

Cadernos de Geografia



Nº 35 - 2016

Imprensa da Universidade de Coimbra
Faculdade de Letras | Universidade de Coimbra

Distribuição atual e potencial de espécies do género *Acacia* Mill. (Fabaceae) na Ilha da Madeira e implicações para a diversidade florística em contexto de invasão

Current and potential distribution for *Acacia* Mill. species (Fabaceae) on Madeira Island and impacts on plant diversity after invasion

Albano Figueiredo

Departamento de Geografia e Turismo / Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Coimbra.
geofiguc@gmail.com

Aida Pupo-Correia

E. S. Jaime Moniz; Centro de Ciências da Vida, Universidade da Madeira.
aidapupo@sapo.pt

António Campar de Almeida

Departamento de Geografia e Turismo / Centro de Estudos em Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Coimbra.
camparalmeida@gmail.com

Miguel Menezes de Sequeira

Centro de Ciências da Vida, Universidade da Madeira. Direção Regional de Florestas da Região Autónoma da Madeira
sequeira@uma.pt

Resumo:

As espécies mais comuns de *Acacia* que ocorrem na Ilha da Madeira foram introduzidas durante os séculos XIX e XX, como ornamentais ou para uso florestal, tendo-se tornado espécies invasoras. De forma a avaliar os impactes associados à invasão por estas espécies, neste trabalho procede-se à i) caracterização da distribuição atual de espécies do género *Acacia* Mill. na Ilha da Madeira, com base na recolha de presenças em campo a partir de um processo de amostragem sistemática e estratificada, assegurando que todo o gradiente ambiental da ilha é amostrado; ii) avaliam-se os impactes na diversidade florística das áreas invadidas, com base na comparação de inventários florísticos de comunidades nativas climáticas (laurissilva, zambujal) com os de áreas invadidas por acácia-austrália (*Acacia melanoxylon* R. BR.) e acácia negra (*Acacia mearnsii* De Willd.), as espécies que apresentam distribuição mais ampla na ilha; iii) avalia-se a distribuição potencial destas espécies, com base em modelos de base estatística, suportados no conceito de nicho ecológico; e iv) confirma-se o caráter invasor da acácia negra, através da avaliação da dinâmica a longo prazo com recurso a técnica de refotografia (Repeat Landscape Photography Technique). Em termos de resultados, tendo em conta o evidente empobrecimento florístico que os acaciais representam em comparação com as comunidades nativas clímax que encabeçam as séries climatófilas, considerando a importância das áreas que são potencialmente adequadas à presença das espécies em análise, e dado o seu caráter invasor, confirmado no caso da acácia negra, podem considerar-se estas espécies como verdadeiras ameaças à diversidade na Ilha da Madeira.

Palavras chave: Espécies invasoras. Modelos de distribuição. Riqueza específica. Refotografia.

Abstract:

The most common species of *Acacia* Miller on Madeira Island were introduced during the 19th and 20th century, usually as ornamental or on afforestation processes, and became invaders. This article aims to i) assess current distribution of *Acacia*'s species at Madeira Island, ii) evaluate the impacts on plant diversity after invasion, comparing phytosociological relevés from *Acacia* communities to native climax communities; iii) model their potential distribution, supported on species distribution modelling, based on a correlative approach; and iv) confirm the invasiveness of *Acacia mearnsii*, assessing the historical evolution using RLPT (Repeat Landscape Photography Technique). Data collection for current distribution was based on field survey, and guided by a systematic and stratified sampling approach, set to ensure that the entire environmental gradient of the island was sampled. As results, the communities of *Acacia* are characterized by very low species diversity, are usually monospecific at the tree layer, and present a scarce abundance of native and endemic taxa. In terms of potential distribution, just the higher altitudes of the island are predicted as unsuitable to *A. melanoxylon* and *A. mearnsii*. But some precaution must be taken on reading such results, once current species' absence may not

be connected to ecological determinants, but related to its recent introduction. Besides, the landscape historical evolution assessment puts on evidence the invasiveness of *Acacia mearnsii*, mainly because of its current presence on areas where deliberate introduction is not plausible. According to the results, namely the extensive suitable areas and extremely poor communities in terms of plant diversity, the species under focus can be considered as very problematic invaders.

Keywords: Alien species. Species distribution modelling. Plant diversity. RLPT.

Introdução

Os processos de invasão associados a espécies exóticas têm consequências para os ecossistemas e para a economia dos territórios invadidos (Vitousek *et al.*, 1996; Mack *et al.*, 2000; Pimentel *et al.*, 2005). Estes processos, pela sua ocorrência em grande parte da superfície terrestre, configuram uma situação importante em termos de alterações nos ecossistemas a nível global (Vitousek *et al.*, 1996).

A análise das dinâmicas espaciais de espécies invasoras permite suportar uma gestão mais adequada do território, sendo importante em termos de controlo ou prevenção (Bradley e Mustard, 2006), o que passa pela identificação e ativação de medidas de prevenção e controlo em áreas que apresentam suscetibilidade à invasão mais elevada.

A modelação espacial da distribuição das espécies com comportamento invasor é uma ferramenta importante na definição do nível de risco de invasão (Bradley e Mustard, 2006), que, no entanto, apresenta algumas limitações. A produção de modelos coerentes em termos de distribuição potencial está dependente de uma recolha extensiva de ocorrências, de forma a amostrar todo o gradiente ecológico associado à extensão geográfica do território em análise. Só deste modo será possível a sua utilização posterior na identificação dos padrões de invasão e produção de modelos coerentes em termos de dinâmicas de invasão futuras (Bradley e Mustard, 2006). Em escalas de análise de grande porte, como a que é utilizada neste trabalho, a recolha de dados em toda a extensão da distribuição torna-se, no entanto, muito consumidora de tempo e de recursos (Bradley e Mustard, 2006).

A atenção dada inicialmente aos processos de invasão em ilhas oceânicas (Vitousek e Walker, 1989) deve-se ao facto destas apresentarem maior suscetibilidade (Henderson *et al.*, 2006a), principalmente as que apresentam uma posição mais isolada, uma condição que está determinada pela maior proporção de espécies exóticas (Vitousek *et al.*, 1996; Sax e Brown, 2000; Sax e Gaines, 2008), devido à existência de nichos ecológicos não ocupados, e ainda pela menor presença de inimigos naturais (parasitas, predadores, organismos patogénicos) (Pino *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2008).

De forma a avaliar até que ponto a invasão se pode considerar como uma ameaça importante para a biodiversidade da Ilha da Madeira, um território integrado na lista de importantes hotspots de diversidade à escala mundial, este trabalho pretende avaliar:

i) a distribuição atual de espécies arbóreas do género *Acacia* Mill. na Ilha da Madeira, um dos gé-

neros que inclui um número significativo de espécies identificadas como invasoras em diferentes partes do mundo (Richardson e Rejmánek, 2011);

ii) os impactes na diversidade florística, a partir da monitorização das áreas invadidas;

iii) a distribuição potencial destas espécies, através da identificação do grau de adequação à presença das diferentes espécies, tendo por base as preferências ecológicas derivadas a partir da sua distribuição atual;

iv) e confirmar o carácter invasor da acácia negra (*A. mearnsii*), uma das espécies que foi amplamente utilizada na ilha.

Material e Métodos

Área em estudo

A Ilha da Madeira, localizada na região subtropical do sector oriental do Atlântico Norte, entre os 32° 38' e 32° 52' N e os 16° 39' e 17° 16' W, apresenta uma grande diversidade de condições ecológicas, um aspeto que está muito determinado pela conjugação de um importante gradiente altitudinal com a disposição perpendicular do relevo aos ventos dominantes, os ventos alísios, garantindo uma significativa assimetria entre a face norte e a face sul, e entre os sectores de maior altitude (1300m-1862m) e as áreas de baixa altitude junto ao mar. Enquanto que as áreas costeiras da face sul da ilha são do tipo infra-mediterrâneo, representando as condições de *secura* mais pronunciada de toda a ilha, com baixos totais de precipitação anual (450-600 mm) e temperaturas médias anuais mais elevadas (18-19°C), os sectores de maior altitude são já de tipo supratemperado, com elevados totais de precipitação anual (3000-3500 mm) e temperatura média bastante inferior (7-9°C) (Mesquita *et al.*, 2004).

Esta variabilidade climática é determinante para se compreender a organização espacial dos diferentes tipos de vegetação da ilha. Em termos de tipos de vegetação climatofila diferenciam-se cinco séries de vegetação (Capelo *et al.*, 2004). Os sectores de menor altitude (<200m) apresentam condições para a ocorrência da série do zambujal (*Mayteno umbellatae-Oleatum maderensis sigmetum*), cuja transição para o território potencial da laurissilva mediterrânea do barbusano (Sul: 300-800m; Norte: <50-300 m - *Semele androgynae - Apollonio barbujanae sigmetum*) é feita por uma unidade de vegetação, de representatividade restrita (*Helichryso melaleuci-Sideroxyletum marmulanae sigmetum*), onde o marmulano (*Sideroxylum mirmulans* R. Br.) é

a espécie indicadora. À exceção dos sectores de maior altitude, domínio climácico do urzal arbóreo (*Polysticho falcinelli-Ericetum arboreae* - 1400-1650m), toda a restante área da ilha está associada ao domínio potencial da laurissilva temperada do til (*Clethro arboreae-Ocoteo foetentis sigmetum*). Na atualidade a laurissilva temperada do til apresenta-se como a comunidade climácica com maior área ocupada na ilha, estando essencialmente concentrada em áreas de acentuado declive na face norte da ilha. Aliás, a face norte corresponde à área da ilha com um grau de degradação mais baixo da vegetação nativa, uma vez que na face sul as comunidades nativas ocupam áreas restritas, e normalmente correspondem a comunidades subseriais, e não comunidades clímax, o que comprova o elevado grau de perturbação da vegetação nativa nesta face da ilha, suportado pelo domínio da agricultura e implantação de áreas urbanas a cotas inferiores aos 600/700 m, pela reflorestação de importantes áreas com exóticas de crescimento rápido (ex.: *Ecalyptus globulus* Labill., *Acacia mearnsii*, *Pinus pinaster* Aiton) entre os 700 e os 900/1000m, e o pastoreio livre a cotas altimétricas superiores.

Atributos das espécies em estudo

Neste trabalho selecionaram-se as espécies de *Acacia* naturalizadas mais frequentes na Ilha da Madeira: *A. dealbata* Link, *A. mearnsii* De Wild., *A. longifolia* (Andrews) Willd. e *A. melanoxylon* R. Br. (Press e Short, 2001; Vieira, 2002).

Na Ilha da Madeira a introdução de espécies do género *Acacia* é feita a partir dos inícios do século XIX (Vieira, 2002), não só pelo seu interesse como recurso florestal mas também pela sua valia ornamental, à semelhança da maior parte das introduções noutros territórios (Pimentel *et al.*, 2005). Mais do que naturalizadas, as referidas espécies do género *Acacia* apresentam hoje um comportamento do tipo invasor, já identificado noutros territórios (Tanzânia, Zimbábue, Suazilândia, Índia, Madagáscar, Hawaii, Reunião, Brasil, África do Sul) (Chapman *et al.*, 2001; Adair, 2002; Howell, 2008; Fatunbi *et al.*, 2009), onde representam uma série ameaça à diversidade dos ecossistemas (Wit *et al.*, 2001).

O sucesso na instalação de comunidades dominadas por espécies invasoras está muito determinado pela pressão associada ao contínuo *input* de propágulos (Parker, 2001; Ahlroth *et al.*, 2003; Britton-Simmons e Abbott, 2008), podendo este ser mesmo um dos fatores determinantes (Holle e Simberloff, 2005). No caso das espécies do género *Acacia* em análise, a elevada produção anual de sementes, associada à longa viabilidade das mesmas no solo (Farrell e Ashton, 1978; Sabiiti e Wein, 1987; Marchante *et al.*, 2008) favorecem a formação de um importante banco de sementes. Esta disponibilidade de propágulos, a que se associa uma elevada taxa de germinação (Vieira, 2002; Marchante *et al.*, 2008), configura um atributo determinante para o sucesso na colonização de novos territórios. Processo que está facilitado após eventos de perturbação, como a ocorrência de um incêndio, uma vez que o

fogo favorece a germinação rápida (Marchante *et al.*, 2014), promovendo a instalação de comunidades monoespecíficas (Bradley e Mustard, 2006), um comportamento confirmado para as espécies *Acacia mearnsii* e *Acacia melanoxylon* na Ilha da Madeira. Além da elevada fertilidade, o sucesso para invadir novos territórios está ainda reforçado pela possibilidade de propagação sob a forma vegetativa (Marchante, 2001; Marchante *et al.*, 2008; Marchante *et al.*, 2014). A ausência de agentes patogénicos ou inimigos predadores específicos constitui igualmente um fator determinante no sucesso da instalação destas espécies exóticas (Marchante, 2001).

Após a instalação, estas espécies apresentam crescimento rápido, uma estratégia importante em termos de competição. Assim, a rápida instalação e a precoce produção de sementes tornam estas espécies competitivas logo nos primeiros estádios da sucessão, não havendo qualquer impedimento por competição por parte das espécies nativas pioneiras. Além da redução da diversidade nos ecossistemas nativos, a colonização de áreas extensas por espécies invasoras exóticas promove diversas alterações: i) alterações evidentes ao nível da estrutura e função dos ecossistemas, ameaçando a diversidade biológica nativa (Vitousek *et al.*, 1996; Marchante *et al.*, 2008); ii) alterações no regime de perturbação pelo fogo (Chambers e Wisdom, 2009), verificando-se o aumento da recorrência de incêndios (Vitousek *et al.*, 1996; Mack *et al.*, 2000; Mooney e Cleland, 2001), e mesmo iii) impactes no balanço hidrológico (Dye *et al.*, 2004). No caso da espécie *Acacia mearnsii*, além de favorecer um aumento do risco de incêndio (Wilgen *et al.*, 2001), é ainda conhecida a redução da disponibilidade de recursos hídricos devido a utilização excessiva (Ehrenfeld, 2003; Henderson *et al.*, 2006a). A espécie invade mesmo o leito de linhas de água, apesar da sua fraca resistência a regimes torrenciais (D'Antonio e Meyerson, 2002), como o que caracteriza os sistemas fluviais da Ilha da Madeira. No entanto, esta posição beneficia a dispersão da espécie (Wit *et al.*, 2001). Neste contexto, para a espécie *A. mearnsii* está mesma referenciada a sua implicação no reforço da erodibilidade das margens dos sistemas fluviais (see Wilgen *et al.*, 2001; D'Antonio e Meyerson, 2002; Marchante *et al.*, 2008), podendo ainda potenciar a ocorrência de deslizamentos localizados, uma situação também confirmada na Ilha da Madeira (Figueiredo *et al.*, 2013).

Nativas do Sudeste da Austrália e Tasmânia, nos territórios de origem estão associadas a habitats em que a *secura* pode ser um importante fator limitante, evidenciando também alguma tolerância ao frio, nomeadamente geadas pouco intensas e pouco frequentes. Na Ilha da Madeira, a acácia-negra e a austrália são as espécies que estão presentes em maior diversidade de habitats. Ambas estão presentes nas áreas mais secas e quentes da face sul da ilha, ainda que a acácia-negra seja mais frequente nestas condições. A austrália está presente principalmente a cotas altimétricas entre os 600 e os 1000 m de altitude, ainda que já se identifiquem indivíduos isolados a altitudes próximas aos 1300 m de altitude.

Material e métodos

A recolha de informação pontual relativa à distribuição atual das espécies foi efetuada em campo com recurso a tecnologia GPS com correção diferencial, utilizando-se uma amostragem sistemática através de uma malha de referência com dimensão 200X200m. De forma a reduzir o grau de imprecisão dos modelos de distribuição potencial, e dada a impossibilidade em avaliar as presenças em todas as células da grelha de referência, houve o cuidado em que o levantamento das ocorrências fosse feito de forma a incluir o gradiente ambiental da ilha, assegurando a representatividade das diferentes condições ecológicas presentes através de um sistema de amostragem estratificado¹. Algumas presenças foram identificadas através de um processo de reconhecimento à distância, dadas as dificuldades de acesso, pelo que poderá subsistir uma percentagem de erros nos modelos associada à incorreta identificação da espécie, situação que se coloca entre as espécies *A. mearnsii* e *A. dealbata*. Dada a restrita distribuição detetada para esta última espécie, o erro está confinado a uma pequena área do sector mais oriental da ilha.

A avaliação da distribuição potencial para as espécies em estudo baseia-se na utilização de técnicas de modelação preditiva de base correlativa. Vários autores avaliaram a distribuição potencial de espécies exóticas com base nas respetivas relações com variáveis ambientais diversas (Larson *et al.*, 2001; Underwood *et al.*, 2004). Com base nesta perspetiva, os resultados dos modelos estão determinados pela correlação entre a distribuição geográfica atual e as condições ecológicas subjacentes, o que coloca algumas limitações em termos de resultados. O facto de a distribuição potencial se basear nas relações atuais com as variáveis ambientais, inferidas a partir da distribuição atual, limita a capacidade de previsão dos modelos em ecologias em que a espécie não está presente, ainda que potencialmente compatíveis com a sua amplitude ecológica. Assim, o organismo pode apresentar uma distribuição que ainda ignora parte do gradiente ecológico do território que lhe é adequado, podendo assim as ausências não estar determinadas por imperativos de carácter ecológico mas motivadas pelo facto de ainda não ter decorrido tempo suficiente para que as estratégias/vetores de dispersão tenham permitido alcançar algumas áreas com condições ecológicas adequadas. Podem ainda subsistir situações em que, ainda que presentes no banco de sementes, os propágulos ainda não beneficiaram da conjugação de condições necessárias à germinação e instalação, situação que pode subsistir em povoamentos arbóreos nativos não perturbados. Podem ainda subsistir situações em que a espécie não foi identificada, ainda que presente, configurando uma situação de erro.

Apesar do cuidado que deve subsistir na análise dos resultados produzidos pelos modelos (Araújo e New, 2007), vários autores têm recorrido à sua utilização na temática da invasão, nomeadamente para identificação de territórios sobre ameaça potencial de espécies invasoras (Peterson, 2003; Thuiller *et al.*, 2005; Vicente, 2012; Pereira e Figueiredo, 2015).

Para avaliação da distribuição potencial das espécies utilizou-se um método de modelação de base estatística assente no princípio da máxima entropia - MAXENT (Phillips *et al.*, 2006; Phillips e Dudik, 2008). Identificado como um método do tipo *habitat suitability models*, apresenta bom desempenho mesmo com baixo número de ocorrências (Figueiredo, 2008). Os resultados produzidos baseiam-se na probabilidade de distribuição por máxima entropia, partindo de uma correlação entre os dados de presença da espécie e as variáveis preditoras selecionadas. Classificado como do tipo "*machine learning*", revela bom desempenho em processos de modelação preditiva de distribuição de espécies (Graham *et al.*, 2004), mesmo quando comparado com outros métodos de modelação (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006). O facto de se tratar de um método de modelação que apenas considera presenças torna-o mais robusto em processos de modelação direcionados ao tipo de organismos em causa, espécies invasoras, uma vez que as ausências das espécies podem não estar associadas a limitações de carácter ecológico. Assim, a utilização de ausências poderia contribuir para a introdução de um nível de erro teórico considerável nos resultados dos modelos.

Os modelos foram calibrados com base no total de ocorrências conhecidas, e não se procedeu à avaliação de desempenho com base em medidas dependentes da aplicação de limiar. Assim, a validade dos modelos ficou apenas determinada pelo valor da medida estatística AUC de ROC (*Area under the curve of Receiver-Operating Characteristics analysis*), apesar de algumas limitações da mesma (Lobo *et al.*, 2008). Em termos de variáveis preditoras, a exclusão de variáveis inicialmente consideradas baseou-se na fraca contribuição das mesmas para a explicação da distribuição atual (uso e ocupação do solo, tipo de solo, textura do solo, geologia) ou a elevada correlação em termos de comportamento espacial (altitude, temperatura média anual, média das máximas do trimestre mais quente do ano - Junho, Julho, Agosto). Para a calibração dos modelos foram retidas as seguintes variáveis preditoras: temperatura média das mínimas do trimestre mais frio (Dezembro, Janeiro e Fevereiro), temperatura média das máximas do trimestre mais quente, a precipitação média de verão (Junho, Julho e Agosto), a precipitação média anual, o declive e a exposição.

Para a análise da evolução histórica e dinâmica a longo prazo foi usada uma fotografia histórica do vale da ribeira do Faial e promontório da Penha d'Águia, obtida no final do século XIX, e a respetiva réplica, produzida em 2006 a partir do mesmo ponto e com a mesma orientação da original com recurso a TRP (Técnica Refotografia de Paisagem) (De-

¹ Diferentes critérios foram utilizados na definição das unidades consideradas: definição espacial das séries de vegetação nativa, de acordo com Capelo *et al.*, 2004; grandes unidades de uso do solo, de acordo com a Carta de Ocupação do Solo (Secretaria Regional do Equipamento Social, 2007); rede viária (estradas, caminhos e veredas) e rede hidrográfica.

bussche *et al.*, 1999; Hall, 2001; Pickard, 2002; Clark e Hardegree, 2005). A fotografia histórica (atelier fotográfico Vicente Gomes da Silva - ARM) e a réplica foram importadas como imagens a 8 bits, escala de cinzentos em formato TIFF, para o pacote de software de geoprocessamento de imagem IDRISI32 e referenciadas geometricamente uma à outra (*root mean square error* ≤ 0.5 pixel). Permitiram, através da delimitação de elementos, obter o número total de células (pixéis) de cada estrutura (Eastman, 2001), não quantificando a paisagem sob o ponto de vista da área ocupada mas sim sob a perspetiva da substituição de elementos dentro da mesma área (Montserud e Leamans, 1992; Foody, 2002; Clark e Hardegree, 2005; Liu *et al.*, 2007). Este procedimento, baseado na análise de tabela de contingência e no cálculo do coeficiente de associação de Cohen (D'Hainaut, 1991), permitiu verificar onde se manteve o mesmo tipo de cobertura e que tipo de modificação ocorreu nas zonas alteradas (Lillesand e Kiefer, 1994; Richards e Jia, 1999; Eastman, 2001).

A avaliação das implicações na diversidade florística associadas aos processos de invasão baseia-se na comparação dos resultados de diferentes índices de diversidade (Riqueza Específica, Shanon e Equitabilidade), obtidos para comunidades dominadas por espécies do género *Acacia* e comunidades nativas potencialmente associadas aos territórios invadidos.

Os inventários realizados para as comunidades dominadas por *Acacia* sp. basearam-se na metodologia proposta por Géhu e Rivas-Martínez (1981), e a taxonomia e nomenclatura dos taxa segue Press e Short (2001), Vieira (2002) e Jardim e Sequeira (2008). Os inventários das comunidades nativas utilizadas para comparação são extraídos de Capelo *et al.* (2004).

Resultados e discussão

A acácia-negra (*Acacia mearnsii*) apresenta na atualidade a área de distribuição mais extensa, bem como maior representatividade nos territórios onde foi identificada, considerando as espécies de acácia com estatuto de naturalizadas na ilha. A sua distribuição foi confirmada desde os habitats mais xéricos da ilha (inframediterrâneo superior seco), associados ao domínio climático do zambujal (*Mayteno umbellatae-Oleatum maderensis sigmetum*), até aos sectores infratemperados superiores húmidos, relacionados com a presença potencial das comunidades associadas à série da laurissilva de carácter temperado (*Clethro arborea-Ocoteo foetentis sigmetum*). A espécie foi introduzida no início do século XX, tendo sido extensamente propagada entre 1930 e 1940 (Andrada, 1990; Vieira, 2002; Jardim *et al.*, 2007). A sua plantação foi mesmo recomendada, pois considerava-se uma espécie que não apresentava comportamento invasor, mesmo após a criação dos Serviços Florestais na década de 50 do séc. XX (Andrada, 1990). Apesar da sua preferência por solos

mais profundos, bem drenados, de textura franca e habitats com maior disponibilidade de recursos hídricos (Hobbs e Huenneke, 1992; D'Antonio e Meyerson, 2002), onde apresenta taxas de crescimento assinaláveis, a espécie adapta-se a uma grande diversidade de condições ecológicas. Embora Franco (1943) indique fraco desenvolvimento em territórios com solos pobres e elevada secura, na Ilha da Madeira consegue resistir a condições de secura climática e edáfica. Também a espécie *A. melanoxylon* apresenta uma ampla distribuição. Ambas as espécies beneficiaram, em termos de distribuição, da sua utilização em processos de reflorestação (Vieira, 2002) ou como ornamentais (jardins, bermas de estrada) (Press e Short, 2001), contribuindo decisivamente para a sua propagação inicial. Nas áreas onde foram introduzidas verificou-se um processo de invasão das áreas contíguas. A chegada às linhas de água, onde beneficiam de grande disponibilidade de recursos hídricos, motivou a dispersão em linha e o aumento significativo das áreas afectadas por invasão. As espécies *A. dealbata* e *A. longifolia* apresentam distribuições mais restritas, estando presentes apenas no sector mais oriental da ilha, surgindo também associadas a comunidades densas de carácter monoespecífico.

Em termos de impactes ao nível da diversidade florística, as comunidades dominadas por espécies do género *Acacia* inventariadas apresentam um acentuado empobrecimento florístico quando comparadas com as comunidades nativas. Apresentam valores muito inferiores de riqueza específica, à qual se associa, em termos de espectro da naturalidade, uma baixa representatividade de espécies nativas e endémicas (Figura 1).

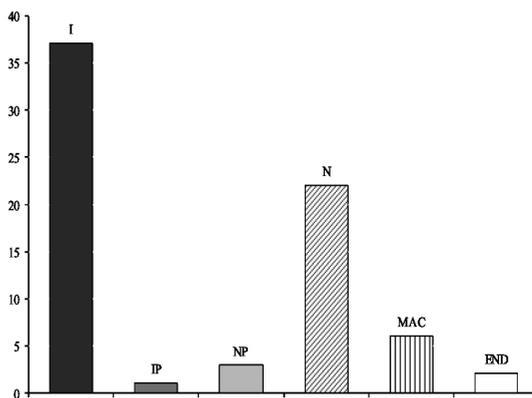


Figura 1
Naturalidade dos taxa em inventários realizados em comunidades dominadas por espécies do género *Acacia*
Legenda: I-Introduzida, IP - Introduzida Provável, NP - Nativa Provável, N- Nativa, MAC - Endemismo da Macaronésia, END - Endemismo do Arquipélago da Madeira.

O domínio de espécies introduzidas nestas comunidades é evidente em número, mas é muito mais importante se considerada a cobertura, uma vez que as espécies nativas ou endémicas apresentam normalmente uma abundância muito limitada (Quadro I).

Quadro 1
Inventários realizados em comunidades dominadas por espécies do género *Acácia*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34				
N.º de ordem	595	528		240	220	307	141	421	411	400	335	492	515	491	535	534	529	778	905	410	390	309	538	425	246	49	611	980	501	837	874	620	615					
Altitude (m)	20	5	35			60	70	10	10	45	400	30	60	60	100	100	60	45	40	45		60	10	70	40	0	15	20			40	10	40					
Declive	100	100	100	100	70	100	50	100	70	50	60	50	100	100	150	150	50	100	70	70	80	90	50	100	100	100	100	100	70	60	50	100	100					
Área mínima (m ²)	3	8	13	12	14	11	6	4	8	9	7	7	8	8	10	8	7	7	6	6	3	9	11	6	6	6	2	3	3	3	2	6	3					
N.º de espécies	5	5	4	5	5	5	4	5	5	5	5	5	4	5	3	5	5	5	5	5	5	5	4	5	4	4	3	5	5	5	3	3	3					
Taxa																																						
<i>Acacia mearnsii</i>																																						
<i>Acacia dealbata</i>																																						
<i>Acacia melanoxylon</i>		2																																				
<i>Eucalyptus globulus</i>	1	1			2							3	3	3	4			2																				
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		+				+	+						1									1	1	1	+													
<i>Asparagus asparagoides</i>		+					1	+			+	+	+																									
<i>Achyranthes sicala</i>								1	+		+	+	+																									
<i>Euphorbia pepus</i>																																						
<i>Oxalis pes-caprae</i>																																						
<i>Carex divulsa</i> subsp. <i>divulsa</i>										1																												
<i>Sonchus oleraceus</i>											1																											
<i>Rubus ulmi-folius</i>																			1																			
<i>Agapanthus praecox</i> subsp. <i>orientalis</i>																																						
<i>Ageratina adenophora</i>																																						
<i>Allium triquetrum</i>																																						
<i>Araujia sericifera</i>																																						
<i>Asplenium onopteris</i>																																						
<i>Bidens pilosa</i>																																						
<i>Acanthus mollis</i>																																						
<i>Castanea sativa</i>																																						

Quadro II
Índices de diversidade específica para acaciais e comunidades nativas

Índices	Acacial			Laurissilva do til			Laurissilva do barbusano			Zambujal		
	Max.	Min.	Média	Max.	Min.	Média	Max.	Min.	Média	Max.	Min.	Média
Riqueza específica	14	2	7,1	44	14	26	25	8	16,35	18	7	12,42
Índice de Shannon	1,29	0,06	0,57	2,84	1,48	2	2,22	0,84	1,55	1,9	0,98	1,5
Equitabilidade	0,8*	0,29	0,31	0,8	0,49	0,6	0,69	0,41	0,56	0,69	0,44	0,6

* - O valor de 0,8 corresponde a um inventário com apenas duas espécies (*Acacia dealbata*, *Eucalyptus globulus*) com coberturas semelhantes. Dados de origem para as comunidades nativas com base em Costa *et al.* (2004).

Este aspeto é claro na análise da Equitabilidade, onde se verifica que os acaciais apresentam normalmente valores substancialmente mais baixos, dando a indicação que estas comunidades são claramente dominadas por uma espécie em termos de cobertura, a exótica que dá estrutura à comunidade (Quadro II). Tal como tem sido amplamente confirmado, a instalação de comunidades monoespecíficas de elevada cobertura está frequentemente associada a situações em que ocorreu perturbação, que nas áreas inventariadas correspondem normalmente ao fogo (Inv. 21 e 22) ou ao abandono agrícola (Inv. 1, 2 e 7 - Quadro I).

Este facto poderá confirmar o efeito de expulsão sobre a flora nativa e o entrave que colocam à instalação de comunidades intermédias sub-seriais, consequência já documentada noutros territórios invadidos por algumas destas espécies invasoras (*Acacia mearnsii* - Fatunbi *et al.*, 2009). Na verdade, a capacidade expulsiva é um dos atributos associados a comportamentos invasores em fanerófitos exóticos com comportamento invasor, que tendem a dominar o espaço que invadem, aspeto determinante em todas as comunidades de *Acacia* inventariadas.

Da comparação com as comunidades nativas que encabeçam as diferentes séries de vegetação nativa, é evidente a reduzida diversidade florística das comunidades dominadas por *Acacia* (Quadro II). Todas as comunidades nativas analisadas apresentam valores mais elevados de diversidade florística (laurissilva temperada do til - *Clethro arboreae-Ocoteetum foetentis* Capelo, J. C. Costa, Lousã, Fontinha, Jardim, Sequeira e Rivas-Martínez, 2000; laurissilva infra-termomediterrânea - *Semele androgynae-Apollonietum barbujae* Capelo, J. C. Costa, Lousã, Fontinha, Jardim, Sequeira e Rivas-Martínez, 2000; e zambujal - *Mayteno umbellatae-Oleetum maderensis* Capelo, J. C. Costa, Lousã, Fontinha, Jardim, Sequeira e Rivas-Martínez, 2000).

A redução de diversidade florística identificada nas comunidades dominadas por *Acacia* sp. é favorecida pelo rápido crescimento e elevado grau de sombreamento, elevada deposição de matéria orgânica e processos de alelopatia, nomeadamente em povoamentos de *A. mearnsii* (Fatunbi *et al.*, 2009), provocando mesmo a mortalidade de plantas (Inderjit e Duke, 2003). Além de inibirem a germinação, condicionam o crescimento inicial das plantas, promovendo um crescimento estiolado ou atrofiado, o que amputa a capacidade de competição das espécies nativas, favorecendo a interrupção da dinâmica serial da vegetação nativa.

Com base na técnica de TRP (Técnica de Refotografia de Paisagem) para avaliação da dinâmica da vegetação a longo prazo (Pupo-Correia, 2007), mais especificamente entre o final do séc. XIX e 2006 (Figura 2), verificou-se que a espécie *Acacia mearnsii* ocorre em áreas que foram objecto de reflorestação no passado com exóticas de crescimento rápido (UVC) (Quadro III), uma opção de uso associada muitas vezes à escassez de água e lenha (Pereira, 1989; Andrada, 1990). Ao contrário de outras espécies utilizadas na reflorestação, como o *Eucalyptus globulus* Labill. e o *Pinus pinaster* Aiton, a *Acacia mearnsii* invade largamente áreas contíguas, nomeadamente sectores da paisagem humanizados (*Hum*). A ocupação de novas áreas ocorreu devido à introdução deliberada em territórios menos produtivos, ou ainda mediante processos de invasão em parcelas agrícolas abandonadas na proximidade, onde beneficia de solos mais espessos, tal como referido por outros autores (Hobbs e Huenneke, 1992; D'Antonio e Meyerson, 2002; Henderson *et al.*, 2006b).

Na área em estudo (Faial e Penha d'Água - costa Norte, Madeira) em áreas de domínio potencial de *Semele androgynae-Apollonietum barbujae*, os resultados indicam que a *Acacia mearnsii* (Figura 2 - ID 10), ausente no século XIX, está hoje amplamente distribuída, tendo o aumento de área ocorrido a partir da ocupação de áreas com solo nu ou vegetação rasteira ou áreas que tinham sido florestadas com exóticas de crescimento rápido.

A presença significativa em áreas identificadas como RBU, assim como sectores ocupados com vegetação nativa (C e S) ou mosaicos complexos (M), confirma a elevada capacidade de invasão desta espécie, corroborando outros resultados (Lake e Leishman, 2004), uma vez que, dada a inacessibilidade destas áreas, a presença da espécie não pode estar associada a introdução deliberada.

Embora os resultados não tenham confirmado a invasão de territórios ocupados por outras espécies exóticas, foi observado localmente um avanço para áreas ocupadas por florestas de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*. Esta situação, patente nos inventários (Inv. 6, 21 e 32 - Quadro I) foi mais evidente em parcelas perturbadas pelo fogo (Inv. 4 e 30 - Quadro I). Dada a elevada recorrência do fogo, frequentemente devido a práticas negligentes em parcelas agrícolas, e à rápida criação de um banco de sementes altamente viável (Holmes *et al.*, 2005), estão criadas as condições adequadas para tornar a *Acacia mearnsii* uma das invasoras mais problemáticas na Ilha da Madeira.

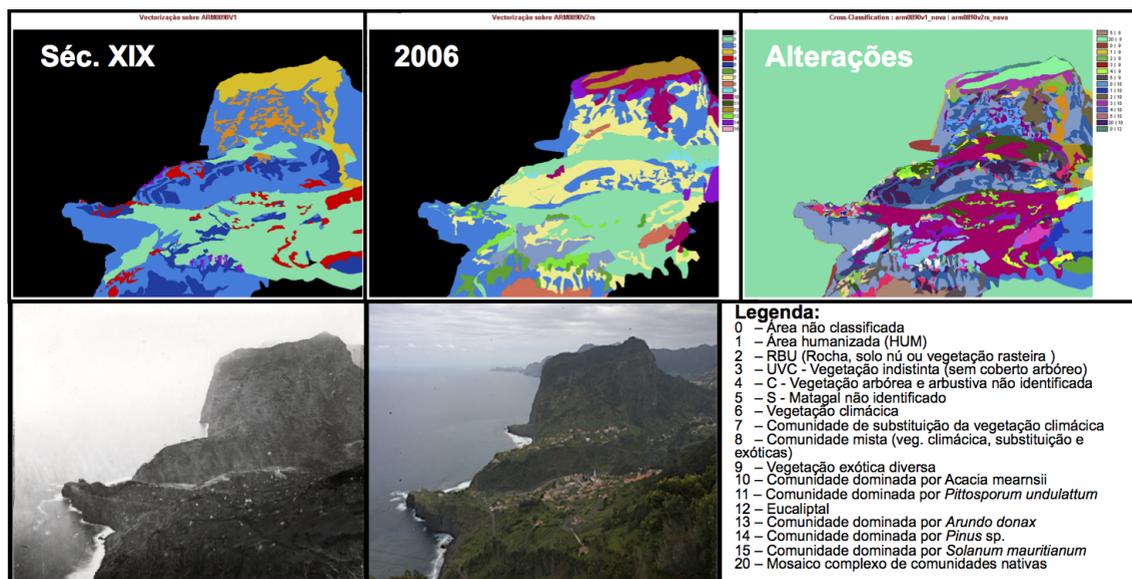


Figura 2
Fotografias da área amostra, respetivas classificações e síntese de alterações.

Quadro III

Valores de transição (%) relacionados com *Acacia mearnsii* dentro da cobertura das imagens.

	HHum. (1)	RRBU (2)	UUVC (3)	CC (4)	SS (5)	PPinus (14)	MM (20)
<i>Acacia mearnsii</i> existente em 2006 transitou de (%):	13,4	42,8	34,7	1,5	1,2		6,4

Legenda: Hum (área humanizada: construção, agricultura); RBU (Rocha, solo nú ou vegetação rasteira); UVC (áreas florestadas com exóticas de crescimento rápido); C (comunidades de *Semele androgynae*-*Apollonietum barbujae* ou *Scrophulario hirtae-salicetum canariensis*); S (comunidades de *Globulario salicinae*-*Ericetum madericolae*); Pinus (pinhais de *Pinus pinaster*); M (Mosaico complexo de comunidades nativas).

Distribuição Potencial

Pelo facto de a introdução das espécies focadas ter ocorrido há pouca mais de um século, as propostas de distribuição potencial devem ser interpretadas com alguma cautela, uma vez que os resultados podem subestimar a real capacidade para colonizar outros habitats onde está atualmente ausente. Aliás, os modelos não pretendem avaliar a capacidade de invasão, mas apenas avaliar quais as áreas que são compatíveis com as preferências ecológicas associadas à sua distribuição atual. Assim, os modelos de distribuição pretendem apenas classificar o território em termos de grau de adequabilidade à ocorrência da espécie. Para esta classificação optou-se por definir três classes, cuja amplitude está determinada por limiares associados aos resultados dos modelos. Foram consideradas áreas com *baixo* grau de adequação à ocorrência todas aquelas que apresentam valores inferiores aos obtidos para as ocorrências conhecidas. Classificaram-se como apresentando um grau de adequação à ocorrência *intermédio* todas as áreas que apresentam valores de adequabilidade semelhantes aos territórios onde se encontram 10% das ocorrências com condições menos favoráveis à presença da espécie. As áreas com condições semelhantes às identificadas para 90% das ocorrências (presenças registadas) classificaram-se como apre-

sentando *elevado* grau de adequação à ocorrência, remetendo para a existência de condições ecológicas compatíveis com o perfil ecológico da espécie, considerando as variáveis de natureza climática e topográfica utilizadas no processo de calibração. Com base no valor de *AUC*, os modelos produzidos apresentam bom desempenho (>0,9), indicando boa capacidade de desmesos para discriminar diferentes graus de adequabilidade do território à presença das espécies em estudo (Elith *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos para a distribuição potencial traduzem claramente as diferentes condições de distribuição atual que as espécies em análise apresentam. Assim, os resultados dos modelos para a distribuição potencial das espécies *A. longifolia* e *A. dealbata* estão determinados pelo facto de estas apresentarem uma distribuição restrita, geográfica e ecologicamente, o que pode estar associado a uma introdução deliberada mais limitada no espaço (Figura 3). Explicação que pode não ser muito útil no caso da espécie *A. dealbata*, pois foi uma das primeiras a ser introduzida, e foi amplamente cultivada (Vieira, 2002), e a elevada capacidade para colonizar espaços abertos, nomeadamente após o fogo, está confirmada no território continental português e noutras regiões do mundo (Marchante *et al.*, 2014). Apesar de poder haver algum erro na identificação

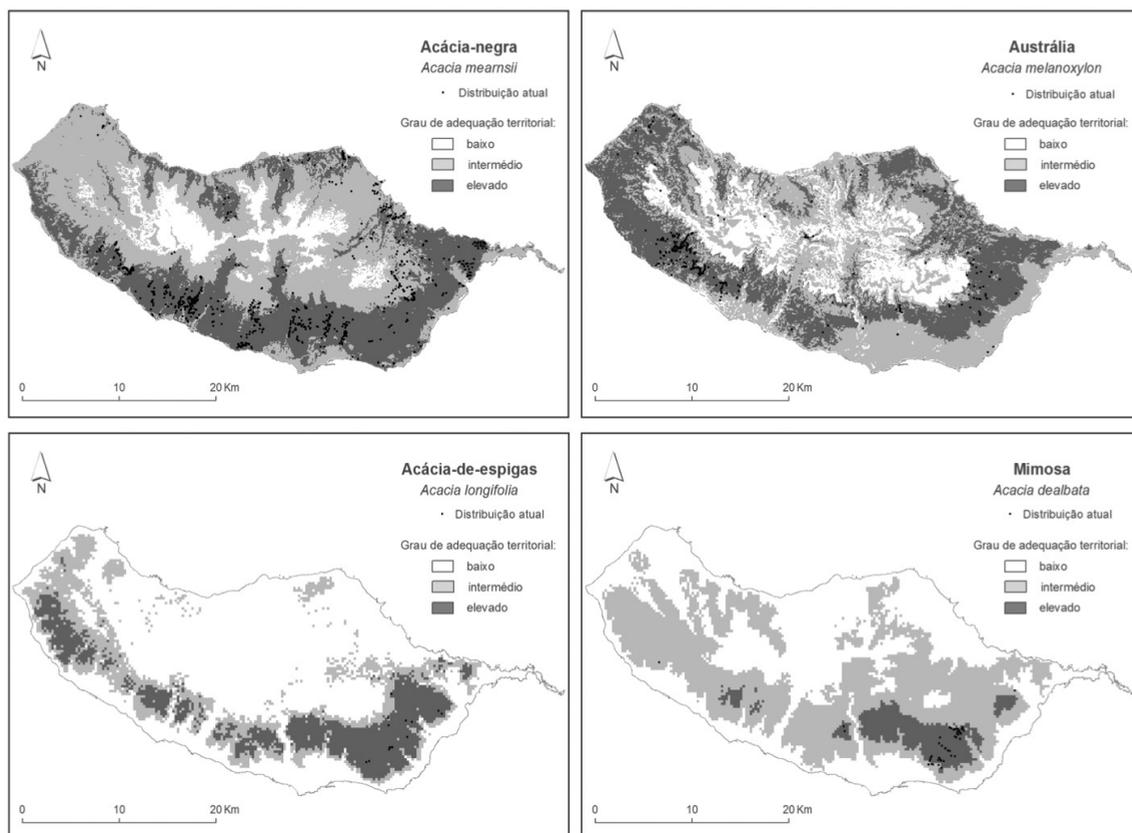


Figura 3
Grau de adequabilidade à ocorrência de espécies de *Acacia* na Ilha da Madeira.

da espécie, dadas as semelhanças com *A. dealbata*, o erro está espacialmente circunscrito ao sector sudeste da ilha, área onde ocorrem ambas as espécies.

A espécie *A. longifolia*, apesar de apresentar uma distribuição restrita, nas áreas onde se encontra apresenta já uma elevada taxa de invasão, patente na instalação de comunidades muito densas e floristicamente pobres, um atributo já identificado noutros habitats (Marchante, 2011). E a área adequada à espécie na ilha é, segundo os modelos, significativa (Figura 3), considerando áreas com grau de adequação intermédio e elevado para a ocorrência da espécie. Mas, tal como para a espécie *A. dealbata*, os modelos podem, muito provavelmente, estar a subestimar a área adequada à sua ocorrência. No caso da espécie *A. dealbata*, e contrariamente ao que se verifica no território continental, onde a espécie apresenta já vastas áreas ocupadas e encontra condições adequadas à sua instalação (Vicente, 2012; Pereira e Figueiredo, 2015), na Ilha da Madeira a sua distribuição está espacialmente limitada ao setor mais oriental da face sul.

Já no caso das espécies *A. mearnsii* e *A. melanoxylon* os resultados apontam para cenários bastante diferentes, uma vez que parte significativa do território insular apresenta condições adequadas à presença das mesmas, sendo que apenas nos sectores

de maior altitude as condições ecológicas são menos favoráveis (Figura 3). No entanto, como a ausência atual das espécies nestes sectores pode não estar associada a determinantes de carácter ecológico, não é possível afirmar que estas áreas não permitem a instalação destas espécies futuramente. É ainda de salientar o facto de estas exóticas arbóreas apresentarem distribuições potenciais não totalmente coincidentes, identificando-se uma associação com os sectores mais secos e quentes por parte da espécie *A. mearnsii*, e alguma preferência por ombrótipos mais húmidos por parte da espécie *A. melanoxylon*. Assim, as áreas a altitudes inferiores aos 700 m na face sul da ilha são identificadas pelos modelos como muito adequadas à ocorrência da espécie *A. mearnsii*, o que determina que o risco de invasão nestas áreas seja importante, pois não só a espécie já está presente em áreas significativas (Figura 3), como grande parte desta área está hoje disponível para que este processo ocorra, uma vez que estas áreas registam um elevado nível de abandono agrícola, uma condição identificada como altamente favorável ao processo de instalação de comunidades monoespecíficas dominadas por *Acacia mearnsii*.

Tal como para a acácia-negra, os modelos identificam a face sul da ilha como mais favorável à instalação da austrália (*A. melanoxylon*), ainda que

a cotas altimétricas mais elevadas, com vastas áreas identificadas nos extremos ocidental e oriental da ilha. Tendo em conta os valores mais elevados de precipitação e temperatura média mais baixa destas áreas, seria expectável que áreas mais extensas da face norte da ilha fossem identificadas como adequadas, tendo em conta a existência de condições ecológicas próximas. No entanto, e tal como se verifica no caso das outras acácias, a baixa presença nesta área da ilha pode estar a explicar os resultados dos modelos. Mas esta ausência poderá estar a responder mais a opções ao nível de uso do solo, e seleção dos locais onde ocorreu a introdução, do que responder a limitantes de carácter ecológico.

Conclusões

As espécies *Acacia melanoxylon* e *A. mearnsii* apresentam na atualidade uma distribuição ampla na Ilha da Madeira. Apesar de terem beneficiado de introdução deliberada em vários sectores da ilha, são vários os factos que confirmam a sua capacidade de invasão em áreas contíguas, nomeadamente as sujeitas a perturbação, como parcelas abandonadas pela atividade agrícola ou áreas perturbadas pelo fogo. Em termos de distribuição potencial, estas espécies encontram condições adequadas à sua presença numa fracção significativa da ilha, o que as classifica como espécies muito problemáticas em termos de potencial invasor. E a capacidade para invadir áreas contíguas existe, tal como se pode confirmar para a espécie *Acacia mearnsii* através de análise comparativa entre fotografia histórica e fotografia atual. Este processo de invasão provoca impactes negativos, fomentando um evidente empobrecimento florístico das comunidades dominadas por estas espécies exóticas, um resultado evidenciado pela análise comparativa do elenco florístico de comunidades nativas climax; como favorece um aumento da suscetibilidade à ocorrência de movimentos de vertente, como deslizamentos, aspeto já confirmado para o caso de comunidades dominadas por *Acacia mearnsii*.

Tendo em conta a ampla área de distribuição, a ampla área adequada à sua ocorrência, o seu potencial invasor, e os impactes negativos associados, confirma-se a necessidade de se definirem medidas de controlo e prevenção para as espécies *Acacia mearnsii* e *A. melanoxylon*. Apesar de mais restritas espacialmente, também as espécies *A. longifolia* e *A. dealbata* deverão merecer atenção neste âmbito, não só devido ao potencial invasor identificado na ilha, como também pelos profundos impactes negativos já descritos em território continental (Marchante *et al.*, 2008; Vicente, 2012). Esta necessidade torna-se ainda mais importante se considerarmos a natureza conservadora dos resultados apresentados pelos modelos, tendo em conta a sua natureza correlativa. Dado tratar-se de espécies exóticas, para as quais se assume uma distribuição atual que não está em situação de equilíbrio com as condições ecológicas do território, é muito provável que o

avanço do processo de invasão se traduza num aumento da área prevista como adequada à ocorrências destas espécies.

Agradecimentos

Participação do primeiro autor apoiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (SFRH/BD/27810/2006). O segundo autor agradece o suporte financeiro do CITMA (Centro para a Ciência e Tecnologia) pelas Bolsas de Formação Individual (2006, 2009, 2010-) e à SREC (Secretaria Regional da Educação e Cultura) pela autorização para licença sabática (AE 2005-2006) e Bolsa de Investigação Individual (AE2009-2010). Os autores agradecem ao ARM (Arquivo Regional da Madeira) pela cedência da fotografia histórica utilizada, e a colaboração de Micael Benedito na realização dos inventários.

Bibliografia

- Adair, R. (2002). Black wattle: South Africa manages conflict of interest. *CABI Biocontrol News and Information*, 23(1), 5-7.
- Ahlroth, P.; Alatalo, R.; Holopainen, A.; Kumpulainen, T. & Suhonen, J. (2003). Founder population size and number of source populations enhance colonization success in waterstriders. *Oecologia*, 137(4), 617-620.
- Andrada, E. C. (1990). *Repovoamento florestal no arquipélago da Madeira (1952-1975)*. Direcção Geral de Florestas, Secretaria de Estado da Agricultura, Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Lisboa.
- Araújo, M. B. & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42-47.
- Bradley, B. A. & Mustard, J. F. (2006). Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using remote sensing. *Ecological Applications*, 16(3), 1132-1147.
- Britton-Simmons, K. H. & Abbott, K. C. (2008). Short- and long-term effects of disturbance and propagule pressure on a biological invasion. *Journal of Ecology*, 96(1), 68-77.
- Capelo, J.; Sequeira, M.; Jardim, R. & Costa, J. C. (2004). Guia da excursão geobotânica dos V Encontros ALFA 2004 à Ilha da Madeira. In J. Capelo (Ed.), *A paisagem vegetal da Ilha da Madeira* (pp. 5-46). Quercetea.
- Chambers, J. C. & Wisdom, M. J. (2009). Priority research and management issues for the imperiled great basin of the Western United States. *Restoration Ecology*, 17(5), 707-714.
- Chapman, A. R.; Conn, B. J.; Court, A. B.; Cowan, R. S.; George, A. S.; Keith, D. A.; Kodala, P. G.; Leach, G. J.; Lewington, M. A.; McDonald, M. W.; Maslin, B. R.;

- Pedley, L.; Ross, J. H.; Tame, T. M. & Tindale, M. D. (2001). *Acacia, flora of Australia*, CSIRO PUBLISHING.
- Clark, P. & Hardegree, S. (2005). Quantifying vegetation change by point sampling landscape photography time series. *Rangeland Ecology & Management*, 58,1, 588-597.
- Costa, J. C.; Capelo, J.; Jardim, R.; Sequeira, M.; Espírito-Santo, D.; Lousã, M., Fontinha, S.; Aguiar, C. & Rivas-Martinez, S. (2004). Catálogo sintaxonómico e florístico das comunidades vegetais da Madeira e Porto Santo. In J. Capelo (Ed.), *A paisagem vegetal da Ilha da Madeira*. (pp. 61-185). Quercetea.
- D'Antonio, C. & Meyerson, L. (2002). Exotic plant species as problems and solution in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10, 703-713.
- D'Hainaut, L. (1991). *Conceitos e métodos de estatística*. Fundação Gulbenkian, Lisboa.
- Debussche, M.; Lepart, J. & Dervieux, A. (1999). Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8, 3-15.
- Dye, Peter & Jarman, Caren, G. (2004). Water use by black wattle (*Acacia mearnsii*): Implications for the link between removal of invading trees and catchment streamflow response. *South African Journal of Science*, 100(1-2), 40-44.
- Eastman, J. R. (2001). *Idrisi 32 release2. Guide to GIS and image processing*. Graduate School of Geography, Clark University.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6(6), 503-523.
- Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R. J.; Huettmann, F.; Leathwick, J. R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L. G.; Loiselle, B. A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J. McC.; Peterson, A. T.; Phillips, S. J.; Richardson, K. S.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R. E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Farrell, T. & Ashton, D. (1978). Population studies on acacia melanoxylon R. Br. I. Variation in seed and vegetative characteristics. *Australian Journal of Botany*, 26(3), 365-379.
- Fatunbi, A. O.; Dube, S.; Yakubu, M. T. & Tshabalala, T. (2009). Allelopathic potential of acacia mearnsii De Wild. *World Applied Sciences Journal*, 7(12), 1488.
- Figueiredo, A. (2008). Desempenho de um modelo de máxima entropia na previsão da distribuição do endemismo *Euphorbia piscatoria* na Ilha da Madeira. *Cadernos de Geografia*, 26/27, 351-359.
- Figueiredo, A.; Pupo-Correia, A. & Sequeira, M. M. (2013). Suscetibilidade à ocorrência de deslizamentos em diferentes tipos de vegetação na Ilha da Madeira. In A. Nunes, L. Cunha, J. Santos, A. Ramos, R. Ferreira, I. Paiva & L. Dimuccio, L. (Eds.), *VI Congresso Nacional de Geomorfologia* (pp. 115-118). Associação Portuguesa de Geomorfólogos, Universidade de Coimbra.
- Foody, M. G. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80, 185-201.
- Franco, J. A. (1943). *Dendrologia florestal*. Imprensa Lucas & C.ª, Lisboa.
- Géhu, J. M. & Rivas-Martinez, S. (1981). Notions fondamentales de phytosociologie. In: Dierschke, H. (ed.), *Syntaxonomie. Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung Vegetationskunde* (pp. 5-33). Vaduz.
- Graham, C. H.; Ferrier, S.; Huettman, F.; Moritz, C. & Peterson, A. T. (2004). New developments in museum-based informatics and applications. *Biodiversity Analysis*. 19(9), 497-503.
- Hall, F. (2001). *Ground-based photographic monitoring, General Technical Report PNW-GTR-503*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- Henderson, S.; Dawson, T. P. & Whittaker, R. J. (2006a). Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography*, 30, 25-46.
- Henderson, S.; Dawson, T. P. & Whittaker, R. J. (2006b). Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography*, 25-46.
- Hernandez, P. A.; Graham, C. H.; Master, L. L. & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785.
- Hobbs, R. J. & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6, 324-336.
- Holle, B. V. & Simberloff, D. (2005). Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, 86(12), 3212-3218.
- Holmes, P. M.; Richardson, D. M.; Esler, K. J.; Witkowski, E. T. F. & Fourie, S. (2005). A decision-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive alien plants in South Africa. *South African Journal of Science*, 101, 553-564.
- Howell, C. (2008). *Consolidated list of environmental weeds in New Zealand*. Available at <http://www.doc.govt>.

- nz/upload/documents/science-and-technical/drds292.pdf on 23/05/2010.
- Inderjit, Duke, S. O. (2003). Ecophysiological aspects of allelopathy. *Planta*, 217(4), 529-539.
- Jardim, R.; Sequeira, M. M. & Capelo, J. (2007). Espécies florestais das ilhas. Madeira. In J. S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas de Portugal*. vol. Vol. 6. Público - Comunicação Social SA, Fundação Luso Americana para o Desenvolvimento e Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa.
- Jardim, R. & Sequeira, M. M. d. (2008). The vascular plants (Pteridophyta and Spermatophyta) of Madeira and Selvagens archipelagos. In: P. A. V. Borges, C. Abreu, A. M. F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Oliveira, C. Sérgio, A. R. M. Serrano & Vieira, P. (eds.), *A list of the terrestrial fungi, flora and fauna of Madeira and Selvagens archipelagos* (pp. 157-208). Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo.
- Lake, J. C. & Leishman, M. R. (2004). Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 117(2), 215-226.
- Larson, D. L.; Anderson, P. J. & Newton, W. (2001). Alien plant invasion in mixed-grass prairie: effects of vegetation type and anthropogenic disturbance. *Ecological Applications*, 11(1), 128-141.
- Lillesand, T. M. & Kiefer, R. W. (1994). *Remote sensing and image interpretation*, 3rd Edition ed. John Wiley and Sons, New York.
- Liu, C.; Frazier, P. & Kumar, L. (2007). Comparative assessment of the measures of thematic classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 107(4), 606-616.
- Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A. & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Mack, R. N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W. M.; Evans, H.; Clout, M. & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- Marchante, E.; Freitas, H. & Marchante, H. (eds.) (2008). *Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal Continental*, Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, 183 p.
- Marchante, H. (2001). *Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por Acacia: uma ameaça para a biodiversidade nativa*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra Coimbra, 157 p.
- Marchante, H. (2011). *Invasion of Portuguese dunes by Acacia longifolia: present status and perspectives for the future*. Dissertação de Doutoramento na área científica de Biologia, especialidade Ecologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 184 p.
- Marchante, H.; Morais, M.; Freitas, H. & Marchante, E. (2014). *Guia prático para a identificação de plantas invasoras em Portugal*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra. 207 p.
- Marchante, E.; Kjølter, A.; Struwe, S. & Freitas, H. (2008). Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Applied Soil Ecology*, 40(2), 210-217.
- Mesquita, S.; Capelo, J. & Sousa, J. d. (2004). Bioclimatologia da Ilha da Madeira. Abordagem numérica. *Quercetea*, 6, 47-60.
- Montserud, R. A. & Leamans, R. (1992). Comparing global vegetation map with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*, 62, 275-293.
- Mooney, H. A. & Cleland, E. E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(10), 5446-5451.
- Parker, I. M. (2001). Safe site and seed limitation in *Cytisus scoparius* (Scotch Broom): invasibility, disturbance, and the role of cryptogams in a glacial Outwash prairie. *Biological Invasions*, 3, 323-332.
- Pereira, E. C. N. (1989). *Ilhas de Zargo*, 4th Edition ed. Câmara Municipal do Funchal, Funchal.
- Pereira, J. & Figueiredo, A. (2015). Suscetibilidade à invasão por *Acacia Dealbata* Mill. na bacia do rio Mondego: proposta metodológica para avaliação da suscetibilidade em áreas extensas. In C. Costa, V. Ferreira, H. Santos, P. Pereira, D. Carreira & A. Gil (Eds.), *Atas da 6ª conferência de software aberto para SIG - SASIG 2015* (pp. 9-18). ISCTE e OSGEO-PT, Lisboa.
- Peterson, A. T. (2003). Predicting the geography of species invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, 78(4), 419-433.
- Phillips, S. J.; Anderson, R. P. & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S. J. & Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Pickard, J. (2002). Assessing vegetation change over a century using repeat photography. *Australian Journal of Botany*, 50, 409-414.
- Pimentel, D.; Zuniga, R. & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with

- alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52, 273-288.
- Pino, J.; Gassó, N.; Vilà, M. & Sol, D. (2008). Regiones y hábitats más invadidos. In M. Vilà, F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría & P. Castro (Eds.), *Invasiones biológicas* (pp. 41-52). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- Press, J. R. & Short, M. J. (Eds.) (2001). *Flora of Madeira*, The Natural History Museum, London, 574 p.
- Pupo-Correia, A. (2007). *História recente da paisagem vegetal da Madeira. Utilização de recursos fotográficos antigos e recentes como elementos comparativos*. Tese de Mestrado, Universidade da Madeira, Funchal.
- Richards, J. & Jia, X. (1999). *Remote sensing digital image analysis*, 3rd Edition ed. NY Springer, New York.
- Richardson, D. M. & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity & Distributions*, 17(5), 788-809.
- Sabiiti, E. N. & Wein, R. W. (1987). Fire and acacia seeds: A hypothesis of colonization success. *Journal of Ecology*, 75(4), 937-946.
- Sax, D. F. & Brown, J. H. (2000). The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 9, 363-371.
- Sax, D. F. & Gaines, S. D., 2008. Species invasions and extinction : The future of native biodiversity on islands. National Academy of Sciences of the United States of America, Washington, DC, ETATS-UNIS, p. 8.
- Silva, L.; Ojeda-Land, E. & Rodríguez-Luengo, J. L. (2008). *Invasive terrestrial flora and fauna of Macaronesia. Top 100 in Azores, Madeira and Canaries*. ARENA, Ponta Delgada. 546 p.
- Thuiller, W.; Richardson, D. M.; Pysek, P.; Midgley, G. F.; Hughes, G. O. & Rouget, M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11(12), 2234-2250.
- Underwood, E. C.; Klinger, R. & Moore, P. E. (2004). Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity & Distributions*, 10, 447-459.
- Vicente, J. R. (2012). *Modelling landscape invasion by alien plants under current and future conditions of climate and land use*. Doutoramento em Biologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 289 p.
- Vicente, J.; Randin, C.; Gonçalves, J.; Metzger, M.; Lomba, Â.; Honrado, J. & Guisan, A. (2011). Where will conflicts between alien and rare species occur after climate and land-use change? A test with a novel combined modelling approach. *Biological Invasions*, 13(5), 1209-1227.
- Vieira, R. S. (2002). Flora da Madeira. Plantas vasculares naturalizadas no Arquipélago da Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 8, 5-281.
- Vitousek, P. M. & Walker, L. R. (1989). Biological invasion by *Myrica Faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs*, 59(3), 247-265.
- Vitousek, P. M.; D'Antonio, C. M.; Loope, L. L. & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84, 468-478.
- Wilgen, B. W. v.; Richardson, D. M.; Le Maitre, D. C.; Marais, C. & Magadlela, D. (2001). The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 3(2), 145-168.
- Wit, M. P.; Crookes, D. J. & Wilgen, B. W. v. (2001). Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions*, 3(2), 167-178.

Texto recebido em/Text submitted on: 31/03/2016

Texto aprovado em/Text approved on: 21/07/2016