ter ocorrido em tempos ancestrais, devido às diferenças entre os teixos Europeu e Açoriano, o que exclui a introdução, pelo menos em termos históricos. Os dados genéticos parecem evidenciar que as sequências genéticas do teixo do Pico pertencem a uma linhagem independente, autóctone, e mais antiga do que propriamente o resultado de uma deriva genética do teixo Europeu (ou Africano). A presente linhagem Euro-asiática ter-se-á diferenciado posteriormente à Açoriana, onde poucos representantes de uma linhagem original teriam persistido até ao presente.

VARGAS (2007) concorda com a hipótese de que as ilhas Macaronésicas são áreas de refúgio de linhagens ancestrais de plantas, e sugere os mecanismos com os quais algumas espécies ancestrais da vegetação subtropical do Terciário estão ainda preservados nestas ilhas. Tal vegetação relíquia, bem estabelecida no clima húmido e ameno do Mioceno, ter-se-á degradado com as alterações climáticas do Pleistoceno que se verificaram em todo o continente (s), mas que viria a constituir parte da Laurissilva Macaronésica, que funcionou como um refúgio devido às condições climáticas vigentes (BRAMWELL, 1976). A colonização ter-se-á dado por dispersão endozoocórica, a partir das terras continentais para as ilhas Macaronésicas quando os arquipélagos estavam em formação (VARGAS, 2007).

Como tal, o *Taxus* dos Açores deve ser considerado uma linhagem relíquia, i.é, uma testemunha de um subtropical *Taxus "protobaccata"* com uma vasta distribuição Euro-Africana antes do Pleistoceno, e trazida por aves para as ilhas Macaronésicas onde acabou por ser conservado, como elemento, por direito, da Laurissilva (SPADA, 2003).

Planos de conservação

Neste trabalho descrevemos o que são aparentemente os últimos teixos nos Açores. As nossas investigações permitem-nos considerar o teixo dos Açores como um paleo-endemismo, ainda não completamente reconhecido. Apesar de os dados recolhidos não permitirem encontrar uma eventual ocorrência do aplotipo Açoriano em outras áreas para além das investigadas, a reconstrução filogenética sugere uma investigação mais detalhada (a decorrer) de modo a determinar a importância e significado actual na história do complexo evolutivo e a bioecologia do *T. baccata*.

Não podemos excluir a hipótese de encontrar outros indivíduos em outros locais da área explorada. Contudo, neste momento, apenas conhecemos cinco plantas. Um tão reduzido número requer estratégias de conservação muito urgentes: populações de plantas inferiores a 250 indivíduos são consideradas em "perigo crítico" pela IUCN, e neste caso o teixo nos Açores está à beira da extinção. Facto a ter em consideração, é que durante as últimas três décadas, nenhuma espécie da fauna ou flora endémica açoriana, viu o seu número de efectivos aumentar (CARDOSO *et al.*, 2008), com excepção do Passeriforme endémico, *Pyrrhula murina* Godman.

Estamos a desenvolver um plano de conservação com base nos seguintes passos fundamentais, para além de prever novas visitas de campo e trabalho experimental: a) a preservação de cada indivíduo; b) alertar a sensibilidade do público em geral (por exemplo, adicionar uma espécie extra à recente edição "Top 100" de MARTÍN *et al.*, 2008); c) determinar o sexo de cada indivíduo, colher material vegetal para iniciar um programa de multiplicação vegetativa e preservar as novas plantas *ex-situ*.

Agradecimentos

À Ex^{ma}. Senhora Dr^a Ana Paula Marques, quando ocupava o cargo de Secretária Regional do Ambiente e do Mar, pelo financiamento e empenho na concretização desta pesquisa.

À Senhora Mestre Eng^a Benilde Aurora Pereira pela grande ajuda e empenho na localização das plantas e recolha de amostras.

Bibliografia

- ALTSCHUL, S.F., MADDEN, T.L., SCHÄFFER, A.A., ZHANG, J., ZHANG, Z., MILLER, W., LIPMAN, D.J., 1997. Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs. *Nucleic Acids Res.* **25**: 3389-3402.
- ARRUDA, V., 2004. *Caracterização climática das Ilhas do Faial e do Pico com base no modelo CIELO*. Departamento de Ciências Agrárias. Angra do Heroísmo, Universidade dos Açores.
- AXELROD, D.I., 1975. Evolution and biogeography of Mandrean-Tethyan sclerophyll vegetation. *Annals of Missouri Botanical Garden* **62**: 280-334.
- AZEVEDO, E.B., 1996. *Modelação do Clima Insular à Escala Local. Modelo CIELO aplicado à Ilha Terceira*. Departamento de Ciências Agrárias. Angra do Heroísmo, Universidade dos Açores.

- BRAMWELL, D., RICHARDSON, I.B.K., 1973. Floristic Connections Between Macaronesia and the East Mediterranean Region. *Monographiae Biologicae Canarienses* **4**: 118-125.
- CARDOSO, P.B., P.A.V., COSTA, A.C., CUNHA, R.T., GABRIEL, R., FRIAS MARTINS, A.M., SILVA, L., HOMEM, N., MARTINS, M., RODRIGUES, P., MARTINS, B., MENDONÇA, E., 2008. A perspectiva arquipelágica: Açores. IN MARTIN, J.L.A., M.; BORGES, P.A.V. and FARIA, B. (Ed.) *As cem espécies ameaçadas prioritárias em termos de gestão na região europeia biogeográfica da Macaronésia*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- CARQUEIJEIRO, E.M.H., SANTOS, R., ANTUNES, A., 2005. *Áreas protegidas dos Açores*. Secretaria Regional do Ambiente e do Mar.
- CEBALLOS, L., 1953. Macaronesia - Algunas consideraciones sobre la flora y vegetación forestal. *Anais do Instituto Superior de Agronomia* pp. 79-108.
- CLIMAAT, 2009. www.clima.at.angra.uac.pt. Angra do Heroísmo.
- COPE, E.A., 1998. Taxaceae: The Genera and Cultivated Species. *Bot. Rev.* **64**(4): 291-322.
- CORDEYRO, A.P., 1717. *História Insulana das Ilhas a Portugal Sujeitas no Oceano Occidental*. Terceira, Angra do Heroísmo, Secretaria Regional da Educação e Cultura (1981).
- DIAS, E., 1996. *Vegetação natural dos Açores. Ecologia e sintaxonomia das florestas naturais*. Angra do Heroísmo. Universidade dos Açores.
- DIAS, E.P.D., MEDEIROS, V., MENDES, J.F., ELIAS, R.B., 2007. Distribuição das principais manchas florestais - Açores. IN PÚBLICO, C.S., SA (Ed.) *Açores e Madeira, a floresta das ilhas*. Lisboa, Tipografia Peres.
- DROUET, H., 1866. *Catalogue de la Flore des Iles Açores*. Paris.
- DRUMMOND, F.F., 1859. *Annaes da Ilha Terceira*. Angra do Heroísmo.
- EC (1992) Council Directive 92/43/ECC, 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and on wild fauna and flora. Brussels, European Commission.
- ETC/BD, 2005. Natura 2000 unified site database (Special areas of conservation and special protected areas) - *Taxus baccata factsheet*. IN COMMISSION, E. (Ed., European Topic Centre on Biological Diversity - European Environment Agency.
- FRUTUOSO, G., 1583. *Saudades da Terra*. Ponta Delgada.
- GUPPY, H.B., 1917. *Plants, seeds and currents in the West Indies and Azores*. London.
- HAO, D.C., HUANG, B., YANG, L., 2008. Phylogenetic relationships of the genus *Taxus* inferred from chloroplast intergenic spacer and nuclear coding DNA. *Biol. Pharm. Bulletin* **31**: 260-265.
- HOBOHM, C., 2000. Plant species diversity and endemism on islands and archipelagos, with special reference to the Macaronesian Islands. *Flora* **195**: 9-24.
- HUMPHRIES, C.J., 1979. Endemism and Evolution in Macaronesia. IN BRAMWELL, D. (Ed.) *Plants and Islands*. London.
- IUCN, 2009. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*.
- MACEDO, 1871. *Arquivo dos Açores*. Ponta Delgada
- MARTÍN, J.L., ARECHAVALETA, M., BORGES, P.A.V. AND FARIA, B., 2008. A perspectiva macaronésia. IN J.L. MARTÍN, M.A., P.A.V. BORGES & B. FARIA (Ed.) TOP 100 - *As cem espécies ameaçadas prioritárias em termos de gestão na região europeia biogeográfica da Macaronésia*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- MARTINS, F.E.O., 1981. *Mobiliário Açoriano, elementos para o seu estudo*. Angra do Heroísmo, Direcção Regional dos Assuntos Culturais.
- MÉDAIL, F., QUÉZEL, P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of Missouri Botanical Garden* **84**: 112-127.
- PEREIRA, M.J.A., R., FURTADO, D., CABRAL, N., 2007. *Breve caracterização da flora vascular corvina*. XIII Expedição Científica do Departamento de Biologia - Flores e Corvo 2007, Rel. Com. Dep. Biol. 35:123. Ponta Delgada, Universidade dos Açores.

- ROZAS, J., SÁNCHEZ-DELBARRIO, J.C., MESSEGUER, X., ROZAS, R., 2003. DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. *Bioinformatics* **19**: 2496-2497.
- SCHAFER, H., 2002. *Flora of the Azores, A Field Guide*. Margraf Verlag.
- SEUBERT, M., HOCHSTETTER, C., 1844. *Flora Azorica*. Bonn.
- SPADA, F., 2003. Considerazioni sulla fitogeografia e sulla genesi delle comunità a *Taxus baccata* L. in Europa. IN SCHIRONE, B., BELLAROSA, R. and PIOVESAN, G. (Ed.) *Il Tasso - un albero da conoscere e conservare*. Viterbo, Cogecstre Edizioni.
- SRAM, 2005. *Plano Sectorial para a Rede Natura 2000 para a Região Autónoma dos Açores*. Horta, Secretaria Regional do Ambiente e do Mar (SRAM).
- SUNDING, P., 1979. Origins of the Macaronesian Flora. IN BRAMWELL, D. (Ed.) *Plants and Islands*. London.
- TAKHTAJAN, A., 1969. *Flowering plants: origin and dispersal*.
- TAMURA, K., DUDLEY, J., NEI, M., KUMAR, S., 2007. MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* **24**: 1596-1599.
- THOMPSON, J.D., HIGGINS, D.J., GIBSON, T.J., 1994. CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucl. Acids Res.* **22**: 4673-80
- THOMAS, P.A., POLWART, A., 2003. Biological Flora of the British Isles - *Taxus baccata* L. *Journal of Ecology* **91**: 489-524.
- TRELEASE, W., 1897. Botanical Observations on the Azores. *Missouri Botanical Garden Eight Annual Report*. St. Louis, Missouri Botanical Garden.
- TUTIN, T.G., 1953. The vegetation of the Azores. *The Journal of Ecology* **41**: 53-61.
- VARGAS, P., 2007. Are Macaronesian islands refugia of relict plant lineages? a molecular survey. IN WEISS, S., AND FERRAND, N. (Ed.) *Phylogeography of Southern European Refugia: Evolutionary Perspectives on the Origins and Conservation of European Biodiversity*. Springer.
- WATSON, H.C., 1870. *Botany of the Azores. Natural History of the Azores or Western Islands*. London, Godman, F.D.C.
- WEBSTER, J.W., 1821. *Description of the Island of St. Michael*. Boston.
- WHITTAKER, R.J., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., 2007. *Island Biogeography - Ecology, Evolution and Conservation*. London, OUP London.

Monitorização da Abundância da Codorniz na Ilha de São Miguel

Manuel Leitão¹, Tiago Rodrigues², André Jesus³ e David Gonçalves^{2,4}

¹Serviço Florestal de Ponta Delgada, Rua do Contador, nº 23, 9500-050, Ponta Delgada, AÇORES

²CIBIO - Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Campus Agrário de Vairão, Rua Padre Armando Quintas, 4485-661 VAIRÃO

³Serviço Florestal do Nordeste. Rua do Poceirão s/n, 9630-171 Nordeste, AÇORES

⁴Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. Departamento de Zoologia e Antropologia. Rua Campo Alegre, s/n, 4169-07 PORTO

Resumo. No arquipélago dos Açores a codorniz (*Coturnix coturnix conturbans*) é sedentária, sendo fundamental a sua monitorização regular em prol de uma exploração cinegética sustentável.

Após um ajustamento da metodologia de censo com cão-de-parar, numa zona de São Miguel em 2005, o Serviço Florestal de Ponta Delgada implementou, em 2006, um programa de monitorização alargado a cinco zonas da ilha, abrangendo um total de 6072ha, dos quais 1749ha constituem reserva parcial de caça de protecção à codorniz. Os censos são realizados imediatamente antes e após o período venatório, o qual, normalmente, decorre em Dezembro. Com a inclusão de áreas de reserva na prospecção pretende-se avaliar se estas constituem uma mais valia para a espécie. Apesar das diferenças entre zonas, na generalidade, a abundância nos últimos três anos revelou-se estável.

As exigências logísticas da metodologia de censo com cão-de-parar, levaram, em 2007 e em duas zonas, ao início da aplicação de uma metodologia alternativa, baseada na escuta de machos durante a época de reprodução. Em 2008, em conjunto com o Serviço Florestal do Nordeste, esta metodologia foi aplicada em oito zonas, quatro das quais coincidentes com a realização de censos com cão-de-parar. No futuro, a escuta de machos poderá permitir uma monitorização mais alargada da espécie.

**Gestão dos Recursos Cinegéticos no Arquipélago dos Açores – Colaboração
DRRF – CIBIO/UP**

David Gonçalves^{1,2}, Helena Flor de Lima³, Paulo Célio Alves^{1,2} e José Mendes³

¹CIBIO - Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Campus Agrário de Vairão,
Rua Padre Armando Quintas, 4485-661 VAIRÃO

²Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. Departamento de Zoologia e Antropologia. Rua
Campo Alegre, s/n, 4169-07 PORTO

³Direcção Regional dos Recursos Florestais, Rua do Contador nº 23, 9500-050 Ponta Delgada,
AÇORES

Resumo. A Direcção Regional dos Recursos Florestais (DRRF, da Secretaria Regional de Agricultura e Florestas), entidade responsável pela gestão dos recursos cinegéticos na Região Autónoma dos Açores, e o Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO, da Universidade do Porto), em parceria, têm desenvolvido um conjunto de estudos visando várias espécies cinegéticas no arquipélago dos Açores, de forma a obter informação essencial a uma gestão cinegética sustentada. Complementarmente, o CIBIO tem prestado assessoria técnico-científica à DRRF, incluindo a realização de sessões de formação destinadas a técnicos e guardas florestais. As espécies-alvo são as seguintes: coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), codorniz (*Coturnix coturnix*), perdiz-cinzenta (*Perdix perdix*), galinhola (*Scolopax rusticola*) e narceja (*Gallinago gallinago*).

A presente comunicação pretende divulgar este exemplo de cooperação entre uma entidade gestora de um recurso natural importante, como é o caso dos recursos cinegéticos, e um centro de investigação na área das ciências biológicas, descrevendo as várias vertentes em que a cooperação tem sido desenvolvida, realçando o importante papel dos Serviços Florestais das várias ilhas, e demonstrando a importância da cooperação para a implementação e desenvolvimento de práticas adequadas de gestão e conservação das espécies cinegéticas.

O Carbono nos Solos Florestais de Portugal Continental e Relações com Factores Ambientais

A. Martins¹, F. Raimundo¹, J. Duarte¹, L. Farropas², R. Mano², V. Sousa¹, M. Lourenço¹, J. Aranha¹ e M. Madeira³

¹Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Quinta de Prados. Apartado 1013, 5001-801 VILA REAL

²LQARS – Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. Tapada da Ajuda, Apartado 3228, 1301-903 LISBOA

³UTL. Instituto Superior de Agronomia. Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

Resumo. O carbono orgânico do solo (COS) constitui o maior reservatório de C na biosfera terrestre e desempenha uma enorme importância no balanço de C à escala global. Tendo em conta que o fluxo de COS está, até certo ponto, dependente da temperatura ambiente e está também associado à qualidade do solo, a sua quantificação e dinâmica pode ser tomada, por um lado, como um indicador das alterações climáticas e, por outro como indicador de alterações da qualidade do solo e da sustentabilidade dos sistemas que lhe estão ligados. Estimando-se que os solos florestais com os depósitos de turfa associados contribuem globalmente com 60 a 70% do total de COS, a percepção da sua quantidade e dinâmica naqueles solos é crucial na interpretação dos efeitos referidos. Nesse sentido, e no seguimento de recomendações da comunidade científica e da própria *European Soil Foundation*, procedeu-se à quantificação do armazenamento de COS em solos florestais com base em metodologias comparáveis entre os diferentes países. Este trabalho insere-se no projecto BioSoil/Fase Solo, no âmbito do mecanismo comunitário *Forest Focus*, que consistiu num inventário sobre o estado dos solos florestais em 24 países do espaço europeu. Nesse seguimento, apresentam-se os resultados da equipa da portuguesa relativos à quantidade de COS em sistemas florestais de Portugal Continental e sua distribuição relativa no perfil do solo. Procurou-se, ainda, estabelecer relações com os factores ambientais, a partir das observações e amostragens efectuadas em 103 estações inseridas na rede de Nível I, distribuídas por todo o território.

Palavras-chave: Alterações climáticas; armazenamento de carbono; ciclo do carbono; sistemas florestais

Introdução

O ciclo do carbono reveste-se de enorme importância na natureza, pela sua relação íntima com o fluxo de matéria orgânica, com os ciclos de outros bioelementos (ex. N, P e S) e com a libertação de CO₂ durante o processo de decomposição da matéria orgânica, o qual, como é sabido, tem particular relevância no chamado efeito de estufa e constitui uma preocupação ambiental actual. Assim, uma das recomendações do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas consiste na adopção de estratégias de gestão dos sistemas agrários e naturais de forma a aumentar o armazenamento de carbono na biomassa e no solo, para o que é essencial conhecer-se o potencial de armazenamento de C, em particular nos sistemas florestais, atendendo ao elevado peso que estes têm na dinâmica global de carbono. Saliente-se que os solos florestais mais os depósitos de turfa associados, contêm 60 a 70% do carbono

do solo a nível global (HARRISON *et al.*, 1995). Contudo, vários autores têm reportado a existência de incertezas nos cálculos de emissões e de captura de carbono, devido a erros estimados entre 13 e 34% no armazenamento (JONG, 2001), chamando a atenção para a necessidade de se estabelecerem metodologias de quantificação que permitam a comparação de valores numa escala mais universal (CANNEL e DEWAR, 1995; JONG, 2001; LISKI *et al.*, 2002; GALLARDO e GONZALEZ, 2004), recomendação também partilhada pela *European Soil Foundation*.

Também LISKI *et al.* (2002) confirmam que o armazenamento de carbono no solo é conhecido de forma menos rigorosa do que a captura de carbono pela vegetação, estando dependente da metodologia de cálculo (ex. camadas do solo, fontes de carbono e tipos de uso considerados). Os mesmos autores estimaram como proporções de COS no total de carbono em sistemas florestais em 1990, 54 a 65% na Europa do Norte, 35 a 44% na Europa Ocidental, 40 a 46% na Europa Central e 31 a 47% na Europa do Sul, valores que mostram claramente a importância do COS nos sistemas referidos.

O COS é ainda reconhecido como um indicador chave da qualidade do solo e incluído como tal no conjunto de parâmetros de avaliação da qualidade deste recurso, tendo em conta as múltiplas implicações da matéria orgânica do solo (MOS) em quase todas as funções do solo (PAGE-DUMROESE *et al.*, 2000; NORTCLIFF, 2002).

Assim, pela dimensão do COS como reservatório de carbono, pela sua estabilidade, pelo seu papel como possível indicador de alterações climáticas e de alterações na qualidade do solo, e pela necessidade de se proceder a um inventário baseado em metodologias comuns, foi proposto e elaborado o projecto BioSoil, no âmbito do mecanismo comunitário *Forest Focus* da UE, coordenado pelo programa ICP Forests. Este programa, envolvendo 24 países e a amostragem de cerca de 4700 locais, tem como meta a obtenção de informação actualizada sobre o armazenamento de COS nos sistemas florestais com o objectivo de poder acompanhar-se a sua dinâmica no futuro.

Nesse contexto, a equipa responsável pela componente portuguesa, faz uma apresentação dos resultados obtidos, a partir das observações efectuadas em 103 estações florestais inseridas na rede de Nível I (16 x 16 km), distribuídas por todo o território do continente, tendo como principais objectivos: (i) dar a conhecer os valores obtidos para a massa de COS nos solos florestais nas camadas orgânicas e nas camadas minerais até 10, 30 e 100 cm de profundidade, bem como a sua distribuição relativa no perfil do solo; (ii) procurar relações entre os valores de COS encontrados e as condições ambientais das estações estudadas.

Material e Métodos

Colheita de informação e amostragem

A informação no terreno foi efectuada nas designadas estações de nível I correspondentes a uma malha de 16 x 16 km, as quais têm sido acompanhadas para monitorização do estado das árvores, seguindo-se metodologia padrão na colheita de informação e amostragem dos solos, definida pela equipa europeia responsável pelo projecto (ICP Forests, 2006) e traduzida e adaptada em Portugal pela equipa do LQARS (INIAP/LQARS & DGRF, 2007).

Em cada estação foram inicialmente definidos o ponto central (PC) e 4 zonas de amostragem (Z1 a Z4), distanciadas no mínimo de 5 m e de forma a representarem as condições edáficas da estação e localizadas segundo os quatro pontos cardeais. Nestas zonas foram abertas

trincheiras até 100 cm para observação de pédones em Z1 a Z3 e a zona Z4 foi subdividida em duas subzonas (Z4.1 e Z4.2) onde foram abertas covas apenas até 30 cm (Figura 1).

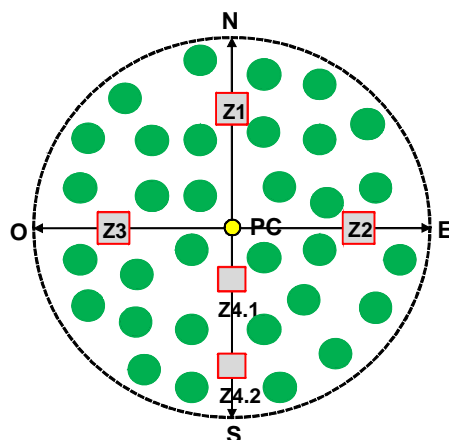


Figura 1 - Esquema de amostragem em cada estação. Z1 a Z4 – Zonas de amostragem; PC – Ponto Central; Os círculos representam as árvores, 32 por estação

Em síntese as informações obtidas e as amostras recolhidas por estação foram as seguintes:

- Georeferenciação do ponto central de cada estação com equipamento GPS, recorrendo ao *datum* comum, Sistema Geodésico Mundial 1984 (WGS 84);
- Espessuras e massas de horizontes orgânicos (OL, OF e OH), e colhidas as respectivas amostras de camadas orgânicas (OL, OF e OH), nos cinco pontos (PC e Z1 a Z4);
- Amostras de horizontes minerais para análise laboratorial nas profundidades 0-10, 10-20, 20-40 e 40-80, sendo colhidas 14 sub-amostras por estação para as camadas 0-10 cm e 10-20 cm e 12 sub-amostras por estação nas camadas 20-40 cm e 40-80 cm, quando a rocha dura se encontrava a profundidade superior a 80 cm, ou quantidades equivalentes quando isso não foi possível em certos locais. Destas sub-amostras foi tomada 1 amostra composta por camada para processamento analítico laboratorial. Para a camada de 80-100 cm, apesar de não ser exigência do projecto, utilizaram-se as amostras colhidas no pédone representativo de cada estação;
- Colheita de amostras não perturbadas para determinação da massa volúmica aparente em cinco pontos Z1 a Z3 e Z4.1 e Z4.2, sendo colhidas 5 amostras por camada;
- Descrição e amostragem do pédone representativo de cada estação segundo metodologia elaborada por MIKKELSEN *et al.* (2006), incluindo informação relativa à vegetação, material originário do solo, condições topográficas e influência antrópica.

Processamento analítico

A metodologia analítica foi igualmente estabelecida pelo ICP Forests (2006), adoptando-se métodos padronizados para garantia de comparação entre os resultados dos países envolvidos no projecto. As amostras de material orgânico e mineral foram secas a 40°C, sendo retiradas antes amostras para determinação de humidade a 105°C. As primeiras foram moídas

utilizando um crivo com malha de 2 mm e as segundas crivadas por uma mesma malha, seguindo as normas ISO 11465 para humidade e ISO 11464 para quantificação dos elementos grosseiros. A determinação do carbono seguiu a norma ISO 10694, sendo utilizado o método da combustão por via seca, com autoanalisador CNS Leco.

Cálculos e tratamento dos dados

Calculou-se a massa de COS nas camadas orgânicas e minerais: nas primeiras utilizou-se a área de colheita, a espessura e peso seco por camada e nas segundas a concentração em carbono, a espessura, a proporção de terra fina e a massa volúmica aparente da camada em análise. A partir desses resultados e com base nos valores da média e do desvio padrão, calculou-se a curva de distribuição normal das observações e determinaram-se os valores limite, os valores médios para as camadas consideradas e a probabilidade de ocorrência dos valores encontrados. Posteriormente, numa primeira fase recorreu-se ao tratamento estatístico por análise em componentes principais (REIS, 1997), a fim de analisar a relação possível que se pode estabelecer entre as variáveis caracterizadoras do local de colheita, os parâmetros em análise e as relações entre os próprios parâmetros. Estes dados permitiram evidenciar quais os factores ambientais mais condicionantes da distribuição dos valores de COS, nas camadas orgânicas e nas camadas minerais até 10, 30 e 100 cm de profundidade do solo e, ainda, determinar as correlações com os parâmetros do solo. Numa segunda fase, através da georreferenciação dos pontos correspondentes às observações e de processos de geoestatística (ex. Kriging. SOARES, 2006), procedeu-se à interpolação dos valores, de modo a obter a distribuição geográfica contínua dos valores obtidos. Para as análises referidas recorreu-se aos programas Microsoft Excel 2007, JMP versão 4.1 e ArcGis versão 9.2.

Resultados e discussão

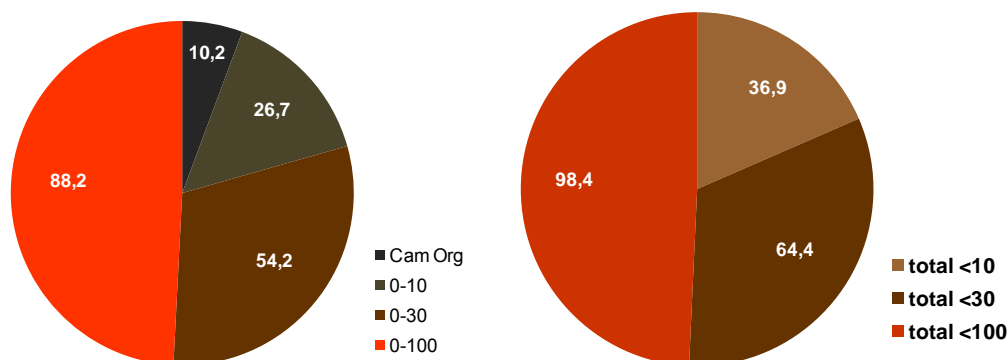
Conforme se resume nos quadros 1 e 2 e se ilustra nos gráficos das figuras 2 e 3, os valores ocorridos distribuem-se globalmente da seguinte forma: (i) nas camadas orgânicas variam entre 0,2 e 54,3 com média de 10,2 Mg ha⁻¹ situando-se a maioria (61%), entre 5 e 25 Mg ha⁻¹, com apenas 8% de probabilidade de ultrapassarem os 25 Mg ha⁻¹; (ii) na camada mineral 0-10 cm, os valores situam-se entre 4,9 e 78,1 e média de 26,7 Mg ha⁻¹, na sua maioria (77%) no intervalo 15 a 50 Mg ha⁻¹ e apenas com 4 % de probabilidade de ultrapassarem os 50 Mg ha⁻¹; (iii) na espessura de 0 a 30 cm de profundidade, os valores situam-se entre 16,5 e 153,4 e média 54,2 Mg ha⁻¹, com 73% deles entre 25 e 100 Mg ha⁻¹ e apenas 9 % de probabilidade de ultrapassarem este valor; (iv) na espessura 0-100 cm, os valores oscilam entre 16,6 e 305 e média de 88,2 Mg ha⁻¹, maioritariamente (84%) com valores até 150 Mg ha⁻¹ e apenas 15% de probabilidade de ultrapassarem aquele valor.

Quadro 1 - Valores mínimos, máximos e médios de COS (Mg ha⁻¹) obtidos nas 103 estações estudadas

camada cm	min	máx	média
	Mg ha ⁻¹		
hor org	0,2	54,3	10,2
0-10	4,9	78,1	26,7
0-30	16,5	153,4	54,2
0-100	16,6	305,0	88,2

Quadro 2 - Distribuição percentual dos valores de COS por camada e por classe de dimensão (Mg ha⁻¹)

C cam org		C 0-10 cm		C 0-30 cm		C 0-100 cm	
classes	%	classes	%	classes	%	classes	%
< 5	31	< 15	19	< 25	18	< 50	26
5-10	18	15-25	26	25-50	27	50-100	31
10-15	18	25-35	28	50-75	30	100-150	27
15-25	25	35-50	23	75-100	16	150-200	12
> 25	8	> 50	4	> 100	9	> 200	3

**Figura 2** - Valores médios de COS (Mg ha⁻¹) para as camadas orgânicas e as três espessuras consideradas (A) e valores médios do total de COS (Mg ha⁻¹) por profundidade (B)

A comparação com valores apresentados por outros autores é difícil, dado que os encontrados na bibliografia ou são estimados com base em modelos (LISKI *et al.*, 2002), ou são referentes a datas diferentes (DUPOUEY *et al.*, 1999). Os primeiros autores estimaram até 20 cm de profundidade, respectivamente para a Finlândia, Suécia e Alemanha de 48, 47 e 68 Mg ha⁻¹, enquanto as estimativas nacionais para os mesmos países que incluem as camadas até 75 a 100 cm, apontam para um total de COS até essas profundidades 60, 74 e 110 Mg ha⁻¹ respectivamente para os três países referidos. Os resultados agora obtidos para Portugal são de 53,3 e 98,4 Mg ha⁻¹ considerando o total de COS até 20 cm e até 100 cm de profundidade. Os segundos autores obtiveram para França com base na amostragem efectuada em 540 estações incluídas numa rede sistemática de 16 x 16 km cobrindo a floresta francesa correspondente ao inventário efectuada em 1993-94, 9 Mg ha⁻¹ para as camadas orgânicas e 70 Mg ha⁻¹ para as camadas minerais até 30 cm, enquanto os resultados obtidos com o presente trabalho são de 10,2 e 54,2 Mg ha⁻¹ para as mesmas camadas. Ainda que a origem dos resultados tenha metodologias e épocas diferentes, de uma forma global enquadram-se no gradiente geral de COS que tem sido referido para a Europa considerando os vários ambientes climáticos (JONES *et al.*, 2004).

Sobre a distribuição percentual de cada camada no total de COS no solo (Figura 3), os horizontes orgânicos contribuem com 27,6%, 15,8% e 10,4% respectivamente até 10, 30 e 100 cm. Quanto à influência das camadas minerais no total de COS, a camada de 0-10 cm contribui com 72,4, 41,4 e 27,1% respectivamente até 10, 30 e 100 cm de profundidade. Esta camada é, entre as camadas minerais, aquela que tem claramente maior contributo, o que seria esperado tendo em conta a sua maior concentração em carbono. De facto, se se considerar a

distribuição percentual por cm de solo, a camada 0-10 cm concorre respectivamente com 7,2, 4,1 e 2,7 em % por cm. Estes contributos são consideravelmente superiores aos das camadas 10-30 cm (2,1 e 1,4 em % por cm, até 30 e 100 cm respectivamente) e a camada de 30-100 cm, que concorre com 0,5% por cm, até 100 cm. Este facto torna o acompanhamento da concentração e massa de COS nesta camada particularmente indicativo da dinâmica do carbono no solo. Tomando o conjunto das camadas orgânicas mais a camada mineral de 0 a 10 cm, este conjunto representa 37,5% do total de COS até 100 cm.

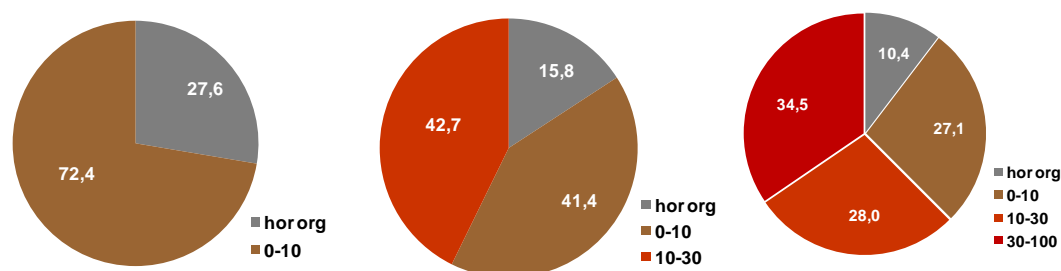


Figura 3 - Distribuição percentual do total de COS, até 10 cm (A) 30 cm (B) e 100 cm (C) de profundidade

Quadro 3 - Matriz de correlação e respectivos coeficientes entre os valores da massa de COS e parâmetros do solo e ambientais (n=103)

	Altitude	Esp Cam Org	C Cam Org	C 0-10	C 0-100	PMA	TMA
Altitude	1						
Esp Cam Org	0,366	1					
C Cam Org	0,226	0,853	1				
C 0-10	0,255	0,777	0,866	1			
C 0-100	0,259	0,636	0,675	0,743	1		
PMA	0,295	0,576	0,469	0,534	0,624	1	
TMA	-0,621	-0,447	-0,335	-0,271	-0,331	-0,508	1

$r \geq 0,321 p < 0,001$; $0,321 > r \geq 0,254 p < 0,01$; $0,254 > r \geq 0,196 p < 0,05$

A matriz de correlação obtida entre os valores de COS e parâmetros do solo e ambientais, cujas relações mais relevantes se expressam no quadro 1, permitiu observar a existência de: (i) elevada correlação positiva entre COS e a espessura das camadas orgânicas; (ii) elevada correlação positiva entre COS e a precipitação média anual (PMA); (iii) correlação também elevada mas menor e negativa entre COS e a temperatura média anual (TMA); (iv) correlação menor e positiva entre COS e a altitude.

Em estudo anterior na região Norte do país, foi também encontrada elevada correlação entre COS e PMA ($r=0,850$, $p<0,001$), mas em contra-partida não foi encontrada correlação significativa com a temperatura média anual, o que se interpreta como uma consequência do facto de não haver na população de amostras desse estudo um gradiente suficientemente diferenciado de temperaturas em contraste com o elevado gradiente de precipitações das áreas amostradas (MARTINS, 1993).

As maiores quantidades de COS ocorrem assim nas áreas de maior precipitação, nomeadamente no Noroeste, com uma tendência geral de decréscimo nas áreas do sul e interior, em correspondência com menor pluviosidade e acentuado índice de aridez, conforme se ilustra na figura 4.

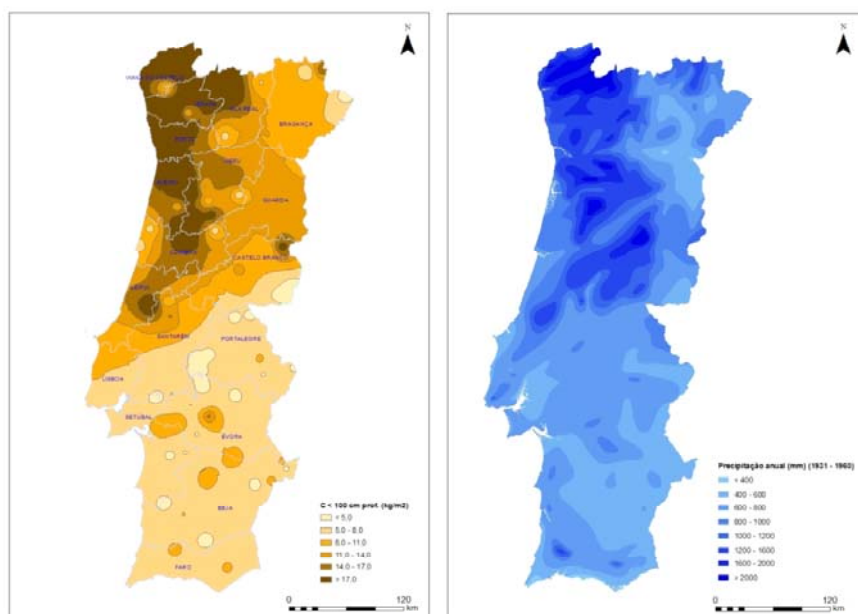


Figura 4 - Distribuição dos valores de COS e relação estreita destes com a precipitação média anual

Conclusões

- ✓ Considera-se como um dos resultados mais relevantes deste trabalho o conhecimento actualizado sobre a massa e distribuição no solo de COS em sistemas florestais, até à data muito insuficiente, permitindo observar no futuro a tendência da dinâmica do carbono nos sistemas estudados e comparar com outros países europeus;
- ✓ Os resultados obtidos são dificilmente comparáveis com outros preexistentes no país e em países europeus devido à inexistência de dados, à utilização de metodologias diferentes ou à sua possível desactualização;
- ✓ A distribuição de COS no perfil do solo mostra que a camada mineral superficial de 0-10 cm dá um contributo particularmente importante para o total de COS no solo, o que faz desta camada uma referência na sua monitorização;
- ✓ A tendência mais claramente observada, foi a relação estreita e positiva entre o COS com a precipitação anual e negativa com a temperatura ambiente, confirmando a utilidade da dinâmica de COS como possível indicador de alterações climáticas;
- ✓ Atendendo às características climáticas de Portugal Continental com uma forte assimetria nos valores da precipitação entre o litoral e o interior e o N e o S, os valores agora obtidos

e a sua evolução poderão ser uma referência sobre a dinâmica do carbono em ambientes temperados.

Agradecimentos

A equipa responsável pelo trabalho expressa o seu agradecimento: (i) à DRRF, actual AFN, e, em especial ao seu ex-Director Prof. Francisco Castro Rego, o qual nos confiou o trabalho e deu-nos a oportunidade de o executarmos; (ii) à Eng^a Conceição Barros que fez a ligação entre a AFN e a equipa, pelo seu constante empenho e papel fundamental na condução de todo o processo; (iii) aos técnicos dos núcleos florestais pelo apoio dado na localização das estações; (iv) aos colaboradores José Rego, Manuel Duarte, Andrew Pallister e Luís Calaim pelo apoio inestimável nas tarefas de campo; (v) aos laboratórios de Solos e Plantas da UTAD e ao LQARS pelo apoio fundamental no processo analítico; (vi) à colega Ester Portela pela revisão crítica e atenta do texto.

Referências bibliográficas

- CANNEL, M.G.R., DEWAR, R.C., 1995. The carbon sink provided by plantation forests and their products in Britain. *Forestry* **68**: 35-48.
- DUPOUEY, J.-L., PIGNARD, G., BADEAU, V., THIMONIER, A., DHÔTE, J.-F., NEPVEU, G., BERGÈS, L., AUGUSTO, L., BELKACEM, S., NYS, C., 1999. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. C.R. *Acad. Agric. Fr.* **85**(6): 293-310.
- HARRISON, A.F., HOWARD, P.J.A., HOWARD, D.M., HOWARD, D.C., HORNUNG, M., 1995. Carbon storage in forest soils. *Forestry* **68**: 335-348.
- GALLARDO-LANCHO, J.F., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M.I., 2004. Sequestration of Carbon in Spanish Deciduous Oak Forests. In: Schnabel, S. & Ferreira, A. (Edts). Sustainability of Agrosilvopastoral Systems - Dehesas, Montados. *Advances in Geoecology* **37**: 341-351.
- INIAP/LQARS, DGRF, 2007. Normas de colheita de amostras de terra nas Estações de Nível I. Lisboa: Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva.
- International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests), 2006. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part IIIa: Sampling and Analysis of Soil. United Nations Economic Commission for Europe. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. ICP Forests, 108 págs. Elaborado pelo Expert panel on Soil, Forest Soil Coordinating Centre (<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>).
- JONES, R.J.A., HIEDERER, R., RUSCO, E., LOVELAND, P.J., MONTANARELLA, L., 2004. Topsoil Organic Carbon Content in Europe (Version 1.2). Special Publication Ispra 2004, No 72, map in ISO BI format, European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- JONG, B.H.J., 2001. Uncertainties in estimating the potential for carbon mitigation of forest management. *For Ecol Manage* **154**: 85-104.
- LISKI, J., PERRUCHOU, D., KARJALAINEN, T., 2002. Increasing carbon stock in the forest soils of western Europe. *For. Ecol. Manage.* **169**: 159-175.
- MARTINS, A.A.A., 1992. Génese e evolução de solos derivados de granitos. Estudo de uma climosequência no norte de Portugal. Tese de doutoramento. UTAD, Vila Real.
- MIKKELSEN, J.H., COOLS, N., LANGHOR, R., 2006. Guidelines for Forest Soil Profile Description. Geraadsbergen, Belgium: Forest Soil Coordinating Centre / Institute for Forestry and Game Management of the Flemish Community.

- NORTCLIFF, S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agric Ecosystems and Environm* **88**: 161-168.
- PAGE-DUMROESE, D., JURGENSEN, M., ELLIOT, W., RICE, T., NESSER, J., COLLINS, T., MEURISSE, R., 2000. Soil quality standards and guidelines for forest sustainability in northwestern North America. *For. Ecol. Mang.* **138**: b445-462.
- REIS, E., 1997. Estatística Multivariada Aplicada. Edições Sílabo, Lisboa.
- SOARES, A., 2006. Geoestatística para ciências da terra e do ambiente. Segunda edição. IST Press, Lisboa.

Posters

O FOREST-BGC no Estudo de Dinâmicas de Carbono em Eucaliptais com Recurso a Imagens LANDSAT TM

Leónia Nunes¹ e Domingos Lopes²

¹Escola Superior Agrária de Viseu. Departamento de Produção Vegetal. Quinta da Alagoa, Estrada de Nelas – Ranhados, 3500-606 VISEU

²Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Departamento Florestal. Quinta de Prados. Apartado 1013, 5001-801 VILA REAL

Introdução

A produtividade primária líquida (PPL) é uma variável chave para estudos ecológicos que permite a monitorização do impacto das alterações climáticas sobre os ecossistemas. Esta monitorização é particularmente importante face aos pressupostos estipulados pelo protocolo de Quioto, já que a PPL anual representa o montante líquido de carbono fixado pelas plantas, através da fotossíntese em cada ano (MELILLO *et al.*, 1993).

Resultante da importância da estimativa da PPL nos ecossistemas, de forma sistemática e global, resulta a necessidade de recorrer a modelos ecofisiológicos, como o FOREST-BGC, que estimem com precisão a PPL (GOWER *et al.*, 1999). ÅGREN *et al.* (1991) reforçam esta ideia ao considerar os modelos como a melhor ferramenta disponível para prever como os ecossistemas serão afectados por alterações climáticas.

O FOREST-BGC (BGC - Ciclos Biogeoquímicos) é um modelo ecofisiológico de representação da produção que calcula os principais processos que ocorrem nos ecossistemas florestais, resultantes dos ciclos do carbono, água e azoto (Figura 1).

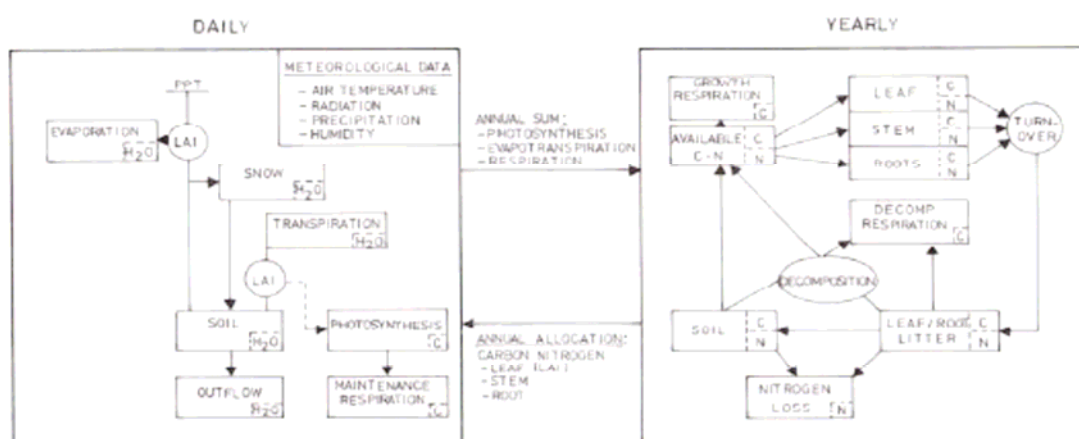


Figura 1 - Diagrama com os fluxos nos diversos compartimentos do FOREST-BGC, com as componentes diárias e anuais do modelo (RUNNING & COUGHLAN, 1988)

Este modelo foi desenvolvido em 1988, na Universidade de Montana, e permite estimar as seguintes variáveis: interceptação e evaporação no coberto, transpiração, fotossíntese, crescimento e respiração de manutenção, fixação de carbono em cima e abaixo do solo, quantificação de resíduos, decomposição e mineralização do azoto (RUNNING & COUGHLAN, 1988).

Área de Estudo

Os dados foram recolhidos em 31 parcelas circulares de 500 m² localizadas a 8 km de Amarante, na Vila de Aboim (Figura 2).

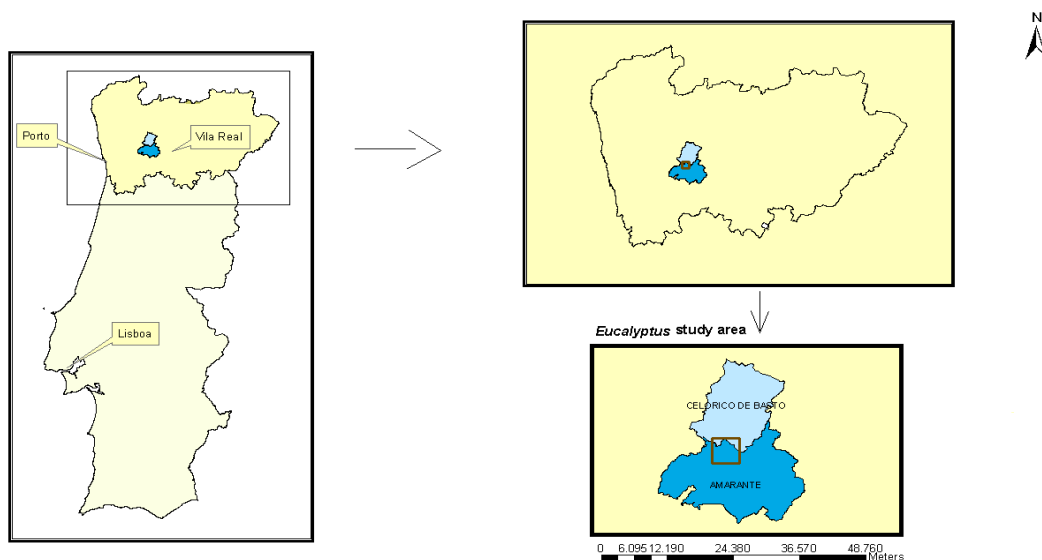


Figura 2 - Localização da área de estudo

Foram realizadas medições dendrométricas, fisiológicas e pedológicas de modo a estimar a PPL nas parcelas de amostragem analisadas.

Metodologia

Para analisar o desempenho do modelo e perspetivar a criação de mapas da produtividade, comparou-se os dados da PPL estimados pelo modelo com os valores da PPL observados em campo.

A avaliação da PPL em campo foi realizada através do cálculo de dinâmicas de biomassa para o estrato arbóreo onde foram efectuadas medições do diâmetro à altura do peito (dap) de todas as árvores (2001 e 2002) e aplicadas equações de biomassa ajustadas por FABIÃO (1986) para as várias componentes da árvore (ΔB). Para a avaliação do estrato arbustivo foi feita a recolha do material que cresceu ao longo de 1 ano num rectângulo de 1 x 1 m², e durante um ano foi recolhida a folhagem num rectângulo de 40 x 60 cm. A PPL foi medida através da avaliação das mudanças na biomassa entre períodos de medição e quantificação das perdas e de acordo com

a Equação 1, em que ΔB representa o acréscimo de biomassa no estrato arbóreo, no período de tempo considerado, e inclui ainda o crescimento em biomassa do subcoberto, no mesmo período de tempo (WARING *et al.*, 1998).

$$PPL = \Delta B + \text{Perdas}, \quad (\text{Eq. 1})$$

Para executar a simulação da produtividade do ecossistema pelo FOREST-BGC, o modelo necessita de dois ficheiros de entrada: um dos ficheiros contém dados diários de clima (filename.CLM) e o outro ficheiro contém dados caracterizadores do local de estudo (filename.DAT). O ficheiro de saída (filename.GRW) prevê valores anuais relativos a transpiração, fotossíntese, respiração de manutenção e carbono na folha, tronco e raiz (Figura 3).

A Figura 3 (C) apresenta o *output* filename.GRW com os valores da Produtividade Primária Bruta (PPB) e da Respiração Autotrófica (Ra). Para obter os valores da PPL, e de acordo com a Equação 2, é necessário subtrair a Ra e a GPP (FIELD *et al.*, 1995; GOWER *et al.*, 1999).

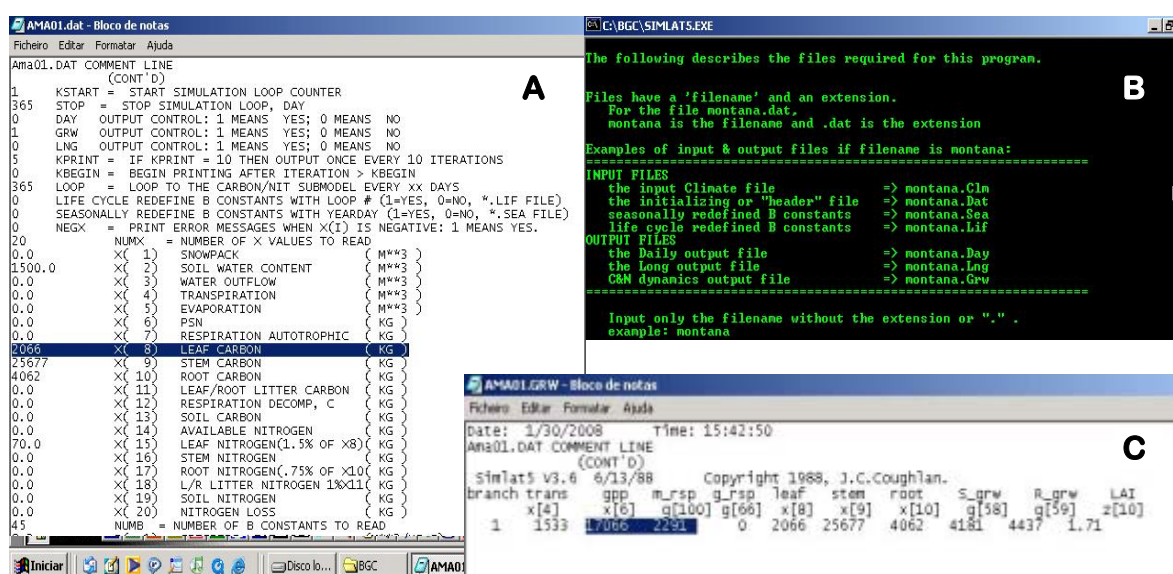


Figura 3 - Um dos ficheiros de *input* para o FOREST BGC (A), o executável deste modelo (B), e o *output* (C).

$$PPL = PPB - R_a, \quad (\text{Eq. 2})$$

Após a estimativa dos valores da PPL, compararam-se as estimativas da PPL obtidas pelo FOREST-BGC (PPL estimada) com os valores da PPL avaliados em campo (PPL observada), para as mesmas parcelas de amostragem. Esta comparação foi feita com o objectivo de identificar o erro das estimativas do FOREST-BGC. Verificou-se que não existe uma relação directa entre estes dois tipos de dados, obtidos em campo e pelo modelo, e portanto, a existência de um erro, indicada pela diferença entre os valores.

Resultados

Da análise gráfica (Figura 4), verifica-se que a PPL estimada das parcelas 1 à 16 mantém o mesmo padrão de variação relativamente à PPL observada. Estas parcelas coincidem com os povoamentos mais jovens. O mesmo não se verifica com a mesma intensidade entre as parcelas 17 e 31, em que a variação entre a PPL estimada e a PPL observada não apresentam uma tendência de variação tão próxima, ainda que a diferença entre os valores estimados e observados não seja, aparentemente, muito mais elevada.

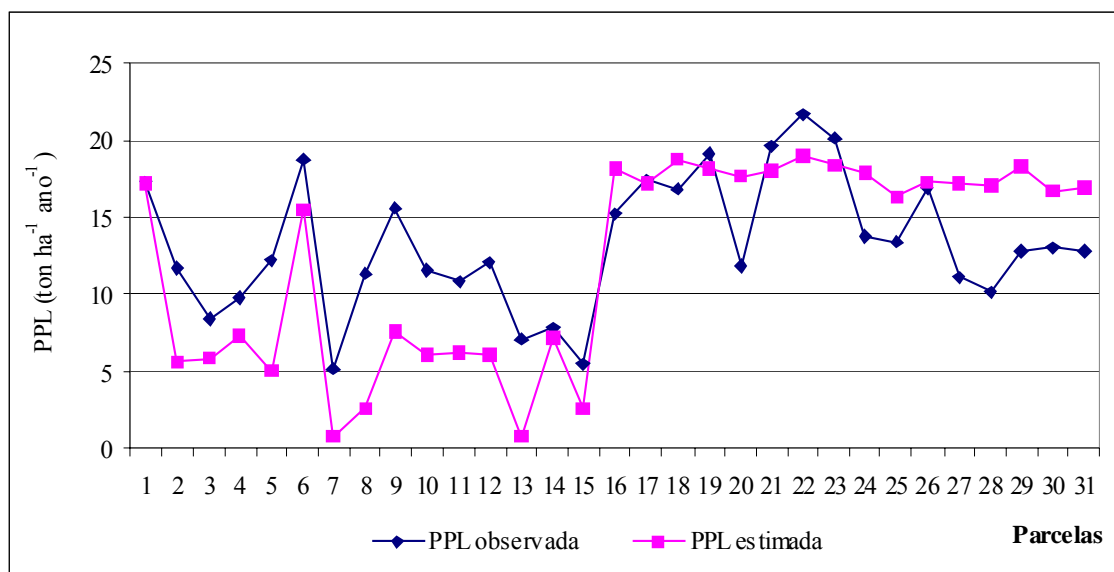


Figura 4 - Comparação entre os valores da PPL observada e da PPL estimada através do modelo FOREST-BGC

Pela análise descritiva do erro entre a PPL observada e a estimada, verifica-se que este apresenta uma média de $1,00 \text{ ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e que varia entre o mínimo de $-6,93$ e $8,70 \text{ ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a globalidade dos registos.

Para aumentar a exactidão do FOREST-BGC ajustaram-se posteriormente modelos preditivos, usando como variáveis independentes os índices de vegetação, avaliados a partir de imagens LANDSAT TM, e as variáveis dendrométricas, recolhidas em campo, e como variável dependente o erro

O modelo de regressão linear simples ajustado para a estimativa do erro com os índices de vegetação apresenta um $R = 0,796$ e um $S_{yx} = 2,642$, com a expressão matemática: $y_{\text{erro}} = 10,575 - 28,540 * NDI(MIR2) + 4,82 * TVI3 + 0,021 * TVI8$.

Pela observação da Figura 5, verifica-se que o modelo desenvolvido conforma bem com a dispersão das observações, e tem uma distribuição muito próxima da normal, pois todos os pontos dos gráficos posicionam-se relativamente próximo da recta.

O modelo ajustado de regressão linear simples para a estimativa do erro com a variável dendrométrica ($y_{\text{erro}} = 11,392 - 0,725 * h_g 2001$) apresenta um $R = 0,719$ e um $S_{yx} = 3,037$.

Pela observação da Figura 6, verifica-se que o modelo desenvolvido conforma bem com a dispersão das observações, e tem uma distribuição muito próxima da normal, pois todos os pontos dos gráficos posicionam-se relativamente próximo da recta.

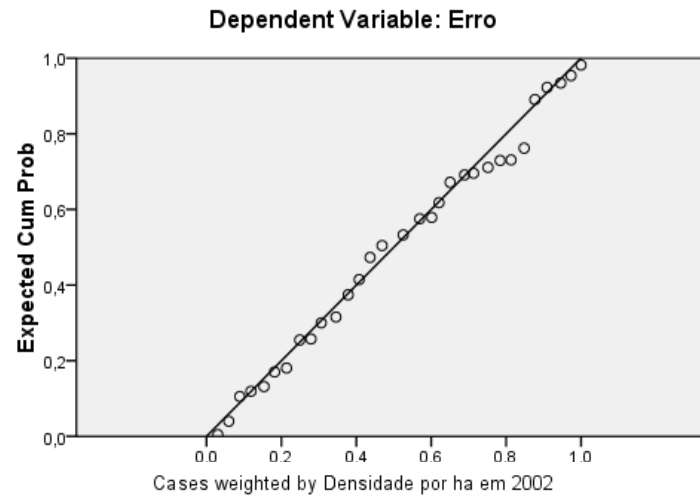


Figura 5 - Gráfico de probabilidade normal para os valores do erro e índices de vegetação ($NDI(MIR2)$, $TVI3$, $TVI8$)

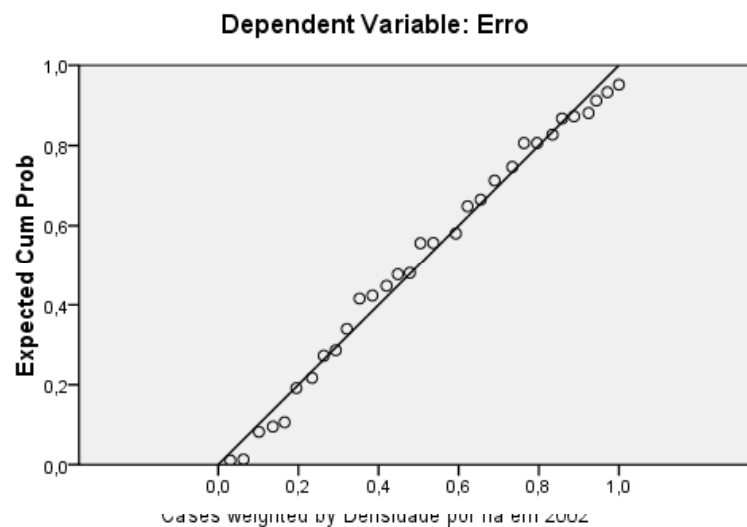


Figura 6 - Gráfico de probabilidade normal para os valores do erro e a variável dendrométrica ($hg2001$)

Após o ajuste das equações para a estimativa do erro, procedeu-se à comparação entre o erro, o erro com a variável dendrométrica preditora ($hg2001$) e o erro com os índices de vegetação preditores ($NDI(MIR2)$, o $TVI3$ e o $TVI8$). Verifica-se (Figura 7), maiores diferenças da linha do erro relativamente à linha do modelo do erro com a $hg2001$ e à linha do modelo do erro com os índices de vegetação, nas parcelas 8, 22, 25 e 28. As parcelas 1, 2, 14, 15, 16, 20, 21 e 27 apresentam comportamento semelhante entre o erro e os dois modelos. O modelo ajustado do

erro com os índices de vegetação apresenta comportamento tendencialmente mais semelhante ao erro, face ao modelo ajustado do erro com a variável dendrométrica.

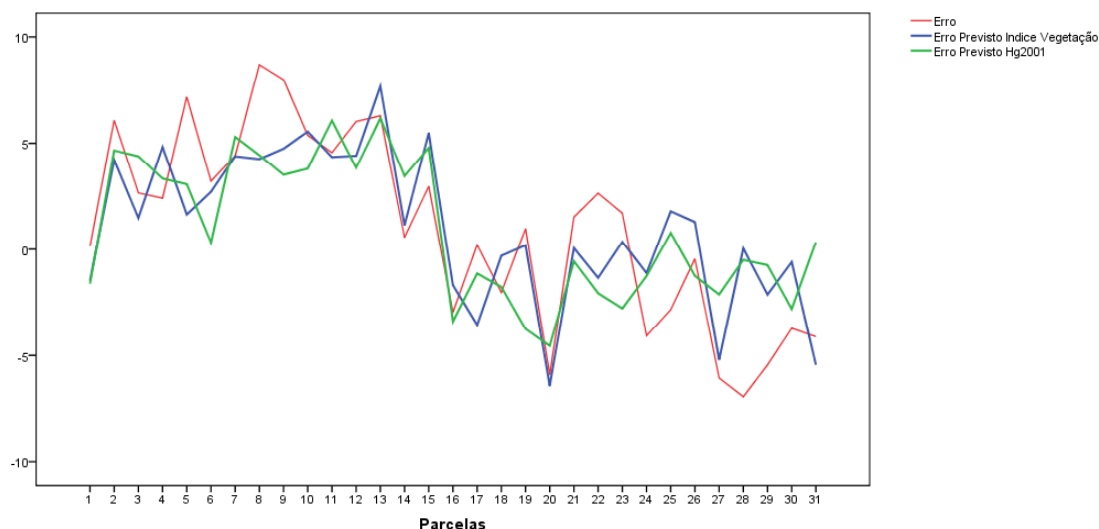


Figura 7 - Comparação entre o erro, o erro com a h_{g2001} e o erro com o $NDI(MIR2)$, $TVI3$ e $TVI8$

Não foram ajustados modelos de regressão linear múltipla, devido à elevada correlação entre as variáveis dendrométricas e índices de vegetação consideradas mais importantes para a variável erro.

Comentário Final

O presente estudo permitiu desenvolver metodologias que tornam mais exacto o modelo de simulação da produção, o FOREST-BGC, e, desta forma a disponibilização de uma ferramenta prática que torne possível a quantificação e monitorização do carbono fixado pelos ecossistemas florestais, neste caso de *Eucalyptus globulus*.

Bibliografia

- ÅGREN, G.I., MCMURTRIE, R.E., PARTON, W.J., PASTOR, J., SHUGART, H.H., 1991. State-of-the-art of models of production-decomposition linkages in conifer and grassland ecosystems. *Ecological Applications* **2**: 118-138.
- FABIÃO, A.M., 1986. *Contribuição para o estudo da dinâmica da biomassa e da produtividade primária líquida em eucaliptais – região litoral do centro de Portugal*. Tese de doutoramento, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal, 161 pp.
- FIELD, C.B., RANDERSON, J.T., MALMSTROM, C.M., 1995. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **51**: 74-88.
- GOWER, S.T., KUCHARIK, C.J., NORMAN, J.M., 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment* **70**: 29-51.
- LOPES, D., 2005. *Estimating Net Primary Production in Eucalyptus globulus and Pinus pinaster Ecosystems in Portugal*. Doctor Thesis, Kingston University and Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 291pp.
- MELILLO, J.M., MCGUIRE, A.D., KICKLIGHTER, D.W., MOORE III, B., VOROSMARTY, C.J. SCHLOSS, A.L., 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* **363**(May): 234-240.

- NUNES, L., 2008. *Dinâmicas de carbono em povoamentos de Eucalyptus globulus recorrendo ao FOREST-BGC e a detecção remota*. Dissertação de Mestrado. UTAD. Vila Real. pp 107.
- RUNNING, S., COUGHLAN, J., 1988. A general model of forest ecosystem processes for regional applications – I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* **42**: 125-154.
- WARING, R.H., LANDSBERG, J.J., WILLIAMS, M., 1998. Net primary production of forests: a constant fraction of gross primary production? *Tree Physiology* **18**: 129-134.

Simulação de Impactos das Alterações Climáticas na Produção Primária Líquida de Povoamentos de Eucalipto e Pinheiro Bravo no Norte de Portugal

Domingos Lopes¹, Leónia Nunes², António Rodrigues¹, César Gomes¹, Marla Pereira¹, Armindo Teixeira¹, Carlos Fernandes¹ e Carlos Brito¹

¹Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Departamento Florestal. Quinta de Prados, Apartado 1013, 5001-801 VILA REAL

²Escola Superior Agrária de Viseu. Departamento de Produção Vegetal. Quinta da Alagoa, Estrada de Nelas – Ranhados, 3500-606 VISEU

Objectivo

Avaliar impactos decorrentes de diferentes cenários de alterações climáticas na produção primária líquida, e, portanto, fixação de carbono, de ecossistemas florestais de eucalipto e pinheiro-bravo no Norte de Portugal.

Considerações Iniciais

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projecto PTDC/AGR-CFL/69733/2006 da FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia). O projecto é intitulado "Modelação da produtividade primária líquida e do balanço de carbono de ecossistemas florestais portugueses a diferentes escalas" e tem como principal objectivo a obtenção de um modelo para uso generalizado na estimação da produtividade primária líquida (PPL) e do balanço de carbono para a floresta de produção em Portugal, nomeadamente floresta de eucalipto e pinheiro-bravo.

Introdução

A gestão florestal tem sofrido alterações no sentido de encontrar soluções que satisfaçam os vários produtos e serviços que podem advir da floresta e de todo o ecossistema envolvente.

Um dos serviços desempenhados pela floresta, com grande relevância face aos pressupostos estipulados pelo protocolo de Quioto, é a fixação de carbono. À escala global, as florestas poderão constituir um reservatório de carbono atmosférico importante (ODUM, 1988; WOODWELL, 1987), pois a vegetação, através da fotossíntese, tem a capacidade de fixar dióxido de carbono (CO₂) (EMMANUEL & KILLOUGH, 1984; PEREIRA *et al.*, 2004b) e constituir uma importante variável no balanço global de carbono.

Aproximadamente 15% do reservatório de carbono atmosférico é fixado anualmente pela fotossíntese através das plantas terrestres. Assim, qualquer alteração nesta taxa de fixação, como resultado da mudança global ambiental, poderá ter um impacto significativo na taxa de CO₂ atmosférico (WILLIAMS *et al.*, 1997).

As reservas de carbono na vegetação e solo podem ser observadas na Tabela 1. Verifica-se que as reservas de carbono em solos são muito superiores às das reservas presentes na vegetação, particularmente em ecossistemas não florestais nas médias altas latitudes (WATSON *et al.*, 2000). A Tabela 1 e Figura 1 mostram que, em geral, cerca de 50% do stock de carbono actual é encontrada nas florestas.

Tabela 1 - Stocks global de carbono na vegetação e no solo de reservatórios de carbono a profundidade de um metro (adaptado de WATSON *et al.*, 2000)

	Área (10 ⁹ ha)	Stock global de carbono (G ton C)		
		Vegetação	Solo	Total
Floresta tropical	1,76	212	216	428
Floresta temperada	1,04	59	100	159
Floresta boreal	1,37	88	471	559
Savana tropical	2,25	66	264	330
Pastagens temperadas	1,25	9	295	304
Deserto e semideserto	4,55	8	191	199
Tundra	0,95	6	121	127
Zonas húmidas	0,35	15	225	240
Terras aráveis	1,6	3	128	131
Total	15,12	466	2011	2477

De acordo com BERGH *et al.* (2003), as florestas boreais e temperadas são caracterizadas pela baixa produtividade e longos períodos de rotação e são, sem dúvida, os mais importantes reservatórios de carbono. A crescente importância dos ecossistemas florestais ocorre, não só porque eles constituem os mais importantes reservatórios de carbono, mas também devido às suas características intrínsecas.

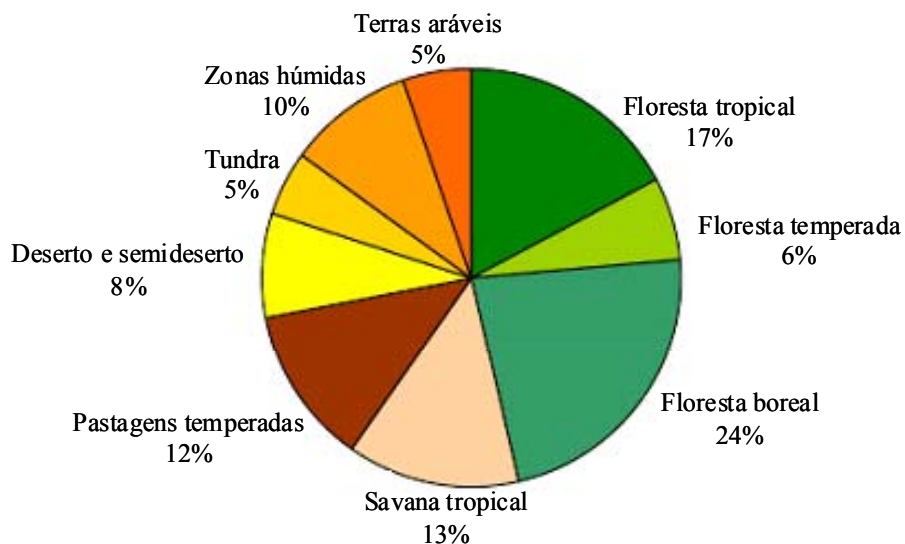


Figura 1 - Stocks globais de carbono nos principais biomas (WATSON *et al.*, 2000)

O panorama actual aponta para alterações climáticas globais, com impactos directos negativos sobre os ecossistemas terrestres, nos diversos sectores sócio-económicos, na saúde pública e no bem-estar humano e, com inevitável impacto ao nível da capacidade destes ecossistemas em fixar carbono.

Alterações nas concentrações atmosféricas de carbono e suas consequências são preocupação e tema de discussão da comunidade científica há algumas décadas (WOODWELL, 1987; WOODWELL *et al.*, 1998). O Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) tornou-se numa referência internacional para a investigação ao nível das alterações climáticas. Em 2000, o IPCC mostrou que, entre o período de 1850 a 1998, a concentração de CO₂ aumentou de 285 ppm para 366 ppm na atmosfera. Este aumento ficou a dever-se principalmente à queima de combustíveis fósseis, destruição das florestas e, mais recentemente, às mudanças no uso da terra em regiões tropicais.

Em termos de projecções futuras, para o início do século XXI, PUHE & ULRICH (2000) previram taxas de aquecimento global de cerca de 0,3°C ($\pm 0,15^\circ\text{C}$) para todo o planeta em geral, por década. No entanto, em áreas com condições de Verões mais quentes e associadas a ventos de zonas interiores, prevêem que as temperaturas extremas não subam mais do que os valores médios. Em termos de mudança nos padrões de precipitação, estes investigadores salientaram que, em geral, a precipitação de Inverno subirá dentro de um intervalo de 0,25 a 1-2 mm/dia, excluindo o Norte da Escandinávia e a Região do Mediterrâneo. PASTOR & POST (1988) sugeriram que a temperatura média global aumentará entre 2°C e 4°C e o CO₂ atmosférico irá duplicar durante o próximo século.

A Figura 2 representa a evolução da temperatura média de Inverno entre 1900 e 1996. Verifica-se que grande parte da Europa teve um aumento médio da temperatura, no último século, de cerca de 0,8°C. Este aumento não foi contínuo ao longo do século, sendo mais acentuado durante o período de Inverno. A análise também sugere que o aumento da temperatura mínima foi maior do que alterações nas temperaturas máximas. Em termos de tendências de precipitação anual, o século passado caracteriza-se essencialmente pelo reforço de precipitação na metade Norte da Europa, com aumentos que variaram entre os 10% e os 50%.

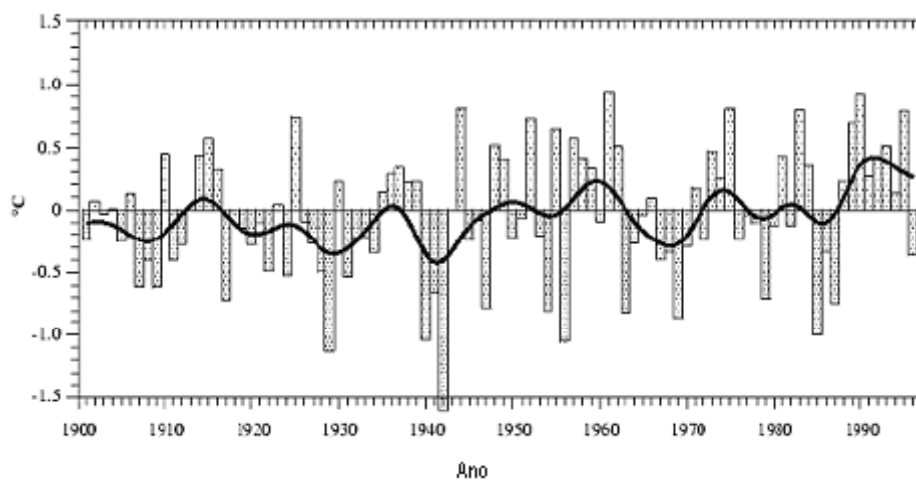


Figura 2 - Temperatura anual de Inverno anormal para a Europa durante o período 1900-1996 (adaptado de WATSON *et al.*, 2000)

É fundamental compreender a evolução dos ecossistemas face às mudanças climáticas de modo a auxiliar na tomada de decisão e na implementação de políticas, a fim de preparar e/ou mitigar eventuais consequências negativas. Esta previsão deve ultrapassar a esfera das aproximações empíricas, que não se mostram adequadas, devido ao longo período de tempo associado a estes processos (ÅGREN *et al.*, 1991; RYAN *et al.*, 1996) e desta forma, a simulação reveste-se como uma ferramenta prática, uma vez que os modelos são as melhores ferramentas de que dispomos para tais fins (RUNNING, 1994). De facto, a resposta de um ecossistema a uma alteração climática ocorre a diferentes escalas de tempo e espaço, e pode ser explicada por um conjunto de modelos (ÅGREN *et al.*, 1991).

As simulações permitidas pelos modelos constituem um instrumento essencial para avaliar processos do ecossistema a escalas de espaço e tempo para além dos limites das medições directas (RUNNING, 1994), e são ferramentas práticas que podem servir de apoio à decisão na gestão dos povoamentos florestais e na previsão de possíveis efeitos, nomeadamente os resultantes das acções de gestão (LANDSBERG & GOWER, 1997).

O modelo ecofisiológico FOREST-BGC (BGC - Ciclos Biogeoquímicos) foi desenvolvido em 1988, na Universidade de Montana, e permite estimar a produção de um ecossistema (RUNNING & COUGHLAN, 1988).

A PPL é uma variável chave para monitorizar alterações climáticas, pois reflecte a produção total num ecossistema e pode, por isso, ser considerada uma variável completa, que assume grande utilidade na gestão e planeamento dos ecossistemas (FIELD *et al.*, 1995; GOWER *et al.*, 1999). A determinação da quantidade de carbono do ecossistema é dada pelo valor de cada componente de biomassa multiplicado pela percentagem de carbono que representa em termos de biomassa.

Para a estimativa da PPL, o FOREST-BGC foi parametrizado e validado como um modelo de simulação de modo a possibilitar a significância ecológica da PPL e a determinação da sua sensibilidade às alterações climáticas.

Metodologia

WATSON *et al.* (2000) têm proposto uma vasta gama de cenários de alterações climáticas para Península Ibérica, e para Portugal, em particular, nos seus estudos globais (Tabela 2). Em termos de temperatura média anual, o IPCC estima um aumento entre 4 e 7°C ao longo do século. Os cenários da precipitação anual total propõem uma mudança mais complexa.

No presente estudo, foram analisados dados diários climáticos referentes a 2001 das estações meteorológicas de Vila Real e Marão. Para a simulação das alterações climáticas na PPL recorreu-se a duas áreas de estudos, conforme Figura 3. A área de estudo do pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) localiza-se em Boticas, pelo que foram utilizados os dados da estação meteorológica de Vila Real. Os dados da estação meteorológica do Marão foram utilizados para o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), por motivos de proximidade desta estação à área de estudo, que se localiza em Amarante.

Os dados climáticos originais foram utilizados para estimar variáveis de clima em cada uma das áreas de estudo com recurso ao modelo MTCLIM. O MTCLIM é um modelo de projecção de dados de clima numa estação base para qualquer local. As estimativas dos dados de clima a partir do centro de cada área de estudo (do eucalipto e do pinheiro-bravo) foram alteradas de

acordo com os 11 cenários presentes na Tabela 2 e utilizados como *input* para simulações no modelo FOREST-BGC.

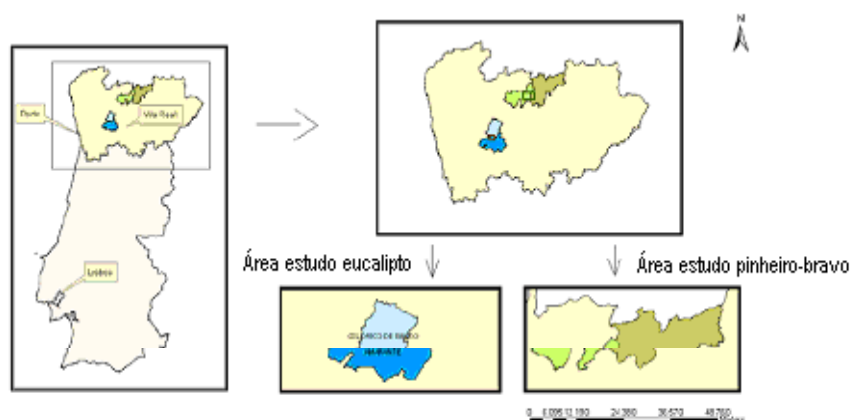


Figura 3 - Localização da área de estudo

Tabela 2 - Mudança de cenários para Portugal durante o próximo século com base na temperatura média anual e precipitação total anual de acordo com WATSON *et al.* (2000)

		TEMPERATURA		
		Inalterada	↑ 4°C em 100 anos	↑ 7°C em 100 anos
PRECIPITAÇÃO	Inalterada	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2
	↓ 15%	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5
	↓ 35% no Inverno; ↓ 15% no resto do ano	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8
	↑ 35% no Inverno; ↓ 47,5% no Outono ↓ 30% no resto do ano	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11

Resultados

Com o objectivo de avaliar o impacto que diferentes cenários de alterações climáticas, em curtos e longos períodos de tempo, têm na PPL das duas áreas de estudo, as estimativas da PPL obtidas através do FOREST-BGC serão analisadas no final do primeiro ano, e após 20 anos de simulação. Isto indica, não só a forma como estes ecossistemas irão reagir à mudança do clima, mas também, se essas reacções são detectadas imediatamente ou apenas após longos períodos de tempo.

A Tabela 3 apresenta os resultados de todas as simulações, no final do primeiro ano de simulação, de acordo com os cenários definidos anteriormente (Tabela 2) por WATSON *et al.* (2000).

Para o pinheiro-bravo, e segundo os dados apresentados na Tabela 3, a variável chave que afecta a PPL é a temperatura. Alterações simultâneas na precipitação e temperatura produzem um efeito superior a cada variável sobre a sua própria. No entanto, a precipitação também

afecta a PPL do pinheiro-bravo, que provavelmente estará ligado com o facto de estes povoamentos se localizarem nas zonas interiores de Portugal, onde a intensidade da chuva é menor do que nas zonas costeiras do país. A maior redução na estimativa da PPL esteve relacionada com maiores diminuições de precipitação ao longo do Inverno, altura é que normalmente é menor a actividade fotossintética. Este resultado é apenas aparente dado que o estudo foi baseado em dados climáticos de 2001, altura em que as condições do Inverno foram invulgares, pois, verificou-se, para o mês de Dezembro, temperaturas mais elevadas que o expectável para este período, com registos na ordem dos 15°C. Para além disto, referir que o pinheiro-bravo é uma espécie conífera de folha persistente, onde a fotossíntese pode ocorrer durante esse período, com valores maiores que o normal. Isto confirma a capacidade do FOREST-BGC em responder a situações particulares e descrever a realidade.

Tabela 3 – Resultados das estimativas da PPL ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) obtidas a partir de cenários de alterações climáticas, no primeiro ano de simulação

		Eucalipto TEMPERATURA			Pinheiro-bravo TEMPERATURA		
		Inalterada	↑ 4°C em 100 anos	↑ 7°C em 100 anos	Inalterada	↑ 4°C em 100 anos	↑ 7°C em 100 anos
PRECIPITAÇÃO	Inalterada	14693	14652 (↓0,28%)	14622 (↓0,48%)	17747	17697 (↓0,28%)	17661 (↓0,48%)
	↓ 15%	14692 (=)	14651 (↓0,29%)	14621 (↓0,49%)	17742 (↓ 0,03%)	17693 (↓0,30%)	17656 (↓0,51%)
	↓ 35% no Inverno; ↓ 15% no resto do ano	14692 (=)	14649 (↓0,30%)	14620 (↓0,50%)	17736 (↓ 0,06%)	17686 (↓0,34%)	17650 (↓0,55%)
	↑ 35% no Inverno; ↓ 47,5% no Outono ↓ 30% no resto do ano	14692 (=)	14651 (↓0,29%)	14621 (↓0,49%)	17759 (↓ 0,07%)	17710 (↓0,21%)	17673 (↓0,42%)

Para a área de estudo de eucalipto, verificou-se que mudanças nos valores da precipitação mantiveram inalterados os valores da PPL (Tabela 3). Este resultado pode ser explicado considerando que estes povoamentos estão localizados na zona costeira de Portugal, com uma quantidade considerável de precipitação. Apesar disto, e porque o solo é mais plano nesta área do que nos povoamentos de pinheiro-bravo e, tem com menor capacidade de retenção de água, indica a necessidade de considerar a previsão para períodos mais longos. A temperatura é a variável mais importante na PPL para a área de estudo do eucalipto, com maior decréscimo na produção em cerca de 0,5%, no final de apenas um ano.

O passo seguinte foi verificar se, as conclusões anteriores também se aplicam a simulações para períodos de 20 anos. Segundo os resultados apresentados na Tabela 4, verifica-se que, em termos gerais, as conclusões para um ano de simulação, mantêm-se. A partir de uma análise mais particular, verifica-se que um aumento de temperatura média pode conduzir a uma diminuição da produção para ambas as espécies. Com um aumento de 4°C na temperatura média prevê-se que reduza a produção em cerca de 7%, desde que o cenário actual de precipitação se mantenha inalterado. O impacto de alterações da precipitação foram alterados quando comparados com os referentes a um ano de simulação. Verifica-se que uma diminuição da precipitação conduz invariavelmente a uma redução da produção. Se se mantiver inalterada a temperatura e se diminuir a precipitação em 15%, a produção do eucalipto diminui em cerca de 1% e do pinheiro-bravo em 3%.

Tabela 4 - PPL acumulada (kg ha^{-1}) obtida a partir dos cenários de alterações climáticas proposto por WATSON *et al.* (2000), após 20 anos de simulação

		Eucalipto TEMPERATURA			Pinheiro-bravo TEMPERATURA		
		Inalterada	↑ 4°C em 100 anos	↑ 7°C em 100 anos	Inalterada	↑ 4°C em 100 anos	↑ 7°C em 100 anos
PRECIPITAÇÃO	Inalterada	110346	102854 (↓ 6,8%)	97189 (↓ 11,9%)	133282	124145 (↓ 6,9%)	117345 (↓ 12,0%)
	↓ 15%	109675 (↓ 0,6%)	102194 (↓ 7,4%)	96537 (↓ 12,5%)	129927 (↓ 2,5%)	122801 (↓ 7,9%)	115829 (↓ 13,1%)
	↓ 35% no Inverno; ↓ 15% no resto do ano	109332 (↓ 0,9%)	101856 (↓ 7,7%)	96204 (↓ 12,8%)	122128 (↓ 8,4%)	121512 (↓ 8,8%)	114491 (↓ 14,1%)
	↑ 35% no Inverno; ↓ 47,5% no Outono ↓ 30% no resto do ano	108952 (↓ 1,3%)	101462 (↓ 8,1%)	95798 (↓ 13,2%)	125864 (↓ 5,6%)	125456 (↓ 5,9%)	118330 (↓ 11,2%)

Comentário Final

O impacto das alterações nas duas espécies foi sempre maior, após 20 anos de simulação, quando comparado com apenas um ano de simulação. Este resultado indica a importância do factor tempo neste tipo de estudo. Um aumento na temperatura média produz um decréscimo na produção para ambas as espécies. Tendo em conta as diferentes necessidades hídricas de cada espécie, maiores valores de precipitação na área de estudo do eucalipto revela que a diminuição da simulação de precipitação não cria um grande deficit hídrico. Na área de estudo do pinheiro-bravo ocorre menor precipitação, apesar do solo apresentar uma boa capacidade de retenção da água disponível, que inibe a comparação directa entre as áreas de estudo. A versão do modelo FOREST-BGC, não permite alterações na concentração de CO_2 atmosférico, pelo que as mesmas não podem ser incluídas na análise, e desta forma limita as conclusões que podem ser tiradas referentes a diferentes cenários.

Bibliografia

- ÅGREN, G.I., MCMURTRIE, R.E., PARTON, W.J., PASTOR, J., SHUGART, H.H., 1991. State-of-the-art of models of production-decomposition linkages in conifer and grassland ecosystems. *Ecological Applications* **2**: 118-138.
- BERGH, J., FREEMAN, M., SIGURDSSON, B., KELLOMÄKI, S., LAITINEN, K., NIINISTÖ, S., PELTOLA, H., AND LINDER, S., 2003. Modelling the short-term effects of climate change on the productivity of selected tree species in Nordic countries. *Forest Ecology and Management* **183**: 327-340.
- EMMANUEL, W.R., KILLOUGH, G.G., 1984. Modeling terrestrial ecosystems in the global carbon cycle with shifts in carbon storage capacity by land-Use change. *Ecology* **65**: 970-983.
- FIELD, C.B., RANDERSON, J.T., MALMSTROM, C.M., 1995. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **51**: 74-88.
- GOWER, S.T., KUCHARIK, C.J., NORMAN, J.M., 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment* **70**: 29-51.
- HEWITT, G.M., 2004. The structure of biodiversity – insights from molecular phylogeography. *Frontiers in Zoology* **1**: 4.
- IPCC, 2000. *Land use, land-use change, and forestry*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press: 377 p.

- LANDSBERG, J.J., GOWER, S.T., 1997. *Application of physiological ecology to forest management*. Academic Press, USA: 128-158, 249-300.
- LOPES, D., 2005. Estimating Net Primary Production in Eucalyptus globulus and Pinus pinaster Ecosystems in Portugal. Doctor Thesis, Kingston University and Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 291p.
- ODUM, E.P., 1988. *Fundamentos de ecologia*. 4ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa: 65-96; 403-403.
- PASTOR, J., POST, W.M., 1988. Response of northern forest to CO₂-induced climate change. *Nature* **334**(6177): 55-58.
- PEREIRA, J.S., SILVA, T., CORREIRA, A.V., CORREIA, A.V., 2004b. Florestas e alterações climáticas – o sequestro de carbono nas florestas, *Ingenium* **84**: 62-63.
- Puhe, J., Ulrich, B., 2000. Global climate change and human impacts on forest ecosystems. *Ecological Studies*, 143, Springer, 592p.
- RUNNING, S.W., 1994. Testing forest-BGC ecosystem process simulation across a climate gradient in Oregon. *Ecological Applications* **4**(2): 238-247.
- RUNNING, S., COUGHLAN, J., 1988. A general model of forest ecosystem processes for regional applications – I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* **42**: 125-154.
- RYAN, M.G., HUNT JR, E.R., McMURTRIE, R.E., AGREN, G.I., ABER, J.D., FRIEND, A.D., RASTETTER, E.B., PULLIAM, W.M., RAISON, R.J., LINDER, S., 1996. Comparing models of ecosystem function for temperate conifer forest. I. Model description and validation. In Breymeyer, A., Hall, D.O., Melillo, J.M., Ågren, G.I. (Eds.) *Global Change: Effects on Forests and Grasslands*, J.Wiley: 313-362.
- WATSON, R.T., ZINYOWERA M.C. AND MOSS R.H., 2000. *The regional impacts of climate change*, IPCC, Cambridge University Press, 527p.
- WILLIAMS, M., RASTETTER, E.B., FERNANDES, D.N., GOULDEN, M.L., SHAVER, G.R., JOHNSON, L.C., 1997. Predicting gross primary in terrestrial ecosystems. *Ecological Applications* **7**(3): 882-894.
- WOODWELL, G.M., 1987. Forests and climate: surprises in store. *Oceanus* **29**: 71-75.
- WOODWELL, G.M., MACKENZIE, F.T., HOUGHTON, R.A., APPS, M., GORHAM, E., DAVIDSON, E., 1998. Biotic feedbacks in the warming of the earth. *Climatic Change* **40**: 495-518.

Danos Provocados pelo Fogo sobre a Vegetação Natural em uma Floresta Primária no Estado do Acre, Amazônia Brasileira

Henrique José Borges de Araujo e Luis Cláudio de Oliveira

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA Acre. Rodovia BR-364, Km 14, Caixa Postal 392, CEP 69908-970, Rio Branco, Acre, BRASIL

Resumo. A floresta amazônica é impactada por agressões antrópicas e pelas mudanças climáticas. Estudos mostram que a emissão do CO₂ é um dos principais causadores do efeito estufa, sendo que as queimadas da região amazônica contribuem expressivamente para isso. Em razão da alta umidade retida pelos vegetais e ambiente, sobretudo no solo e entorno (raízes, resíduos vegetais e lúter), o ecossistema florestal amazônico (floresta primária) era considerado por muitos imune a queimadas, todavia, verificou-se que não é. O presente estudo objetiva avaliar os efeitos do fogo, originado de queimadas ocorridas na grande estiagem do ano de 2005, atribuída às mudanças climáticas, sobre a vegetação de uma floresta natural primária no estado do Acre, região amazônica brasileira. Na área estudada são monitorados árvores em três níveis de tamanho: I - DAP \geq 5,0cm; II - 5,0cm>DAP \geq 2,0cm; e III - DAP<2,0cm e altura \geq 1,0m. Nos dois primeiros níveis para cada árvore foi atribuída uma graduação do dano fogo: 1-Desvitalizada; 2-Alto; 3-Médio; 4-Baixo; e 5-Não-atingida. Para o nível III fez-se a identificação das espécies e contagem das plantas. Efetuaram-se cinco avaliações, a primeira em novembro de 2005 e a última em janeiro de 2009. Os resultados da primeira e última avaliação foram respectivamente: 1-Desvitalizada: nível I - 30,0% e 47,1%, nível II - 85,7% e 56,0%; 2-Alto: nível I - 8,0% e 1,5%, nível II - 2,1% e 9,1%; 3-Médio: nível I - 5,7% e 0,4%, nível II - 2,2% e 3,3%; 4-Baixo: nível I - 53,9% e 9,1%, nível II - 7,4% e 1,5%; 5-Não-atingida: nível I - 2,5% e 28,5%, nível II - 2,7% e 6,0%; na última avaliação não foram encontradas 13,4% das árvores no nível I e 24,1% no nível II. No nível III foram identificadas na primeira e última avaliação, respectivamente, 75 e 108 espécies regenerantes. Nos três níveis de tamanho das árvores avaliados verificou-se um comportamento tendendo à recomposição estrutural da floresta frente às queimadas incidentes.

Palavras-chave: floresta amazônica, mudanças climáticas, queimadas, floresta-efeitos do fogo.

Introdução

Alem das agressões antrópicas desmedidas que vem sofrendo, originadas nas décadas de setenta e oitenta pela ocupação econômica, induzida por incentivos e políticas governamentais, e intensificadas na década de noventa sob a lógica privada sem o estímulo de governo e ligadas à especulação de terras, crescimento das cidades, abertura de estradas, expansão da pecuária bovina, exploração irregular madeireira, agricultura familiar e, mais recentemente, agricultura mecanizada (MARGULIS, 2003; FEARNSSIDE, 2003; ALENCAR *et al.*, 2004; LAURANCE *et al.*, 2004; FERREIRA *et al.*, 2005), a floresta amazônica é impactada duramente pelas mudanças climáticas globais em curso.

As atividades econômicas sobre os recursos amazônicos brasileiros têm aumentado drasticamente as taxas de desmatamento. No período de vinte anos (1988 a 2007), de acordo com INPE (2007), tais taxas alcançaram o total de 357.189 km², equivalente a cerca de 7,3% da Amazônia Legal. Dados recentes apontam que a área total alterada da floresta amazônica

brasileira atinge aproximadamente 15% (IBGE, 2008). Segundo ZORZETTO (2009) a diminuição das chuvas sobre a floresta amazônica, apontada como o resultado dos fenômenos El Niño, mais frequentes e intensos, aliado ao aquecimento do Atlântico Norte, decorrente do aquecimento do planeta, é preocupante, pois com menos chuva é grande o risco de que a mata densa e exuberante, que se espalha por quase sete milhões de quilômetros quadrados na América do Sul, se transforme em uma vegetação mais baixa, rala e seca, cuja aparência lembra a de savanas.

Estudos mostram que entre os principais fatores de desequilíbrio do clima está a emissão de gases, especialmente o CO₂, causadores do efeito estufa. Contudo, as queimadas ocorrentes na região amazônica, na maior parte em áreas desflorestadas e em novos desmates, contribuem expressivamente para isso, portanto, criou-se um círculo vicioso onde a emissão de gases dessas queimadas provoca aquecimento e seca (efeito estufa), propiciando condições ambientais ainda mais favoráveis às queimadas. NOBRE *et al.* (2007) confirma que as mudanças climáticas têm origens em ações antrópicas, decorrentes, inclusive, das alterações do uso da terra na região amazônica, em que há transferência de carbono na forma CO₂ da biosfera para a atmosfera, contribuindo para o aquecimento global, e que por sua vez acaba atuando sobre a própria região amazônica. Evidências de estudos observacionais e de modelagem (NOBRE *et al.*, 1991; BETTS *et al.*, 2000; CHASE *et al.*, 2000; ZHAO *et al.*, 2001) demonstraram que alterações na cobertura florestal superficial podem ter um impacto significativo sobre o clima regional e global.

A cobertura florestal da região amazônica exerce um papel preponderante para a redução da velocidade das mudanças climáticas, e na medida em que essa cobertura é removida agrava-se o quadro, pois se reduz sua capacidade de guardar e capturar o CO₂, ao mesmo tempo em que, pela conseqüente queima da biomassa, aumenta-se a emissão deste gás para a atmosfera. De acordo com PHILLIPS (2009), na eventualidade do sequestro de carbono realizado pelo planeta diminuir, ou ao contrário de sequestrar carbono as áreas florestais passarem a emitir, os níveis de CO₂ aumentarão em uma velocidade muito maior, requerendo cortes profundos nos atuais padrões de emissões de carbono para estabilizar o clima. O efeito estufa causa nas florestas a estagnação do crescimento das árvores, o que reduz significativamente a captura de carbono, além de aumentar a quantidade de material orgânico morto que se transforma em combustível e fonte de emissão de gás carbônico (NEPSTAD *et al.*, 2004; BRANDO *et al.*, 2008).

Em razão da alta umidade retida pelos vegetais e ambiente, sobretudo no solo e entorno (raízes, resíduos vegetais e lúter), o ecossistema florestal amazônico era considerado por muitos imune a queimadas. Todavia, após o evento da grande estiagem do ano de 2005, atribuída às mudanças climáticas, em que as costumeiras queimadas amazônicas fugiram totalmente ao controle e atingiram grandes áreas de florestas primárias, verificou-se que esse ecossistema é vulnerável às queimadas. Essa premissa é corroborada por BARLOW & PERES (2003) quando afirmam que a maior parte das florestas tropicais são normalmente imunes ao fogo em razão de que a cobertura densa do dossel mantém altos níveis de umidade no sub-bosque, evitando que a camada de folhas mortas e galhos finos sequem e se incorporem à carga potencial de combustível e, devido a essa umidade, incêndios em florestas úmidas são extremamente raros. Estudos de datação de carbono em carvão fossilizado no solo indicam que tais incêndios ocorrem somente em alguns lugares uma ou duas vezes a cada milênio ou a intervalos ainda mais longos (COCHRANE, 2003).

O ecossistema florestal amazônico quando impactado por secas e pelo fogo pode ficar severamente comprometido. Isso se deve em razão de que são poucas as espécies de árvores

de florestas tropicais capazes de tolerar o estresse térmico e a perturbação provocada, além de que afeta também a capacidade de regeneração da floresta, uma vez plantas jovens em estágio de muda são destruídas e o banco de sementes das gerações futuras é danificado. BALCH (2008), em experimento realizado em uma floresta primária no sudeste amazônico brasileiro, verificou que a repetição de queimadas em uma mesma área parece exaurir o poder de recuperação da floresta, dado que na primeira queimada havia germinação de sementes e brotação de plântulas de várias espécies, no entanto, depois da terceira queimada, o número de espécies em regeneração caiu pela metade. A maioria das espécies de árvores da Amazônia tem uma casca protetora muito fina para o tamanho do tronco em indivíduos adultos e sua resistência ao fogo, portanto, é mínima (BARLOW & PERES, 2003). Quando o fogo entra na floresta mata as árvores, aumenta a carga de combustível e seca o sub-bosque, elevando o risco de futuras queimadas e da completa degradação da floresta (FEARNSIDE, 2005).

O presente estudo objetiva avaliar os efeitos do fogo, em termos de resiliência das árvores, de uma floresta natural primária atingida por queimadas no estado do Acre, região amazônica brasileira.

Material e Métodos

A área do estudo, com ponto central nas coordenadas geográficas S009°46'200" e W067°06'300", localiza-se no Projeto de Colonização Pedro Peixoto, nas margens da rodovia BR-364, município de Senador Guiomard, a cerca de 110 km da cidade de Rio Branco, capital do estado do Acre, Amazônia brasileira. É composta por treze pequenas propriedades que, juntas, possuem 470 hectares de florestas em regime de manejo comunitário de um projeto de pesquisa conduzido pela Embrapa e uma associação de pequenos produtores. De acordo com a literatura, o clima é do tipo Aw (Köpper), com três meses de período seco, precipitação anual entre 1.800 a 2.000 mm e temperatura média anual de 24°C; os solos predominantes são distróficos, com alto teor de argila; a rede de drenagem é constituída na maior parte por pequenos igarapés semi-perenes; a topografia é plana; a vegetação predominante é floresta tropical semi-perenifólia, com formações de floresta aberta e floresta densa (BRASIL, 1976).

Nos meses de agosto e setembro de 2005, durante a violenta seca ocorrida na região amazônica, a área do estudo, onde se localizam os talhões de manejo florestal, foi atingida por queimadas em cerca de 85% da toda sua extensão, o que representa aproximadamente 400 hectares. Ressalta-se que na área do estudo não mais ocorreram queimadas após o início do monitoramento de que trata este estudo.

Segundo GOVERNO DO ESTADO DO AMAZONAS (2007), a seca de 2005 é recorde em termos históricos na região amazônica. No estado do Acre, especificamente na estação meteorológica de Rio Branco (Agritempo - INMET), no período de maio a setembro de 2005 houve considerável redução das chuvas ao mesmo tempo em que a temperatura máxima, exceto nos meses de julho e setembro, manteve-se acima da média no mesmo período (Figuras 1 e 2).

Na área do estudo foram distribuídas sistematicamente 40 parcelas amostrais permanentes de 400m² cada, onde foram monitorados árvores em três níveis de tamanho, quais sejam: I- árvores com DAP ≥ 5,0cm (parcela com 400m²); II- arvoretas com 5,0cm > DAP ≥ 2,0cm (sub-parcela com 100m²); e III- regeneração com DAP < 2,0cm e altura ≥ 1,0m (sub-parcela com 25m²) (Figura 3).

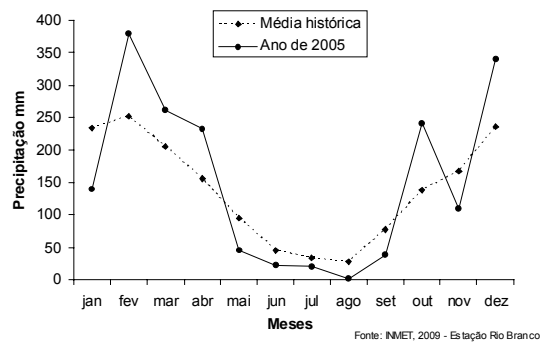


Figura 1 - Precipitação pluviométrica mensal: média histórica e do ano de 2005

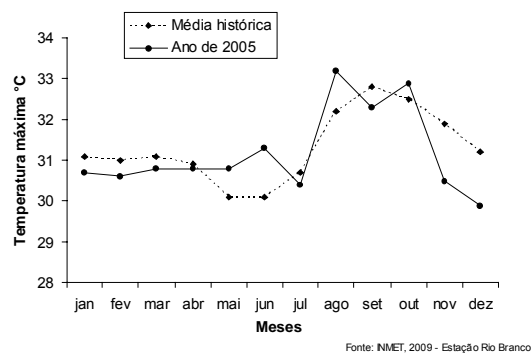


Figura 2 - Temperatura máxima mensal: média histórica e do ano de 2005

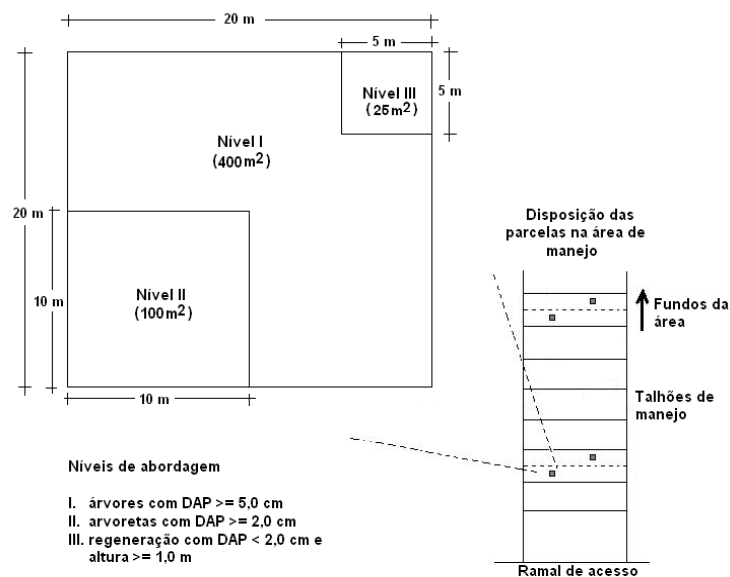


Figura 3 - Níveis de abordagem das árvores e distribuição das parcelas amostrais em uma pequena propriedade componente da área do estudo

Nos níveis I e II para cada árvore foi feita a identificação (nome vulgar), medido o DAP e atribuído uma graduação do dano provocado pelo fogo, a saber: 1- Desvitalizada; 2- Alto; 3- Médio; 4- Baixo; e 5- Não-atingida. Para o nível III (regeneração) foi feita a identificação (nome vulgar) das espécies e contagem das plantas.

Efetuar-se cinco avaliações com intervalos médios de 10 meses, assim distribuídas: 1ª avaliação, em novembro de 2005; 2ª avaliação, em maio de 2006; 3ª avaliação, em março de 2007; 4ª avaliação, em janeiro de 2008; e 5ª avaliação, em janeiro de 2009. O intervalo entre a primeira e a última avaliação totalizou três anos e dois meses.

Resultados e Discussão

Para o Nível I de amostragem (árvores com $DAP \geq 5,0\text{cm}$), o qual na primeira avaliação, em 40 parcelas amostrais de 400m^2 , abordou um total de 1856 indivíduos, os resultados revelaram um aumento crescente de mortes (classificação 1- Desvitalizada) no decorrer das avaliações realizadas, passando de 556 árvores (30,0%) na primeira avaliação para 874 árvores (47,1%) na última avaliação. As árvores classificadas com danos 2- Alto, 3- Médio e 4- Baixo tiveram um comportamento inverso, ou seja, reduziram significativamente suas participações, o que pode ser explicado pela migração para as classes extremas. Entretanto, do ponto de resiliência da floresta, o resultado mais importante é em relação às árvores sem dano aparente (5- Não-atingida), em que houve substancial aumento no decorrer das avaliações, passando de 46 árvores (2,5%) na primeira avaliação para 529 árvores (28,5%) na última avaliação.

A Tabela 1 mostra os resultados do Nível I para as cinco avaliações realizadas. Ressalta-se que no decorrer das avaliações algumas árvores não foram encontradas ("Sem informação"), as quais foram suprimidas por causas naturais ou não, portanto, o número total de árvores avaliadas é variável em cada avaliação.

Tabela 1 - Distribuição percentual das árvores do Nível I de amostragem ($DAP \geq 5,0\text{cm}$) por dano provocado e sequência de avaliação

DANO PROVOCADO	1ª AVALIAÇÃO	2ª AVALIAÇÃO	3ª AVALIAÇÃO	4ª AVALIAÇÃO	5ª AVALIAÇÃO
1 - Desvitalizada	30,0	40,6	42,0	42,1	47,1
2 - Alto	8,0	0,7	7,1	5,7	1,5
3 - Médio	5,7	3,6	1,3	0,7	0,4
4 - Baixo	53,9	45,8	13,7	6,8	9,1
5 - Não-Atingida	2,5	8,5	33,1	35,3	28,5
Sem informação	-	0,9	2,7	9,4	13,4
TOTAL	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Para o Nível II de amostragem (arvoretas com $5,0\text{cm} > DAP \geq 2,0\text{cm}$), o qual na primeira avaliação, em 40 sub-parcelas amostrais de 100m^2 , abordou um total de 974 indivíduos, ao contrário das árvores de maior porte (Nível I), mostraram decréscimo de mortes (classificação 1- Desvitalizada), passando de 835 arvoretas (85,7%) na primeira avaliação para 545 árvores (56,0%) na última avaliação. As arvoretas classificadas com danos 2- Alto e 3- Médio aumentam em frequência, sendo a primeira com maior intensidade. As arvoretas classificadas com dano 4- Baixo reduziram e as 5- Não-atingida aumentaram em frequência. Neste nível de amostragem os indivíduos suprimidos ("Sem informação") tiveram expressivo