UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO

RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS INVADIDAS POR *ACACIA DEALBATA* LINK NO VALE DO RIO GERÊS: UM TRABALHO DE SÍSIFO?

Dissertação de Mestrado em Instrumentos e Técnicas
de Apoio ao Desenvolvimento Rural

MANUEL JOSÉ DA SILVA MIRANDA FERNANDES

Vila Real
2008

UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO

RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS INVADIDAS POR *ACACIA DEALBATA* LINK NO VALE DO RIO GERÊS: UM TRABALHO DE SÍSIFO?

Dissertação de Mestrado em Instrumentos e Técnicas de Apoio ao Desenvolvimento Rural

Manuel José da Silva Miranda Fernandes

Orientador: Prof. Doutor João Manuel Ribeiro dos Santos Bento

Vila Real

2008

DISSERTAÇÃO APRESENTADA NA UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE, NA ESPECIALIZAÇÃO EM GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS DO MESTRADO EM INSTRUMENTOS E TÉCNICAS DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO RURAL.

ESTA DISSERTAÇÃO FOI APOIADA PELA FUNDAÇÃO PARA A CIÊNCIA E A TECNOLOGIA, ATRAVÉS DA BOLSA DE MESTRADO SFRH/BM/34216/2006.

"*É preciso imaginar Sísifo feliz*."

Albert Camus, *O Mito de Sísifo*

RESUMO

Acacia dealbata Link é uma planta invasora que coloca um desafio à conservação dos habitats naturais do vale do rio Gerês, no Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG). Na presente dissertação é feita uma abordagem das plantas invasoras e da sua problemática, é caracterizada *A. dealbata* e o seu potencial invasor, e descrito o caso particular do PNPG. Nesta área protegida, as acções de controlo desta planta e a recuperação dos habitats invadidos não têm atingido os objectivos pretendidos. Analisam-se as acções de controlo realizadas e discutem-se os aspectos críticos identificados. Propõem-se alternativas para uma mais eficiente recuperação ecológica dos habitats afectados por *A. dealbata*.

PALAVRAS-CHAVE: Invasões biológicas, plantas invasoras, *Acacia dealbata*, Gerês.

ABSTRACT

Acacia dealbata Link is an invasive species that threatens the conservation of natural habitats at Peneda-Gerês National Park (NW Portugal). The present thesis focuses on invasive plants and its challenges, on *A. dealbata* characteristics and on the National Park case study. In this protected area, efforts to control the invasive species and recover natural habitats haven't yet been succeeded. Control actions are analysed and some critical points are discussed. An alternative for a most efficient ecological restoration programme is presented.

KEY WORDS: Biological invasions, invasive plants, *Acacia dealbata*, Gerês.

ÍNDICE GERAL

RESUMO i

ABSTRACT i

LISTA DE FIGURAS vii

LISTA DE QUADROS ix

ACRÓNIMOS x

1- INTRODUÇÃO 1

1.1- PROPÓSITO DA DISSERTAÇÃO 3

1.2- OBJECTIVOS ESPECÍFICOS 3

PARTE I - PLANTAS INVASORAS E PROCESSOS INVASIVOS: ASPECTOS ECOLÓGICOS E CONCEPTUAIS

2- CONCEITO DE PLANTA INVASORA E CONCEITOS ASSOCIADOS 7

2.1- ORGANISMO INVASOR 7

2.2. PLANTA INVASORA 8

2.3- PLANTA NATIVA 9

2.4- PARA UM CONCEITO MAIS PRECISO DE PLANTA INVASORA 10

2.4.1- Plantas alienígenas 10

2.4.2- Plantas exóticas casuais 11

2.4.3- Plantas naturalizadas 11

2.4.4- Plantas invasoras 12

2.4.5- Infestantes 12

2.4.6- Transformadoras 12

3- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DAS PLANTAS INVASORAS 14

4- O PROCESSO DE INVASÃO 16

5- INVASIBILIDADE DAS COMUNIDADES VEGETAIS 20

5.1- MODELO DE LONSDALE 20

5.2- MODELO DE DAVIS, GRIME & THOMPSON 23

6- IMPACTOS DAS INVASÕES 28

6.1- IMPACTOS ECOLÓGICOS 28

6.1.1- Impactos no ciclo de nutrientes 29

6.1.2- Impactos na hidrologia 29

6.1.3- Impactos em processos geomorfológicos 31

6.1.4- Impactos no regime de fogo 31

6.1.5- Impactos sobre a fauna nativa 33

6.2- IMPACTOS ECONÓMICOS 34
6.2.1- Agricultura e silvicultura 34
6.2.2- Outros impactos sócio-económicos 36
7- PARA UMA CRÍTICA DA ECOLOGIA DAS INVASÕES 38
7.1- QUESTÕES DE LINGUAGEM E DE (PRE)CONCEITOS 38
7.2- QUESTÕES ECOLÓGICAS 40

PARTE II - *ACACIA DEALBATA* LINK: UMA INVASORA PERFEITA?
8- CARACTERIZAÇÃO TAXONÓMICA DE *ACACIA DEALBATA* LINK 45
8.1- ENQUADRAMENTO TAXONÓMICO 45
8.2- A SUBFAMÍLIA *MIMOSOIDEAE* E O GÉNERO *ACACIA* 45
8.3- DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DA ESPÉCIE 47
8.4- ESPÉCIES AFINS E HIBRIDAÇÃO 49
8.5- ÁREA GEOGRÁFICA DE OCORRÊNCIA NATIVA 50
9- COMPORTAMENTO ECOLÓGICO E POTENCIAL INVASOR 52
9.1- ASPECTOS BIOECOLÓGICOS 52
9.2- SISTEMA RADICULAR 53
9.3- FLORAÇÃO E FRUTIFICAÇÃO 55
9.4- ENTOMOFAUNA ASSOCIADA 55
10- PROCESSO DE INVASÃO E ÁREAS INVADIDAS 57
10.1- O INTERCÂMBIO DE *ACACIA DEALBATA* LINK 57
10.2- REGIÕES ONDE FOI INTRODUZIDA 58
10.2.1- África do Sul, Lesoto e Madagáscar 59
10.2.2- Espanha e França 61
10.2.3- Portugal 63

PARTE III – INVASÃO DE *ACACIA DEALBATA* LINK NO RIO GERÊS (PARQUE NACIONAL DA PENEDA GERÊS)
11- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 71
11.1- O PARQUE NACIONAL DA PENEDA-GERÊS 71
11.2- ÁREA DE ESTUDO: O VALE DO RIO GERÊS 75
12- A INVASÃO DA ÁREA DE ESTUDO POR *ACACIA DEALBATA* LINK: UMA RETROSPECTIVA 79
12.1- DA PAISAGEM VEGETAL POSTGLACIÁRIA À PAISAGEM AGRO-PASTORIL 79
12.2- O PERÍMETRO FLORESTAL DO GERÊS (1888) 81
12.3- A INTRODUÇÃO DE ACÁCIAS NO PERÍMETRO FLORESTAL DO GERÊS (1897-1914) 83
12.4- O RECONHECIMENTO DOS BALDIOS (1935) E O PLANO DE POVOAMENTO FLORESTAL (1940) 84
12.5- DA CRIAÇÃO DO PARQUE NACIONAL (1971) AO INCÊNDIO FLORESTAL DE 1989 87
12.6- INVASÃO DE *ACACIA DEALBATA* E ACÇÕES DE CONTROLO (1989-1999) 89

13- O PROJECTO LIFE-NATUREZA DE RECUPERAÇÃO DOS HABITATS NATURAIS DO VALE DO RIO GERÊS (2000-2003) 93
13.1- ÁREA DE INTERVENÇÃO E ÁREA GLOBAL DO PROJECTO LIFE-NATUREZA 93
13.2- OBJECTIVOS DO PROJECTO LIFE-NATUREZA 94
13.3- DOTAÇÃO ORÇAMENTAL DO PROJECTO 96
13.4- HABITATS EXISTENTES DA REDE NATURA 2000 96
13.5- METODOLOGIA DE CONTROLO 96
13.6- EXECUÇÃO DO PROJECTO 98
14- RESPOSTA DA VEGETAÇÃO AO TRATAMENTO DAS PARCELAS INVADIDAS E PERCEPÇÃO LOCAL DO FENÓMENO 102
14.1- METODOLOGIA 102
14.2- RESULTADOS 102
14.2.1- Reconhecimento dos habitats da área de intervenção 102
14.2.2- Amostragem da área de intervenção 104
14.2.3- Actualização da amostragem 110
14.2.4- Entrevistas a representantes de instituições locais 114
14.3- ANÁLISE E DISCUSSÃO 117
14.3.1- Habitats reconhecidos na área de intervenção 117
14.3.2- Amostragem realizada durante a execução do projecto 117
14.3.3- Amostragem actualizada 121
14.3.4- Entrevistas realizadas 122
15- CONSIDERAÇÕES CRÍTICAS SOBRE O PROJECTO LIFE-NATUREZA 123
15.1- CARACTERIZAÇÃO DA SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA 123
15.2- DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE INTERVENÇÃO 123
15.3- ACÇÕES DE CONTROLO REALIZADAS 124
15.4- RECUPERAÇÃO DOS HABITATS 125
15.5- ENQUADRAMENTO DO PROJECTO NO ÂMBITO REGIONAL 125
16- PARA UMA RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DOS HABITATS INVADIDOS 126
16.1- O REVESTIMENTO VEGETAL DE REFERÊNCIA 126
16.2- A COMPLEXIDADE DA RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA 126
16.3- O FACTOR PERTURBAÇÃO 127
16.4- OS DILEMAS DA GESTÃO EM ÁREAS PROTEGIDAS 128
16.5- AS INVASORAS COMO ALIADAS DA RECUPERAÇÃO 130
16.6- REDEFINIÇÃO DA UNIDADE DE INTERVENÇÃO E PRIORIDADES DE TRATAMENTO 131
16.7- TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DOS HABITATS 132
16.8- PLANO DE MANUTENÇÃO E RESPOSTA A FACTORES DE PERTURBAÇÃO 132
16.9- MONITORIZAÇÃO E ASSESSORIA CIENTÍFICA 133
16.10- A PARTICIPAÇÃO LOCAL 133

PARTE IV – CONCLUSÕES

17- CONCLUSÕES 137
17.1- SOBRE AS PLANTAS EXÓTICAS E O FENÓMENO INVASOR 137
17.2- SOBRE *ACACIA DEALBATA* LINK 138
17.3- SÍSIFO NO GERÊS: INVASÃO E POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA 139

AGRADECIMENTOS 141
REFERÊNCIAS 143

ANEXOS

ANEXO I – PAINEL APRESENTADO NO *INTERNATIONAL SYMPOSIUM INTRACTABLE WEEDS AND PLANT INVADERS* 159
ANEXO II – FICHA DE CAMPO 163
ANEXO III – GUIÃO DA ENTREVISTA 167

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. Esquema hierárquico de classificação das plantas exóticas 13
Fig. 2. Representação esquemática do processo de invasão e das principais barreiras que limitam a dispersão de plantas introduzidas 16
Fig. 3. Crescimento sigmóide da população de uma planta invasora (fases lag e log). Exemplo do cacto *Opuntia aurantiaca* Lindl. na África do Sul 17
Fig. 4. Modelo conceptual dos processos de aumento da área invadida por giesta-negral, *Cytisus scoparius* L., no SE da Austrália 19
Fig. 5. Factores de que depende o grau de invasão de um ecossistema 21
Fig. 6. Teoria da oscilação de recursos disponíveis 25
Fig. 7. Oscilação da invasibilidade ao longo do tempo para uma dada espécie 26
Fig. 8. Custo relativo e probabilidade de sucesso de acções de gestão para prevenir ou mitigar o ciclo planta invasora-regime de fogo 32
Fig. 9. Fac-simile da descrição original de *Acacia dealbata* 45
Fig. 10. Principais aspectos morfológicos de *Acacia dealbata* 49
Fig. 11. Área de ocorrência nativa de *Acacia dealbata* na Austrália Continental 50
Fig. 12. Área de ocorrência de *Acacia dealbata* na Austrália Ocidental, como espécie naturalizada 51
Fig. 13. Mecanismos de propagação em *Acacia dealbata* Link 53
Fig. 14. Nódulos radiculares de *Acacia* sp. 54
Fig. 15. *Pyrgoides orphana*, crisomelídeo desfolhador de *Acacia dealbata* Link 56
Fig. 16. Movimentos transoceânicos de um grupo de espécies de *Acacia* 57
Fig. 17. Aspectos da utilização de *Acacia dealbata* Link em Madagáscar 61
Fig. 18. Áreas invadidas por *Acacia dealbata* em Espanha 62
Fig. 19. Pomares de *Acacia dealbata* e comercialização das suas flores no S de França 62
Fig. 20. Fac-simile do catálogo da Casa Frederico Daupias (1893) 63
Fig. 21. Prospecto da “Festa da Mimosa” de 1987 66
Fig. 22. Parque Nacional da Peneda Gerês e Parque Natural Baixa Limia–Serra do Xurés 71
Fig. 23. Aspecto geral do vale do rio Gerês 75
Fig. 24. Vale do rio Gerês: altimetria e hidrologia 76
Fig. 25. Extracto da Carta de Ordenamento do PNPG, no vale do rio Gerês 77
Fig. 26. Carta do Perímetro Florestal do Gerês 80
Fig. 27. Aspecto do vale do rio Gerês na primeira década do séc. XX 81

Fig. 28. Perímetro florestal do Gerês em meados do séc. XX 82
Fig. 29. Espécies de *Acacia* plantadas no Perímetro Florestal do Gerês entre 1898 e 1914 83
Fig. 30. Plantação de *Acacia dealbata* Link no Perímetro Florestal do Gerês (1898-1905) 84
Fig. 31. Delimitação do Parque Nacional da Peneda-Gerês 87
Fig. 32. Ocupação do solo no Perímetro Florestal do Gerês em 1971 88
Fig. 33. Área invadida por Acacia dealbata em 1989 no vale do rio Gerês 90
Fig. 34. Área de intervenção do projecto Life 99 NAT/P/006439 e parcelas de tratamento 93
Fig. 35. A - Afloramentos graníticos em mimosal tratado com herbicida; B - Mimosal tratado com herbicida, após corte da vegetação 100
Fig. 36. A – Novedio de *Chamaecyparis lawsoniana* em mimosal tratado; B - Mimosal tratado, adjacente a pinhal de *Pinus pinaster* 100
Fig. 37. A - Núcleo de vegetação autóctone com *Arbutus unedo*; B - Núcleo de *Quercus robur* adjacente a mimosal tratado 101
Fig. 38. A - Regeneração de *Acacia dealbata* após tratamento; B - Regeneração de *Pterospartum tridentatum* em mimosal ardido 101
Fig. 39. Núcleo de quercíneas remanescentes na área de intervenção do projecto .. 103
Fig. 40. Exemplares arbóreos de *Arbutus unedo* L. na área de intervenção do projecto 104
Fig. 41. Regeneração de *Acacia dealbata* na área de intervenção e aspecto dos caminhos de acesso às parcelas 110
Fig. 42. Regeneração de *Acacia dealbata* e de *Pinus pinaster* no bosquete de *Chamaecyparis lawsoniana* (amostra R1) 112
Fig. 43. Estrato arborescente aberto de *Acacia dealbata* na amostra R2 113
Fig. 44. Exemplares remanescentes de *Pinus pinaster* e regeneração de *Acacia dealbata* na área de intervenção 113
Fig. 45. Fitodiversidade das 29 parcelas de amostragem 118
Fig. 46. Regeneração da cobertura vegetal nas parcelas de amostragem desde o último tratamento registado 119
Fig. 47. Regeneração de *Acacia dealbata* nas parcelas de amostragem após o último tratamento registado 120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Atributos biológicos da planta invasora “ideal” 15
Quadro 2. Factores de invasibilidade e efeitos no número de espécies vegetais exóticas 22
Quadro 3. Custos anuais estimados associados às plantas exóticas introduzidas nos EUA. Valores em milhões de dólares..... 34
Quadro 4. Caracterização morfológica de *Acacia dealbata* Link..... 48
Quadro 5. Países e regiões onde foi introduzida *Acacia dealbata* Link 58
Quadro 6. Inventário fitossociológico (n.º 540) realizado na Chã de Lamas em Julho de 1948 85
Quadro 7. Ocorrência de *Acacia melanoxylon* e *A. dealbata* em 1948 no Gerês 86
Quadro 8. Reconstituição aproximada das acções de controlo de *Acacia dealbata* no PNPG entre 1989 e 1999 91
Quadro 9. Caracterização sumária da área de intervenção do Projecto “Recuperação dos habitats naturais do vale do rio Gerês”..... 95
Quadro 10. Habitats da área global do projecto que constam da Directiva Habitats ... 97
Quadro 11. Acções realizadas no âmbito do Projecto “Recuperação dos habitats naturais do vale do rio Gerês” 99
Quadro 12. Síntese da amostragem da Parcela 1 105
Quadro 13. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 1..... 105
Quadro 14. Síntese da amostragem da Parcela 2 106
Quadro 15. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 2..... 107
Quadro 16. Síntese dos dados registados na Parcela 3 108
Quadro 17. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 3..... 108
Quadro 18. Síntese dos dados registados na Parcela 4 109
Quadro 19. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 4..... 109
Quadro 20. Actualização dos levantamentos florísticos em parcelas de amostragem 111
Quadro 21. Variação do número de espécies vasculares registadas nas parcelas de amostragem, durante e após a execução do projecto 121

ACRÓNIMOS

DGSFA – Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas

GISP – Global Invasive Species Group

ICN – Instituto de Conservação da Natureza

ICNB - Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade

IUCN - International Union for the Conservation of Nature

PNPG – Parque Nacional da Peneda-Gerês

1- INTRODUÇÃO

Tornou-se um lugar-comum afirmar que as plantas invasoras são uma ameaça à diversidade biológica e à actividade económica. Segundo a *International Union for the Conservation of Nature* (IUCN, 2000), as espécies invasoras de origem exótica - plantas, animais e microorganismos - são uma das principais causas actuais de perda de biodiversidade, só comparável à alteração dos habitats por acção humana directa. Este fenómeno, que se regista numa grande diversidade de ecossistemas, e que abrange todas as regiões do mundo (Usher, 1988), incluindo a Antárctida e as ilhas subpolares vizinhas (Frenot *et al.*, 2005), tem suscitado de forma crescente a atenção da comunidade científica, dos gestores do território e do público em geral. Os impactos das espécies exóticas invasoras nos habitats naturais onde são introduzidas, e a sua interferência nas actividades produtivas, levaram ao desenvolvimento de métodos de controlo e de estratégias de recuperação de áreas afectadas, enquadradas em programas nacionais e internacionais dedicados a esta problemática. Um exemplo é o *GISP – The Global Invasive Species Programme*, criado em 1997 e constituído como entidade legal em 2005, sendo a IUCN uma das entidades fundadoras (Mooney, 1999; Mooney *et al.*, 2005). A complexidade do fenómeno invasor transformou-se num desafio para as ciências ecológicas, tendo conduzido à emergência de um campo de estudo especializado - a Ecologia das Invasões – centrado no comportamento invasor dos organismos introduzidos por acção humana em regiões distantes da sua área de origem (Mack *et al.*, 2000; Richardson & Pyšek, 2008).

Porém, sob as parangonas, de onde advém o problema das espécies exóticas invasoras? Das idiossincrasias biológicas destas espécies, que lhes permitem proliferar de forma indesejável? Ou das fragilidades dos ecossistemas invadidos, que abrem terreno a esta proliferação? Ou resultará, sobretudo, da relação entre cada espécie invasora e cada ecossistema invadido? Destas interrogações partem distintas linhas de trabalho que procuram respostas para a problemática das invasões biológicas (Heger & Trepl, 2003). No caso das plantas invasoras de meios terrestres, objecto central do presente trabalho, podemos acrescentar questões mais específicas: porque é que as espécies nativas não conseguem competir vantajosamente com as exóticas invasoras

que se tornam dominantes nas comunidades vegetais? Que sucede a longo termo numa comunidade invadida? Estaremos em presença de uma nova modalidade de sucessão ecológica? E como respondem as comunidades invadidas aos factores de mudança global? As respostas actualmente possíveis consideram as plantas invasoras agentes de mudança global, sendo simultaneamente favorecidas por essa mesma mudança (Dukes & Mooney, 1999; Pyke & Knick, 2003).

Por outro lado, uma visão excessivamente negativa das plantas invasoras não poderá obliterar eventuais benefícios da presença destas espécies? Será heterodoxo considerar que as plantas invasoras também desempenham serviços ambientais? E, face à sua presença consumada e aos elevados custos do seu controlo, haverá situações em que estas plantas possam ser encaradas como um recurso?

Estas interrogações apontam a necessidade de encontrar caminhos de saída do lugar-comum que frequentemente domina as abordagens sobre as plantas exóticas invasoras, e que terá subjacente, nalguns sectores da comunidade científica e da opinião pública, uma reacção emocional, de resistência a uma mudança nas representações mentalmente construídas da paisagem vegetal. As transformações implacáveis que as paisagens vegetais actualmente sofrem suscitam porventura um sentimento de perda, que aponta como um dos "culpados" as plantas invasoras, abrindo contra elas uma autêntica guerra. E, como sempre acontece nos confrontos bélicos, nunca há verdadeiramente vencedores, pelo que uma escalada da "guerra" contra as plantas invasoras não conseguirá produzir os efeitos desejados. Um passo fundamental para uma visão mais abrangente e desapaixonada talvez seja o de nos interrogarmos sobre estas plantas como *fenómeno* que necessita uma compreensão aprofundada e mais objectiva, antes de o rotularmos, por vezes com abrupta simplicidade, como *problema*.

É destas questões que este trabalho parte.

1.1- PROPÓSITO DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação pretende contribuir para um debate mais amplo sobre as espécies exóticas invasoras, ultrapassando a visão redutora que domina uma grande parte da teoria e da prática da problemática associada a estas espécies. O estudo realizado aborda o caso específico da invasão da leguminosa exótica *Acacia dealbata* Link na bacia do rio Gerês, integrado no Parque Nacional da Peneda-Gerês, no NW de Portugal. Faz-se uma abordagem do fenómeno a três níveis:

a) Ao nível da problemática ecológica geral das plantas invasoras, equacionando os processos invasivos e as suas etapas, as características das espécies vegetais que as predispõem para a invasão, e as características dos ecossistemas que os tornam susceptíveis à invasão;
b) Ao nível da espécie *Acacia dealbata* Link, explorando o seu comportamento ecológico e as características que lhe conferem carácter invasor;
c) Ao nível da área de estudo, analisando o estado actual da invasão e as intervenções já realizadas, equacionando objectivos e estratégias possíveis para controlar a espécie invasora e recuperar habitats invadidos.

1.2- OBJECTIVOS ESPECÍFICOS

São objectivos específicos da presente dissertação:

- Abordar a problemática das espécies vegetais invasoras, destacando os aspectos ecológicos do fenómeno e as suas consequências;
- Caracterizar a espécie *Acacia dealbata* Link e o seu comportamento ecológico, destacando as características que lhe conferem potencial invasor, e seus efeitos nalgumas das regiões onde foi introduzida;
- Contribuir para uma estratégia de recuperação dos habitats invadidos por esta espécie no vale do rio Gerês, equacionando os objectivos pretendidos para esta recuperação, os métodos aplicáveis e o enquadramento do fenómeno na região.

PARTE I - PLANTAS INVASORAS E PROCESSOS INVASIVOS: ASPECTOS ECOLÓGICOS E CONCEPTUAIS

2- CONCEITO DE PLANTA INVASORA E CONCEITOS ASSOCIADOS

2.1- ORGANISMO INVASOR

Invasora é uma "*espécie estrangeira que invade com sucesso um outro país*", provocando uma "*explosão ecológica*" – a saída de controlo de forças anteriormente contidas –, daí resultando o seu enorme aumento em número, podendo a espécie em questão ser um vírus, uma bactéria, um fungo, uma planta ou um animal. É com esta terminologia de conotação bélica que Charles Elton introduz o conceito de **organismo invasor** em *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Elton, 1958), por muitos considerada a obra fundadora da Ecologia das Invasões como ramo autónomo da Ecologia. O desenvolvimento desta disciplina científica, ao longo do último meio século, foi acompanhado de diversas tentativas para precisar os conceitos e definições que lhe são centrais. Três décadas depois da obra de Elton, uma definição de organismo invasor é apresentada por Di Castri (1990) nos seguintes termos:

> *Um organismo invasor é uma espécie de planta, animal ou microorganismo que, transportada geralmente por acção humana, de forma inadvertida ou intencional, coloniza novos territórios distantes do seu território de origem, neles se dispersando.*

Um dos aspectos centrais do conceito é, portanto, a **origem exótica** dos organismos invasores, que são transportados de uma região para outra onde nunca antes haviam ocorrido, transpondo frequentemente distintos domínios biogeográficos. Roy (1990) considera que a introdução de um organismo num novo ambiente no qual não evoluiu é um aspecto único que caracteriza os organismos invasores. A **intervenção humana** no processo de transporte e introdução, e a capacidade de **colonização e dispersão** do organismo no novo meio, são outros elementos-chave do conceito. Porém, uma formulação mais precisa, nomeadamente quanto aos efeitos dos organismos invasores, não é consensual: Di Castri (1990) assinala a existência de divergências entre biogeógrafos, ecólogos, biólogos das populações e técnicos de campo quanto à noção de organismo invasor, resultado de diferentes percepções do fenómeno.

Mais recentemente, uma definição abrangente de organismo invasor foi apresentada sob os auspícios da IUCN na *Estratégia Mundial sobre Espécies Exóticas Invasoras* (McNeely *et al.*, 2001):

> *Espécies exóticas invasoras são espécies que se estabelecem num novo ambiente, proliferam e dispersam-se de forma destrutiva e negativa para os interesses humanos.*

Embora generalista, esta definição consagra a associação de **impactos negativos** aos organismos invasores, embora a bitola desses impactos sejam os "interesses humanos", sendo assim uma definição assumidamente antropocêntrica.

2.2- PLANTA INVASORA

A noção de **planta invasora** apresenta diversas definições, que reflectem a evolução recente do conceito e as tentativas para o precisar. Heywood (1989) aborda o conceito do seguinte modo:

- São invasoras as plantas que entram num território onde nunca antes haviam ocorrido;
- São geralmente plantas com origem exótica, provenientes de outros continentes, mas podem ser também espécies nativas no país ou na região em causa, desde que se encontrem fora da sua área geográfica de ocorrência natural;
- Instalam-se com sucesso nas comunidades vegetais nativas, invadindo--as e desalojando a vegetação nativa.

Este autor assinala diversos conceitos associados ao de planta invasora: *alienígena*, *imigrante*, *exótica*, *adventícia*, *neófita*, *xenófita* ou *introduzida*, sendo por vezes usado o conceito de *infestante*. A definição de Cronk & Fuller (1995), oriunda da Biologia da Conservação, é muitas vezes citada:

> *Plantas invasoras são plantas alienígenas, dispersando-se naturalmente, sem intervenção humana directa, em habitats naturais e semi-naturais, produzindo uma alteração significativa na sua composição, estrutura ou nos processos ecológicos.*

Este conceito está já associado de forma inequívoca à noção de **perturbação ecológica**, ausente nalgumas definições anteriores de planta invasora.

2.3- PLANTA NATIVA

Por oposição a planta exótica, o conceito de **planta nativa** (sinónimo de indígena ou autóctone) obedece a um dos seguintes critérios (Webb, 1985):

- A sua presença num dado território resulta de um processo de evolução *in situ*;
- Pode ter origem alóctone, mas atingiu um dado território antes do Neolítico;
- Atingiu esse território após o início do Neolítico, mas independentemente da acção humana.

A distinção entre plantas nativas e exóticas tem importância conceptual e ecológica mas, para estabelecer o estatuto nativo ou exótico de uma espécie, é necessário dispor de um amplo conjunto de informação, nomeadamente registos fósseis, dados históricos, informação sobre o habitat e a distribuição geográfica, frequência conhecida de naturalização, diversidade genética e padrão de reprodução, e possíveis meios de introdução (Webb, 1985).

Existem casos em que não é possível ter certeza do estatuto nativo ou exótico de uma dada espécie, particularmente em comunidades desde há muito tempo sujeitas à influência humana. As espécies nestas circunstâncias foram designadas por Carlton (1996) como **espécies criptogénicas**, i. e., cujo estatuto nativo ou exótico não é demonstrável, o que tem consequências importantes para a compreensão das invasões biológicas. É possível que muitas espécies aceites até agora de forma acrítica como nativas possam ser, se devidamente estudadas, reconhecidas como introduzidas (Webb, 1985). Um exemplo controverso é o do buxo, *Buxus sempervirens* L., considerado nativo no Norte de França, até que recentemente o seu estatuto de espécie introduzida foi evidenciado, através da combinação de dados fitossociológicos, ecológicos e históricos (Decocq *et al.*, 2004). Um exemplo de sentido oposto é o do álamo, *Populus alba* L., espécie até há pouco tempo considerada cultivada ou naturalizada no W da Região Mediterrânica mas que, à luz de novos dados paleobotânicos, deverá ser incluída na flora nativa desta região

(Roiron *et al.*, 2004). Uma das consequências desta demonstração é que a expansão de *Populus alba,* ocorrendo actualmente em áreas agrícolas abandonadas, não deverá ser considerada um processo invasor, mas sim um comportamento expansionista duma espécie nativa.

2.4- PARA UM CONCEITO MAIS PRECISO DE PLANTA INVASORA

Numa revisão crítica do conceito de planta invasora, Richardson *et al.* (2000) reconhecem a proliferação de termos e conceitos de Ecologia das Invasões, resultado da expansão recente desta disciplina científica. Estabeleceu-se nalguma literatura da especialidade uma confusão considerável de conceitos, com uso incorrecto da terminologia existente, de que são exemplo os termos "naturalizado" e "invasor". Estes autores propõem uma clarificação dos principais termos e conceitos, com base numa extensa pesquisa bibliográfica, recomendando a terminologia a seguir referida

2.4.1- Plantas alienígenas

> *São táxones vegetais existentes numa dada área, cuja presença aí é devida à introdução intencional ou acidental como resultado de actividade humana* (Richardson *et al.*, 2000).

São sinónimos deste conceito os seguintes: *plantas exóticas*, *plantas não--nativas*, *plantas não-indígenas*, *plantas alóctones*, *plantas introduzidas* e *neófitos*. Myers & Bazely (2003) notam que o significado do termo *alienígena* é afectado pelo seu uso na literatura de ficção científica, sendo conotado com "*alguma coisa estranha e muitas vezes ameaçadora*"; este termo tem sido usado na língua inglesa para designar também os imigrantes humanos, particularmente no caso da imigração ilegal, adquirindo assim uma conotação negativa. É nossa opção utilizar no presente trabalho o termo "*exóticas*" para designar estas plantas, dado que na língua portuguesa este adjectivo se aplica a algo "*que não é indígena*" (Ferreira, 1999) ou "*que vem de fora, do estrangeiro, em especial de terras longínquas*" (Casteleiro, 2001), sem as conotações mencionadas.

Alguns autores propõem uma distinção entre plantas exóticas introduzidas por acção humana em épocas pré-históricas e as introduzidas recentemente. No contexto europeu, Pyšek (1998) aplica os termos *arqueófito* e *neófito*,

respectivamente, a táxones introduzidos antes ou depois de 1500, data de referência associada à chegada de Cristóvão Colombo ao Continente Americano, aonde aportou em 1492, marcando o início das modernas viagens intercontinentais. A introdução de táxones exóticos através de meios independentes da actividade humana (p. ex., sementes aderentes à plumagem de aves migradoras, ou dispersão passiva por ventos fortes ou correntes oceânicas) é considerada rara numa escala temporal de décadas e, de acordo com Richardson *et al.* (2000), deve ser tratada como um fenómeno natural. Um exemplo deste tipo é a colonização biológica das Ilhas Krakatau, na Indonésia, após a explosão sísmica de 1883 (Whittaker *et al.*, 1992).

Porém, até que distância terá que ser deslocado um táxone para poder ser considerado exótico? Atendendo à escala espacial em questão (Di Castri, 1990), um dado táxone pode ser exótico em continentes, ilhas, bio ou eco--regiões, estados ou províncias. Richardson *et al.* (2000) propõem o valor de 100 km de distância como um limite prático que pode ser usado na maior parte dos casos, embora existam distâncias críticas inferiores como, p. ex., a distância que separa a Grã-Bretanha da Europa Continental (32 km).

2.4.2- Plantas exóticas casuais

> *São plantas exóticas que podem florir e reproduzir-se ocasionalmente numa dada área, mas que não formam populações auto-perpetuáveis, dependendo de introduções repetidas para persistirem* (Richardson *et al.*, 2000).

Esta noção inclui plantas referidas na literatura como *erráticas*, *transientes*, *ocasionalmente escapadas* e *persistentes após cultivo*, e corresponde ao uso do termo *adventícias* feito por De Candolle (1855). Para Myers & Bazely (2003) uma planta exótica casual é incapaz de persistir numa dada localidade por mais de 2 anos. Algumas plantas exóticas casuais podem permanecer por um período de tempo superior, mas sem reprodução bem sucedida, pelo que não conseguem estabelecer-se de forma permanente.

2.4.3- Plantas naturalizadas

> *São plantas exóticas que se reproduzem consistentemente e que mantêm populações ao longo de muitos ciclos de vida sem intervenção humana directa (ou apesar dela); estabelecem a sua descendência livremente, em*

geral próximo das plantas adultas, e não invadem necessariamente ecossistemas naturais, semi-naturais ou antropogénicos (Richardson *et al.*, 2000).

2.4.4- Plantas invasoras:

São plantas naturalizadas que produzem descendência fértil, frequentemente em grandes quantidades, a distâncias consideráveis das plantas-mãe (Richardson *et al.*, 2000).

Para táxones dispersando-se através de sementes e de outros propágulos, a distância em causa deve ser superior a 100 m num período inferior a 50 anos. Para táxones dispersando-se assexuadamente através de propágulos vegetativos, com potencial para se disseminarem numa área considerável, a escala equivalente deve ser superior a 6 m por cada 3 anos (Richardson *et al.,* 2000).

2.4.5- Infestantes

São plantas (não necessariamente exóticas) que crescem em locais onde não são desejadas e que geralmente têm um efeito económico ou ambiental detectável (Richardson *et al.*, 2000).

São sinónimos deste os conceitos de *pragas vegetais*, *plantas nocivas* e *plantas-problema*. Fernandez-Quintanilla & Saavedra (1991), analisando este conceito sob uma perspectiva herbológica, destacam o seu carácter antropocêntrico, e portanto subjectivo, embora reconheçam a existência de características biológicas comuns a muitas espécies infestantes, e o facto de estas surgirem geralmente em situações marcadamente alteradas pela actividade humana. Richardson *et al.* (2000) consideram ainda "infestantes ambientais", i.e., plantas exóticas que invadem vegetação natural, geralmente afectando a biodiversidade nativa ou o funcionamento dos ecossistemas.

2.4.6- Transformadoras

São um subconjunto de plantas invasoras que modificam o carácter, condição, forma ou natureza do ecossistema numa área considerável, relativamente à extensão desse ecossistema (Richardson *et al.*, 2000).

São "transformadoras" as plantas invasoras que têm impactos evidentes sobre os ecossistemas. Diversas categorias de transformadoras podem ser

consideradas: as que fazem uso excessivo de recursos (água, luz, oxigénio, p. ex.), as dadoras de recursos limitados (azoto, p. ex.), as promotoras ou supressoras de fogo, as estabilizadoras de areia, as promotoras de erosão, as colonizadoras da vasa intertidal ou estabilizadoras de sedimentos, as acumuladoras de detritos orgânicos e as acumuladoras ou distribuidoras de sal.

Na Fig. 1 procura-se relacionar esquematicamente a subordinação dos conceitos mencionados. Deve notar-se que as categorias em cada nível são mutuamente exclusivas, com excepção de "cultivadas" e "não cultivadas", e de "transformadoras" e "infestantes", que se podem sobrepor parcialmente (Pyšek *et al.*, 2004), o que se representou graficamente através de setas largas. Note-se ainda que a categoria de plantas infestantes é partilhada por espécies exóticas e por espécies nativas.

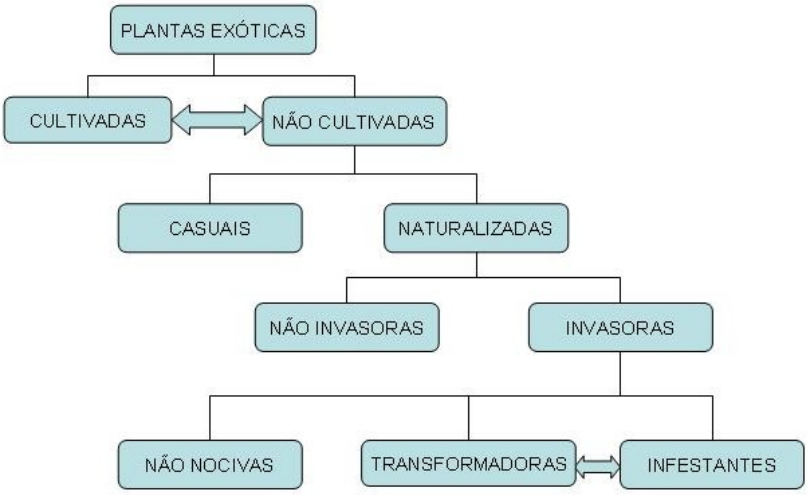


Figura 1. Esquema hierárquico de classificação das plantas exóticas (adaptado de Pyšek *et al.*, 2004).

3- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DAS PLANTAS INVASORAS

Para ilustrar as características biológicas que conferem poder invasor a uma planta, podemos tomar como tipo o feto-vulgar, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, o pteridófito mais amplamente distribuído em todo o globo, e provavelmente a mais cosmopolita das plantas vasculares (Taylor, 1986). Esta espécie, por vezes descrita como "*a pior infestante do mundo*" (Heywood, 1989), é uma oportunista ecológica permanente, devido à sua elevada resistência a doenças, à baixa palatabilidade para os herbívoros, ao efeito alelopático sobre espécies competidoras, à dispersão eficaz dos esporos à distância, à longa duração de vida (pode atingir centenas de anos) e à tolerância ao fogo; apresenta ainda uma ampla tolerância edáfica e climática, e uma ampla variabilidade citológica e genética (Marrs *et al.*, 2000; Page, 1986). Este exemplo particular evidencia que a capacidade invasora de uma espécie resulta da conjugação de diversas características biológicas e ecológicas, e não apenas de uma ou outra característica mais destacada.

No Quadro 1 apresenta-se uma enumeração dos atributos biológicos de uma planta invasora "ideal", considerando atributos fisiológicos, demográficos e genéticos. Uma ênfase especial é dada à ecologia das sementes e aos seus mecanismos de dispersão. A este respeito, Cronk & Fuller (1995) mencionam a existência de sementes serôdias, com dispersão retardada, em espécies invasoras que se instalam com sucesso em habitats percorridos frequentemente pelo fogo, e que são libertadas apenas após um episódio de fogo, tal como acontece em *Hakea* e *Pinus*.

No caso de espécies que invadem habitats florestais, a combinação de atributos característicos de estádios iniciais da sucessão ecológica (elevada produção de sementes e rápido crescimento) com atributos de estádios tardios da sucessão (elevada capacidade competitiva e tolerância ao ensombramento) permite a sua persistência sob a copa das espécies dominantes (Cronk & Fuller, 1995).

Além das características mencionadas, Sanz Elorza *et al.* (2004) destacam a escassez de inimigos naturais e a existência de afinidades climáticas entre a região de origem e a região invadida como características que favorecem as espécies vegetais invasoras. Esta interacção entre os atributos biológicos das

plantas exóticas e as propriedades do habitat em que são introduzidas é determinante para desencadear (ou não) a invasão. As propriedades do habitat podem ser tão importantes para determinar a invasão como as características biológicas das plantas invasoras (Cronk & Fuller, 1995).

Quadro 1. Atributos biológicos da planta invasora "ideal" (baseado em Cronk & Fuller, 1995, Di Castri, 1990, Roy, 1990 e Sanz Elorza *et al.*, 2004).

Atributos fisiológicos:

- Elevada longevidade das sementes, formando no solo bancos persistentes;
- Requisitos de germinação preenchidos em muitos ambientes;
- Germinação descontínua através de dormência secundária (induzida);
- Crescimento rápido devido a elevada taxa de incorporação de recursos (elevadas taxas fotossintéticas, de respiração e de transpiração);
- Vias metabólicas alternativas (C4, CAM), no caso de invasoras de zonas áridas e quentes, ou com elevada taxa de iluminação;
- Elevada flexibilidade de alocação de recursos;
- Elevada amplitude de resposta fisiológica (generalista) e capacidade para sobreviver a condições adversas, tanto naturais como devidas a perturbações antropogénicas
- Elevada valência ecológica (nicho potencial amplo);
- Elevada capacidade de competição com outras espécies (rápido crescimento, fisionomia arrosetada e possibilidade de exsudação química, com efeitos alelopáticos sobre a flora circundante).

Atributos demográficos:

- Elevada taxa de crescimento populacional, devida a maturidade reprodutiva precoce (período juvenil < 10 anos) e a elevada alocação reprodutiva;
- Produção copiosa de sementes, numa grande amplitude de condições ambientais;
- Mecanismos de dispersão das sementes quer a curta, quer a longa distância.

Atributos genéticos:

- Auto-compatível; caso contrário, polinização anemófila ou estrutura floral não-especializada e polinização por um agente generalista;
- Não obrigatoriamente auto-polinizada, permitindo diferenciação ecotípica;
- Elevada flexibilidade dos sistemas genéticos, permitindo modificações das taxas de recombinação;
- Apomixia ou multiplicação vegetativa vigorosa, se a espécie for perene;
- Elevada variabilidade genética;
- Poliploidia ;
- Baixo conteúdo de ADN nuclear.

4- O PROCESSO DE INVASÃO

De acordo com Richardson *et al.* (2000), o processo de invasão de uma espécie vegetal pode ser comparado a uma "corrida de obstáculos" constituída por barreiras bióticas e abióticas que cada espécie vegetal tem de ultrapassar, até se tornar efectivamente invasora. As fases deste processo podem ser definidas pelas diversas barreiras que são (ou não são) ultrapassadas (Fig. 2). Assim, a **introdução** de uma espécie vegetal exótica por acção humana é o primeiro "salto" da corrida, com a ultrapassagem de barreiras geográficas importantes. A partir daí, a espécie em questão pode extinguir-se, sobreviver temporariamente como planta casual, ou persistir, vencendo barreiras ambientais e reprodutivas, e tornando-se **naturalizada**. As populações das espécies exóticas naturalizadas são em geral suficientemente grandes para não se extinguirem devido a oscilações ambientais estocásticas, mas só uma pequena percentagem conseguirá ultrapassar barreiras dispersivas e ambientais, tornando-se **invasora** em comunidades semi-naturais, sujeitas a perturbação frequente, ou em comunidades ecologicamente estáveis, com baixa perturbação.

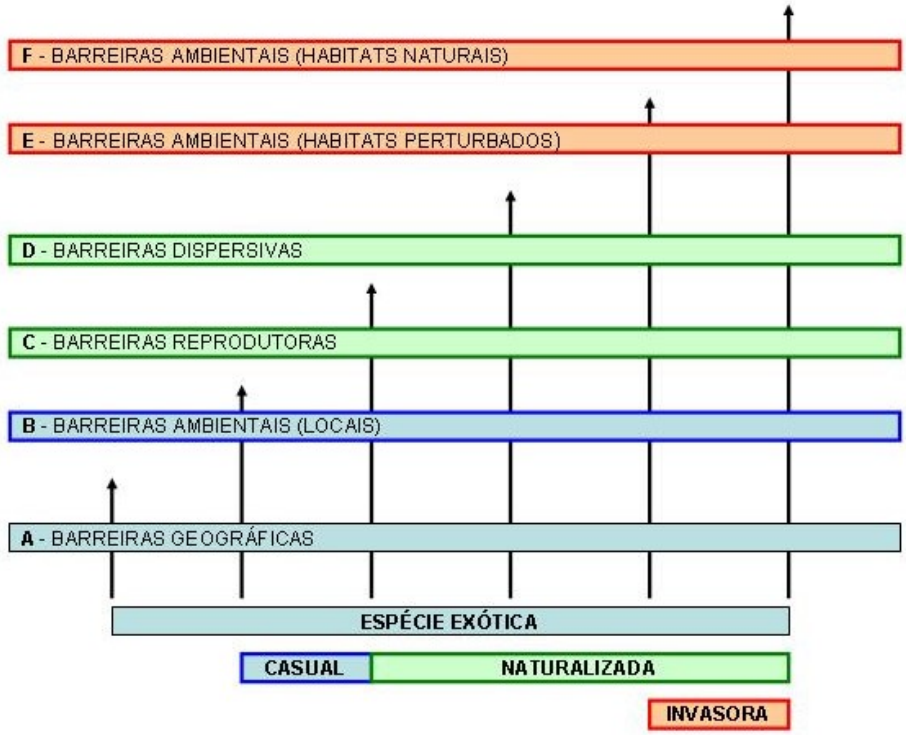


Figura 2. Representação esquemática do processo de invasão e das principais barreiras que limitam a dispersão de plantas introduzidas (adaptado de Richardson *et al.*, 2000).

Como regra empírica, designada "**regra dos dez**" (Williamson & Fitter, 1996), é provável que apenas 10% das plantas exóticas introduzidas consigam tornar-se casuais, e destas apenas 10% se tornem naturalizadas, extinguindo-se as restantes ou sobrevivendo apenas em cultivo; das espécies exóticas naturalizadas, apenas 10% (ou seja, 0,1% das introduzidas) conseguirá tornar-se invasora. Porém, não é fácil decidir se uma dada espécie deve ser considerada apenas naturalizada ou já invasora, pois o processo de invasão decorre de forma contínua, e uma espécie pode mover-se no espaço e no tempo ao longo deste processo (Richardson *et al.*, 2000). Para uma distinção mais objectiva, estes autores propõem escalas de espaço e de tempo para distinguir espécies naturalizadas de espécies invasoras, referidas em 2.4.4.

É frequente que, após a introdução de uma espécie vegetal, decorra um período de naturalização mais ou menos longo, sem que a sua presença desperte especialmente a atenção. O comportamento invasor pode manifestar-se repentinamente através de uma "explosão populacional" (Moody & Mack, 1988), por vezes muitas décadas depois de a espécie ter sido introduzida, como resultado de uma súbita perturbação ambiental. Este padrão, que se observa em muitas espécies introduzidas, pode ser representado graficamente através de uma curva sigmóide, como se exemplifica na Fig. 3 para o cacto *Opuntia aurantiaca* Lindl., originário da América do Sul e introduzido na África do Sul em meados do séc. XIX (Moran & Zimmerman, 1991).

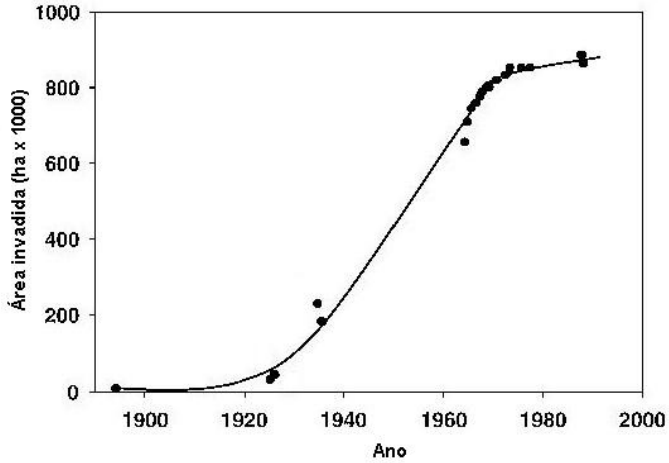


Figura 3. Crescimento sigmóide da população de uma planta invasora (fases lag e log). Exemplo do cacto *Opuntia aurantiaca* Lindl. na África do Sul (adaptado de Moran & Zimmerman, 1991).

A lenta fase inicial de aumento e dispersão da espécie invasora (*fase lag*) é considerada uma "bomba-relógio" (Naylor, 2000), explicada pelos seguintes factores (Cronk & Fuller, 1995):

- a população encontra-se em expansão exponencial, mas os seus quantitativos são ainda muito baixos, sendo subavaliados;
- a população é incapaz de aumentar, até ser facilitada, p. ex., com a introdução de um agente polinizador ou de uma perturbação do habitat que deixa terreno disponível;
- a adaptação ao novo habitat requer mudanças genéticas, o que pode demorar muito tempo a produzir efeitos;
- os habitats inicialmente colonizados são desfavoráveis, e só a partir de um dado momento a espécie atinge habitats mais propícios.

Um modelo explicativo simples para o aumento da área invadida por giesta-negral, *Cytisus scoparius* L., introduzida na Austrália a partir de populações europeias, e considerada a mais destacada invasora da tribo *Genisteae* (*Leguminosae*) no SE australiano, considera duas vias possíveis (Smith, 2000) (Fig. 4):

- aumento por expansão da mancha invasora;
- aumento através de dispersão por salto.

A primeira via ocorre quando uma população circunscrita se expande para uma área adjacente, por dispersão repetida a curta distância (até alguns metros). No caso da espécie referida, esta dispersão é assegurada pela deiscência explosiva das vagens e pelo eventual transporte das sementes por formigas; a germinação das sementes e o estabelecimento de plântulas, combinados com o crescimento das plantas parentais, expandem a mancha para o habitat adjacente, anteriormente não colonizado.

Em condições de baixa perturbação, o aumento por expansão de *C. scoparius* é lento, podendo não ultrapassar 0,5 m por ano. A perturbação (fogo, tratamentos com herbicidas ou perturbação física) pode acelerar este processo, aumentando a taxa de germinação das sementes e o estabelecimento de

plântulas, pelo que as manchas regeneram com maior densidade, formando perímetros maiores do que antes da perturbação.

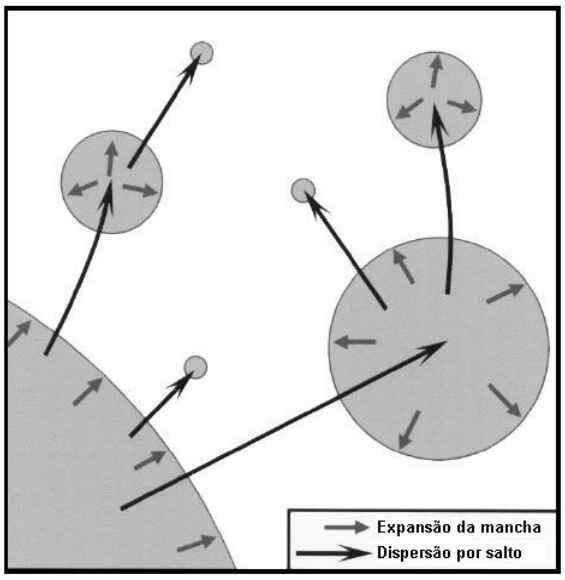


Figura 4. Modelo conceptual dos processos de aumento da área invadida por giesta-negral, *Cytisus scoparius* L., no SE da Austrália (adaptado de Smith, 2000).

No caso da dispersão por salto, um novo foco invasor (potencial fundador de uma nova população) estabelece-se a uma dada distância da população de origem, com descontinuidade espacial entre a população parental e a nova população emergente. À escala local, a dispersão por salto em espécies como *C. scoparius* estabelece novos focos invasores a dezenas ou centenas de metros da população original, por dispersão hidrocórica através de cursos de água e por dispersão zoocórica por mamíferos e aves, e também por humanos, que transportam sementes aderentes ao calçado ou a equipamento e veículos. As populações derivadas de focos isolados, estabelecidos após dispersão por salto, podem coalescer por expansão com as populações de origem, preenchendo o espaço intermédio entre focos invasores. Os focos isolados podem ser também a fonte de novos eventos de dispersão por salto (Fig. 4), se os agentes dispersivos estiverem presentes.

Após a fase de crescimento exponencial, um dado processo de invasão pode estabilizar com a dominância das comunidades vegetais por uma espécie invasora, comparável a um estádio sucessional para-climácico (Cronk & Fuller, 1995), até que um novo evento perturbe a comunidade.

5- INVASIBILIDADE DAS COMUNIDADES VEGETAIS

Segundo Heywood (1989), o padrão e a extensão das áreas actualmente invadidas são resultado de um longo período de tempo de alteração da vegetação, causada geralmente por acção humana, directa ou indirecta. Este padrão é particularmente evidente quando se considera o grau de transformação da vegetação natural pela agricultura e por outras actividades humanas. Sob este quadro geral de alteração antropogénica, há características específicas das comunidades vegetais que permitem determinar a sua **invasibilidade**, definida como a *susceptibilidade de uma comunidade ao recrutamento de indivíduos de espécies vegetais não-residentes* (Rejmánek *et al.*, 2005). Dos vários modelos explicativos propostos, expõem-se em seguida dois modelos frequentemente referidos na literatura sobre o tema.

5.1- MODELO DE LONSDALE

Lonsdale (1999) considera a invasibilidade como uma propriedade intrínseca de um ecossistema, resultante da conjugação de factores como o clima regional, o regime de perturbação e a capacidade competitiva das espécies residentes. O estado actual de invasão de um ecossistema por novas espécies é influenciado por três factores contrastantes (Fig. 5):

- as **propriedades do ecossistema**, que incluem o seu grau de perturbação e a resistência do ecossistema à invasão;
- a **pressão de propágulos**, associada às taxas de dispersão;
- as **propriedades das espécies** exóticas e nativas.

Para explorar rigorosamente o efeito de qualquer um destes factores na invasibilidade, é necessário considerar os potenciais efeitos dos restantes. O modelo desenvolvido por Lonsdale para caracterizar a invasibilidade dos habitats e pesquisar padrões globais de invasibilidade tem a forma de uma equação simples:

$$E = I \times S$$

em que o número de espécies exóticas numa região (***E***) é igual ao produto do número de espécies introduzidas (***I***) pela taxa de sobrevivência dessas espécies (***S***) na região em que foram introduzidas.

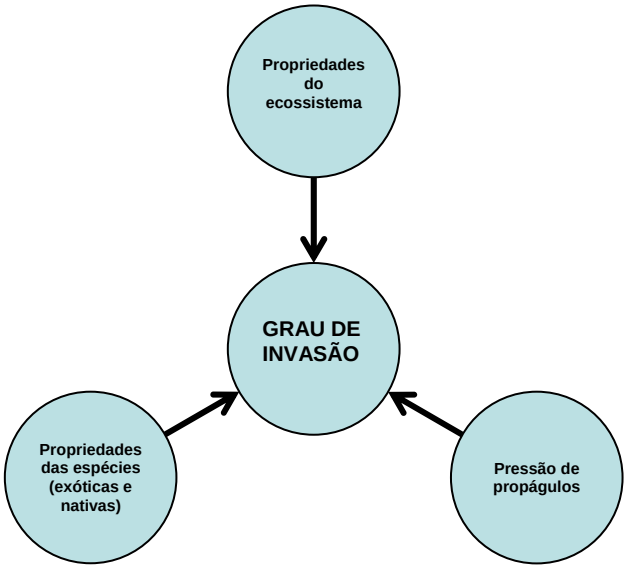


Figura 5. Factores de que depende o grau de invasão de um ecossistema (baseado em Lonsdale, 1999)

Por seu turno, *I* pode ser desdobrado em:

$$I = I_{ac} + I_i$$

sendo $\boldsymbol{I_{ac}}$ o número de introduções acidentais e $\boldsymbol{I_i}$ o número de introduções intencionais. Quanto a *S*, desdobra-se da seguinte forma:

$$S = S_v \, x \, S_h \, x \, S_c \, x \, S_m$$

sendo $\boldsymbol{S_v}$ a taxa de sobrevivência à competição com a vegetação nativa, $\boldsymbol{S_h}$ a taxa de sobrevivência a herbívoros e a organismos patogénicos, $\boldsymbol{S_c}$ a taxa de sobrevivência a eventos casuais (períodos de seca, p. ex.), e $\boldsymbol{S_m}$ a taxa de sobrevivência, após extinções devidas à inadaptação. O efeito destas relações em *E* sintetiza-se no Quadro 2.

Esta abordagem evidencia os mecanismos que contribuem para a riqueza em espécies exóticas de uma dada região, inferindo-se que grande parte dos efeitos é determinada pela sobrevivência das espécies introduzidas e pela interacção destas com as espécies nativas. Para comparar a invasibilidade de diferentes regiões, é necessário conhecer ainda a pressão de propágulos exóticos e estabelecer uma base de comparação que controle a escala espacial, dado que os valores de *E* e de *I* dependem da dimensão do território estudado.

Quadro 2. Factores de invasibilidade e efeitos no número de espécies vegetais exóticas (adaptado de Lonsdale, 1999).

Conceito	Definição (*e factores implicados*)	Efeito
Perturbação	Remoção da vegetação competidora (*propriedades do ecossistema e das espécies nativas*)	Elevada perturbação ➔ S_v elevado
Resistência das espécies nativas à invasão	Capacidade competitiva das espécies nativas (*propriedades das espécies nativas*)	Elevada resistência ➔ baixo S_v
Resistência à perturbação	Capacidade de recuperação da perturbação (*propriedades do ecossistema e das espécies nativas*)	Elevada resistência ➔ baixo S_v
Resistência do ecossistema à invasão	Resistência intrínseca do ecossistema nativo à invasão, através da estrutura da comunidade (*propriedades do ecossistema*)	Elevada resistência ➔ baixo S_v ou baixo S_h
Invasibilidade	Susceptibilidade geral à invasão (*propriedades do ecossistema e das espécies nativas*)	Elevada invasibilidade ➔ elevado S
Potencial invasor	Capacidade intrínseca das espécies para invadir (*propriedades das espécies exóticas*)	Elevado potencial invasor ➔ elevado S_v, S_h ou S_c
Pressão de propágulos	Número de propágulos que chegam a um dado local (*pressão de propágulos*)	Elevada pressão de propágulos ➔ elevado *I*

I - número de espécies introduzidas; ***S*** - taxa de sobrevivência das espécies introduzidas; $\boldsymbol{S_v}$ - taxa de sobrevivência à competição com a vegetação nativa; $\boldsymbol{S_h}$ - taxa de sobrevivência a herbívoros e organismos patogénicos; S_c - taxa de sobrevivência a eventos casuais.

De modo a evidenciar os principais processos subjacentes às invasões vegetais, e para testar generalizações difundidas na literatura sobre invasões, Lonsdale (1999) coligiu e examinou dados de 184 locais de todo o globo. Duas condicionantes surgiram: em 80 destes locais não foi possível obter informação sobre a escala espacial e, no conjunto de dados coligidos, não foi possível avaliar qual a percentagem de espécies exóticas naturalizadas que são efectivamente invasoras. Os resultados indicaram um valor médio da fracção exótica da flora de 16% no conjunto dos locais, com mínimo de 1,3% na Reserva Zachariashoek (África do Sul), e máximo de 64%, no Hawaii. As áreas insulares possuem, em média, uma fracção exótica 2,6 vezes maior do que os locais continentais, enquanto os locais que não são áreas protegidas possuem 2,2 vezes mais espécies exóticas do que as áreas protegidas. Porém, para fazer comparações válidas entre locais é necessário ter em conta que a fracção exótica da flora e o número de espécies exóticas são dependentes da escala

espacial considerada. O controlo da escala no conjunto dos dados foi feito com ***logN***, sendo ***N*** a riqueza em espécies nativas. Cerca de 70% da variação no número de espécies exóticas foi explicada por uma regressão múltipla, usando como preditores o número de espécies nativas, a insularidade/continentalidade e o estatuto de protecção do território.

Após o controlo da escala espacial, foram encontradas diferenças significativas entre biomas, quanto ao seu grau de invasão, mas não entre continentes. As regiões com múltiplos biomas e as regiões temperadas rurais ou urbanas são as mais invadidas, enquanto os desertos e savanas se situam entre os menos invadidos. Porém, ao contrário do esperado, a riqueza em espécies exóticas está positivamente relacionada com a riqueza em espécies nativas, embora sem um vínculo causal, sendo provavelmente resultado de uma resposta positiva de ambos os tipos de espécies a uma maior diversidade de habitats.

Nos locais continentais, o grau de invasão aumenta com a latitude, mas tal não se verifica com as ilhas. Embora as ilhas possuam mais espécies exóticas do que áreas continentais, aparentemente tal não se deve a uma menor riqueza em espécies nativas; nas ilhas analisadas a diversidade nativa não é menor do que em áreas continentais de área similar. Foi também constatado que o número de espécies exóticas em áreas protegidas aumenta com o número de visitantes.

Lonsdale (1999) afirma que a partir destes resultados não é possível retirar conclusões sobre a invasibilidade relativa, o potencial invasor ou o papel da dispersão e da perturbação, a não ser que se possa controlar todas as variáveis que influenciam a riqueza em espécies exóticas, incluindo taxas de imigração de espécies e as características das próprias espécies invasoras. Os padrões detectados poderiam ser potencialmente explicados por diferenças nas características das espécies entre regiões, nas propriedades dos ecossistemas ou na pressão de propágulos.

5.2- MODELO DE DAVIS, GRIME & THOMPSON

Segundo Davis *et al.* (2000, 2005), o factor-chave que controla a invasibilidade é a oscilação na disponibilidade de recursos vitais numa comunidade vegetal. Estes autores propõem uma teoria baseada nesta noção, que integra a maior parte das hipóteses correntes sobre a invasibilidade de comunidades vegetais,

e pode resolver conflitos aparentes e resultados ambíguos de estudos anteriores. A sua teoria é enunciada do seguinte modo:

> *Uma comunidade vegetal torna-se mais susceptível à invasão sempre que haja um aumento na quantidade de recursos não utilizados.*

A teoria assenta no reconhecimento de que uma espécie invasora necessita recursos disponíveis, como luz, água e nutrientes, e que o seu sucesso invasor será maior numa comunidade vegetal onde as espécies residentes não compitam intensamente por estes recursos. Em ambientes recentemente perturbados, nos quais a vegetação residente não consome todos os recursos disponíveis, a competição é menor e podem estabelecer-se novas espécies. A intensidade da competição está inversamente correlacionada com a quantidade de recursos vitais disponíveis: qualquer factor que aumente a disponibilidade de recursos limitados aumentará a vulnerabilidade de uma comunidade à invasão, o que pode suceder periodicamente numa diversidade de habitats e de tipos de vegetação.

Segundo Davis *et al.* (2000), o **aumento da disponibilidade de recursos** ocorre de duas formas básicas:

- quando há redução do seu consumo pela vegetação residente;
- quando o seu fornecimento decorre a um ritmo maior do que o seu consumo.

Uma menor utilização de recursos vitais pode ser devida a perturbação (com dano ou destruição da vegetação residente, reduzindo a utilização de luz, água e nutrientes) ou à intensidade do consumo herbívoro (devido a pastoreio ou ao surto de pragas e doenças). O aumento do fornecimento de recursos pode ocorrer, p. ex., num ano particularmente húmido (aumento da disponibilidade hídrica), como consequência da eutrofização (aumento de nutrientes) ou após remoção do estrato arbóreo (aumento de luz para a vegetação dos estratos inferiores). Sempre que o consumo de recursos diminui, ou o seu fornecimento aumenta, existem mais recursos disponíveis para espécies invasoras, e é neste momento que a comunidade se encontra particularmente vulnerável à invasão (Fig. 6).

Figura 6. Teoria da oscilação de recursos disponíveis: a susceptibilidade à invasão de uma comunidade vegetal aumenta com a disponibilidade de recursos (diferença entre o fornecimento e a utilização), quando há um incremento no fornecimento de recursos (A→B), diminuição da utilização (A→C) ou ambos (A→D). À direita ou abaixo da isopleta (utilização = fornecimento), aumenta a disponibilidade e, portanto, a invasibilidade. Adaptado de Davis *et al.* (2000)**.**

Um importante corolário desta teoria é que a susceptibilidade de uma comunidade à invasão não é um atributo estático ou permanente, mas uma condição que varia ao longo do tempo. A invasibilidade das comunidades vegetais modifica-se de ano para ano, ou no decurso do mesmo ano, em função das oscilações na quantidade de recursos não utilizados. Isto implica que as invasões bem sucedidas de uma espécie recém-chegada têm tendência a ser acontecimentos episódicos, em lugar de serem uma característica inerente à comunidade vegetal. Há obstáculos de ordem prática que tornam difícil medir a invasibilidade mas, conceptualmente, a sua quantificação é clara, podendo ser traduzida pela probabilidade de estabelecimento de cada novo propágulo que atinge a comunidade.

A invasibilidade de uma comunidade é variável não apenas no tempo, mas também de espécie para espécie. Assim, a invasibilidade de uma comunidade a uma dada espécie ($\boldsymbol{I_a}$) durante um certo período de tempo ($\boldsymbol{t}$) pode ser quantificada como a invasibilidade média ao longo desse período:

$$I_a = \left(\int_0^t f(x)dx \right) / t$$

I_a varia de 0 a 1, sendo nula quando não é possível o estabelecimento dos propágulos introduzidos, e máxima quando qualquer novo propágulo se consegue estabelecer. Para o conjunto de espécies de uma dada região (***RP***), a invasibilidade de uma comunidade vegetal pode ser definida e quantificada como a invasibilidade média para todas as espécies (***N***) existentes nessa região:

$$I_{RP} = \left(\sum_{1}^{N} I_i \right) / N$$

A expressão gráfica da oscilação da invasibilidade de uma comunidade vegetal para uma dada espécie ao longo do tempo apresenta-se na Fig. 7.

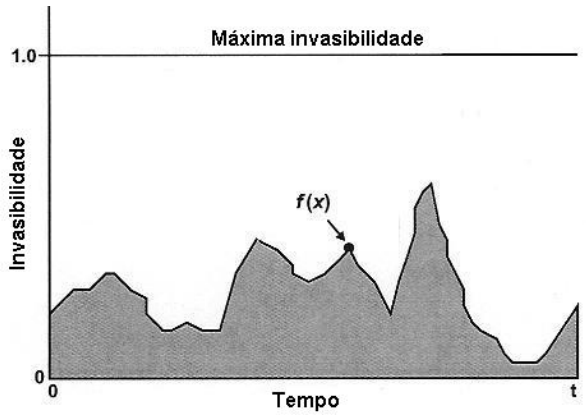


Figura 7. Oscilação da invasibilidade ao longo do tempo para uma dada espécie. A invasibilidade máxima (I_a=1,0) ocorre quando qualquer novo propágulo introduzido se estabelece com sucesso (como esse valor é normalmente muito baixo, a magnitude deste exemplo hipotético foi exagerada para o efeito da ilustração). A invasibilidade da comunidade num momento particular é indicada pela seta. A invasibilidade média ao longo do intervalo de tempo considerado pode ser quantificada pelo quociente do integral da função f(x) por t.

A teoria da invasibilidade de Davis *et al.* (2000) é a primeira que integra a disponibilidade de recursos, a perturbação e a oscilação das condições ambientais. A sua formulação mecanicista invoca um processo ecológico específico - oscilação da disponibilidade de recursos - para explicar a variação observada na invasibilidade, que por sua vez é devida a uma variedade de causas. A invasibilidade pode ser quantificada de várias maneiras, como a probabilidade de estabelecimento e sobrevivência dos propágulos introduzidos,

ou o aumento em biomassa ou em percentagem de cobertura dos invasores no novo ambiente, num dado período de tempo, sob uma determinada pressão de propágulos. A natureza quantitativa desta teoria torna-a especialmente indicada para testar diversas predições em experiências de campo.

Estes autores propõem ainda que a invasibilidade seja considerada uma propriedade dinâmica das comunidades vegetais mais fundamental do que a diversidade de espécies, uma vez que a precede. Durante décadas foi assumida de forma incontestada que a invasibilidade (***I***) é função da diversidade de espécies (***D***) de uma comunidade vegetal: $I = f(D)$. Davis *et al.* (2005) argumentam que *não é a diversidade que influencia a invasibilidade, mas sim a invasibilidade que permite a diversidade*, pelo que a expressão que relaciona ambas deverá ser:

$$D = f(I)$$

Isto permite compreender porque é que, na análise de Lonsdale (1999) a riqueza em espécies exóticas surge positivamente relacionada com a riqueza em espécies nativas. A invasibilidade é uma condição que representa a integração de muitos processos locais sendo, em conjunto com os processos dispersivos regionais, um dos principais reguladores da fitodiversidade ao nível local. Com esta mudança de perspectiva, a invasibilidade deixa de ser considerada uma propriedade periférica de uma comunidade, apenas relevante para um conjunto particular de espécies – as de origem exótica – e para os processos ecológicos subjacentes à invasão, mas descreve uma condição geral e fundamental de todas as comunidades vegetais.

6- IMPACTOS DAS INVASÕES VEGETAIS

6.1- IMPACTOS ECOLÓGICOS

É amplamente reconhecido que as espécies exóticas invasoras podem transformar a estrutura dos ecossistemas invadidos, competindo directamente com as espécies nativas pelos recursos disponíveis, e indirectamente, alterando os ciclos de nutrientes e a estabilidade do solo (McNeely *et al.*, 2001; Richardson *et al.*, 2000). As plantas exóticas invasoras podem alterar os regimes de perturbação para além dos limites a que as espécies nativas estão adaptadas, conduzindo a alterações na comunidade e a transformações do ecossistema (Mack & D'Antonio, 1998). São conhecidos casos espectaculares em que a espécie invasora se torna dominante, substituindo a cobertura vegetal anteriormente existente, como sucede com *Heracleum mantegazzianum* na Europa Central (Pyšek *et al.*, 2007), com *Hedychium gardneranum* nos Açores (Silva & Smith, 2006) ou com diversas espécies de *Acacia* em várias regiões do globo (Campbell *et al.*, 1990; Kull & Rangan, 2008; Marchante *et al*., 2005; Sanz Elorza *et al.*, 2004).

Uma das consequências deste tipo de invasão vegetal é a profunda alteração da paisagem e a redução da biodiversidade local, entre outros impactos adiante referidos. Parker *et al*. (1999) sumarizaram numa simples equação o impacto das espécies exóticas invasoras, a uma dada escala geográfica:

$$I = R \times A \times E$$

sendo o impacto global (***I***) igual ao produto da área de distribuição geográfica da espécie invasora (***R***), expressa em m^2, pela sua abundância média por unidade de área (***A***), expressa em número de indivíduos ou biomassa por m^2, e pelo efeito (***E***) de cada espécie invasora por indivíduo ou por unidade de biomassa. Porém, a simples comparação da estrutura das comunidades invadidas e não invadidas pouco revela sobre os mecanismos ecológicos subjacentes aos impactos causados pelas espécies exóticas (Levine *et al*., 2003). Uma melhor investigação destes processos é essencial para compreender porque é que estas espécies têm impactos apenas em certos ecossistemas, e porque é que apenas algumas invasoras têm impactos assinaláveis.

6.1.1- Impactos no ciclo de nutrientes

As alterações de um ecossistema invadido podem modificar a qualidade e quantidade dos *inputs* de matéria orgânica, com consequências nas taxas de decomposição e na libertação de nutrientes (Bohlen, 2006). Muitas espécies invasoras têm elevada área foliar, elevada taxa de crescimento da folhagem e elevada concentração de nutrientes nas folhas, pelo que será de esperar o enriquecimento da folhada e o aumento das taxas de decomposição e reciclagem de nutrientes. O estudo realizado por Allison & Vitousek (2004) nas ilhas Hawaii permitiu concluir que a folhada de áreas invadidas perde azoto e fósforo mais rapidamente e em maiores quantidades do que a folhada das comunidades nativas. A substituição das espécies nativas por invasoras conduz a um aumento acentuado das taxas de libertação de nutrientes da folhada em decomposição, criando um reforço positivo da invasão por espécies que prosperam em solos enriquecidos.

Em ilhas da Bacia Mediterrânica, Vilà *et al.* (2006) estudaram o efeito sobre as propriedades do solo de três espécies invasoras: *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle, *Carpobrotus edulis* (L.) N. E. Br. e *Oxalis pes-caprae* L. Verificou-se que o azoto total aumentou nas parcelas invadidas por *A. altissima*, reduzindo significativamente a relação C/N. A presença desta espécie aumenta o pH do solo, ao contrário do sucedido nas parcelas invadidas pelas duas outras espécies. O carbono orgânico aumentou nas parcelas invadidas por *A. altissima* e *C. edulis*. Estes autores concluem que as alterações nas propriedades do solo não são inteiramente concordantes com os impactos das espécies invasoras na estrutura aérea da comunidade vegetal. Tais impactos dependem da identidade da espécie e da ilha invadida, sugerindo que são específicos de cada contexto.

6.1.2- Impactos na hidrologia

Segundo Le Maitre (2004), os impactos das espécies vegetais invasoras na hidrologia, apesar da sua evidência crescente, têm recebido pouca atenção. Uma das dificuldades em compreender este tipo de impactos é o facto de as invasoras apresentarem diversas formas vitais, com características fisiológicas contrastantes, podendo ocorrer combinadas na mesma comunidade. Estudos sobre os impactos hidrológicos das alterações da vegetação, realizados a

diferentes escalas, evidenciam que, quando plantas herbáceas são substituídas por espécies lenhosas arbustivas e arbóreas, as raízes destes podem explorar um maior volume de solo e extrair mais água, e as suas copas interceptam a precipitação, aumentando as perdas por evaporação (Zhang *et al*., 1999). Se a substituição de plantas herbáceas por espécies lenhosas ocorrer à escala de uma bacia hidrográfica, há um manifesto aumento da evaporação.

As alterações ao uso do solo podem causar profundas mudanças na variação sazonal da humidade do solo, afectando o escorrimento superficial e a percolação. No Central Valley da Califórnia, a substituição da vegetação herbácea perene por gramíneas anuais de origem exótica, abriu caminho à invasão por *Centaurea solstitialis* L., espécie oriunda Região Mediterrânica, com sistema radicular mais profundo, que aumenta a perda da humidade residual do solo na estação seca, devido à transpiração, causando uma perda significativa e onerosa do recurso água para o ecossistema (Gerlach Jr, 2004).

Um género invasor estudado pela sua resposta a alterações no regime hidrológico é *Tamarix*, introduzido na América do Norte, tendo-se tornado um dos principais componentes lenhosos da vegetação ribeirinha no W dos EUA (Friedman *et al.*, 2005). Num estudo realizado no Arizona, Stromberg *et al.* (2007), concluíram que as espécies de *Tamarix*, com sistema radicular aprofundante e adaptadas a perturbações, são favorecidas pela existência de níveis freáticos profundos em cursos de água intermitentes, frente às espécies indígenas de *Populus* e *Salix*, com sistema radicular mais superficial. Em cursos de caudal regulado por barragens, alterações na época de inundação favorecem as espécies de *Tamarix*, reprodutoras oportunistas, frente a *Populus* e *Salix*, mais exigentes em condições de germinação. Assim, as alterações no regime hidrológico podem modificar a dominância das comunidades vegetais ribeirinhas a favor de espécies introduzidas com certos atributos adaptativos.

Os impactos das plantas invasoras no consumo de água estiveram na origem do programa sul-africano *Woking for Water* (Görgens & van Wilgen, 2004), referido na Parte II do presente trabalho.

6.1.3- Impactos em processos geomorfológicos

As espécies vegetais invasoras podem afectar processos geomorfológicos locais, alterando a estabilidade do substrato ou modificando a composição do sub-bosque ou da folhada, o que por sua vez altera os processos erosivos (Mack & D'Antonio, 1998). Estas autoras mencionam o exemplo de *Acacia mearnsii* De Wild., espécie de origem australiana, invasora em ecossistemas sul-africanos, onde aumenta a erosão marginal de cursos de água, devido à facilidade com que é desenraizada durante períodos de cheia.

Há também exemplos de plantas que estabilizam substratos móveis, reduzindo a frequência ou a intensidade da perturbação natural e podendo acelerar potencialmente o processo de sucessão. Algumas espécies introduzidas para este fim tornaram-se invasoras, como *Ammophila arenaria* (L.) Link, gramínea de origem europeia que altera os padrões de formação de dunas na América do Norte, na Austrália e na Nova Zelândia, com impactos sobre a flora nativa (Wiedmann & Pickart, 1996; Williams & West, 2000).

6.1.4- Impactos no regime de fogo

Um dos efeitos das plantas invasoras sobre os ecossistemas nativos é a alteração das propriedades dos combustíveis vegetais, modificando características do regime de fogo, tais como frequência, intensidade, extensão, tipo e sazonalidade do fogo (Brooks *et al.*, 2004). Se as mudanças do regime de fogo promoverem a dominância da espécie invasora, pode estabelecer-se um ciclo planta invasora-regime de fogo que favorece a perpetuação da invasora, como sucede com *Teline monspessulana* (L.) K. Koch, leguminosa arbustiva da Região Mediterrânica introduzida no Chile (Pauchard *et al.*, 2008). À medida que outras propriedades do ecossistema e outras interacções são alteradas, maior é a dificuldade de restauração das condições anteriores à invasão, como na invasão de *Bromus tectorum* L. e *B. rubens* L. em pradarias do W dos EUA (Brooks, 2007). Esta restauração pode exigir a gestão do combustível e dos regimes de fogo, e a gestão das comunidades de plantas nativas e das exóticas invasoras (Rice & Smith, 2007).

Brooks *et al*. (2004) propõem um modelo conceptual para descrever as inter-relações entre plantas invasoras e regimes de fogo, em 4 fases articuladas:

- **Fase 1**: a espécie foi introduzida, mas a invasão ainda não ocorreu;
- **Fase 2**: a espécie está naturalizada ou é já invasora, mas não causou ainda um impacto ecológico significativo;
- **Fase 3**: a espécie invasora tem um impacto ecológico significativo, mas ainda não alterou o regime de fogo;
- **Fase 4**: a espécie invasora alterou o regime de fogo, estabelecendo um ciclo planta invasora-regime de fogo.

A gestão da planta invasora e do ciclo planta invasora-regime de fogo ao longo destas fases tem custos relativos e probabilidade de sucesso inversamente relacionados, como se ilustra na Fig. 8.

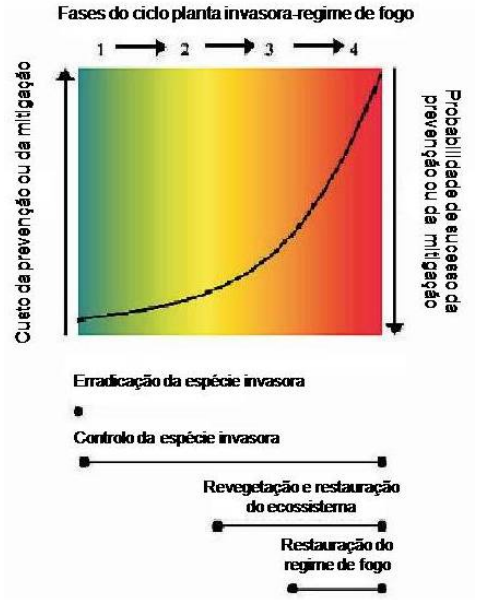


Figura 8. Custo relativo e probabilidade de sucesso de acções de gestão para prevenir ou mitigar o ciclo planta invasora-regime de fogo (adaptado de Brooks *et al*., 2004).

A erradicação da espécie invasora a baixo custo só é possível no início da fase 1, logo após a sua introdução. Os custos de gestão aumentam durante a fase 2, mas é ainda possível realizar acções de gestão dirigidas exclusivamente à espécie invasora. A partir da fase 3, é necessário controlar a espécie invasora e, simultaneamente, revegetar as comunidades vegetais alteradas e restaurar processos ecológicos. Na fase 4, adiciona-se a estas tarefas a restauração do regime de fogo. Nas duas últimas fases deste ciclo, é inútil efectuar o controlo da espécie invasora sem intervir no regime de fogo e sem restaurar as comunidades vegetais e outras propriedades do ecossistema. A modelação do

ciclo planta invasora-regime de fogo proposta por Brooks *et al*. (2004) permite avaliar os efeitos relativos das invasoras e estabelecer prioridades de controlo, bem como recomendar formas de restauração do regime de fogo anterior à invasão.

6.1.5- Impactos sobre a fauna nativa

Os estudos sobre os impactos das plantas invasoras sobre a fauna nativa, relativamente aos outros impactos ecológicos mencionados, são menos frequentes, apesar do impacto potencial das invasões vegetais sobre os herbívoros. Cappuccino & Carpenter (2005) testaram a hipótese de que plantas invasoras e herbívoros se encontram negativamente correlacionados, investigando o consumo foliar em plantas exóticas por herbívoros. A sua conclusão é de que as espécies exóticas altamente invasoras sofrem consumo foliar muito inferior ao de espécies exóticas não invasoras; contudo, este aspecto poderá não ser o factor-chave que explica o sucesso das invasoras, dado que não foi estabelecida uma ligação entre herbivoria e desempenho vegetal. Será de esperar, contudo, que a adaptação dos herbívoros nativos às plantas introduzidas, mesmo às invasoras mais agressivas, possa resultar no declínio a prazo de muitas populações invasoras.

Um estudo realizado na Califórnia por Graves & Shapiro (2003) revela impactos positivos e negativos das plantas invasoras sobre a fauna entomológica nativa. Das cerca de 236 espécies de borboletas conhecidas na Califórnia, 82 espécies (34%) utilizam plantas exóticas para ovoposição ou como fonte de alimento, e mais espécies as utilizam como fonte de néctar. Foram registadas algumas espécies de borboletas que expandiram a sua área geográfica de ocorrência ou que aumentaram a sua época de voo, alimentando-se de plantas exóticas. Por outro lado, foram registados impactos negativos em pelo menos 3 espécies de borboletas, cuja ovoposição é feita em espécies exóticas que são tóxicas para as larvas. Com a crescente alteração de habitats e a introdução de mais espécies exóticas, a magnitude destes impactos deverá aumentar.

A inter-relação das espécies invasoras com as aves é também um campo aberto à investigação. Alguns resultados, mencionados por Richardson & van Wilgen (2004) para a África do Sul, referem o aumento da quantidade e diversidade de sementes para aves frugívoras, e a diminuição de recursos

alimentares para aves insectívoras. As alterações do habitat causadas por espécies invasoras aumentaram a área de ocorrência de diversas espécies de aves, nomeadamente aves de presa que nidificam em árvores; em contrapartida, a diversidade avifaunística de comunidades herbáceas foi significativamente reduzida com a invasão por espécies exóticas arbóreas.

Milton *et al.* (2007) registaram a invasão de plantas exóticas portadoras de frutos carnudos, em savanas semi-áridas da África do Sul, facilitadas por aves frugívoras, num processo de infiltração natural que não requer perturbação. A principal fonte de propágulos é constituída por espécies exóticas cultivadas em jardins, cujas sementes são dispersas num dado raio, germinando sob as árvores da savana (árvores-hospedeiro), nomeadamente *Acacia tortilis* (Forsskal) Hayne. Este exemplo ilustra o complexo jogo entre pressão de propágulos, facilitação e outros factores num processo de invasão biológica. mediado pela avifauna

6.2- IMPACTOS ECONÓMICOS

6.2.1- Agricultura e silvicultura

As espécies exóticas invasoras causam perdas económicas relevantes em diversos segmentos das actividades económicas, nomeadamente nas actividades agrícolas e silvícolas. O impacto económico geral pode ser calculado pelas perdas e prejuízos causados por estas espécies, e pelo custo do seu controlo. Um exemplo deste cálculo é apresentado por Pimentel (2005) para os EUA (Quadro 3).

Quadro 3. Custos anuais estimados associados às plantas exóticas introduzidas nos EUA. Valores em milhões de dólares (adaptado de Pimentel, 2005).

Espécie ou categoria	Perdas e prejuízos	Custos de controlo	Total
Invasoras aquáticas	10	100	**110**
Infestantes agrícolas	13.000	2000	**15.000**
Infestantes de pastagens	1000	5000	**6000**
Infestantes de relvados, jardins e campos de golfe	n.d.	1500	**1500**
TOTAL (x 10^6 dólares)			**22.610**

No sector agrícola dos EUA, este autor refere que as plantas infestantes reduzem as colheitas em 12% do seu valor potencial, o que representa uma perda de cerca de 18.000 milhões de dólares anualmente. Estimando-se que cerca de 73% das infestantes sejam exóticas, é provável que o prejuízo directo devido a estas atinja 13.000 milhões de dólares, a que se somam custos de controlo de cerca de 2.000 milhões de dólares. No que respeita a pastagens, invadidas por espécies sem valor forrageiro ou que são tóxicas para o gado, é utilizado o mesmo raciocínio: as perdas anuais são estimadas em 2.000 milhões de dólares, e cerca de 45% das infestantes são exóticas, o que resulta em perdas directas causadas por estas espécies de cerca de 1000 milhões de dólares, mais 5000 milhões de dólares em custos de controlo. Estes valores traduzem a magnitude do impacto destas plantas na actividade agrícola.

As espécies exóticas invasoras produzem também elevados prejuízos no sector florestal, quer directos, quer devidos ao custo das acções de controlo. Moore (2005) refere o caso de *Miconia calvescens* DC., árvore da América Tropical introduzida nas ilhas do Pacífico, que provoca alterações dos ecossistemas florestais insulares, através do ensombramento e do aumento da erosão. Um outro exemplo é a invasão de plantações comerciais de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco no Canadá por leguminosas arbustivas de origem europeia, como *Ulex europaeus* L. e *Cytisus scoparius* (L.) Link. Porém, o próprio sector florestal – tal como o sector agrícola – tem sido um dos principais vectores de introdução intencional de espécies, para cultivo em povoamentos produtivos, muito longe da sua região de origem. As consequências imprevistas e onerosas destas introduções surgem quando as espécies exóticas se escapam das áreas de cultivo e invadem habitats naturais e semi-naturais, como no caso das espécies de *Acacia* e de *Pinus* na África do Sul (van Wilgen *et al*., 2001). O impacto destas invasões não se restringe aos aspectos biológicos e aos custos de controlo, mas tem igualmente consequências ao nível político, ao nível regulamentador, e ao nível comercial, pelo que tem havido uma atenção crescente sobre a contribuição do sector florestal para as invasões vegetais (Moore, 2005).

O ponto crucial das invasões relacionadas com a agricultura e a silvicultura parece ser a regulação dos conflitos de interesse, que requerem uma avaliação ponderada da relação custo-benefício da introdução de plantas exóticas, e do

controlo das situações em que estas se tornaram invasoras (de Wit *et al.*, 2001), que poderá ser a melhor base para implementar medidas políticas e de gestão eficientes. No entanto, os estudos económicos realizados tendem a concentrar-se mais nas medidas de controlo do que nas estratégias de prevenção, e não integram o factor incerteza, que é especialmente relevante no contexto dos processos invasores (Born *et al.*, 2004).

6.2.2- Outros impactos sócio-económicos

Outros impactos causados pelas espécies vegetais invasoras incluem a saúde humana, o turismo e o recreio, e o património arquitectónico e arqueológico. No que respeita à saúde humana, diversas espécies invasoras podem constituir um risco, sendo referidos por Binggeli (2001) os exemplos de *Ligustrum* sp. e de *Casuarina equisetifolia* L. nas regiões temperadas e tropicais do globo; o pólen produzido em grandes quantidades por estas espécies anemófilas pode causar irritações respiratórias. Outras espécies têm efeitos tóxicos, como as folhas e o látex de *Schinus terebenthifolius* Raddi, originária da América do Sul, cujo contacto produz dermatite. Há casos de morte infantil, devida à ingestão de frutos de *Lantana camara* L., espécie oriunda da América Tropical, difundida nas regiões tropicais e sub-tropicais de todo o globo, e usada como ornamental na Região Mediterrânica. Na Tanzânia, esta espécie tem elevado risco para a saúde pública, pois é usada pela mosca tsé-tsé para reprodução. Por seu turno, o controlo de espécies invasoras com herbicidas constitui igualmente um risco sanitário afectando, p. ex., populações nativas norte-americanas (Parker, 2001).

As actividades turísticas e recreativas são um caso de efeito recíproco, relativamente às plantas invasoras: por um lado, o turismo e o recreio são um dos vectores de dispersão de muitas espécies exóticas que se tornam invasoras, merecendo a atenção de estudos como os de Pickering & Hill (2007) e Pickering *et al.* (2007), em áreas protegidas da Austrália; por outro lado, diversas espécies invasoras afectam actividades turísticas e recreativas, nomeadamente em áreas ribeirinhas e aquáticas. Espécies aquáticas como *Cabomba caroliniana* A. Gray e *Eicchornia crassipes* (Mart.) Solms, ambas de origem sul-americana, afectam profundamente o valor de uso de áreas

aquáticas em diversas regiões do globo (Chenje & Mohamed-Katerere, 2006; Sanz Elorza *et al.*, 2004; Schooler *et al.*, 2005). Outras espécies, como *Centaurea maculosa* Lam., afectam o valor venatório de vastas áreas da América do Norte (Duncan, 1997). Por vezes, as plantas invasoras tornam-se um motivo de atracção turística, como sucede no sul de França, onde a existência consumada de *Acacia dealbata* Link está na base de uma fileira turística e comercial orientada para esta espécie, tal como se refere na Parte II do presente trabalho.

No que respeita ao impacto das espécies exóticas invasoras no património arquitectónico e arqueológico, um estudo realizado por Celesti-Grapow & Blasi (2004) em estações arqueológicas de Itália demonstrou que estas espécies, embora potencialmente prejudiciais, raramente afectam estruturas arqueológicas, ao contrário do que sucede com muitas espécies nativas. Apesar da perturbação humana e da existência de abundantes fontes de propágulos, factores que propiciam o estabelecimento de espécies invasoras, as comunidades vegetais instaladas nos locais arqueológicos deste estudo mostraram-se relativamente resistentes à invasão por espécies exóticas. Uma excepção parece ser *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle, árvore originária da China: embora a sua ocorrência não seja frequente, tem um impacto relativamente elevado, e terá tendência a tornar-se mais usual em estações arqueológicas. Esta espécie cresce também noutros tipos de monumentos históricos, instalando-se nas fissuras das paredes, causando danos estruturais e contribuindo para a sua desagregação, tendo sido estudado um caso em Portugal, na Sé Velha de Coimbra (Almeida *et al*., 1994).

7- PARA UMA CRÍTICA DA ECOLOGIA DAS INVASÕES

7.1- QUESTÕES DE LINGUAGEM E DE (PRE)CONCEITOS

A terminologia e os conceitos utilizados em Ecologia das Invasões - e em particular no caso das invasões vegetais - têm sido objecto de um debate controverso. Larson (2005) reflecte sobre a forma como as espécies invasoras são conceptualizadas, analisando a linguagem utilizada nos meios científicos e em obras de divulgação, e as profundas implicações desta linguagem sobre a forma como nos relacionamos e agimos sobre estas espécies. As conotações de cariz militar são frequentemente utilizadas para abordar as espécies exóticas: *invasão*, *infiltração*, *inimigo*, *alvo*, *guerra*, *combate* e *luta* são alguns dos termos utilizados, denotando a adopção de um raciocínio de tipo militar que remonta pelo menos à própria obra de Elton (1958). Larson reconhece o poder retórico da linguagem bélica para atrair a atenção sobre as espécies exóticas e promover acções de controlo, não obstante os riscos que esta linguagem comporta, nomeadamente o de "culpar" as espécies exóticas pelas transformações negativas dos ecossistemas, alienando a responsabilidade humana neste processo. Além disso, nesta "guerra" dificilmente um dos lados contendores triunfará sobre o outro, pois muitas das transformações ocorridas nos ecossistemas são irreversíveis, inviabilizando o seu regresso a um estado anterior à invasão. Larson propõe como alternativa uma metáfora sanitária, considerando as espécies invasoras como uma "doença" que enfraquece a "saúde" dos ecossistemas, considerando mesmo estas espécies como "simbiontes humanos", em lugar de invasoras. Quanto à restauração ecológica de habitats afectados por espécies exóticas, este autor considera que as soluções rápidas e lineares frequentemente adoptadas, derivadas de um pensamento ecológico mecanicista, associado às metáforas militares, poderão ser substituídas por soluções que recuperem uma visão mais orgânica dos sistemas naturais, e implementadas de forma cíclica, sem pretensão de resultados a curto prazo.

Um outro ponto de vista crítico, manifestado por O'Brien (2006), dirige-se também à restauração ecológica de habitats, considerando que esta procura recuperar os ecossistemas "nativos" existentes num hipotético passado

histórico, através da remoção de espécies exóticas. Deste modo, a restauração ecológica apresenta uma perturbadora analogia, na esfera ecológica, com as políticas de nativismo, racismo e sexismo existentes na esfera social. Este autor examina a retórica utilizada em campanhas públicas contra espécies exóticas, notando que as transformações ecológicas são apresentadas em termos de operações militares. Há afirmações de que as comunidades nativas poderiam ser protegidas se as fronteiras fossem mais efectivamente controladas, o que constitui um argumento paralelo ao das campanhas anti-imigração humana. Opondo-se à argumentação apresentada por Simberloff (2003), autor que considera "não convincente" e "tortuosa" a crítica retórica sobre os conceitos racistas e xenófobos utilizados em trabalhos sobre espécies invasoras, O'Brien salienta as formas como a linguagem pode transportar tais valores para além da intenção discursiva de um indivíduo ou de um grupo. Assinalando que o conceito ecológico de comunidade perdeu a ênfase na estabilidade e no clímax para privilegiar o dinamismo e a mudança, este autor propõe o abandono das concepções nativistas que informam a teoria e a prática da restauração ecológica.

Uma crítica mais radical da Ecologia das Invasões é apresentada por Theodoropoulos (2003), que a considera uma "pseudociência", rotulando a problemática das espécies invasoras como uma "histeria". Esta obra polémica e pouco ortodoxa apresenta a ideologia nativista como um perigo para o pensamento ecológico e para a sociedade em geral, e como uma ameaça directa à conservação da biodiversidade. Fazendo apelo aos casos em que as espécies introduzidas têm efeitos benéficos, o autor argumenta que a difusão de espécies animais e vegetais é uma das formas de conservar a biodiversidade frente às mudanças climáticas globais e a outros impactos da actividade humana, devendo ser activamente promovida. Quanto aos ecológos das invasões, que usam uma linguagem emotiva, forte e inapropriada, propõe que sejam "reeducados", de forma a serem "desprogramados" os seus conceitos "antiquados, distorcidos e fabricados".

Como seria de esperar, são diversas (e não menos violentas) as reacções críticas à sua obra. Binggeli (2004) e Gherardi (2004) assinalam algumas limitações e contradições flagrantes no raciocínio de Theodoropoulos, questionando a sua credibilidade científica e devolvendo-lhe as suas próprias

acusações. McCarron (2004) considera que a obra, mais do que uma crítica, é um ataque à Ecologia das Invasões, reconhecendo embora a importância de pontos de vista críticos que alertem os investigadores para o cuidado a ter no uso de generalidades científicas. Porém, McCarron classifica como "anedóticas" as observações próprias que Theodoropoulos apresenta na sua obra, com um tratamento superficial das imperfeições das teorias sobre espécies invasoras, resultando numa apreciação crítica parcial que se aproxima mais de uma "vendetta" pessoal contra os conceitos correntes da Ecologia das Invasões, do que um exercício crítico bem fundamentado.

7.2- QUESTÕES ECOLÓGICAS

A Ecologia das Invasões é também alvo de críticas e de propostas a um outro nível, que procuram abrir novos caminhos conceptuais à teoria e à prática. Davis *et al*. (2001) assinalam que, após décadas de investigação, a Ecologia das Invasões não conseguiu ainda produzir generalizações consistentes sobre a predição de invasões e mecanismos associados. Tal dificuldade derivará do facto de esta sub-disciplina se ter dissociado de outras sub-disciplinas ecológicas, nomeadamente o estudo das sucessões. A falta de integração remonta à obra do próprio Elton (1958), que considerou os organismos invasores como um grupo distinto, e as invasões como um processo de natureza diferente da colonização biológica. Nas décadas seguintes, apenas alguns trabalhos isolados, como o de Thompson *et al.* (1995), procuraram questionar esta distinção artificiosa; não obstante, a dissociação permaneceu na generalidade dos trabalhos específicos publicados, perpetuando o isolamento conceptual da Ecologia das Invasões, preocupada com um grupo reduzido de invasores conspícuos e tratando a invasão como um fenómeno único, requerendo uma explicação especial. Davis *et al*. (2001) consideram ainda que esta dissociação tem sido exacerbada pela realidade editorial das publicações científicas, pela necessidade de assegurar o financiamento da investigação e pelo uso de meios electrónicos de pesquisa de publicações relacionadas. Citando alguns exemplos de como a Ecologia das Invasões tem beneficiado da pesquisa sobre sucessão e regeneração em comunidades

nativas, estes autores advogam uma maior comunicação e uma colaboração mais activa com outras sub-disciplinas ecológicas.

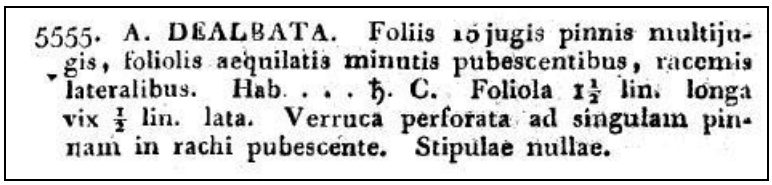
Um novo passo conceptual foi dado por Davis *et al*. (2005), num trabalho subscrito por 15 investigadores de diversas instituições, pretendendo chamar a atenção da comunidade científica para um conceito reunificador em Ecologia Vegetal: a alteração vegetal (*vegetation change*). Estes autores propõem a fusão de quatro áreas de especialização ecológica (ecologia das sucessões, ecologia das invasões, dinâmica de manchas/espaços e efeitos da alteração global) numa nova área de especialização - a **ecologia das alterações vegetais**. Com esta proposta, pretende-se contribuir para acabar o "isolamento intelectual" a que a excessiva especialização na Ecologia Vegetal tem conduzido: os investigadores das várias áreas de especialização não utilizam regularmente as descobertas e perspectivas de estudos semelhantes conduzidos em áreas afins, nem procuram tornar as suas próprias descobertas e perspectivas facilmente inteligíveis a investigadores de outras áreas. Os artigos científicos sobre Ecologia das Invasões analisados por Davis *et al*. (2005) revelaram um baixo número de citações cruzadas com artigos de outras áreas de especialização, o que poderá limitar os esforços para produzir generalizações mais robustas em Ecologia. Em lugar de procurarem diferenças de perspectiva existentes entre os estudos sobre alteração vegetal oriundos das várias áreas de especialização, estes autores argumentam que os ecólogos vegetais seriam beneficiados se se concentrassem naquilo que os diversos estudos têm em comum. A nova área de especialização proposta, mais abrangente poderá promover uma mais rápida e efectiva comunicação entre investigadores, diminuindo a proliferação de teorias de âmbito reduzido, e de conceitos e terminologia associados a áreas particulares de investigação. Desta forma, será possível tornar mais expedita a compreensão dos mecanismos ecológicos e suas consequências nas comunidades vegetais.

PARTE II - *ACACIA DEALBATA* LINK: UMA INVASORA PERFEITA?

8- CARACTERIZAÇÃO TAXONÓMICA DE *ACACIA DEALBATA* LINK

8.1- ENQUADRAMENTO TAXONÓMICO

A espécie *Acacia dealbata*, descrita e publicada pelo botânico alemão Heinrich Friederich Link (1822) (Fig. 9), possivelmente a partir de uma planta cultivada (Paiva, 1999).



5555. A. DEALBATA. Foliis 15 jugis pinnis multijugis, foliolis aequilatis minutis pubescentibus, racemis lateralibus. Hab. . . . ♄. C. Foliola 1½ lin. longa vix ½ lin. lata. Verruca perforata ad singulam pinnam in rachi pubescente. Stipulae nullae.

Figura 1. Fac-simile da descrição original de *Acacia dealbata* publicada por Link (1822).

De acordo com Talavera *et al.* (1999) e Maslin (2003), o seu enquadramento taxonómico é o seguinte:

Reino **Plantae**
Divisão **Spermatophyta**
Classe **Magnoliopsida (Angiospermae)**
Subclasse **Dycotiledones**
Ordem **Rosales**
Família **Leguminosae** (**Fabaceae**)
Subfamília **Mimosoideae** DC.
Tribo **Acacieae** Dumort.
Género **Acacia** Mill.
Subgén. **Heterophyllum** Vassal (**Phyllodineae**)
Secção **Botrycephalae**
Espécie **Acacia dealbata** Link

8.2- A SUBFAMÍLIA *MIMOSOIDEAE* E O GÉNERO *ACACIA*

A **família *Leguminosae* (= *Fabaceae*)**, uma das principais famílias da classe *Magnoliopsida* (= *Angiospermae*), é tradicionalmente dividida em três sub-famílias - *Mimosoideae*, *Caesalpinioideae* e *Papilionoideae* -, cujas diferenças morfológicas e filogenéticas justificam o seu tratamento como três famílias

independentes, *Mimosaceae*, *Caesalpiniaceae* e *Papilionaceae* (Talavera *et al.*, 1999; Maslin, 2003). Todavia, esta proposta não é consensual, estando ainda sujeita a debate.

No sistema convencional de subdivisão das *Leguminosae*, o género *Acacia* pertence à **subfamília *Mimosoideae***. Segundo Talavera *et al.* (1999) e Maslin (2003), esta subfamília caracteriza-se por flores com simetria actinomórfica, dispostas em glomérulos cilíndricos ou globosos, integrando cinco tribos, 50 a 60 géneros e cerca de 3000 espécies, nativas nas regiões tropicais, subtropicais e temperadas de todo o mundo. A **tribo *Acacieae*** contém apenas dois géneros (*Acacia* e *Faidherbia*, este último um género monotípico que ocorre na África e no Médio Oriente) e caracteriza-se por plantas perenifólias, cujos folíolos possuem margens inteiras e flores com estames numerosos e livres, raramente concrescentes na base, entre outras características. Persistem contudo muitas incertezas sobre o estatuto taxonómico desta tribo, especialmente em relação às tribos *Ingeae* e *Mimoseae* (Maslin *et al.*, 2003).

O **género *Acacia,*** descrito por Miller em 1754, é um enorme género cosmopolita, que agrupa 1300 a 1400 espécies (Vassal, 1996), convencionalmente descritas com base nos caracteres vegetativos dos indivíduos adultos (Vassal & Rouane, 1991; Maslin, 2003). A diversificação deste género terá tido início em regiões tropicais derivadas da Gondwana Ocidental, como a América do Sul, com um possível centro secundário de diferenciação na Austrália (Guinet & Vassal, 1978). Dado o elevado número de espécies actualmente descritas, *Acacia* é o maior género da subfamília *Mimosoideae* e o segundo maior da família *Leguminosae*, apenas ultrapassado pelo género *Astragalus*. Porém, os seus limites taxonómicos são frequentemente dissimulados pela variação contínua de caracteres (Guinet & Vassal, 1978), conduzindo a muitas incertezas quanto à sua definição, classificação e filogenia. Trabalhos recentes no domínio da análise cladística de caracteres morfológicos, palinológicos, bioquímicos e anatómicos, e da análise de sequências de ADN dos cloroplastos, sumariados por Maslin (2003), revelam que este género não é monofilético, e que poderá ser desagregado em vários géneros autónomos. Maslin *et al.* (2003) propõem o estabelecimento de 5 géneros: *Acacia, Senegalia, Acaciella, Racosperma* e um quinto género a designar, baseado nas espécies do grupo *Acacia coulteri*, de origem americana. Uma proposta de

retipificação do género *Acacia* (Orchad & Maslin, 2003) tem também implicações nomenclaturais sobre esta possível desagregação em vários géneros autónomos pois, caso seja aceite, o género *Racosperma* passará a ser designado *Acacia*, e *Acacia* passará a *Vachellia*. Tal alteração depende, em última análise, da ratificação desta proposta pela comunidade botânica internacional, a qual se encontra em curso (Maslin, 2006).

Na Austrália, *Acacia* (*sensu lato*) é o maior género de plantas vasculares, com 975 espécies descritas (Maslin, 2003), a maior parte das quais incluída no **subgénero *Heterophyllum* (= *Phyllodineae*)**, a que pertence também um pequeno grupo de espécies nativas em ilhas dos oceanos Índico e Pacífico (Vassal & Rouane, 1991). Este subgénero monofilético, onde se inclui a espécie *Acacia dealbata*, é considerado um dos melhores exemplos de biodiversidade nas *Angiospermae* (= *Magnoliopsida*) (Vassal, 1996) e tem sido sujeito historicamente a várias propostas de classificação. Espera-se que os estudos em curso sobre o ADN nuclear e dos cloroplastos forneçam dados mais consistentes para uma classificação baseada na filogenia, integrando as espécies num sistema hierárquico com um número apropriado de subdivisões (Maslin, 2003). Actualmente aceitam-se 7 secções neste subgénero, sendo a **secção *Botrycephalae*** constituída por 44 espécies, na sua maior parte arborescentes, caracterizadas por folhas adultas bipinuladas e por apresentarem normalmente inflorescências racemosas alongadas, predominando nas áreas temperadas do E e SW da Austrália (Maslin, 2003).

É nesta secção que *Acacia dealbata* é incluída.

8.3- DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DA ESPÉCIE

Apresenta-se no Quadro 4 uma descrição morfológica dos principais atributos de *Acacia dealbata*, ilustrados na Fig. 10. Uma nova subespécie, *Acacia dealbata* subsp. *subalpina*, foi descrita por Kodela & Tindale (2001) para o SW Australiano. Distingue-se da subespécie tipo por possuir menor altura, geralmente inferior a 5 m, embora excepcionalmente possa atingir 10 m, folhas com dimensões menores, com (1-) 1,5 a 8,5 cm de comprimento, com pínulas mais curtas, de 0,5 a 2,5 (-3) cm, e geralmente glomérulos amarelo-brilhantes, com menor número de flores que a subespécie *dealbata*. Os referidos autores propõem a seguinte **chave de diagnóstico**:

1. Folhas na sua maioria 5-14 cm de comprimento (por vezes mais); pínulas geralmente 1,5-5,5 cm de comprimento; folíolos 1,5-6 mm de comprimento, com (14-) 19-68 pares. Glomérulos com 22-42 flores, amarelo-pálidos a amarelos, por vezes amarelo-brilhantes. Árvore até 30 m de altura, ocasionalmente arbusto ..... subsp. **dealbata**

- Folhas na sua maioria 1,5-8,5 cm de comprimento; pínulas 0,5-2,5 cm de comprimento; folíolos 0,7-4 mm de comprimento, geralmente com 10-37 pares. Glomérulos com 13-34 flores, amarelos a amarelo-brilhantes. Arbusto ou árvore até 5 m de altura (raramente até 10 m) ..... subsp. **subalpina**

Quadro 1. Caracterização morfológica de *Acacia dealbata* Link. Fonte: Paiva (1999), Maslin & McDonald (2004), Kodela & Tindale (2005).

Atributo	**Descrição**
Fisionomia	Arbusto ou árvore de pequeno porte, geralmente com (6) 12-15 m de altura, podendo excepcionalmente atingir 30 m, com folhagem perenifólia, não possuindo espinhos.
Tronco e ramos	Tronco principal erecto (podendo apresentar ramificação basitónica nos exemplares arbustivos); ramos ligeiramente angulosos, estriados, pruinosos e pubescentes, formando copa cónica ou arredondada
Casca	Lisa, de cor verde glauca nos ramos jovens, posteriormente pardo-acinzentada ou acastanhada, profundamente enrugada quando idosa.
Folhas	*Rebentos foliares* brancos, cremes ou dourados, aveludado-tomentosos; *folhas* (Fig. 10 a) herbáceas, bipinuladas, de cor verde-azulada ou prateada, pulvinuladas; *pecíolo* 0,5-2 cm, anguloso e pubescente, com glândula apical; *pínulas* (6-) 10-26 (-30) pares, inseridas sobre um eixo (*ráquis*) de 2-10 cm de comprimento, anguloso e pubescente, com glândulas desenvolvidas (*nectários foliares*) (Fig. 10 b), orbiculares, junto à inserção de cada par de pínulas, sem glândulas intermédias; pínulas com 1,5-4 cm de comprimento, possuindo (10-) 20-50 (-68) pares de folíolos; *folíolo*s estreitamente oblongos a lineares, com ápice obtuso ou truncado, (0,7-) 2-5 (-6) mm de comprimento por 0,4-0,7 (1,0) mm de largura, com tom glauco e pubescentes na página inferior.
Inflorescências	*Glomérulos* (Fig. 10 a) globosos de 5-6 cm de diâmetro, pedunculados, com (13-) 25-30 (-42) minúsculas flores e brácteas interflorais peltadas (Fig. 10 c); glomérulos agrupados em *conflorescências racemiformes*, axilares, ou *conflorescências paniculiformes*, terminais ou axilares; *pedúnculo* com 5-6 cm de comprimento, pubescente; o eixo da conflorescência é frequentemente em zigue-zague.
Flores	*Flores* (Fig. 10 d) pentâmeras, amarelo-douradas, perfumadas. *Cálice* campanulado, com 0,5-0,7 mm, de tubo glabro e mais comprido do que os lóbulos; lóbulos semicirculares, pubescentes e com margens ciliadas. *Corola* campanulada, glabra, com 1,5-1,7 mm, de tubo ± cilíndrico e lóbulos de 0,5-0,75 mm, ovado-elípticos. *Estames* longamente exsertos, constituindo a parte mais aparente da flor, com 2,25 -2,5 mm; anteras eglandulosas.
Fruto	*Vagem* (Fig. 10 e) com (2-) 5-8 (-11,5) cm de comprimento por (0,6-) 0,8-1,2 (-1,4) cm de largura, de forma elipsoidal, comprimida, recta ou ligeiramente curva, subtorulosa e ± contraída entre as sementes, pruinosa, glabra, verde-azulada ou pardo-avermelhada, deiscente. *Sementes* (Fig. 10 f) com 4-5 mm por 2,5 mm, com formato elipsoidal, ± comprimidas, de cor parda; funículo com comprimento um pouco superior a ½ da semente.

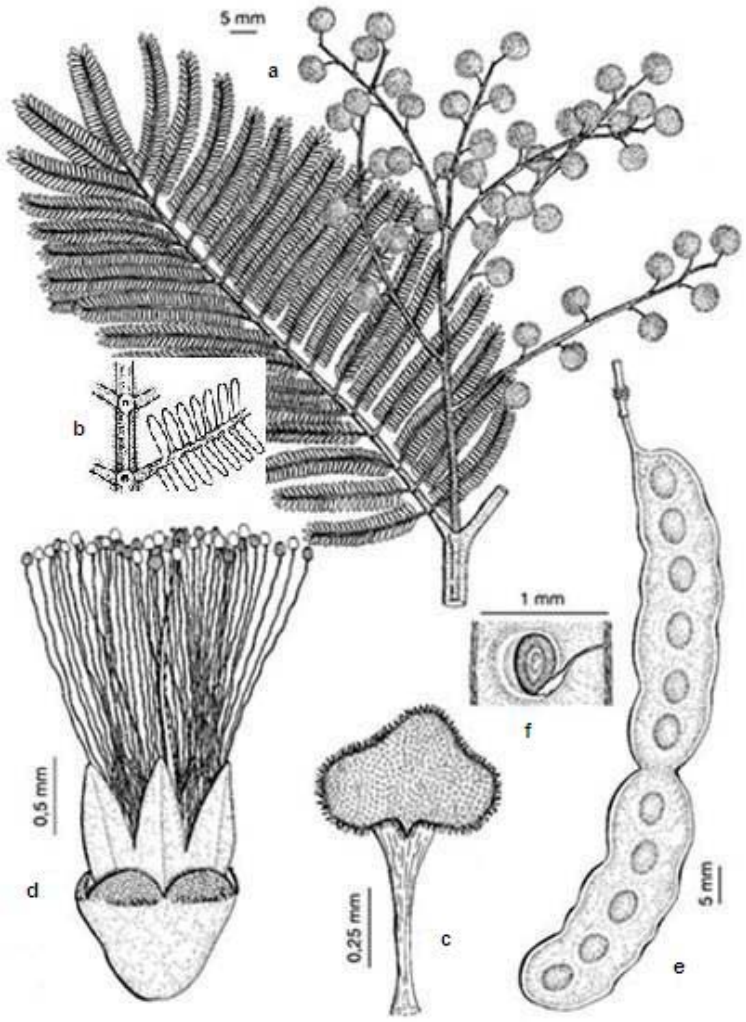


Figura 2. Principais aspectos morfológicos de *Acacia dealbata*: a) ramo floral; b) nectários foliares; c) bráctea interfloral; d) flor; e) fruto; f) secção do fruto, com semente e funículo (adaptado da ilustração de Castillo in Paiva, 1999).

8.4- ESPÉCIES AFINS E HIBRIDAÇÃO

Existem diversas espécies morfologicamente muito semelhantes a *Acacia dealbata,* o que pode originar erros de identificação. Duas das espécies mais facilmente confundidas com *A. dealbata* pertencem, tal como esta, à secção *Botrycephalae* do género *Acacia*. Uma delas é ***A. mearnsii*** De Wild., descrita como espécie autónoma um século depois de *A. dealbata* (De Wildeman, 1925 *apud* Paiva, 1999). É muito semelhante a esta na sua aparência geral, mas o eixo das suas folhas apresenta, além de uma glândula na inserção de cada par de pínulas, *uma ou duas glândulas adicionais mais pequenas*, irregularmente espaçadas entre a inserção das pínulas (Jessop & Toelken, 1986; Paiva, 1999). Possui, além disso, folhagem mais escura que *A. dealbata*, floresce

mais tardiamente, com flores em geral amarelo-pálidas, e as vagens demoram quase um ano a amadurecer.

Uma outra espécie afim é ***A. decurrens*** (J. C. Wendl.) Willd., descrita em 1806, da qual *A. dealbata* chegou a ser proposta como variedade (Bentham & Mueller, 1864). Apresenta, porém, raminhos proeminentemente angulosos e subalados, quase glabros, e os folíolos estão bem separados entre si, por uma distância superior à sua largura (Jessop & Toelken, 1986; Paiva, 1999), o que a permite distinguir de *A. dealbata*.

Podemos referir ainda ***A. nanodealbata*** J. H. Willis, endémica em Victoria (Austrália) e descrita apenas em 1957, sendo uma espécie que não ultrapassa 12 m de altura e possui folhas verde-escuras, com folíolos glabros ou glabrescentes, e vagens mais largas que as de *A. dealbata*, alcançando 2 cm (Tindale & Kodela, 2005).

A. dealbata é uma das espécies parentais de vários híbridos, sendo referida a hibridação em cultivo com *A. mearnsii,* observada na África do Sul (Maslin & McDonald, 2004), a hibridação ocasional com *A. baileyana* F. Muell*,* espécie da secção *Botrycephalae*, endémica na Nova Gales do Sul (Jessop & Toelken, 1986), e a possível hibridação com *A. pataczekii* D. I. Morris, endémica na Tasmânia (Maslin, 2005).

8.5- ÁREA GEOGRÁFICA DE OCORRÊNCIA NATIVA

Acacia dealbata é uma espécie nativa na Austrália, ocorrendo na Nova Gales do Sul, em Victoria e no E da Tasmânia (Maslin & McDonald, 2004) (Fig. 11).

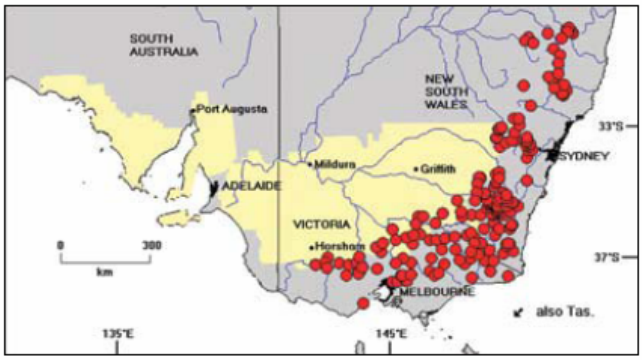


Figura 3. Área de ocorrência nativa de *Acacia dealbata* Link na Austrália Continental (adaptado de Maslin & McDonald, 2004).

Encontra-se naturalizada no SE da Austrália Meridional e no SW da Austrália Ocidental, onde foi introduzida (Fig. 12). A sua área actual de distribuição é muito mais ampla, devido à introdução noutros continentes, como se refere no capítulo 10.

Figura 4. Área de ocorrência de *Acacia dealbata* Link na Austrália Ocidental, como espécie naturalizada (adaptado de http://florabase.calm.wa.gov.au/browse/profile/17858).

9- COMPORTAMENTO ECOLÓGICO E POTENCIAL INVASOR

9.1- ASPECTOS BIOECOLÓGICOS

Acacia dealbata é uma espécie de crescimento rápido (1 a 1,5 m de altura por ano, ou superior, em fase juvenil), adaptada a climas temperados com precipitação média anual de 600 a 1000 mm, tolerante ao frio e ao gelo, cujas plântulas sobrevivem até -7,5° C (Pollock *et al,* 1986; May & Attiwill, 2003). Nos sistemas naturais onde é nativa, a longevidade dos espécimes não ultrapassa 70 anos (Noble & Slatyer, 1980; Hunt *et al.*, 2006) mas as suas sementes podem permanecer viáveis no solo durante muito mais tempo, havendo uma estimativa que aponta para um período de viabilidade que pode atingir 300 a 400 anos (Gilbert, 1959). O seu habitat natural mais favorável é constituído por florestas altas e abertas de *Eucalyptus regnans* F. Muell, em solos profundos bem drenados, em vales húmidos montanhosos com precipitação anual acima de 1000 mm, onde *A. dealbata* ocorre como espécie secundária, atingindo cerca de 30 m de altura. A perturbação pelo fogo é um requisito necessário para o sucesso da regeneração de *A. dealbata* nas florestas de *E. regnans,* quer por via seminal, quer por multiplicação vegetativa, tornando-se um competidor precoce após um episódio de fogo (May & Attiwill, 2003; Noble & Slatyer, 1980). Os resultados de um ensaio realizado na Tasmânia em plantações de *E. nitens* (H. Deane & Maiden) Maiden por Hunt *et al.* (2006) demonstraram que *A. dealbata* é um bom competidor aos 4 anos de idade, sendo suprimido aos 8 anos, o que corrobora as observações realizadas em sistemas naturais, nos quais a espécie está presente sobretudo nos primeiros anos da sucessão do eucaliptal. A persistência e a representação de *A. dealbata* em florestas húmidas de *Eucalyptus* resulta da sua capacidade de utilizar um breve nicho temporal após perturbação, findo o qual é ultrapassada em crescimento pelas espécies de *Eucalyptus*, sendo excluída ou suprimida por via competitiva; a sua presença subsequente é feita sob a forma de propágulos no banco de sementes do solo, onde aguarda o ciclo seguinte de perturbação e regeneração (Hunt *et al.,* 2006).

9.2- SISTEMA RADICULAR E EFEITOS NO SOLO

Normalmente ausente das descrições morfológicas por se tratar de um órgão subterrâneo, o sistema radicular de *Acacia dealbata*, tal como o de outras espécies do mesmo género, possui gemas adventícias em raízes laterais, com capacidade de abrolhamento e de formação de lançamentos aéreos (*vergônteas* ou *rebentões*) a certa distância da planta-mãe, podendo-a multiplicar vegetativamente (Jessop & Toelken, 1986; Turnbull, 1997) (Fig. 13). Esta característica, que também se observa em caules recém-cortados (*regeneração de toiça*), é especialmente estimulada por danos provocados à planta em idade juvenil, quando vegeta em locais pedregosos ou de elevado risco de incêndio (Hunt *et al.*, 2006).

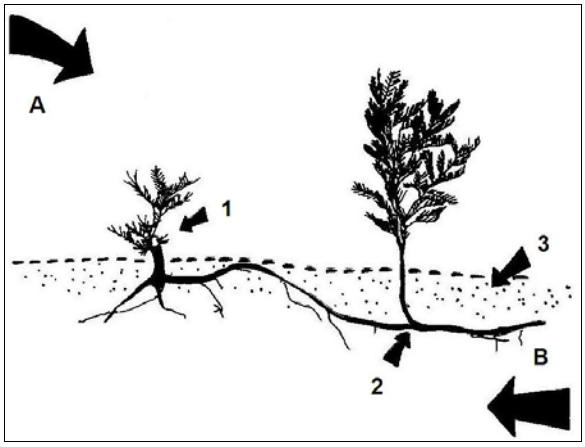


Figura 5. Mecanismos de propagação em *Acacia dealbata* Link: 1- regeneração de toiça; 2- raízes geminíferas; 3- germinação da semente. A e B representam, respectivamente, as vias seminal e vegetativa de expansão (desenhado a partir de um espécime colhido).

A. dealbata, tal como qualquer espécie de *Leguminosae* (*sensu lato*), possui a capacidade de fixar azoto atmosférico, graças à relação simbiótica com bactérias do género *Rhizobium*, que vivem em nódulos nas raízes (Brockwell *et al.*, 2005; Talavera *et al.*, 1999) (Fig. 14).

May (2001), utilizando a abundância natural de ^{15}N, registou uma excepcional fixação de azoto por *A. dealbata* em Victoria, na Austrália, em florestas de *Eucalyptus regnans*, locais onde a precipitação anual é de 1900 mm. Durante um período de 5 anos, em parcelas preparadas com recurso ao fogo, *A. dealbata* fixou um máximo de 760 kg/ha de azoto, do qual cerca de 75% foi

retido na planta e 25% no solo, desempenhando assim um papel essencial no balanço de azoto do ecossistema florestal.

Figura 6. Nódulos radiculares de *Acacia* sp. (adaptado de Watson, 2000).

Esta característica pode ser um factor significativo no estabelecimento, persistência e competição vantajosa de *A. dealbata* em ecossistemas em que é introduzida, tal como sucede na África do Sul com *A. cyclops* A. Cunn. e *A. saligna* (Labill) H. W. Wendl., espécies também originárias da Austrália (Stock *et al*., 1995).

No solo, *A. dealbata* tem também efeitos alelopáticos, definidos como a interacção negativa de uma planta sobre outra, através da libertação de compostos químicos no ambiente, permitindo a muitas espécies exóticas tornarem-se invasoras bem sucedidas (Inderjit *et al.*, 2008). Os efeitos alelopáticos de *A. dealbata* foram testados na Galiza por Carballeira & Reigosa (1999), num ensaio com sementes de *Lactuca sativa* L., tendo sido demonstrado que a pluviosidade percolada no solo sob *A. dealbata* inibe a germinação de *L sativa* em 75% e o crescimento de radículas em 48%. A floração de *A. dealbata* parece estar relacionada com um aumento de capacidade fitotóxica, que coincide com a época de germinação de outras espécies sob a sua copa; as substâncias fitotóxicas são dissolvidas e arrastadas para o solo pela pluviosidade que intercepta as flores da planta, particularmente as que se encontram caídas e em decomposição à superfície do solo.

9.3- FLORAÇÃO E FRUTIFICAÇÃO

Acacia dealbata é uma espécie fenologicamente precoce, atingindo a maturidade sexual aos 4-5 anos de idade (Stelling, 1998 *apud* Maslin & McDonald, 2004), com um período de floração na região de origem de (Julho-) Agosto a Outubro (-Novembro). Na Península Ibérica, o período de floração decorre entre Janeiro e Março (Paiva, 1999), com algumas oscilações inter-anuais. A polinização é essencialmente entomófila e a maturação das sementes é feita nos 5-6 meses seguintes (Boland, 1987 *apud* Maslin & McDonald, 2004); a vagem liberta as sementes logo após a maturação, podendo estas permanecer viáveis no solo durante um período de tempo que pode atingir alguns séculos, como se referiu. A produção de semente é feita em grandes quantidades cada 2-3 anos, tendo sido calculados valores de 66.000 a 88.000 sementes/kg, com viabilidade germinativa de 70% (FAO, 1955).

Existem, porém, constrangimentos reprodutivos que podem limitar a persistência a longo termo de *A. dealbata*, como foi constatado por Broadhurst & Young (2006). O estudo realizado por estes autores em populações fragmentadas no SE da Austrália demonstrou a existência de limitações reprodutivas (insucesso da fecundação), que reflectem provavelmente uma estratégia de auto-incompatibilidade. A produção seminal consistente de indivíduos de *A. dealbata* em pequenas populações pode ser limitada pela incompatibilidade reprodutiva destas populações ao longo do tempo.

9.4- ENTOMOFAUNA ASSOCIADA

Das diversas relações tróficas que *A. dealbata* estabelece, uma das mais significativas é constituída pelas espécies de insectos que interagem com a planta. Um reconhecimento realizado na Austrália resultou numa lista de 70 espécies que afectam a planta (van den Berg, 1982 *apud* Bashford, 1997). Na Tasmânia, foram identificadas 32 espécies de insectos num estudo em plantas mortas ou senescentes de *A. dealbata*, sendo a família *Cerambycidae* a mais diversa entre as espécies que influenciam a mortalidade e decomposição da planta (Bashford, 1991); o ataque de cerambicídios é predisposto pelo ataque prévio do crisomelídeo *Pyrgoides orphana*, um importante desfolhador de *A. dealbata* (Fig. 15).

Figura 7. *Pyrgoides orphana*, crisomelídeo desfolhador de *Acacia dealbata* Link (adaptado de www.padil.gov.au).

Um novo registo feito por Bashford (1997) em *A. dealbata* permitiu identificar 97 espécies de insectos pertencentes a 36 famílias, sendo as espécies de *Cerambycidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Psyllidae e Geometridae* as mais comuns. Os danos causados por insectos em plantações de *A. dealbata*, na Austrália e noutros locais do globo, e a selecção de possíveis agentes de controlo biológico para uso em locais onde a espécie é invasora, tem estimulado a realização deste tipo de estudos.

10- PROCESSO DE INVASÃO E ÁREAS INVADIDAS

10.1- O INTERCÂMBIO DE *ACACIA DEALBATA* LINK

A transferência de espécies australianas de *Acacia* da sua região de origem para outras regiões do globo foi feita por mediação humana, a partir do final do séc. XVIII e durante o séc. XIX (Kull & Rangan, 2008) (Fig. 16). Esta transferência enquadrou-se num movimento deliberado de intercâmbio inter--continental de espécies vegetais, então promovido por naturalistas coloniais, por botânicos e por viveiristas, entusiasmados pela curiosidade científica e pelo potencial económico de muitas espécies. Tem sido diversas vezes assinalado o papel que os jardins botânicos e os entrepostos coloniais desempenharam neste processo (Heywood, 2006; Kull & Rangan, 2008).

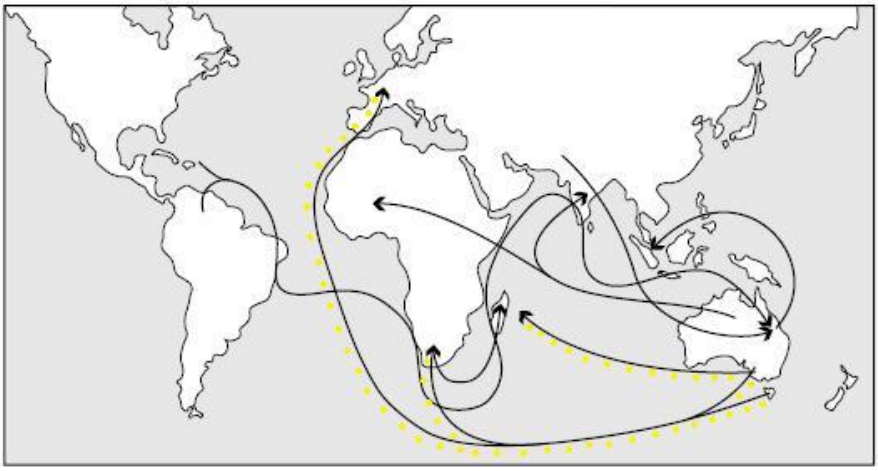


Figura 8. Movimentos transoceânicos de um grupo de espécies de *Acacia*. Os pontos amarelos assinalam trajectos de *Acacia dealbata*. Adaptado de Kull & Rangan (2008).

As plantas australianas que lideraram este processo de migração transoceânica foram espécies de *Eucalyptus* e *Acacia*, devido à sua boa adaptação a climas temperados e à variedade de usos que permitem, nomeadamente produção de madeira e reabilitação de solos degradados, transformando as paisagens em que foram introduzidos em “neo-Austrálias” (Kull & Rangan, 2008). As acácias australianas de “clima frio”, como *Acacia dealbata* e *A. mearnsii*, foram inicialmente transportadas por navios de reconhecimento britânicos e franceses, que aportaram ao SE australiano a partir do final do séc. XVIII. Estas espécies foram introduzidas na região do

Cabo da África do Sul cerca de 1850 e introduzidas pela administração francesa em Madagáscar cerca de 1900 (Kull *et al.*, 2007; Kull & Rangan, 2008). Foram também promovidas como "plantas melhoradoras" em países da bacia mediterrânica e na Califórnia, e como plantas economicamente úteis no subcontinente indiano, entre outros países adiante mencionados.

À transferência e introdução destas espécies num novo território seguem-se dois processos (Kull & Rangan, 2008): um de *difusão*, com a passagem de plantas de mão em mão, através de agências de desenvolvimento, de empresas florestais e de viveiristas, ou feita particularmente por agricultores e jardineiros; outro de *dispersão*, que corresponde ao processo ecológico de naturalização e colonização de novos habitats, através de agentes bióticos e abióticos, sem intervenção humana directa. O primeiro dos processos é favorecido pela aceitação social destas espécies, e pela sua integração nas economias e nas práticas culturais regionais; o segundo processo pode resultar na invasão, à medida que as diversas barreiras ambientais são superadas por estas espécies exóticas, como se descreveu na Parte I deste trabalho.

10.2- REGIÕES ONDE FOI INTRODUZIDA

Num espaço de tempo de cerca de dois séculos, *Acacia dealbata* tornou-se numa "espécie global", estando actualmente presente em todos os continentes (com excepção da Antárctida). Resumem-se no Quadro 5 os principais países e regiões onde esta espécie foi introduzida.

Quadro 2. Países e regiões onde foi introduzida *Acacia dealbata* Link.

Continente	Países e regiões	Referências
África	*África do Sul, África Ocidental, Norte de África, Etiópia, *Madagáscar, Quénia, Uganda, Zâmbia, Zimbabwe	Kull *et al.* (2007); Maslin & McDonald (2004)
América	Califórnia, Chile	Kull & Rangan (2007); Maslin & McDonald (2004)
Ásia	China, *Índia, Japão, Nepal, Sri Lanka	Maslin & McDonald (2004)
Europa	*Portugal, *Espanha, *França, *Itália	Maslin & McDonald (2004)
Oceânia	*SW Austrália, *Nova Zelândia	Maslin & McDonald (2004)

* País ou região onde a espécie se tornou invasora

A introdução desta e de outras espécies de *Acacia* não constituiu um evento singular, podendo ter havido sucessivas transferências para a mesma região de destino. Recentemente, Maslin *et al*. (2003b) referem um conjunto de países que receberam do *Australian Tree Seed Centre* lotes de sementes de *A. dealbata* para investigação, no período de 1993 a 2003, nos seguintes continentes: África (África do Sul), América Central (Guatemala), América do Norte (Canadá e Estados Unidos da América), América do Sul (Bolívia, Chile, Perú e Uruguai), Ásia (Birmânia, China, Japão, Tailândia e Vietname), Europa (Albânia, Bélgica, França, Espanha, Turquia e Reino Unido) e Oceânia (Nova Zelândia). Não dispomos de informação sobre o tipo de investigação realizada, nem sobre a eventual difusão ou dispersão de *A. dealbata* daí resultante, embora nalguns destes países a espécie se encontre estabelecida há mais de um século, revelando comportamento invasor, como se refere em seguida.

10.2.1- África do Sul, Lesoto e Madagáscar

Acacia dealbata foi introduzida na África do Sul em meados do séc. XIX, como se referiu, provavelmente devido a confusão com *A. mearnsii* (Campbell *et al.*, 1990). Foi extensivamente plantada em regiões montanhosas e húmidas próximo de Drakensberg e nas regiões brumosas do Natal, ocorrendo desde o SW da Província do Cabo até ao E Transvaal (Campbell *et al.*, 1990; Ross, 1975). Foi declarada planta invasora em toda a República da África do Sul em 1983 e tem sido combatida com recurso a métodos químicos e mecânicos (Campbell *et al*., 1990) e também com recurso à luta biológica (Campbell, 1993). Em 1995 teve início o programa governamental *Working for Water*, com o objectivo de prevenir e controlar plantas exóticas invasoras na África do Sul, reduzindo os impactos destas plantas sobre a gestão dos recursos hídricos (Görgens & van Wilgen, 2004). O reconhecimento público deste programa, nacional e internacionalmente, traduziu-se no reforço da sua dotação orçamental, que aumentou cerca de 90 vezes entre 1995/6 e 2003/4, permitindo o tratamento de uma área superior a 1.000.000 ha, através do recrutamento de 20.000 pessoas oriundas de situações social e economicamente desfavorecidas (Preston & Williams, 2003).

Não obstante a relevância ecológica e social deste programa, diversos aspectos críticos têm sido apontados. Um destes aspectos é o controlo de espécies australianas de *Acacia*, como *A. mearsii* e *A. dealbata*, em regiões nas quais estas plantas se converteram num recurso para as populações locais (de Neegaard *et al.*, 2005). A sustentabilidade a longo prazo do programa é questionada por estes autores com base nos usos actuais que estas espécies têm nas comunidades rurais, e na constatação de que o abandono rural compromete uma solução viável para a gestão das espécies invasoras de *Acacia*.

No Lesoto, *A. dealbata* foi introduzida juntamente com *A. mearnsii*, durante o séc. XIX, a partir da África do Sul, sendo um missionário católico um dos principais agentes da introdução (Talukdar, 1981). Plantadas como espécies silvícolas, cedo se expandiram com extrema rapidez, invadindo a vegetação nativa. Localmente, *A. dealbata* é utilizada como lenha e como fornecedora de varas, e o pólen tem uso cosmético.

Em Madagáscar, *A. dealbata* foi introduzida em estações de aclimatação a partir de 1897, juntamente com muitas outras espécies, existindo lotes de sementes prontas para distribuição em 1904 (Kull *et al.*, 2007). Foi utilizada na reflorestação de zonas áridas e de zonas montanhosas, com o objectivo de reduzir a degradação do solo, aumentar a precipitação e formar reservas de combustível. A construção da via-férrea malgaxe intensificou a plantação de acácias e eucaliptos, dado que as locomotivas a vapor requeriam lenha como combustível; uma vez que a via-férrea sobe até 1700 m, *A. dealbata* foi a espécie favorita pela sua tolerância ao frio, formando reservas lenhosas em altitudes elevadas.

Kull *et al.* (2007) assinalam o contraste com a situação sul-africana, pois em Madagáscar a recepção social da espécie foi positiva. Conjuntamente com outras espécies (*A. mearnsii* e *A. decurrens*), desempenha um importante papel na subsistência das populações rurais e é apreciada por agricultores e proprietários florestais pelo seu papel no revestimento de encostas anteriormente sem vegetação (Fig. 17). Os acaciais em Madagáscar são simultânea e paradoxalmente invasores e multifuncionais, caracterizando-se pelo seu porte baixo.

Figura 9. Aspectos da utilização de *Acacia dealbata* Link em Madagáscar. Em cima, encostas revestidas com esta espécie; em baixo, aspecto do mercado de carvão (fotos de C. Kull in Kull *et al.,* 2007).

10.2.2- Espanha e França

Na Região Mediterrânica, são vários os países em que *A. dealbata* foi introduzida, onde manifesta comportamento invasor. Em Espanha terá sido introduzida na segunda metade do séc. XIX, encontrando-se actualmente amplamente naturalizada na Galiza, onde se converteu num elemento característico da paisagem (Sanz Elorza *et al.*, 2004). Noutros locais deste país ocorre pontualmente como naturalizada (Fig. 18). O cultivo da espécie como ornamental é frequente, e por vezes é utilizada como fixadora de taludes de infra-estruturas rodoviárias e ferroviárias. O seu carácter invasor em Espanha é registado em locais clareados, onde a vegetação nativa foi eliminada pelo fogo, por corte e por outras formas de perturbação; também invasora em manchas semi-naturais de arvoredo e de matagal.

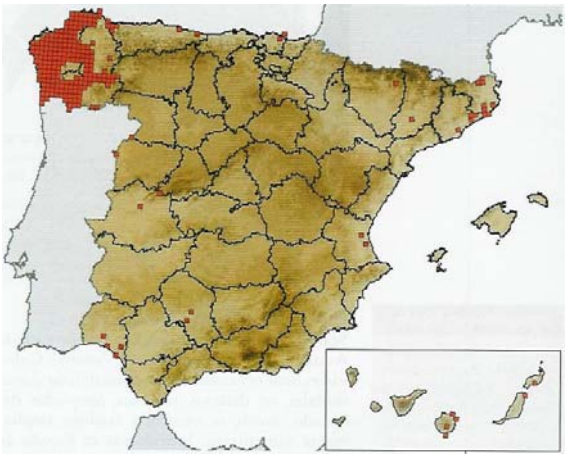


Figura 10. Áreas invadidas por *Acacia dealbata* em Espanha.
Adaptado de Sanz Elorza *et al.* (2004).

Em França, *A. dealbata* está presente ao longo do litoral atlântico e do litoral mediterrânico (Var e Alpes-Maritimes) (Brunel, 2003). Foi assinalada a sua presença neste país pela primeira vez em 1847, em Angers (Maine-et-Loire), em 1864 em Cannes e em 1870-75 no maciço de Estérel, próximo de Cannes (Quertier & Aboucaya, 1998). Nas florestas deste maciço, estes autores descrevem acções de controlo e de revegetação das áreas invadidas por *A. dealbata*, iniciadas em 1995, sendo considerada a possibilidade de adaptar a gestão do mimosal à exploração para o comércio de flores de corte ou para perfumaria, bem como a produção de lenha.

Nesta mesma região, realiza-se desde 1931 a "Festa da Mimosa", em Mandelieu-La Napoule, evento que tem associada uma vertente turística, a "Rota da Mimosa", e uma vertente de produção e comercialização, com cultivo de *A. dealbata* em pomares e venda de flores de corte (Fig. 19), entre outros produtos[1].

Figura 11. Pomares de *Acacia dealbata* e comercialização das suas flores no S de França.

[1] Informações gentilmente prestadas por M. Livernet, Grão-Mestre da *Confrérie du Mimosa*.

10.2.3- Portugal

A introdução de *Acacia dealbata* em Portugal terá ocorrido igualmente durante o século XIX, surgindo as primeiras referências à sua presença em jornais e catálogos hortícolas. Um artigo publicado no *Jornal de Horticultura Prática* por Oliveira Júnior (1871) menciona a plantação de exemplares no Porto, na Praça de D. Pedro. Com um dos números deste periódico foi distribuído "*um coupon que dava direito aos assignantes a receberem gratuitamente um pacote de semente da* Acacia dealbata" (Tait, 1886). Um catálogo hortícola publicado poucos anos mais tarde em Lisboa (Daupias, 1893) disponibiliza esta espécie ao público em plantas de dois anos (Fig. 20), já com a referência ao nome vernacular "mimosa".

CASA FREDERICO DAUPIAS 173

DIVERSAS ARVORES E ARBUSTOS

ACACIA DEABALTA

(MIMOSA)

MERECE um logar de honra em todos os jardins, esta magnifica especie de *Acacia*, originaria da Australia, não só pela belleza do seu porte e bonita folhagem recortada, muito parecida com a da *mimosa pudica (sensitiva)*, como pelas lindas e muito abundantes flôres amarellas odoriferas, as quaes são d'um grande recurso durante o inverno para formação de ramos. No nosso paiz, esta arvore dá-se perfeitamente ao ar livre, chegando a um grande desenvolvimento, e a sua madeira é excellente.

Esta arvore, de grande vigor e muito ornamental, pode attingir rapidamente a altura de 6 a 10 metros. O seu tronco e ramos cobrem-se de uma pequena pennugem esbranquiçada, dando a esta planta um aspecto farinhento muito notavel, e as suas numerosas flôres amarellas em feitio de boilas e d'um cheiro muito suave, produzem um lindissimo effeito. *(Veja-se a gravura ao lado).*

ACACIA DEABALTA (MIMOSA).

Planta de 2 annos, 200 réis

Casa FREDERICO DAUPIAS

Figura 12. Fac-simile do catálogo da Casa Frederico Daupias (1893).

A referência à origem fitogeográfica desta espécie é inicialmente inexacta: Silva (1871) reporta-a à Nova Holanda, que corresponde aproximadamente ao actual território da Austrália Ocidental, e Pereira Coutinho, no seu *Esboço de uma Flora Lenhosa Portugueza* (Coutinho, 1887) refere-a como tendo "*pátria desconhecida*". Este autor menciona o seu cultivo no nosso país como planta ornamental e "*também um pouco como árvore florestal*". As dúvidas quanto à sua origem terão sido ultrapassadas com a tradução portuguesa do "*Diccionario de Plantas Uteis*" do botânico australiano von Mueller (1905), que refere como área de origem de *A. dealbata* o Sul da Austrália e a Tasmânia. O tradutor desta obra, Júlio Henriques, então director do Jardim Botânico de Coimbra, anota que *A. dealbata* se desenvolve bem na Região Mediterrânica, sendo então "*já vulgar*" em Portugal.

Esta e outras espécies do género *Acacia* foram sendo activamente propagandeadas no nosso país pelas múltiplas virtudes que nelas se encontravam, quer ornamentais, quer pelos seus produtos: flores de corte, taninos para a indústria de curtumes, madeira de construção e lenhas com elevado poder calorífico. Um eloquente exemplo da propaganda destas espécies é a afirmação de Jayme Magalhães Lima (1920): "*as* Acacias *são o baptismo milagroso pelo qual a esterilidade se converte à cultura*". Este ilustre pensador e escritor foi um dos pioneiros do cultivo de acácias e eucaliptos em Portugal, na Quinta de S. Francisco, em Eixo, próximo de Aveiro, onde ainda hoje existe um arboreto de eucaliptos centenários (Lopes, 2006).

Um outro pioneiro da cultura de espécies australianas foi William C. Tait, comerciante de origem inglesa radicado no Porto, que iniciou em 1880 a plantação de acácias e eucaliptos em duas propriedades próximas de Abrantes, designadas Nova Austrália e Nova Tasmânia (Bello, 1914; Pavari, 1923). Uma observação pioneira sobre o carácter invasor de *A. melanoxylon* foi registada por Tait (1885), num artigo sobre a cultura de acácias em que é também referida *A. dealbata*.

Os efeitos indesejáveis provocados por acácias (e por eucaliptos) foram reconhecidos em legislação publicada em 1937, que proibiu "*a plantação ou a sementeira de eucaliptos ou de acácias a menos de 20 metros de distância de terrenos cultivados e a menos de 40 de nascentes, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos, salvo se entre umas e outros mediar curso de água,*

estrada ou desnível de mais de 4 metros." (Lei n.º 1951 de 9 de Março de 1937). Legislação complementar publicada no mesmo ano (Decreto-Lei n.º 28039 de 14 de Setembro de 1937) alargou este regime restritivo aos ailantos e precisou qual a espécie de acácia a ele sujeita: "*acácias da espécie denominada* dealbata*, vulgarmente conhecida por acácia mimosa*". O mesmo Decreto-Lei reduziu para 30 m a distância de interdição a nascentes, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos, estabelecendo, contudo, um regime de excepção "*no caso de se reconhecer que a forma mais conveniente de aproveitamento do terreno (…) é a arborização com aquelas ou outras espécies semelhantes*".

Um artigo publicado por Carvalho (1942) na revista *O Lavrador* faz uma resenha dos usos potenciais de *Acacia dealbata*, reconhecendo porém a "*grande capacidade expansiva*" das suas raízes, "*aliada à faculdade de emitirem abundantíssimos rebentos, sempre que sejam contundidas, que encontrem obstáculo na rocha dura ou que seja decepado o pé-mãe*". Juntamente com a menção a *A. dealbata* feita por Franco (1943), considerando-a "*espécie com grande poder invasor*", estas são possivelmente as primeiras referências na bibliografia portuguesa em que tal capacidade invasora é explicitamente reconhecida.

No que respeita a acções de controlo de *Acacia dealbata* no território nacional, a primeira referência de que temos conhecimento consiste em dois ensaios com produtos fitocidas, efectuados em 1974-75 na serra de Sintra (Costa, 1976). Nesta área, verificava-se então uma progressão do acacial invasor, dominado por *A. melanoxylon* e *A. dealbata*, após o incêndio ali ocorrido em Setembro de 1966. No entanto, volvidas mais de duas décadas sobre estes ensaios, o fenómeno invasor persistia de forma significativa (Machado, 1999). O caso análogo de invasão de *A. dealbata* na Serra do Gerês, em consequência do incêndio de Setembro de 1989 (Liberal & Esteves, 1999), é analisado na Parte III deste trabalho. Um outro exemplo de controlo, no qual colaborámos, foi realizado com recurso ao fogo controlado numa estação arqueológica no concelho de Guimarães, o Castro de Sabroso, que se encontrava invadido por *A. dealbata* (Machado *et al.,* 2000). Neste caso, a falta de um programa de manutenção permitiu a re-invasão do local.

Admite-se que, nas últimas décadas, a expansão notória de *A. dealbata* e de outras plantas invasoras em Portugal está relacionada com a incidência de incêndios florestais e com factores sociais e políticos (Leite *et al.*, 1999). Um exemplo de recepção social positiva desta espécie é a "Festa da Mimosa" (Fig. 21), que se realizou no distrito de Viana do Castelo desde a década de 1970 até 1988, e cujo programa incluía eventos gastronómicos, culturais e desportivos[1]. Outros factores têm contribuído para a dispersão de *A. dealbata*, como o seu emprego recorrente como espécie ornamental e como planta fixadora de taludes nas bermas das estradas, sob os auspícios do organismo oficial que tutela o sector. Um exemplo conhecido é o troço da rodovia IP4 que atravessa a Serra do Marão, no Distrito de Vila Real, inaugurado em 1987, e cujas bermas foram plantadas com *A. dealbata*.

Figura 13. Prospecto da "Festa da Mimosa" de 1987, promovida pela Região de Turismo do Alto Minho. A espécie vegetal representada é *Acacia longifolia* (acácia-de-espigas).

A publicação em 1999 de legislação que regula a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna (Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro) abrangeu 12 espécies do género *Acacia*, 8 das quais classificadas

[1] Informações gentilmente prestadas pelo Dr. Francisco Sampaio, Presidente da ex-Região de Turismo do Alto Minho.

como invasoras: *A. karroo* Hayne, *A. dealbata* Link, *A. mearnsii* De Wild., *A. longifolia* (Andrews) Willd., *A. melanoxylon* R. Br., *A. pycnantha* Bentham, *A. cyanophylla* Lindley e *Acacia retinodes* Sclecht. Este Decreto-Lei interditou o repovoamento, a cedência, compra, venda, transporte, cultivo, exploração económica e utilização como ornamental das espécies consideradas invasoras. No entanto, para as espécies invasoras já introduzidas, o Artigo 18.º do referido Decreto-Lei previa um plano nacional para controlo ou erradicação dessas espécies, do qual não temos notícia até ao momento presente.

Dois contributos para a detecção precoce de focos de invasão de *A. dealbata* e para o reconhecimento expedito de áreas invadidas foram por nós apresentados (Martins *et al.*, 1999; Fernandes *et al.*, 2006), encontrando-se no Anexo I a reprodução do painel respeitante ao último destes trabalhos.

PARTE III – INVASÃO DE *ACACIA DEALBATA* LINK NO VALE DO RIO GERÊS (PARQUE NACIONAL DA PENEDA-
-GERÊS)

11- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O caso de estudo do presente trabalho é constituído pela invasão de *Acacia dealbata* no vale do rio Gerês, incluído no Parque Nacional da Peneda-Gerês, cuja descrição sumária se apresenta em seguida.

11.1- O PARQUE NACIONAL DA PENEDA-GERÊS

O Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG), criado em 1971, localiza-se no NW de Portugal (Fig. 22), repartindo-se pelas unidades territoriais (NUTS III) Minho-Lima, Cávado e Alto Trás-os-Montes, e confinado pelos meridianos 7º 53' e 8º 25' W, e pelos paralelos 41º 41' e 42º 05' N (ICN, 1995). Este Parque, com a extensão aproximada de 72.000 ha, constituiu em Portugal a primeira área protegida e a única com estatuto de Parque Nacional.

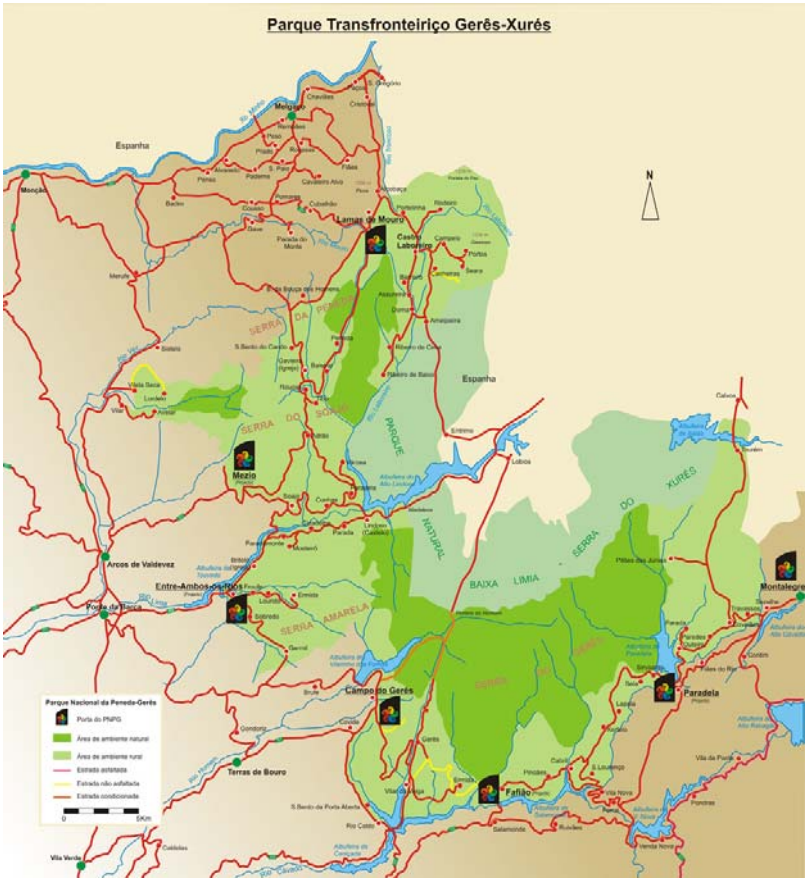


Figura 1. Parque Nacional da Peneda Gerês e Parque Natural Baixa Limia–Serra do Xurés, formando o Parque Transfronteiriço Gerês-Xurés. Fonte: www.cm-melgaco.pt.

Administrativamente, o PNPG é abrangido pelos distritos de Viana do Castelo (concelhos de Melgaço, Arcos de Valdevez e Ponte da Barca), Braga (concelho de Terras do Bouro) e Vila Real (concelho de Montalegre). Do ponto de vista orográfico, situa-se no prolongamento SW da cadeia de Montes Cantábricos, abrangendo as serras da Peneda, Soajo, Amarela e Gerês, e os planaltos de Castro Laboreiro e da Mourela. A altitude é geralmente superior a 700 m, descendo porém até cerca de 100 m nalguns vales, e atingindo o valor máximo de 1545 m no Pico da Nevosa, ponto que constitui a segunda maior elevação de Portugal Continental (Vieira, 1996). O substrato geológico do PNPG é constituído sobretudo por rochas graníticas de orogenia hercínica, com aspectos texturais e químicos muito diversos, ocorrendo localizadamente metassedimentos paleozóicos (xistos pelíticos e metagrauvaques) e sedimentos recentes correspondendo a depósitos fluviais, glaciários e torrenciais. A fracturação do substrato é importante, afectando todas as unidades geológicas, traduzindo-se por desligamentos frágeis com diversas direcções, sendo exemplo a falha Gerês-Lóbios, com direcção NNE-SSW (Moreira & Ribeiro, 1991).

Hidrograficamente, o território do PNPG reparte-se pelas bacias dos rios Lima e Cávado, com densa rede hidrográfica de regime torrencial, e com diversos aproveitamentos hidroeléctricos no interior do Parque ou na sua periferia. O clima da área é marcado pela elevada precipitação, que atinge valores superiores a 3500 mm anuais nas áreas mais elevadas da serra do Gerês, e um número médio anual de 110 a 160 dias com precipitação (Daveau *et al.*, 1977 *apud* Vieira, 1996). A temperatura média anual no período 1953-59 (único em que há registos) foi de 14ºC, com média mensal mais elevada de 21ºC em Agosto e a mais baixa de 8ºC em Fevereiro, registadas na estação climatológica do Gerês, a 480 m de altitude (Vieira, 1996). De acordo com a estimativa de Daveau *et al.* (1985) *apud* Vieira (1996), as áreas mais elevadas da serra terão uma temperatura média do mês mais frio inferior a 1ºC e mais de 40 dias com temperatura mínima inferior a 0ºC; a temperatura máxima média do mês mais quente será inferior a 23ºC, ocorrendo menos de 20 dias com máximo superior a 25ºC.

As variações de altitude e a diversidade topográfica traduzem-se num mosaico de microclimas que permite a existência de espécies características de zonas

mediterrânicas, euro-siberianas e alpinas (ICN, 1995). A diagnose bioclimática de Honrado *et al*. (2001) reconhece três andares no PNPG: um andar termotemperado (termocolino), com altitude até 400 m; um andar mesotemperado (eucolino), até 800-1000 m; e um andar supratemperado (montano) em altitudes superiores. Biogeograficamente, o Parque enquadra-se na Província Cantabro-Atlântica da Região Euro-Siberiana, Sector Galaico--Português e Subsectores Miniense e Geresiano-Queixense (Costa *et al.*, 1998; Honrado *et al*., 2001). O elemento florístico predominante na vegetação do Parque é o euro-siberiano, matizado pela influência mediterrânica, sendo as formações climatófilas constituídas por carvalhais puros de *Quercus robur*, ou mistos com *Q. pyrenaica*, pertencentes à aliança *Quercion robori-pyrenaicae* (Honrado *et al*., 2001).

A estratégia de conservação dos valores biológicos do PNPG baseia-se na diversidade e relevância dos habitats existentes, sobretudo os bosques de *Querci* caducifólios de Palheiros/Albergaria, considerados dos mais extensos e bem conservados a nível nacional (Anexo I da RCM n.º 115-A/2008 de 21 de Julho) e classificados como Reserva Biogenética pelo Conselho da Europa. Foi ainda identificado um conjunto de 22 tipos de habitats de grande valor de conservação (Anexo B-I do DL n.º 49/2005, de 24 de Fevereiro), sendo classificados como prioritários as charnecas húmidas de *Erica ciliaris* e *E. tetralix*, os matagais arborescentes de *Laurus nobilis*, as formações herbáceas de *Nardus*, as florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e as florestas de *Taxus baccata*. A diversidade de habitats traduz-se na elevada fitodiversidade do território, tendo sido registadas mais de 600 espécies da flora vascular (Serra & Carvalho, 1989), de que se destacam o feto-do-gerês (*Woodwardia radicans*), o narciso-trombeta (*Narcissus pseudonarcisus* subsp. *nobilis*) e o lírio-do-gerês (*Iris boissieri*); as duas últimas espécies são endemismos ibéricos cujo local clássico de ocorrência em Portugal é a serra do Gerês. No que respeita à fauna, tem especial importância a ocorrência de lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*), que apresenta no PNPG um dos maiores núcleos populacionais em Portugal. Outros mamíferos com particular importância nesta área protegida são a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e a lontra (*Lutra lutra*), assim

como diversas espécies da herpetofauna e de invertebrados. A avifauna tem particular destaque, com cerca de 150 espécies registadas (ICN, 1995).

Segundo o Plano de Ordenamento do PNPG (ICN, 1995), as actividades humanas predominantes são a agricultura, a pecuária e a silvicultura, que ocupam cerca de metade da população residente. As actividades do sector secundário, dominadas pela construção civil, por empresas industriais de dimensão familiar e por pequenos produtores individuais, que se articulam com as actividades agro-pecuárias, ocupam quase um quarto da população residente no PNPG. O sector terciário é dominado por pequenas estruturas comerciais e por alguns serviços. No concelho de Terras de Bouro a actividade comercial é mesmo o sector dominante, orientada para a afluência turística ao PNPG e às termas do Gerês. A população residente no PNPG, que em 1991 não ultrapassava 10.725 habitantes, correspondendo a uma densidade de 15 habitantes/km^2, decresceu 14,7% na década 1981/91, sendo actualmente inferior a 10.000 habitantes.

O Plano de Ordenamento do PNPG, regulamentado pela RCM n.º 134/95 de 11 de Novembro, estabelece no território do Parque três tipos de áreas: áreas de ambiente natural, áreas de ambiente rural e áreas sociais, com objectivos de conservação, regimes e condicionantes diferenciados. As áreas de ambiente natural são classificadas em zonas de protecção total (mata do Ramiscal, mata do Cabril e Palheiros, e vale superior do rio Homem), zonas de protecção parcial (serra da Peneda, serra do Gerês e sobreiral da Ermida) e zonas de protecção complementar (Ramiscal, regato da Sardeira, rio Conho e Castanheiro). As áreas de ambiente rural são classificadas em zonas urbanas, zonas agrícolas, zonas florestais, zonas silvopastoris, zonas de protecção aos recursos e sistemas naturais, zonas de intervenção específica qualificada, zonas de protecção ao património cultural e albufeiras. A área social é classificada em zonas urbanas e zonas de recreio e turismo.

Dada a situação fronteiriça do PNPG, e a necessidade de complementar as estratégias de conservação da natureza do lado espanhol da fronteira, foi criado pela Xunta de Galicia em 1993 o Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés, com uma área de 20.920 ha (Decreto 29/1993, de 11 de febrero, da Consellería de Agricultura, Ganadería e Montes da Xunta de Galicia). O acordo

de cooperação estabelecido em 1997 entre este Parque Natural e o PNPG levou à criação do Parque Transfronteiriço Gerês-Xurés (Fig. 22), com uma área conjunta classificada de cerca de 93.000 ha. Em 2007 foi anunciada a candidatura deste Parque Transfronteiriço a Reserva da Biosfera da UNESCO.

No âmbito da Rede Natura 2000, foi classificada em 1997 uma área de 88.845 ha, designada sítio “Serras da Peneda e Gerês” (PTCON0001), abrangendo a totalidade do PNPG e incluída na Lista Nacional de Sítios (RCM n.º 142/97, de 28 de Agosto). Esta área foi posteriormente declarada Sítio de Importância Comunitária (Decisão da Comissão n.º 2004/813/CE, de 7 de Dezembro) e integrada na Rede Natura 2000, cujo Plano Sectorial foi aprovado pela RCM n.º 115-A/2008, de 21 de Julho. Desde Junho de 2008 o PNPG integra a rede europeia PAN Parks, fundada em 1997 pela organização conservacionista WWF - World Wide Fund for Nature (www.panparks.org/Newsroom).

11.2- ÁREA DE ESTUDO: O VALE DO RIO GERÊS

O rio Gerês, afluente da margem esquerda do rio Cávado, define uma pequena bacia sensivelmente simétrica (Fig. 23), atravessada pela falha geológica Gerês-Lóbios, com orientação NNE-SSW.

Figura 2. Aspecto geral do vale do rio Gerês, no sentido jusante.
Foto: Arquivo do PNPG.

A bacia tem área aproximada de 2500 ha, cerca de 9,5 km de comprimento e um máximo de 3 km de largura (Fig. 24). A altitude máxima é de 1200 m, no limite montante da bacia, e a altitude mínima é de 200 m, na confluência do rio Gerês com o Cávado. Os declives são acentuados, predominando uma classe com declive compreendido entre 25-40% no sector médio da bacia, e uma classe com declive igual ou superior a 40% no sector superior.

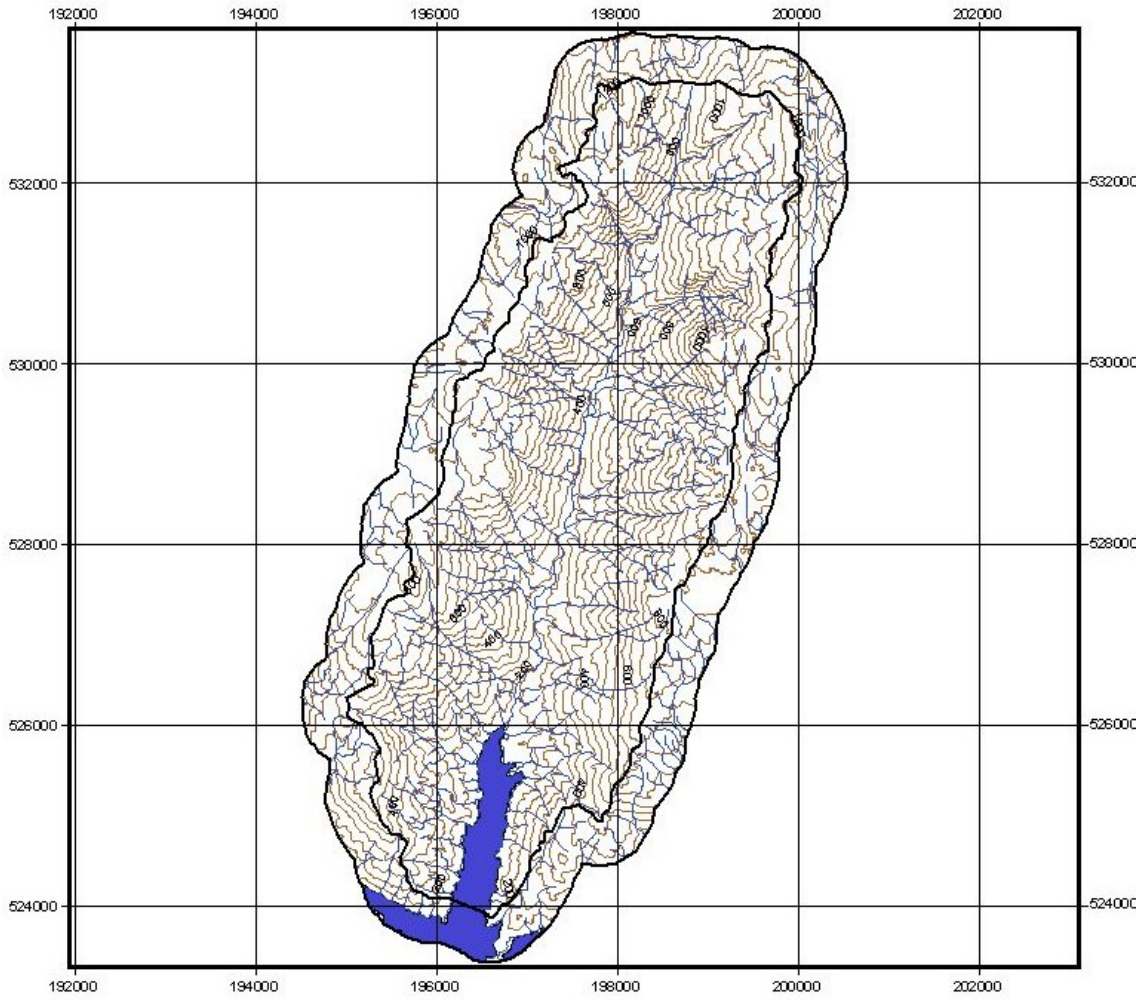


Figura 3. Vale do rio Gerês: altimetria e hidrologia. Sistema de coordenadas quilométricas militares. Fonte: Fernandes (2005).

As duas vertentes da bacia, intersectando-se no rio Gerês, definem um padrão de drenagem "peninérveo", com cerca de três dezenas de afluentes em cada margem, e um comprimento total de linhas de água na bacia de cerca de 120 km. O substrato geológico é formado por granito do Gerês, porfiróide, de grão grosseiro a médio, biotítico, com frequentes filões de quartzo, e filões de aplitos e de rochas básicas (Moreira & Ribeiro, 1991). As características geológicas e tectónicas estão relacionadas com a existência de nascentes de água termal, com características bicarbonatadas, sódicas, fluoretadas e tiossulfatadas, brotando à temperatura de 47,1ºC, segundo uma análise disponibilizada *on-line* pelo Departamento de Ciências da Terra da Universidade do Minho (www.dct.uminho.pt/PNPG/geol/hidrografia/aguas.html), sendo utilizadas no tratamento de afecções hepáticas e do aparelho digestivo, entre outras.

De acordo com a carta do Plano de Ordenamento do PNPG (Fig. 25), o vale do rio Gerês é abrangido pela Zona de Protecção Parcial (P) numa área limitada junto à cabeceira do rio Gerês, sendo a maior parte do vale classificado como

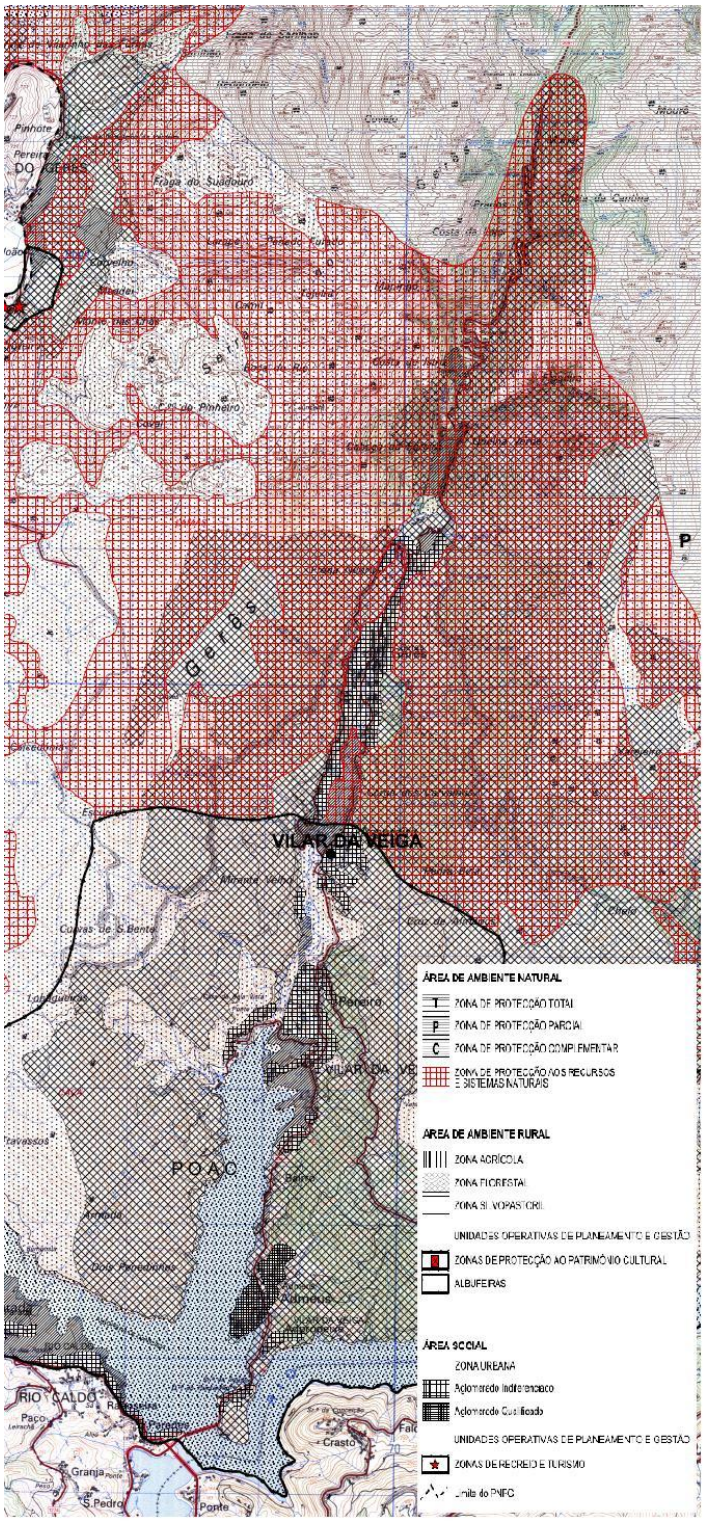


Figura 4. Extracto da Carta de Ordenamento do PNPG, no vale do rio Gerês.
Fonte: ICN (1995)

Zona de Protecção aos Recursos e Sistemas Naturais, nos sectores médio e de montante, e como Zona Florestal, parcialmente sobreposta à anterior, abrangendo grande parte das vertentes do vale, de montante a jusante. O sector inferior do vale é abrangido pelo Plano de Ordenamento da Albufeira da Caniçada.

Toda a área está compreendida na freguesia de Vilar da Veiga, concelho de Terras do Bouro, sendo o principal aglomerado populacional a vila de Caldas do Gerês.

12- A INVASÃO DO GERÊS POR *ACACIA DEALBATA* LINK: UMA RETROSPECTIVA

Na dinâmica recente e remota da cobertura vegetal do vale do rio Gerês podem considerar-se vários ciclos de utilização e transformação da paisagem vegetal, que em seguida se referem sucintamente. Nalguns destes ciclos foram introduzidas espécies vegetais exóticas no Gerês, nomeadamente *Acacia dealbata*, marcando irreversivelmente a paisagem com a sua presença.

12.1- DA PAISAGEM VEGETAL POSTGLACIÁRIA À PAISAGEM AGRO-PASTORIL

Tomando como referência remota o postglaciar holocénico, episódio climático iniciado há cerca de 10.000 anos atrás, podemos supor que as vertentes da serra do Gerês foram revestidas por bosques de quercíneas, principalmente caducifólias, tal como sucedeu noutras montanhas do noroeste ibérico, sobretudo durante o período atlântico (Ramil Rego, 1993). Porém, as comunidades humanas neolíticas, com um modo de subsistência agro-pastoril associado a queimadas e à exploração de lenhas, terão degradado esta paisagem vegetal, pelo menos desde há 5000 anos. A utilização agro-pastoril do território geresiano atravessou períodos pré-históricos e históricos, sendo conhecidas referências documentais apenas a partir de finais do séc. XVII. Nas *Memórias Paroquiais* de 1758 relativas ao concelho de Terras do Bouro, editadas por Capela (2001), descreve-se a paróquia de Vilar da Veiga, sendo referida a criação de "*gados meudos e grossos*" e a existência de "*grandes mattos e bosques*" na serra do Gerês. A descrição da paróquia confinante de Covide é mais pormenorizada: "*Hé esta serra abundante de matos, como de urze, carqueja e tojo, muinto carvalho, medronheiros, theixos, azereiros, salgueiros, vidoeiros, sobreiros bravos, escalheiros, macieiras bravas, azevinho, muintas silvas; por partes produz muintas ervas de Inverno, porém de Veram cria ervas moderadas bravas para pastar os gados principalmente cabras em todo o tempo, bois no tempo do Veram*" (Sousa, 1758 *apud* Capela, 2001).

Uma expedição ao Gerês realizada em 1782 por Joaquim Pereira Araújo, de que resultou a primeira descrição desta serra com pretendido carácter científico (Maia, 1950), refere a importância da carvoaria para os habitantes locais, da

qual retiravam importantes lucros. Esta actividade, em conjunto com a exploração de lenhas, com queimadas e incêndios recorrentes, e com o incremento da pecuária, terá contribuído para uma redução da floresta natural da serra, tal como sucedeu em muitos outros locais, devido à pressão demográfica de finais do séc. XVIII e do séc. XIX sobre terrenos incultos e montes (Capela & Capela, 1992). Em finais do século XIX, o maciço montanhoso do Gerês encontrava-se dominado por formações arbustivas e herbáceas, conservando em alguns locais áreas de carvalhal mais ou menos extensas (Henriques, 1885; Mesquita, 1892).

O final desse mesmo século é também assinalado pelo relançamento em moldes modernos do termalismo no Gerês, com a concessão em 1896 do alvará de exploração à Empresa das Águas do Gerês. A frequência das termas, entre 1890 e 1894, era, em média, superior a 1100 aquistas por época (Sousa, 1927).

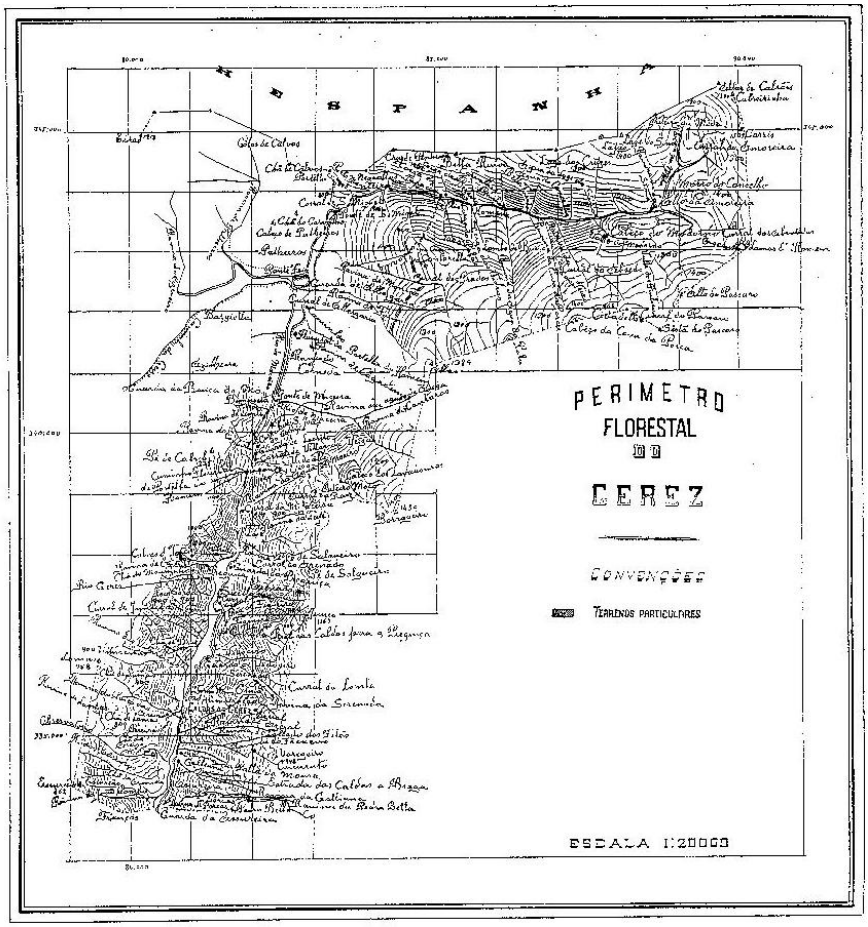


Figura 1. Carta do Perímetro Florestal do Gerês. Fonte: Sousa (1909).

12.2- O PERÍMETRO FLORESTAL DO GERÊS (1888)

A criação do Perímetro Florestal do Gerês em 1888, por decreto régio de 13 de Dezembro, marca um novo ciclo de exploração dos recursos vegetais desta área, com o objectivo de salvaguardar a floresta existente e de proceder a novas arborizações. O perímetro florestal abrangia inicialmente uma área estimada em 10.000 ha (Fig. 26), "*que ao tempo se encontravam desnudados na sua maior parte*" (Sousa, 1909), como testemunha a Fig. 27.

Figura 2. Aspecto do vale do rio Gerês na primeira década do séc. XX, segundo um postal da época. Fonte: Arquivo da Câmara Municipal de Terras do Bouro.

As primeiras plantações, efectuadas em 1888-89, com a instalação de 18.500 pés de abetos (*Abies pinsapo, A. excelsa e A. pectinata*)[1], oriundos de França, foram destruídas pelas populações locais, num levantamento contra a actuação da Administração Florestal devido às limitações impostas à pastagem dos gados, à carvoaria e à apanha de lenha (Sousa, 1926; Sousa, 1944). Foi necessária a intervenção do exército para suster esta revolta colectiva das populações, nomeadamente em 1890, a qual só terá sido apaziguada a partir de 1910, à medida que foram sendo estabelecidos acordos com as populações locais (Capela, 2000).

A despeito da origem exótica das primeiras plantações, encontra-se num breve

[1] *Abies pinsapo* Boiss. é uma espécie endémica numa área limitada da Sierra de Ronda (S Espanha) e usualmente empregue como ornamental, com várias cultivares descritas; *A. excelsa* corresponde possivelmente a uma variedade de *Picea abies* (L.) Karst., espécie nativa no C e N da Europa com amplo uso silvícola; *A. pectinata* é sinónimo de *A. alba* Miller, nativa nas montanhas do C e S da Europa, com uso silvícola e ornamental (Franco, 1950; Krüssman, 1995; López González, 2001).

artigo de 1892, publicado por Egberto de Magalhães Mesquita, silvicultor que dirigiu o serviço de arborização de serras, uma proposta de "*reconstituição e conservação da formosa matta*", baseada nas espécies arbóreas autóctones, "*cuja adaptação expontanea convem aproveitar e desenvolver*". Neste artigo é esboçada uma estratégia de restauração da floresta autóctone do Gerês, com o preenchimento das clareiras então existentes entre os maciços e manchas de arvoredo com espécies nativas, "*sem que se manifeste necessidade alguma de importar do estrangeiro para este fim plantas exóticas*" (Mesquita, 1892).

Esta visão pioneira de uma silvicultura próxima da natureza não produziu efeito na sua época, dado que o Perímetro Florestal do Gerês se constituiu como uma estação experimental para aclimatação de muitas espécies exóticas, tendo sido a floresta reconstituída sobretudo com a sementeira e plantação de *Pinus pinaster* (Fig. 28). Tude de Sousa, regente florestal do Gerês entre 1904 e 1915, refere que "*o pinheiro bravo tem sido a essência preferida para o revestimento rápido da serra*" (Sousa, 1909), aduzindo para tal o custo pouco elevado da semente, a facilidade de adaptação e a rusticidade da espécie, o seu crescimento rápido, o seu valor como madeira e a quantidade de matéria orgânica que deposita no solo, encontrando-se instalados cerca de 1000 ha desta espécie em 1909.

Figura 3. Perímetro florestal do Gerês em meados do séc. XX, arborizado com *Pinus pinaster*, segundo um postal da época. Fonte: Arquivo do PNPG.

12.3- A INTRODUÇÃO DE ACÁCIAS NO PERÍMETRO FLORESTAL DO GERÊS (1897-1914)

A introdução de espécies de *Acacia* no Gerês teve início em 1897-98, com a plantação em diversos locais do perímetro florestal de 550 pés de acácias não especificadas (Sousa, 1926). Entre 1898 e 1914 foi registada a introdução no perímetro florestal de sete espécies de *Acacia* de origem australiana: duas espécies com folhas bipinuladas (*Acacia dealbata* e *A. baileyana*) e cinco espécies de folhas reduzidas a filódios (*A. melanoxylon*, *A. floribunda*, *A. prominens*, *A. pycnantha* e *A. penninervis*). A espécie plantada em maior quantidade neste período foi *A. melanoxylon*, seguida de *A. dealbata*, embora em quantidade desproporcionadamente menor (Fig. 29).

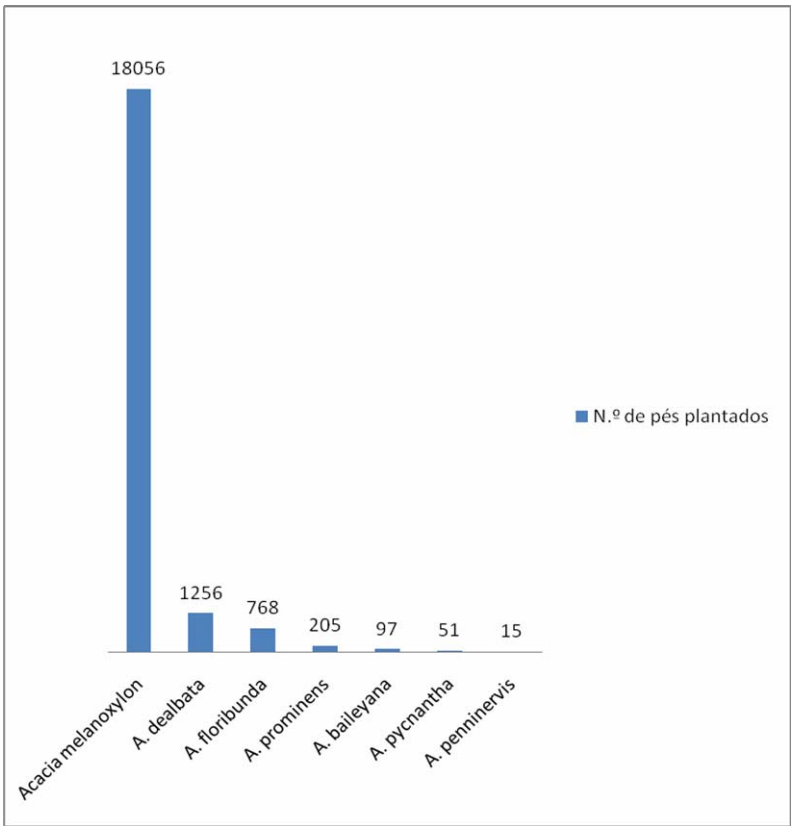


Figura 4. Espécies de *Acacia* plantadas no Perímetro Florestal do Gerês entre 1898 e 1914. Fonte: Sousa (1926).

A introdução desta última espécie foi registada pela primeira vez em 1898-99, com a plantação de um reduzido número de exemplares em dois locais do perímetro florestal (Vidoeiro e Chã da Pereira), e continuou a ser plantada até 1905 (Sousa, 1926). Durante este período de seis anos foram introduzidos

1256 exemplares de *A. dealbata* (Fig. 30), sobretudo na encosta da Pereira, sobranceira à localidade do Gerês.

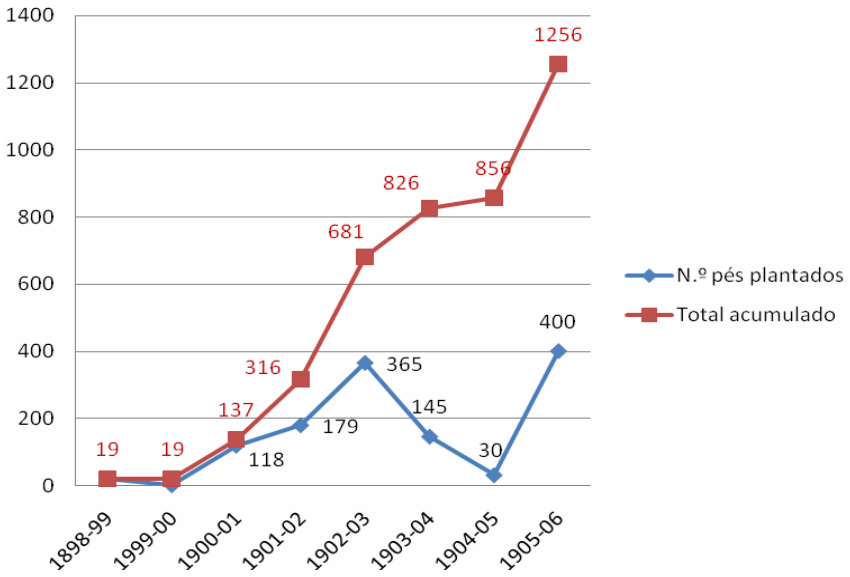


Figura 5. Plantação de *Acacia dealbata* Link no Perímetro Florestal do Gerês (1898-1905). Fonte: Sousa (1926).

12.4- O RECONHECIMENTO DOS BALDIOS (1935) E O PLANO DE POVOAMENTO FLORESTAL (1940)

No âmbito da política de florestação do Estado Novo, o reconhecimento dos baldios ao norte do Tejo realizado em 1935 (DGSFA, 1940), que serviu de base à Lei do Povoamento Florestal de 1938 (Lei n.º 1971 de 15 de Junho), abrangeu o grupo de perímetros do Gerês. Este foi então avaliado num total de 28.293 ha, dos quais 11.518 ha se encontravam submetidos ao regime florestal à data do reconhecimento, correspondendo ao antigo Perímetro Florestal do Gerês. Contudo, apenas cerca de metade do antigo perímetro se encontrava arborizado, sendo então proposta a arborização de cerca de 23.000 ha, do seguinte modo (DGSFA, 1940):

- Arborização com espécies indígenas e com pinheiro-silvestre, *Quercus rubra*, *Pseudotsuga* e *Chamaecyparis*, entre outras, numa área de cerca de 15.000 ha;
- Criação de uma reserva integral (parque nacional) em 5000 ha;
- Instalação de pastagens arborizadas com espécies de folha caduca em 3000 ha.

Esta proposta, integrada no Plano de Povoamento Florestal (Ministério da Agricultura, 1940), reforçou a actividade silvícola na serra do Gerês e registou a intenção de ser criada nesta serra um Parque Nacional, um projecto que teria chegado a ser elaborado na especialidade (Carvalho, 1943), embora sem consequências imediatas. Apesar da diversidade de espécies previstas para arborização, muitas das quais exóticas, continuou a ser *Pinus pinaster* uma das espécies mais recorrentemente utilizadas, como pode depreender-se da anotação de um inventário fitossociológico realizado em 1948 (Silva *et al.*, 1950) (Quadro 6), sob os auspícios da I Reunião Botânica Peninsular, que teve lugar no Gerês.

Quadro 1. Inventário fitossociológico (n.º 540) realizado na Chã de Lamas em Julho de 1948 por A. R. Pinto da Silva, A. Rozeira e F. Fontes. Fonte: Silva *et al.* (1950).

Loc. descr.: sob o pinhal semeado, na aba de uma linha de água, exposição SE, altitude 750 m, solo humoso, espesso, "*mais fresco do que é usual nas encostas vizinhas rearborizadas com* Pinus pinaster". Ausência de plântulas de *Pinus pinaster*.

Espécie	Índice a.s
Pteridium aquilinum	5.5
Rubus cf. lusitanicus	1.2
Viola riviniana	2.2
Satureja vulgaris (= Clinopodium vulgare)	1.2
Pirus communis var. *microcarpa* (= Pyrus cordata)	1.2
Arenaria montana	+.2
Danaa cornubiensis (= Physospermum cornubiense)	r
Teucrium scorodonia	+.2
Agrostis castellana	2.3
Brachypodium sylvaticum	2.3
Crataegus monogyna	1.2
Potentilla erecta	1.2
Hedera helix	1.2
Ajuga reptans	1.2
Viola lactea	+.2
Galium helodes	+.2
Fragaria vesca	+.2
Ranunculus adscendens (= Ranunculus bulbosus)	+.2
Blechnum spicant	+.2
Anthoxanthum odoratum	+.2
Dactylis glomerata	+.2
Carex sp.	+.2
Lithospermum diffusum (= Lithodora prostrata)	r
Erica australis	r
Calluna vulgaris	r
Ulex minor	+o
Polygala vulgaris	r
Hypochoeris radicata	r

Este inventário, pelo elevado número de espécies silváticas presentes, põe em evidência, segundo os seus autores, a possibilidade de re-instalação do carvalhal "*nas áreas do Gerês que foram desnudadas mas mostram* vocação *para o realizar*", o que poderá nalguns casos "*encarar-se com certo optimismo*" (Silva *et al*., 1950).

Na mesma data foi elaborado um catálogo da flora lenhosa exótica da serra do Gerês (Franco, 1950), que regista cerca de 80 espécies vegetais oriundas das mais diversas regiões do globo. Encontravam-se então presentes quatro espécies de *Acacia*: *A. melanoxylon*, *A. dealbata, A. verticillata* e *A. retinodes*; as duas primeiras espécies ocorrendo nos locais referidos no Quadro 7 e as duas últimas, ambas com origem australiana e folhas reduzidas a filódios, localizadas no Parque da Vacaria, acima da localidade do Gerês, cada qual representada por um único exemplar (Franco, 1950).

Quadro 2. Ocorrência de *Acacia melanoxylon* e *A. dealbata* em 1948 no Gerês (Franco, 1950).

Espécie	Locais de ocorrência	Anotações
Acacia melanoxylon R. Br.	*Parque Tude de Sousa*	Exemplares frutíferos, atingindo 25 m de altura
	Parque da Pereira	Exemplares frutíferos, os mais antigos plantados em 1897-98[1]
	Entre o Parque da Pereira e a estrada	Núcleo de exemplares frutíferos, emitindo rebentos de raiz, os maiores com h=25 m e DAP =50 cm
	Parque da Vacaria	Alguns exemplares frutíferos
Acacia dealbata Link	*Parque de Albergaria*	Vários exemplares, alguns grandes, todos afectados pelo frio
	Parque da Pereira	Vários exemplares frutíferos no cimo do parque, com rebentos de toiça, os maiores com h=25 m e 40 <DAP <50 cm; primeira plantação em 1897-98[2]
	Parque da Vacaria	Exemplar frutífero, com 20 m de altura e 65 cm de DAP, afectado pelo frio
	Parque do Vidoeiro	Vários exemplares

[1] O primeiro registo de plantação de *Acacia melanoxylon* data de 1900-01 (Sousa ,1926).
[2] O primeiro registo de plantação de *Acacia dealbata* data de 1898-99 (Sousa, 1926).

Estes registos levam a crer que, das sete espécies de *Acacia* introduzidas no Gerês no final do séc. XIX e início do séc. XX, apenas as duas referidas no Quadro 7 sobreviveram e se aclimataram, mantendo a sua presença de forma continuada, e manifestando capacidade de propagação seminal e vegetativa.

12.5- DA CRIAÇÃO DO PARQUE NACIONAL (1971) AO INCÊNDIO FLORESTAL DE 1989

O Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG), criado em 1971 (Decreto n.º 187/71 de 8 de Maio), mais de três décadas após a primeira intenção de o criar (Neves, 1972), abrangeu inicialmente uma área com cerca de 60.000 ha, compreendendo as serras do Gerês, Amarela e da Peneda (Fig. 31).

Figura 6. Delimitação do Parque Nacional da Peneda-Gerês.
Fonte: Decreto n.º 187/71 de 8 de Maio.

O decreto da sua criação determinou a submissão ao regime florestal de todos os terrenos compreendidos no perímetro do PNPG (Art.º 3.º): regime florestal total para os terrenos do Estado e regime florestal parcial obrigatório para os terrenos particulares. Dotado de autonomia administrativa e financeira, e de capacidade jurídica (Art.º 4.º), o novo parque passou a ser dirigido por um

silvicultor do quadro da Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas (Art.º 21.º), competindo-lhe exercer, entre outras, as funções e competência próprias dos administradores florestais (Art.º 20.º). Assim, o PNPG terá começado por ser gerido com tónica nas actividades silvícolas, dando continuidade ao anterior estilo de gestão pública do território geresiano.

No ano de criação do PNPG, a ocupação florestal da área correspondente ao antigo Perímetro Florestal do Gerês era de 10% de resinosas (521 ha), sobretudo *Pinus pinaster*, 27% de folhosas (1413 ha), principalmente *Quercus robur*, e 63% de matos (3274 ha) (Loureiro, 2008). O revestimento florestal do vale do rio Gerês era então dominado por pinhal de *Pinus pinaster* (Fig. 32).

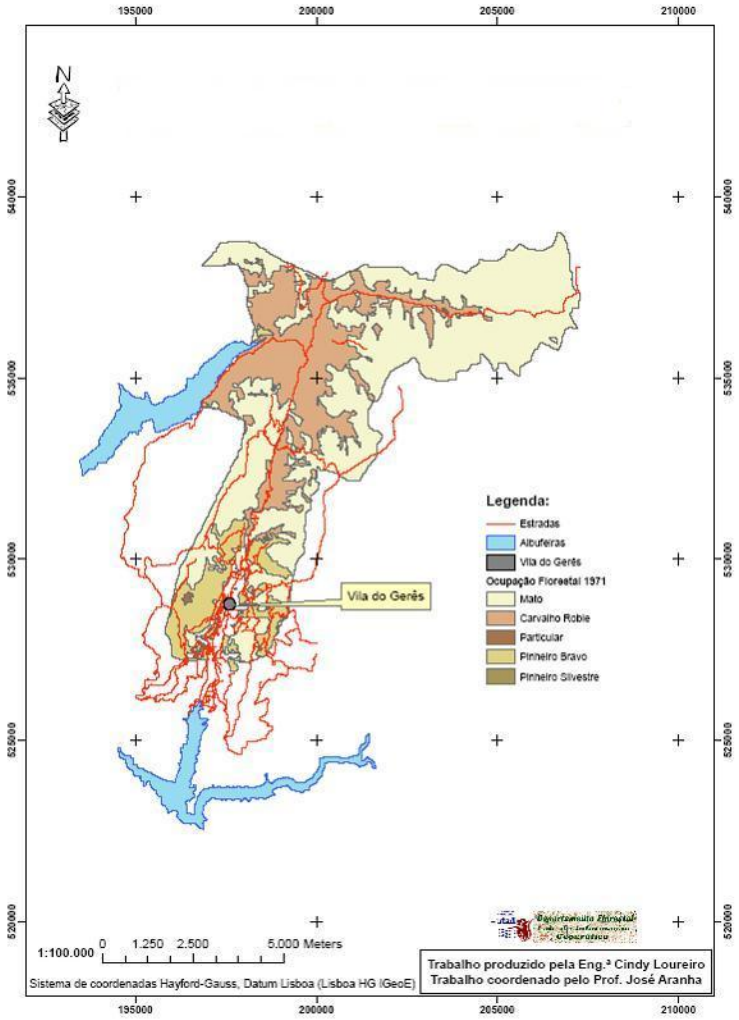


Figura 7. Ocupação do solo no Perímetro Florestal do Gerês em 1971, segundo Loureiro (2008).

Em 1979, a aprovação da Lei Orgânica do PNPG (Decreto-Lei n.º 519-C/79 de 28 de Dezembro) confere-lhe atribuições específicas no domínio da

conservação da natureza (Art.º 4.º) e redefine os seus limites. O estatuto de autonomia administrativa e financeira do PNPG manteve-se até 1985, ano em que o Parque foi integrado no Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (Decreto-Lei n.º 403/85 de 14 de Outubro), organismo antecessor do actual ICNB.

Em Setembro de 1989 deflagraram no PNPG dois incêndios florestais de grandes dimensões: um com origem no lugar de Bouça da Mó, junto à albufeira de Vilarinho das Furnas, freguesia de Campo do Gerês, outro com origem na encosta do Romão, freguesia de Vilar da Veiga, que lavraram na serra durante dois e três dias, respectivamente[1]. A área afectada atingiu um total de 2650 ha, constituída sobretudo por pinhais de *Pinus pinaster* - alguns com um século de idade -, e pinhais de *Pinus sylvestris*. O fogo afectou também um número incalculável de carvalhos centenários na mata de Albergaria, e percorreu a encosta da Pereira, onde havia sido plantado entre 1898 e 1905 o primeiro núcleo de *Acacia dealbata*.

12.6- INVASÃO DE *ACACIA DEALBATA* E ACÇÕES DE CONTROLO (1989-1999)

As acções de controlo sistemático de *Acacia dealbata* no PNPG tiveram início em Abril de 1989 (Silva & Baptista, 1989). A área então ocupada por esta espécie (fig. 33), inicialmente estimada em cerca de 700 ha, foi reavaliada no ano seguinte em 350 ha, com uma mancha invasora no vale do rio Gerês de cerca de 300 ha (Silva, 1990). O incêndio de Setembro de 1989 foi reconhecido como "facilitador" da invasão, pelo estímulo à rebentação da planta, e pela remoção da cobertura vegetal (Silva & Baptista, 1989).

O tratamento inicial das áreas invadidas, testado em três campos de ensaio (Silva & Baptista, 1989), foi feito com corte das plantas, pulverização da regeneração com glifosato, um herbicida sistémico não selectivo, a 1% e pincelamento do tronco. A área tratada no plano de emergência foi de cerca de 6 ha em 1989 e 14 ha em 1990, tendo sido prioritária a intervenção no carvalhal de Albergaria; foi também ensaiada a plantação de *Pinus pinaster* e

[1] Cf. Auto de Notícia e Ficha de Incêndio respectivos, consultados na delegação do Gerês do PNPG em Outubro de 2007.

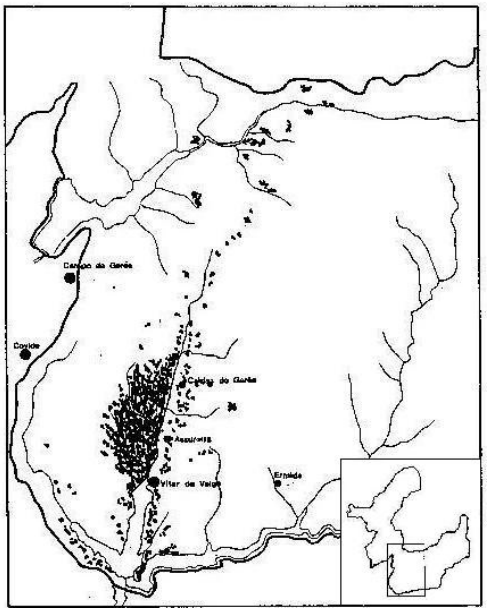


Figura 8. Área invadida por Acacia dealbata em 1989 no vale do rio Gerês.
Adaptado de Silva & Baptista (1989).

Acer pseudoplatanus em acções de revegetação, para competir com *Acacia dealbata* (Silva, 1990).

As acções de controlo realizadas entre 1989 e 1999 resumem-se no Quadro 8 Em 1997/98 foram instaladas parcelas experimentais, no âmbito de um estágio final de curso (Rodrigues, 1998), com os 8 tratamentos seguintes:

T1 – Corte e pincelagem de cepos com glifosato a 50%;

T2 – Corte e cobertura com tela plástica opaca;

T3 – Pulverização com glifosato a 2% de plantas com DAP <5 cm e h <3 m, seguida da sementeira de matos;

T4 – Testemunha sem intervenção;

T5 – Corte sem aplicação de herbicida, seguida da sementeira de matos;

T6 – Descasque e pincelagem do tronco com glifosato a 50%;

T7 – Corte e pincelagem de cepos com glifosato a 50%, seguida da cobertura com tela plástica opaca;

T8 – Instalação de tela plástica opaca sobre plantas em regeneração em área ardida em 1996 (plantas com DAP <1 cm e h <0,5 m).

Quadro 3. Reconstituição aproximada das acções de controlo de *Acacia dealbata* no PNPG entre 1989 e 1999. Fonte: Silva & Baptista (1989); Silva (1990); Silva (1992); Liberal & Oliveira (1996); Rodrigues (1998); Liberal & Esteves (1999).

Ano	Área tratada	Método	Observações
1989	6 ha	- Corte e pulverização da regeneração com glifosato a 1%; - Pincelagem do tronco de plantas com DAP >7 cm com glifosato a 1%.	Incêndio florestal em Setembro de 1989 afectou uma área de 2650 ha.
1990/ 1991	14 ha	- Idem; - Ensaio de revegetação com *Pinus pinaster* e de *Acer pseudoplatanus*	Estimativa da área invadida em **350 ha** (Silva, 1990).
1992	131 ha	- Corte e pincelagem do cepo com tryclopir a 10% de plantas com DAP> 5 cm e h> 3 m; - Pincelagem do tronco com glifosato a 50 % de plantas com DAP <5 cm e h >3 m; - Pulverização com glifosato a 5% de plantas com DAP <5 cm e h <3 m; - Ensaio de revegetação com *Acer pseudoplatanus* e *Arbutus unedo.*	Nova estimativa da área invadida: **500 ha** (Silva, 1992). Início do tratamento de focos invasores em Entre-Ambos-os-Rios (Ponte da Barca)
1994/ 1995	s.d.	- Ensaio de revegetação com *Arbutus unedo* e de *Chamaecyparis lawsoniana.*	
1996	72 ha	- Pulverização com glifosato a 2 % de plantas com 1,0<h<2,5 m; - Incisão do tronco e aplicação de glifosato a 50 % em plantas com h> 2,5 m; - Inoculação de cápsulas ecológicas com glifosato; - Ensaio da cobertura de faixas tratadas com plástico opaco.	Incêndio no lugar da Chã de Brás, no vale do rio Gerês.
1997/ 1998	197 ha	- Instalação de parcelas experimentais de tratamento (8 tratamentos).	Nova estimativa da área invadida: **600 ha** (Rodrigues, 1998)
1999	s.d.	- Pulverização com glifosato a 2 % de plantas com h <1,5 m.	Registo da viabilidade de sementes 10 anos após o início do tratamento

Os resultados deste ensaio apontaram como mais eficaz o tratamento T8, seguido dos tratamentos T1, T6 e T7, nos quais o herbicida foi aplicado numa concentração de 50%. A curta duração do ensaio não permitiu chegar a conclusões fiáveis sobre o comportamento a prazo das parcelas do tratamento T8, tendo sido observada nos tratamentos T2 e T7 regeneração de *Acacia dealbata* logo após a retirada da tela plástica (Rodrigues, 1998).
Apesar do esforço continuado de controlo, foi necessário repetir anualmente os tratamentos em toda a área, para controlo da regeneração, que continuou a ser abundante (Liberal & Esteves, 1999). A área tratada cumulativamente em 1989-1999 foi de 300 ha.

Culminando uma década de acções de controlo de *Acacia dealbata* no Gerês, realizou-se em Novembro de 1999 o *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas* (Rocha & Esteves, 1999), com carácter transnacional, que reuniu três centenas e meia de participantes e testemunhou o interesse desta problemática junto de técnicos e de investigadores. As conclusões do encontro salientaram a complexidade do fenómeno invasor e a necessidade de prosseguir e reforçar linhas de trabalho já existentes neste domínio, a nível nacional, tendo sido proposta a criação de uma base de dados sobre o tema e a criação de uma comissão técnica superior luso-espanhola, para acompanhar o fenómeno de invasão do território por espécies exóticas (Rocha & Esteves, 2000).

13- O PROJECTO LIFE-NATUREZA DE RECUPERAÇÃO DOS HABITATS NATURAIS DO VALE DO RIO GERÊS (2000-2003)

O projecto de recuperação dos habitats naturais do vale do rio Gerês, implementado entre 2000 e 2003 e co-financiado pelo Programa Life-Natureza da União Europeia (Projecto LIFE 99 NAT/P/006439), constituiu, até à presente data, a tentativa mais sistemática e estruturada de tratamento das áreas invadidas por *Acacia dealbata* no PNPG. O plano de gestão do projecto estimou a área invadida total em cerca de 800 ha, com um acréscimo médio anual em área de 5%, admitindo uma capacidade germinativa das sementes de *A. dealbata* por períodos superiores a 50 anos.

13.1- ÁREA DE INTERVENÇÃO E ÁREA GLOBAL DO PROJECTO LIFE-NATUREZA

O plano de gestão do projecto definiu uma área de intervenção de 120 ha, localizada na vertente direita do rio Gerês (Fig. 34). O terreno é propriedade pública, fazendo parte da antiga Mata Nacional, com excepção de uma pequena parcela (Chã de Brás). O ponto central da área de intervenção tem as coordenadas aproximadas de 41° 44'N e 8° 10' W e coordenadas UTM 29TNG5694621.

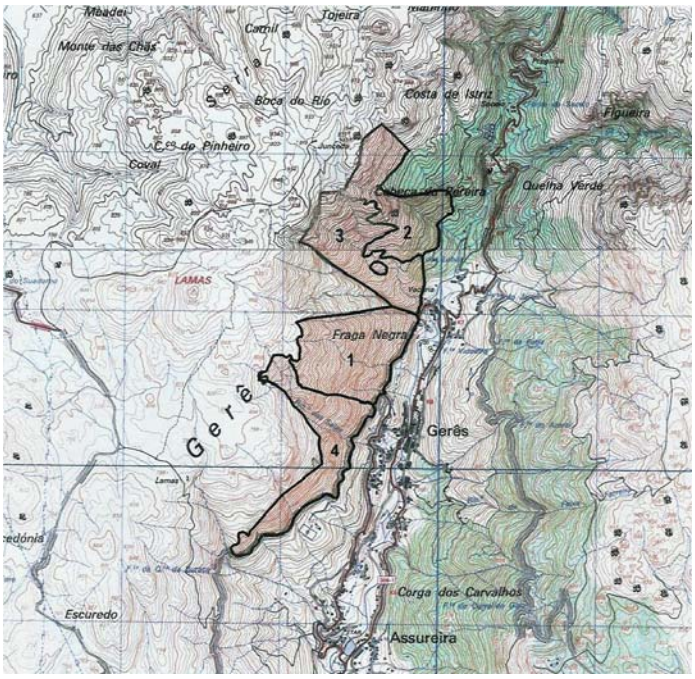


Figura 1. Área de intervenção do projecto Life 99 NAT/P/006439 e parcelas de tratamento. Fonte: PNPG (2000).

Esta área insere-se numa área global mais vasta, com 13.000 ha de extensão, onde se considera existir risco de dispersão de sementes de *Acacia dealbata* com origem nos núcleos da área de intervenção (PNPG, 2000). A área global do projecto abrange parte do maciço da serra do Gerês, a cabeceira do rio Homem e a albufeira de Vilarinho das Furnas, a bacia dos rios Caldo (parcialmente) e Gerês (na totalidade), as bacias de afluentes do Cávado compreendidos entre o rio Gerês e o rio Arado, e a cabeceira do rio Fafião.
O padrão de ocorrência de *A. dealbata* nesta área, cartografado por Rodrigues (1998), é constituído por:

- Manchas estremes, algumas das quais superiores a 100 hectares;
- Núcleos com indivíduos dispersos;
- Indivíduos isolados.

A espécie invasora ocupa mais de 30% da vertente direita do rio Gerês onde se localiza a área de intervenção (PNPG, 2000). Esta foi dividida em 4 parcelas contíguas, tendo como elementos fisiográficos mais relevantes os seguintes:

- Um desnível de cerca de 500 m entre a base e o topo das parcelas;
- Declive muito acentuado (45 a 62 %);
- Substrato granítico com elevada proporção de afloramentos rochosos;
- Solo incipiente muito pedregoso;
- Elevada dificuldade de acesso.

No Quadro 9 resumem-se os principais elementos que caracterizam a área de intervenção.

13.2- OBJECTIVOS DO PROJECTO LIFE-NATUREZA

Este projecto teve como **principal objectivo** a recuperação dos habitats naturais da área de intervenção invadidos por *A. dealbata*, com reposição da composição florística anterior à invasão e reconstituição das comunidades vegetais características do sítio da Rede Natura em que se integra a área de intervenção (PNPG, 2000). Os habitats naturais do Anexo I da Directiva Habitats existentes na área de intervenção do sítio, cuja recuperação se pretende, são: 4010, 4020, 6230, 6520, 7130, 91EO e 9230 (Quadro 10).

Quadro 1. Caracterização sumária da área de intervenção do Projecto "Recuperação dos habitats naturais do vale do rio Gerês". Fonte: Fernandes (2005); Moreira & Ribeiro (1991); PNPG (2000).

Área de intervenção	120 ha
Área das parcelas	Parcela 1: 34,9 ha Parcela 2: 28,2 ha Parcela 3: 28,2 ha Parcela 4: 30,8 ha
Altitude das parcelas	Parcela 1: 410-750 m Parcela 2: 550-910 m Parcela 3: 410-870 m Parcela 4: 450-800 m
Altitude max. da vertente direita do rio Gerês	1022 m
Declive médio das parcelas	Parcela 1: 60% Parcela 2: 62% Parcela 3: 46% Parcela 4: 45%
Orientação predominante	Este
Substrato geológico	Granito do Gerês (porfiróide, de grão grosseiro a médio, biotítico). Filões de quartzo (parcela 4) e um filão de rochas básicas (parcela 1). A parcela 3 é atravessada por uma quebrada.
Regime de propriedade dos terrenos abrangidos	Estatal (predominante) Privada (área reduzida na Chã de Brás)
Utilização humana actual	Actividades agro-florestais Actividades turísticas e recreativas Pastoreio
Principais factores de perturbação	Fogo Exóticas invasoras Captações de água Corte de vegetação Pisoteio

Foi assumido como objectivo específico reduzir a área ocupada pela espécie invasora, através de acções de controlo centradas no uso de um herbicida

sistémico (glifosato), seguindo um protocolo de actuação descrito no plano de gestão.

Foi considerado **objectivo secundário** diminuir a exploração de lenhas no sítio da Rede Natura em que se integra a área de intervenção, através do corte e disponibilização das plantas invasoras mortas por acção do herbicida. Como **objectivo complementar**, o projecto pretendeu divulgar a acção de recuperação de habitats, e em particular a metodologia empregue no controlo de *Acacia dealbata*, através da comunicação social, da publicação de uma brochura, e da realização de um seminário técnico para divulgação e discussão dos resultados obtidos.

13.3- DOTAÇÃO ORÇAMENTAL DO PROJECTO

O plano financeiro do projecto, constante do formulário de candidatura, apresenta um orçamento total de € 727.265,89, dos quais 50% foram solicitados à União Europeia através do Programa Life-Natureza, e os restantes 50% assegurados pelo Estado Português.

13.4- HABITATS EXISTENTES DA REDE NATURA 2000

De acordo com o plano de gestão do projecto (PNPG, 2000), ocorrem na área global do projecto 10 habitats assinalados no Anexo I da Directiva Habitats (Quadro 10). O projecto Life-Natureza tem por objectivo a recuperação de 7 destes habitats, existentes na área de intervenção.

13.5- METODOLOGIA DE CONTROLO

Nos quatro anos de execução do projecto, a metodologia de controlo prevista (PNPG, 2000) consistiu no combate químico de *Acacia dealbata* com glifosato, aplicado no primeiro semestre de cada ano. Foram excluídas do tratamento áreas com árvores de outras espécies, isoladas ou em maciço, e maciços arbustivos autóctones com mais de 3 m de diâmetro. As acções de controlo foram assim delineadas:

- Pulverização de *Acacia dealbata* com glifosato a 2%;

Quadro 2. Habitats da área global do projecto que constam da Directiva Habitats. Assinalam-se a negrito os que ocorrem na área de intervenção. Fonte: PNPG (2000); Decreto-Lei n.º 226/97 de 27 de Agosto.

Código	Designação	% no sítio Serras da Peneda e Gerês
4010	**Charnecas húmidas atlânticas setentrionais de *Erica tetralix***	1%
4020*	**Charnecas húmidas atlânticas meridionais de *Erica ciliaris* e *E. tetralix***	1%
4030	Charnecas secas (todos os subtipos).	50%
6230*	**Formações herbáceas de *Nardus*, ricas em espécies, em substratos siliciosos das zonas montanhosas**	1%
6510	Prados pobres de feno de baixa altitude (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*).	n.d.
6520	**Prados de feno de montanha**	1%
7130*	Turfeiras de cobertura	1%
91EO*	**Florestas aluviais residuais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior***	1%
9230	**Carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Q. pyrenaica***	30%
9330	Florestas de *Quercus suber*.	n.d.

* Habitats prioritários

- Posterior aplicação (2 a 4 semanas) de glifosato a 50 % sobre o tronco das plantas resistentes e das que se encontram próximas de núcleos de vegetação autóctone;
- Repetição do procedimento até total mortalidade das plantas de *A. dealbata* presentes;
- Corte das plantas mortas com DAP> 4 cm e rechega para carregadouro.

Foi prevista uma intervenção gradual, com o tratamento da parcela 1 no 1.º ano, das parcelas 1 e 2 no 2.º ano, das parcelas 1, 2 e 3 no 3.º ano, e no 4.º ano o tratamento das 4 parcelas.

A sementeira e plantação de outras espécies, e a monda manual da espécie invasora, foram adiadas para uma fase posterior à do projecto.

Foi também prevista a criação de um sistema de gestão de base de dados, associado a um sistema de informação geográfica, para apoio à gestão das operações de controlo, e prevista a instalação de 4 parcelas permanentes de amostragem, para inventariação periódica da flora e registo da sua evolução durante e após o tratamento.

13.6- EXECUÇÃO DO PROJECTO

O início da execução do projecto, previsto para 2000, foi afectado pela demora dos procedimentos administrativos relacionados com o concurso público para a aquisição de serviços de execução do plano de gestão. O pedido de abertura do concurso, feito em Abril de 2000, foi autorizado em Janeiro de 2001 e a selecção da firma vencedora do concurso só viria a ser feita em Julho seguinte, com início efectivo dos trabalhos em Agosto de 2001 (Francisco & Esteves, 2001). De acordo com os relatórios de actividades produzidos no âmbito do projecto, a execução do projecto pode ser sumariada da forma apresentada no Quadro 11.

Dado o tempo decorrido entre a elaboração do plano de gestão e o início efectivo dos trabalhos, ocorreram mudanças significativas na cobertura vegetal das parcelas a tratar, obrigando a alterar algumas das acções previstas e respectiva calendarização. O desenvolvimento da vegetação invasora impediu a pulverização inicial das parcelas 1 e 3, tendo esta sido substituída por corte e aplicação localizada de herbicida (glifosato a 50%) sobre os cepos (Francisco & Esteves, 2001). Durante a execução do projecto foram sentidas dificuldades de rechega do material lenhoso, devido ao declive do terreno e à grande quantidade de material a retirar (Francisco & Esteves, 2002). A queima do material lenhoso, efectuada em diversos momentos ao longo da execução do projecto, não estava prevista no plano de gestão. Os trabalhos foram prolongados até Março de 2004, de forma a permitir o tratamento da parcela 4 e a repassagem das parcelas tratadas nos anos anteriores.

Para acompanhamento e fiscalização do projecto, foram contratados 2 técnicos a tempo inteiro, que iniciaram funções em 2000. Foi também contratado um consultor, para monitorizar a evolução dos habitats alvo e o acompanhamento

Quadro 3. Acções realizadas no âmbito do Projecto "Recuperação dos habitats naturais do vale do rio Gerês". Fonte: Francisco & Esteves (2001 e 2002).

Data	Acção
03/2000	Apresentação do Plano de Gestão do projecto e conclusão de outros trabalhos preparatórios
16/02/2001	Abertura de concurso público para aquisição de serviços de combate a infestantes (D.R. n.º40, III Série)
12/07/2001	Aprovação da aquisição de serviços à firma Floresta Ibérica – Serviços Agroflorestais e Projectos, Lda.
20/08/2001	**Início das acções previstas no Plano de Gestão**, com o tratamento da parcela 1: corte, aplicação localizada de herbicida e rechega do material.
12/2001-03/2002	Queima do material lenhoso retirado da parcela 1.
02-08/2002	Tratamento da parcela 2: corte das plantas invasoras, aplicação localizada de herbicida e rechega do material.
03-09/2002	Tratamento da parcela 3: corte das plantas invasoras, aplicação localizada de herbicida e rechega do material.
09-12/2002	Pulverização com herbicida das parcelas 1 e 2 (controlo da regeneração)
2002	Instalação de 4 parcelas de estudo permanentes, nas parcelas 1, 2 e 3 do projecto e de 10 parcelas de estudo temporárias
2002	Edição do desdobrável "Conservação dos habitats naturais e problemas associados à invasão por espécies exóticas"
31/03/2003	Celebração de contrato entre o PNPG e a ESAB, para realizar a monitorização dos habitats
04-05/2003	Pulverização com herbicida das parcelas 1, 2 e 3 (controlo da regeneração)
06/2003	Tratamento da parcela 4, com corte das plantas invasoras
7/11/2003	Realização de seminário técnico "Invasão de habitats naturais por espécies lenhosas infestantes", nas Caldas do Gerês
31/03/2004	Conclusão dos tratamentos das parcelas.

das acções de gestão, tarefa da qual fomos incumbidos. Porém, a contratação apenas se formalizou em Junho de 2003, limitando a monitorização aos meses finais do projecto.

O seminário técnico realizado em Novembro de 2003 reuniu mais de meia centena de participantes, oriundos de diversas instituições portuguesas e espanholas; pretendeu divulgar e discutir os resultados obtidos no projecto, e alargar a discussão a outros casos de invasão e controlo de espécies vegetais invasoras. O desdobrável "Conservação de habitats naturais e problemas associados à invasão por espécies exóticas", produzido pela equipa do projecto

com a nossa colaboração, pretendeu servir de veículo informativo e de sensibilização do público em geral, particularmente dos residentes ou utentes do PNPG.

Nas Figs. 35-38 documentam-se algumas fases da execução do projecto.

Figura 2. A - Afloramentos graníticos em mimosal tratado com herbicida (parcela 3, 3/09/2003). B - Mimosal tratado com herbicida, após corte da vegetação (parcela 4, 18/09/2003). Fotos: Arquivo PNPG.

Figura 3. A – Novedio de *Chamaecyparis lawsoniana* em mimosal tratado (parcela 3, 19/12/2001) B - Mimosal tratado, adjacente a pinhal de *Pinus pinaster* (parcela 4, 18/09/2003). Fotos: Arquivo PNPG.

Figura 4. A - Núcleo de vegetação autóctone com *Arbutus unedo*, junto a mimosal tratado (parcela 2, 5/11/2003). B - Núcleo de *Quercus robur* adjacente a mimosal tratado (parcela 3, 3/09/2003). Fotos: Arquivo PNPG.

Figura 5. A - Regeneração de *Acacia dealbata* após tratamento (parcela 1, 5/02/2003). B - Regeneração de *Pterospartum tridentatum* em mimosal ardido (parcela 2, 30/01/2003). Fotos: Arquivo PNPG.

14- RESPOSTA DA VEGETAÇÃO AO TRATAMENTO DAS PARCELAS INVADIDAS E PERCEPÇÃO LOCAL DO FENÓMENO

A amostragem realizada nas parcelas da área de intervenção do projecto Life-Natureza teve por objectivo registar a resposta de *Acacia dealbata* aos tratamentos prescritos e a regeneração da cobertura vegetal em dois momentos: durante o período de execução do projecto e decorridos 4 anos após o seu término. De forma complementar, foram realizadas entrevistas a representantes de instituições locais, de modo a conhecer a sua perspectiva sobre o fenómeno invasor e sobre as actividades realizadas no âmbito do projecto Life-Natureza.

14.1- METODOLOGIA

A metodologia foi realizada nas seguintes etapas:

- Reconhecimento dos principais tipos de habitats existentes na área de intervenção, através de percursos nas parcelas de tratamento;
- Amostragem da vegetação da área de intervenção em 2002/2003, em parcelas circulares com 2-3 m de raio, distribuídas aleatoriamente pelas 4 parcelas de tratamento, com registo do elenco florístico e da cobertura vegetal, segundo a ficha de campo apresentada no Anexo II;
- Actualização da amostragem em 2007/2008, num grupo de parcelas seleccionadas, e actualização da parcela de amostragem fitossociológica realizada em 1948 por Silva *et al.* (1950);
- Realização de entrevistas a representantes de instituições locais, segundo o guião apresentado no Anexo III.

14.2- RESULTADOS

14.2.1- Reconhecimento dos habitats da área de intervenção

Os reconhecimentos da área de intervenção, realizados em 25/01/2003, 27/06/2003, 18/10/2003 e 19/02/2004 no âmbito da monitorização do projecto Life-Natureza, permitiram reconhecer os seguintes habitats:

a) Habitats predominantes:

- Mimosal de *Acacia dealbata* sobre leptossolos e áreas de afloramentos graníticos, parcialmente tratado com herbicida e corte da vegetação (Fig. 35 A);
- Novedio de *Chamaecyparis lawsoniana* (Fig. 36 B);
- Pinhal de *Pinus pinaster* em fustadio (Fig. 36 B) e em fase de regeneração natural;
- Matagal com *Pteridium aquilinum*, *Pterospartum tridentatum*, *Cytisus* spp. e *Cistus* spp., em leptosolos ou em bolsas de solo com perfil mais profundo;
- Arrelvados secos em leptossolos, dominados por gramíneas e ericáceas, com presença de geófitos bulbosos (liliáceas e amarilidáceas);
- Vegetação rupícola e fissurícola em afloramentos graníticos.

b) Habitats com expressão localizada:

- Núcleos de carvalhal remanescente de *Quercus robur* (Fig. 39) e de medronhal remanescente de *Arbutus unedo* (Fig. 40);
- Galerias de vegetação ripícola, em maior ou menor estado de degradação, nas linhas de água torrenciais que atravessam a área de intervenção;
- Matagais hidrófilos com *Erica tetralix* em solos com humidade permanente, nos níveis altimétricos superiores da vertente e em patamares adjacentes à cumeada.

Figura 1. Núcleo de quercíneas remanescentes na área de intervenção do projecto (Parcela 1).

Num dos núcleos de medronhal, localizado na parcela 1, ao longo de uma quebrada, ocorre um conjunto de 10 exemplares de *Arbutus unedo* com 6 < h <10 m e DAP> 50 cm (Fig. 40).

Figura 2. Exemplares arbóreos de *Arbutus unedo* L. na área de intervenção do projecto (Parcela 1).

Ao longo da linha de água que divide as parcelas 1 e 3, localiza-se uma faixa de bosque residual, em cujo estrato arbóreo-arbustivo ocorrem *Quercus robur*, *Prunus lusitanica*, *Acer pseudoplatanus*, *Ilex aquifolium* e *Erica arborea*, com exemplares dispersos de *Cupressus lusitanica* e de *Acacia dealbata*. O estrato escandente é representado por *Hedera helix* e *Rubus* sp. No estrato herbáceo ocorrem *Blechnum spicant*, *Dryopteris filix-mas*, *Pteridium aquilinum*, *Hypericum androsaemum*, *Hypericum* cf. *linariifolium*, *Ruscus aculeatus*, *Viola* sp., *Saxifraga* sp., *Epilobium* sp., *Galium* sp., e diversas espécies de *Umbelliferae*, *Compositae* e *Gramineae*.

14.2.2- Amostragem da área de intervenção

A equipa do PNPG, com a nossa colaboração, realizou em 2002 e 2003 um conjunto de 29 levantamentos em parcelas de amostragem distribuídas aleatoriamente pelas 4 parcelas da área de intervenção, cujos resultados são os seguintes:

a) Parcela 1

Nesta parcela foram realizadas 8 amostragens (01/01 a 01/08), cuja síntese se apresenta no Quadro 12. Os tratamentos prescritos foram iniciados em 2001, tendo a amostragem sido realizada em 2002 e 2003. O fogo registado corresponde possivelmente à queima de material lenhoso cortado pela empresa responsável pela execução do projecto.

Quadro 1. Síntese da amostragem da Parcela 1.

Parcelas de amostragem	Data da amostragem	Solo nu	Último tratamento	Último fogo
01/01	7/11/2002	30%	Corte + herbicida em 8/2001	--
01/02	7/11/2002	80%	Idem	--
01/03	7/11/2002	90%	Idem	--
01/04	8/10/2003	94%	Idem	--
01/05	8/10/2003	94%	Idem	11/2002
01/06	8/10/2003	94%	Herbicida pulverizado, em 4/2003	11/2001
01/07	8/10/2003	94%	Idem	--
01/08	8/10/2003	94%	Idem	11/2001

Regista-se uma proporção de solo a descoberto muito elevada na generalidade das parcelas de amostragem, com excepção de 01/01, devido à cobertura dos estratos herbáceo (E1) e arbustivo baixo (E2). Os dados florísticos recolhidos sintetizam-se no Quadro 13.

Quadro 2. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 1.

		Parcelas de amostragem							
		01/01	01/02	01/03	01/04	01/05	01/06	01/07	01/08
Espécies		**Grau de cobertura (%)**							
Acacia dealbata		30	10	40	5	70	80	10	30
Agrostis sp.		15	--	--	--	--	--	--	--
Arbutus unedo		--	--	--	--	--	--	10	--
Ch. lawsoniana		--	10	--	--	--	--	--	--
Hypericum humifusum		2	--	--	--	--	--	--	--
Lithodora prostrata		5	--	--	--	--	--	--	--
Pinus pinaster		2	--	--	--	--	--	--	10
Prunella vulgaris		5	--	--	--	--	--	--	--
Pteridium aquilinum		--	--	--	--	--	--	10	10
Espécie n. identif. 1		--	--	20	1	--	--	--	--
Espécie n. identif. 2		--	--	30	--	--	--	--	--
Gramínea n. identif.		15	--	--	--	--	--	--	--
N.º total de espécies		7	2	3	2	1	1	3	3
Cobertura total por estrato (%)	E1	44	10	40	1	--	--	10	10
	E2	30	10	30	5	70	80	10	40
	E3	--	--	--	--	--	--	--	--
	E4	--	--	--	--	--	--	10	--

E1 – estrato herbáceo (< 0,5 m); **E2** – estrato arbustivo baixo (0,5-2 m); **E3** – estrato arbustivo alto (2-5 m); **E4** – estrato arbóreo (> 5 m).

Em termos absolutos, a fitodiversidade registada é muito baixa, inferior ou igual a 3 espécies/parcela; apenas na parcela 01/01 ocorrem 7 espécies. Em duas parcelas de amostragem (01/05 e 01/06) ocorre uma única espécie - *Acacia dealbata* -, com cobertura igual ou superior a 70%; estas parcelas haviam sido percorridas pelo fogo, respectivamente, 11 meses e 1 ano e 11 meses antes da amostragem efectuada. A parcela 01/02 coincidiu com um novedio de *Chamaecyparis lawsoniana*, instalado em 1995, cujo grau de cobertura não ultrapassa 10%. Destaca-se ainda a ocorrência de um núcleo de *Arbutus unedo* com cerca de 10 m de altura na parcela 01/07, registando-se por isso cobertura no estrato arbóreo (E4).

b) Parcela 2

Nesta parcela foram realizadas 8 amostragens (02/01 a 02/08), cuja síntese se apresenta no Quadro 14. Os tratamentos prescritos iniciaram-se em 2002, tendo a amostragem sido realizada em 2002 e 2003. Tal como na parcela 1, o fogo registado corresponde provavelmente à queima de material lenhoso.

Quadro 3. Síntese da amostragem da Parcela 2.

Parcelas de amostragem	Data da amostragem	Solo nu	Último tratamento	Último fogo
02/01	7/11/2002	50%	Corte + herbicida em 2/2002	--
02/02	7/11/2002	99%	Idem em 8/2002	4/2002
02/03	7/11/2002	99%	Idem, em 5/2002	4/2002
02/04	7/11/2002	65%	Idem, em 3/2002	5/2002
02/05	5/09/2003	5%	Herbicida pulverizado, em 4/2003	--
02/06	5/09/2003	98%	Idem	--
02/07	7/11/2002	10%	Idem	5/2002
02/08	7/11/2002	50%	Idem, em 5/2003	--

A proporção de solo a descoberto é sempre igual ou superior a 50%, com excepção da parcela 02/05, devido à elevada cobertura do estrato herbáceo (E1). Os dados florísticos recolhidos sintetizam-se no Quadro 15.

A fitodiversidade registada varia, em termos absolutos, entre 1 e 6 espécies/parcela. Em três parcelas de amostragem (02/01, 02/02 e 02/03) ocorre apenas *Acacia dealbata*. Note-se que as parcelas 02/02 e 02/03 foram percorridas pelo fogo 3 meses antes da amostragem. Porém, as parcelas em que a regeneração de *A. dealbata* é mais elevada (02/01, 02/07 e 02/08) não

Quadro 4. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 2.

		Parcelas de amostragem							
		02/01	02/02	02/03	02/04	02/05	02/06	02/07	02/08
Espécies		**Grau de cobertura (%)**							
Acacia dealbata		50	1	1	25	5	1	77	45
Arbutus unedo		--	--	--	--	1	1	1	1
Erica sp.		--	--	--	--	10	--	--	--
Ilex aquifolium		--	--	--	--	--	--	--	1
Pinus pinaster		--	--	--	--	--	--	--	1
Pterospartum tridentatum		--	--	--	10	60	--	2	--
Quercus sp.		--	--	--	--	1	--	--	1
Ruscus aculeatus		--	--	--	--	--	--	--	1
Gramínea n. identif.		--	--	--	--	17	--	--	--
N.º total de espécies		1	1	1	2	6	2	3	6
Cobertura total por estrato (%)	E1	--	1	1	10	95	1	12	5
	E2	50	--	--	25	--	--	77	45
	E3	--	--	--	--	--	--	--	--
	E4	--	--	--	--	1	1	1	1

E1 – estrato herbáceo (< 0,5 m); **E2** – estrato arbustivo baixo (0,5-2 m); **E3** – estrato arbustivo alto (2-5 m); **E4** – estrato arbóreo (> 5 m).

foram, neste caso, percorridas pelo fogo, sugerindo uma correlação positiva entre o tempo decorrido desde o último tratamento com herbicida e o grau de regeneração da espécie invasora.

Igualmente se destaca a ocorrência de exemplares de *Arbutus unedo* com cerca de 6 m de altura nas parcelas 02/06 e 02/07, registando-se assim cobertura no estrato arbóreo (E4).

c) Parcela 3

Nesta parcela foram realizadas 8 amostragens (03/01 a 03/08), cuja síntese se apresenta no Quadro 16. Os tratamentos prescritos iniciaram-se em 2002, tendo a amostragem sido realizada em 2002 e 2003. Quatro das parcelas de amostragem foram percorridas por fogo, possivelmente de origem casual.

A proporção de solo a descoberto nas parcelas de amostragem é inferior ou igual a 12% em 2 parcelas, sendo nas restantes superior ou igual a 40%.

Os dados florísticos recolhidos sintetizam-se no Quadro 17.

Quadro 5. Síntese dos dados registados na Parcela 3.

Parcelas de amostragem	Data da amostragem	Solo nu	Tratamento aplicado	Último fogo
03/01	7/11/2002	85%	Corte + herbicida em 4/2002	7/2002
03/02	7/11/2002	70%	Idem	6/2002
03/03	7/11/2002	12%	Idem, em 8/2002	--
03/04	7/11/2002	75%	Idem, em 3/2002	--
03/05	3/09/2003	40%	Herbicida pulverizado, em 4/2003	n.d.
03/06	3/09/2003	95%	Idem	4/2002
03/07	3/09/2003	85%	Idem	4/2002
03/08	3/09/2003	10%	Corte + herbicida localizado, em 4/2003	--

Quadro 6. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 3.

		Parcelas de amostragem							
		03/01	03/02	03/03	03/04	03/05	03/06	03/07	03/08
Espécies		**Grau de cobertura (%)**							
Acacia dealbata		5	30	5	25	5	--	10	15
Arbutus unedo		--	--	--	--	--	--	5	--
Erica sp.		--	--	--	--	--	--	--	25
Fragaria vesca		--	--	1	--	--	--	--	--
Pinus pinaster		--	--	--	--	--	--	--	5
Pteridium aquilinum		--	--	10	--	--	--	--	10
Pterospartum tridentatum		--	--	--	--	55	5	--	30
Rubus sp.		--	--	70	--	--	--	--	--
Espécie n. identif. 1		--	1	--	--	--	--	--	--
Espécie n. identif. 2		10	--	2	--	--	--	--	--
N.º total de espécies		2	2	5	1	2	1	2	5
Cobertura total por estrato (%)	E1	10	1	83	--	5	5	10	15
	E2	5	30	5	25	40	--	5	60
	E3	--	--	--	--	10	--	--	--
	E4	--	--	--	--	--	--	--	--

E1 – estrato herbáceo (< 0,5 m); **E2** – estrato arbustivo baixo (0,5-2 m); **E3** – estrato arbustivo alto (2-5 m); **E4** – estrato arbóreo (> 5 m).

A fitodiversidade registada é muito baixa, variando entre 1 e 5 espécies por parcela de amostragem. Em 2 parcelas ocorre uma única espécie: *Acacia dealbata*, na parcela 03/04, e *Pterospartum tridentatum* na parcela 03/06. A regeneração de *A. dealbata*, em termos de cobertura, é inferior ou igual a 30%. Na parcela 03/03 – em que existe um maior intervalo de tempo entre o último tratamento e o momento do registo – a cobertura de *A. dealbata* é reduzida, sendo porém elevada a de *Rubus* sp. Na parcela 03/05 a cobertura de *P. tridentatum*, 5 meses após a última intervenção, é superior a 50% da parcela.

d) Parcela 4

Na parcela 4 foram realizadas 5 amostragens (04/03 a 04/07), cuja síntese se apresenta no Quadro 18. O tratamento prescrito foi realizado em Junho de 2003, e a amostragem foi realizada passados 3 meses; não foi registada a ocorrência de fogo.

Quadro 7. Síntese dos dados registados na Parcela 4.

Parcelas de amostragem	Data	Solo nu	Tratamento aplicado	Último fogo
04/03	18/09/2003	60%	Corte em 6/2003	--
04/04	18/09/2003	90%	Idem	--
04/05	18/09/2003	30%	Idem	--
04/06	18/09/2003	60%	Idem	--
04/07	18/09/2003	60%	Idem	--

Os dados florísticos recolhidos sintetizam-se no Quadro 19. A fitodiversidade registada é muito baixa, variando entre 1 e 6 espécies por parcela de amostragem. Na parcela 04/06 ocorre apenas *Acacia dealbata*. A regeneração de *A. dealbata*, em termos de cobertura, é inferior ou igual a 30% no conjunto das parcelas de amostragem. As parcelas 04/03, 04/05 e 04/07 correspondem

Quadro 8. Dados florísticos e grau de cobertura da Parcela 4.

		Parcelas de amostragem				
		04/03	04/04	04/05	04/06	04/07
Espécies		Grau de cobertura (%)				
Acacia dealbata		30	30	5	5	30
Chamaecyparis lawsoniana		1	--	3	--	1
Hedera helix		--	--	2	--	--
Pterospartum tridentatum		--	1	--	--	--
Rubus sp.		--	--	2	--	--
Ruscus aculeatus		--	--	2	--	--
Gramínea não ident.		--	--	50	--	--
N.º total de espécies		2	2	6	1	2
Cobertura total por estrato (%)	E1		--	--	70	1
	E2		30	30	3	5
	E3		--	--	--	--
	E4		--	--	--	--

E1 – estrato herbáceo (< 0,5 m); **E2** – estrato arbustivo baixo (0,5-2 m); **E3** – estrato arbustivo alto (2-5 m); **E4** – estrato arbóreo (> 5 m).

a um novedio de *Chamaecyparis lawsoniana*, instalado em 1995; o grau de cobertura desta espécie arbórea é muito reduzido. A parcela 04/05 apresenta

uma maior cobertura, devida à regeneração de gramíneas, que ocupam 50%. Nesta parcela, a regeneração de *A. dealbata* não ultrapassava 5% de cobertura no momento do registo.

14.2.3- Actualização da amostragem

Após o término do projecto Life-Natureza, a amostragem da vegetação foi repetida em 5 parcelas, em Outubro-Novembro de 2007, e em Julho de 2008, de modo a registar a evolução da cobertura vegetal. É evidente a regeneração de *A. dealbata* na área de intervenção, com elevada densidade (Fig. 41), o que condicionou o acesso às parcelas. Nem sempre foi possível localizar as parcelas de amostragem anteriores, pelo que realizámos 3 amostragens de substituição em condições topográficas e edáficas análogas (parcelas R3, R4 e R5). Foi também actualizada em Julho de 2008 a parcela fitossociológica realizada na Chã de Brás em Julho de 1948 por Silva *et al*. (1950). A localização desta parcela foi feita de forma aproximada, seleccionando um local com altitude, exposição e situação topográfica análogos aos da amostragem original. Os resultados apresentam-se no Quadro 20.

Figura 1. Regeneração de *Acacia dealbata* na área de intervenção e aspecto dos caminhos de acesso às parcelas em Outubro de 2007.

Quadro 1. Actualização dos levantamentos florísticos em parcelas de amostragem.

	Parcela	**R1**	**R2**	**R3**	**R4**	**R5**	**R6**
	Designação anterior	01/02	01/08	S1 (=02/05)	S2 (=02/7)	S3 (=04/03)	inv. 540
	Data	22/10/2007	22/10/2007	3/11/2007	3/11/2007	26/07/2008	26/07/2008
	Dimensão	10 x 10 m	10 x 10 m	8 x 8	8 x 8	4 x4	10 x 10
	Alt (m)	550	750	560	580	630	750
	Declive (%)	35	5	55	55	30	5
	Exposição	SE	SE	SE	SSE	E	SE
	Afl. Roch. (%)	10	5	15	60	10	5
Espécies	**Estrato(s)**	**Cobert (%)**	**Cobert (%)**	**Cobert (%)**	**Cobert (%)**	**Cobert (%)**	**Cobert (%)**
Hedera helix	E0	<1					
Rubus sp.	E0/E1	2	5	10			5
Acer pseudoplatanus (plântulas)	E1	<1					
cf. Agrostis sp.	E1	1	10	50	50	5	
cf. Brachypodium sp.	E1					1	5
Calluna vulgaris	E1		2	1	<1		2
Cistus psilosepalus	E1	2					
Cytisus scoparius	E1	<1					
Erica cinerea	E1	2	1	5	<1	1	10
Erica umbellata	E1	1					
Linaria triornitophora	E1			<1			
Lithodora prostrata	E1	1		<1	<1		
Pinus pinaster (plântulas)	E1	<1	<1				
cf. Pseudarrhenatherum	E1		2				
Quercus robur (plântulas)	E1	<1		<1			
Ruscus aculeatus	E1	1					
Simethis planifolia	E1		<1		<1		
Stipa gigantea	E1						5
Teucrium scorodonia	E1						2
Ulex minor	E1						2
Pteridium aquilinum	E1/E2	3	5	<1		1	
Pterospartum tridentatum	E1/E2		2	20	<5	10	70
Calluna vulgaris	E2					5	
Erica arborea	E1/E2					2	30
Pinus pinaster	E2		15	<1	<1	1	
Chamaecyparis lawsoniana	E2/E3	50					
Cytisus cf. striatus	E2/E3						10
Acacia dealbata	E2/E3/E4	60	30	50	65	<75	
Acacia melanoxylon	E4						5
Pinus pinaster	E3/E4	20					70

Os resultados testemunham a regeneração generalizada de *A. dealbata* na área de intervenção, quer vegetativa, quer seminal, com exemplares atingindo DAP superior a 6 cm e mais de 9 m de altura (parcelas R3 e R4), reconstituindo um estrato arborescente com cobertura compreendida entre 30% (parcela R2) e 75% (parcela R5).

Foi registado um total de 25 espécies vasculares nas parcelas R1 a R5, tendo a parcela R1 o maior número de espécies (15 espécies) e a parcela R4 o menor (8 espécies). As gramíneas, como *Agrostis* sp., ocorrem em todas parcelas, atingindo 50% de cobertura do estrato herbáceo nas parcelas R3 e R4. Outras espécies com presença elevada são *Erica cinerea*, *Pteridium aquilinum*, *Pinus pinaster* e *Pterospartum tridentatum*, embora com cobertura reduzida.

Na parcela R1, localizada no núcleo de *Chamaecyparis lawsoniana* instalado em 1995*,* o estrato arborescente é dominado por *A. dealbata* (Fig. 42), com presença de *Pinus pinaster*. No elenco florístico desta parcela, destacam-se *Ruscus aculeatus,* e plântulas de *Quercus robur* e de *Acer pseudoplatanus*.

Figura 2. Regeneração de *Acacia dealbata* e de *Pinus pinaster* no bosquete de *Chamaecyparis lawsoniana* (amostra R1) em Outubro de 2007.

Na parcela R2, a maior altitude do que as restantes (750 m), numa superfície aplanada no alto da vertente, o estrato arborescente é aberto (Fig. 43), sendo registada uma cobertura ligeiramente superior de *Pteridium aquilinum* (5%) no estrato herbáceo e de *Pinus pinaster* no estrato arbustivo (15%).

Figura 3. Estrato arborescente aberto de *Acacia dealbata* na amostra R2 (anterior parcela de amostragem 01/08), com regeneração de *Pteridium aquilinum*, em Outubro 2007.

Nas parcelas R2, R3 e R4 há presença de cepos apodrecidos de *Pinus pinaster*, provavelmente de árvores retiradas após o incêndio de 1989; o registo pontual do DAB em dois cepos foi de 62 cm (parcela R3) e 70 cm (parcela R4). Nalguns locais da vertente encontram-se exemplares remanescentes de *Pinus pinaster* (Fig. 44).

Figura 4. Exemplares remanescentes de *Pinus pinaster* e regeneração de *Acacia dealbata* na área de intervenção em Outubro 2007.

Foi registada elevada presença de vagens de *A. dealbata* no solo (parcela R3) e de indivíduos em plena frutificação (parcela R5), pelo que a produção seminal e a recomposição do banco de sementes do solo estão em curso.

Os resultados obtidos na parcela R6 indicam que a feteira de *Pteridium aquilinum* registada por Silva *et al.* (1950) foi provavelmente convertida num pinhal de *Pinus pinaster*, com sub-bosque dominado por *Pterospartum tridentatum*, com presença de 2 espécies de *Erica* e de *Calluna vulgaris*. O total de espécies registadas é 12, das quais apenas 3 são comuns à amostragem de 1948 (*Teucrium scorodonia*, *Calluna vulgaris* e *Ulex minor*). Durante o período de 60 anos decorrido entre as duas amostragens, foram diversos os fogos que percorreram a parcela. Nas proximidades da parcela, os locais com características topográficas e edáficas semelhantes encontram-se dominados por *Pteridium aquilinum*, em nenhum deles se encontrando o mesmo conjunto de espécies silváticas registado por Silva *et al.* (1950).

14.2.4- Entrevistas a representantes de instituições locais

Foram realizadas as seguintes entrevistas:

- Com dois autarcas da Junta de Freguesia de Vilar da Veiga, em 23/10/2007;
- Com um ex-autarca da Junta de Freguesia de Vilar da Veiga, em 2/11/2007;
- Com um representante da Empresa das Águas do Gerês, em 25/07/2008.

A síntese dos principais aspectos focados durante a entrevista, e das opiniões manifestadas pelos entrevistados, apresenta-se em seguida, após uma sumária caracterização do perfil do entrevistado.

O actual Presidente da Junta de Freguesia de Vilar da Veiga, de 34 anos de idade, é funcionário da Câmara Municipal de Terras do Bouro e desempenha funções na Junta de Freguesia desde Novembro de 2005. Segundo o entrevistado, *A. dealbata* foi trazida para o Gerês pela "*Floresta*" - i.e., pelos Serviços Florestais - para "*segurar as terras*". Conhece a planta desde sempre na freguesia, e refere que, há talvez 30 anos, "*quem cortasse uma mimosa era chamado à secretaria*". No que respeita às percepções da população local, as opiniões dividem-se: "*há aquele que acha que a mimosa dá fartura de lenha, e aquele que acha que onde ela entra destrói tudo*". Afirma que *A. dealbata* sempre foi "*a lenha dos pobres*", única utilidade localmente reconhecida na

planta. Constata que o PNPG oferece por ano 3 ou 4 tractores de lenha de *A. dealbata* a quem a solicitar, bastando dirigir-se à delegação do Parque para marcar um dia para o corte, que é acompanhado por um guarda. Admite que "*quase toda a gente recorre ao Parque*" para este fim. No que respeita ao controlo de *A. dealbata*, reconhece que não é fácil dominá-la pois "*reproduz-se muito*" e de cada vez uma é cortada, logo surgem em torno inúmeros rebentões. Quanto às acções realizadas pelo PNPG, o entrevistado refere que no combate a *A. dealbata "foram gastos milhares e milhares de contos, desde há 10-15 anos*" e que a tentativa de a "*queimar*" (com herbicida) não foi eficaz, talvez devido a "*dosagem a menos*". Considera também a área ocupada por *A. dealbata* "*triplicou*" desde o final dos apoios comunitários, sendo maior agora do que antes das acções de controlo. Acredita que, num futuro próximo, "*a mimosa toma conta de tudo*".

Em parte da entrevista esteve também presente o Tesoureiro da Junta de Freguesia, com cerca de 60 anos, construtor civil e criador de gado caprino. Corroborou as opiniões do Presidente da Junta, acrescentando que *A. dealbata* foi trazida para o Gerês "*para aí há 50 anos*", citando o caso de uma pessoa sua conhecida a quem ofereceram semente da planta "*para segurar as terras e que agora se vê aflito para a tirar*". Quanto às acções de controlo no PNPG, considera que "*aquilo não foi eficaz*", pois "*nalguns sítios as mimosas foram* [controladas]*, mas só foram onde eles* [PNPG] *quiseram*".

O ex-autarca entrevistado, natural de Vilar da Veiga, com 56 anos de idade e comerciante retalhista, foi presidente da Junta de Freguesia em 1989-1997 e em 2000-2005. Refere que, no Gerês, *A. dealbata* foi plantadas nos taludes, no tempo dos Serviços Florestais, recordando-se de espécimes a "*florir bem*" desde há 25-30 anos. Considera que a população local "*prefere a mimosa ao pinheiro por causa da lenha*", pois só os pinheiros secos são retirados para lenha, saindo "*toneladas e toneladas de mimosa*" dos baldios ou dos terrenos públicos do Parque. A lenha de *A. dealbata* "*é de combustão rápida, não dura muito no lume*" mas, além da lenha que a planta fornece, "*não há mais nenhum interesse na mimosa*". Afirma que "*as mimosas são de expansão constante*" e que *"a raiz daquilo entra por baixo e a semente vai pela água*", como sucedeu

nas margens da albufeira da Caniçada. Nos locais onde houve fogo (cita o caso de um fogo controlado) "*é ali que as mimosas vão aparecer*".
Quanto às acções de controlo do PNPG, recorda que eram aplicados herbicidas que "*queimam tudo naquela altura, mas depois a mimosa acaba por voltar*". Recorda a colaboração da Junta de Freguesia com o PNPG em acções de controlo, disponibilizando o pessoal que fazia tratamentos, e recebendo a Junta uma percentagem pelo trabalho prestado. Porém, no último mandato a que presidiu, já não houve protocolo com o PNPG. Considera que o controlo de mimosa não tem solução ("*não vejo fim para isto*"), a não ser que haja continuidade no tratamento. E comenta: "*deixe-as estar, que é da maneira que temos lenha*".

A entrevista com a Empresa das Águas do Gerês foi concedida por um representante da direcção, economista de formação, com cerca de 50-60 anos, exercendo funções na empresa há 4 anos. A empresa é proprietária do Parque das Termas, de alguns terrenos adjacentes a este, de terrenos com furos para captação de água, e de parcelas dispersas não afectas à actividade. O entrevistado tinha conhecimento anterior do Gerês apenas "*de passagem*". Supõe a invasão de *A. dealbata* é um fenómeno recente, "*que não via quando vim para o Gerês*", e afirma que "*é uma praga que vai acabar com a flora que existe no Gerês*". Considera, porém, que as áreas invadidas não afectam a actividade da empresa, pois "*a mimosa não toca em nada que tenha a ver com nascentes*". Na percepção dos clientes da empresa, "*a mimosa tem efeito estético positivo*", embora admita a possibilidade de haver alergias causadas pela planta. Só na hipótese de a mimosa ocupar todo o vale, é que os aquistas seriam possivelmente afectados.
Quanto às acções de controlo realizadas com o PNPG, não houve contacto com a empresa. Contudo, "*há que fazer qualquer coisa para evitar que a mimosa venha por aí abaixo*" e crê que o PNPG está preocupado e vai tomar medidas.

14.3- ANÁLISE E DISCUSSÃO

14.3.1- Habitats reconhecidos na área de intervenção

O reconhecimento dos habitats da área de intervenção, por força das circunstâncias mencionadas em 13.6, foi realizado durante as acções de controlo do projecto, pelo que não foi possível caracterizar uma situação de referência anterior ao início do projecto. No entanto, apesar de a área de intervenção ser dominada pelo mimosal e por culturas florestais, a caracterização parcial dos habitats que foi possível realizar indica o mosaico de comunidades vegetais existentes e o seu elenco florístico característico, que deverão ser tidos em consideração nas acções de recuperação da cobertura vegetal autóctone.

Nem todos os habitats do anexo I da Directiva Habitats indicados no plano de gestão (PNPG, 2000) foram encontrados na área de intervenção, como os habitats 7130 (turfeiras de cobertura) e 91E0 (florestas aluviais residuais).

Os núcleos de vegetação natural remanescentes, nomeadamente o bosque misto encaixado na linha de água torrencial, descrito em 14.2.1, poderão ser importantes para a reconstituição da cobertura vegetal autóctone na área de intervenção, como fonte de sementes e de propágulos. Quanto ao medronhal - que Tude de Sousa considerava "*verdadeiramente invasor nas altitudes menores*" (Sousa, 1909) -, é interpretado por Aguiar & Capelo (1995) como uma etapa sub-serial do carvalhal de *Rusco-Quercetum roboris* e enquadrado na associação *Frangulo alni-Arbutetum unedonis*, subassociação *prunetosum lusitanicae*, que na serra do Gerês foi registada na Mata de Albergaria, no Altar de Cabrões e na Pedra Bela. A capacidade de sobrevivência dos exemplares arbóreos de *Arbutus unedo* na área de intervenção, e a capacidade de regeneração desta espécie, patente em diversos locais nas parcelas de tratamento, apontam-na como possível espécie-chave para a substituição do mimosal invasor, numa estratégia de recuperação ecológica.

14.3.2- Amostragem realizada durante a execução do projecto

A análise global da fitodiversidade das 29 parcelas de amostragem, expressa pelo número de espécies vasculares/parcela, apresenta-se na Fig. 45. O número de espécies registado é muito baixo, sendo mais frequente a ocorrência de 2 espécies/parcela (11 de 29 parcelas) ou de 1 única espécie (8

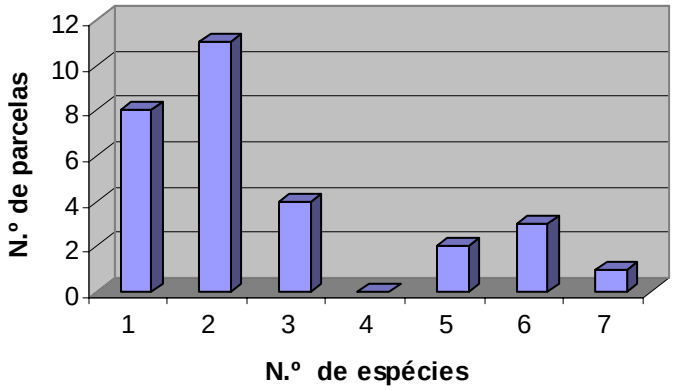


Figura 1. Fitodiversidade das 29 parcelas de amostragem.

de 29 parcelas), que é geralmente *A. dealbata*; apenas uma outra espécie, *Pterospartum tridentatum*, que ocorre isolada na parcela 03/06. Um grupo de 5 parcelas tem uma fitodiversidade compreendida entre 5 e 7 espécies, valores em todo o caso muito reduzidos.

Porém, como evoluiu a regeneração destas espécies, a partir do momento em que foi efectuado um tratamento na parcela? Tentamos responder a esta questão com os valores de cobertura total registados nas parcelas de amostragem (Fig. 46).

Os graus de cobertura foram agrupados em classes de 10% de amplitude e as parcelas de amostragem agrupadas em 3 séries, em função do tempo decorrido desde a data do último tratamento (ou da ocorrência de fogo, se posterior ao tratamento):

- Série 1: amostragem efectuada 3 a 6 meses (exclusive) após o último tratamento (12 parcelas);
- Série 2: amostragem efectuada 6 a 12 meses (exclusive) após o último tratamento (10 parcelas);
- Série 3: amostragem efectuada 12 ou mais meses após o último tratamento (7 parcelas).

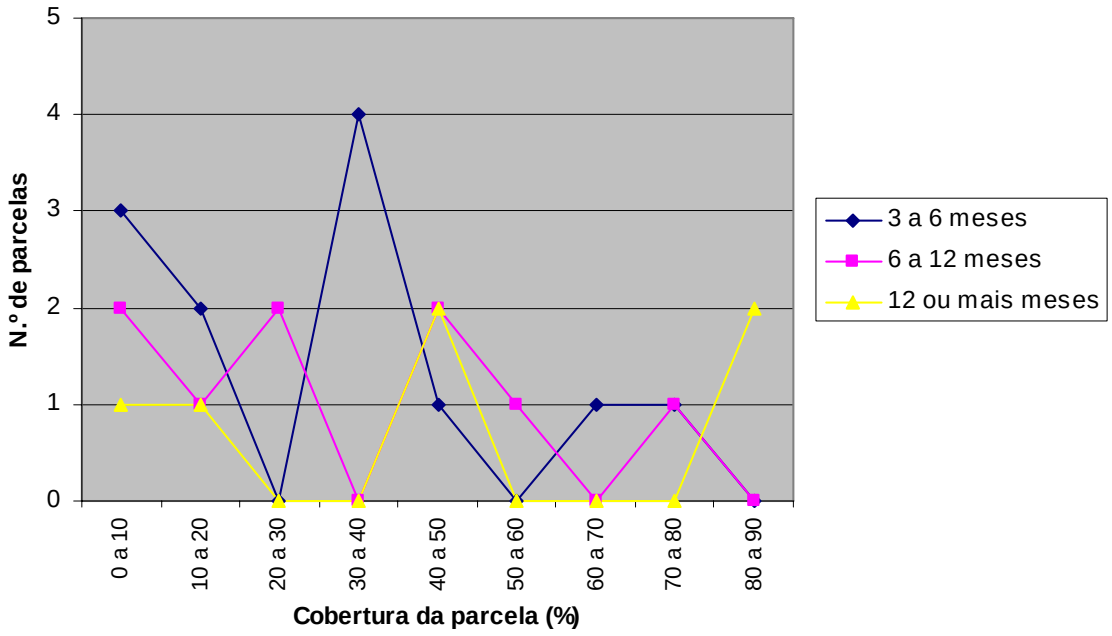


Figura 1. Regeneração da cobertura vegetal nas parcelas de amostragem desde o último tratamento registado.

No caso das parcelas da série 1, observa-se que a situação mais frequente é a cobertura de 30 a 40% da parcela (4 parcelas), mas, a capacidade de regeneração da vegetação durante 3 a 6 meses após um tratamento é muito desigual, podendo até, no caso de 2 parcelas, atingir valores de 70 a 80%.

Nas parcelas da série 2, existe um grupo de 5 parcelas com cobertura reduzida, inferior a 30 %. Um grupo de 3 parcelas regista valores de cobertura entre 40 e 60%, e apenas numa parcela se registou uma cobertura de 70 a 80%.

Na série 3, encontramos 2 parcelas com valores de cobertura inferiores a 20 %, 2 parcelas com valores de cobertura entre 40 e 50% e 2 parcelas com valores iguais ou superiores a 80 %.

Deste modo, existe sempre regeneração da cobertura vegetal das parcelas, sem que o tempo decorrido resulte num padrão óbvio de regeneração. O grau de regeneração, expresso em percentagem de cobertura, varia entre coberturas incipientes e coberturas extensas das parcelas de amostragem.

Se restringirmos esta análise a *A. dealbata*, será possível detectar algum padrão de regeneração? Para tal, procedemos analogamente com os valores

de cobertura da espécie invasora (Fig. 47). Pode observar-se que, 3 a 6 meses após o tratamento, a regeneração de *A. dealbata* atinge 30 a 40% em 4 parcelas de amostragem. Para intervalos de tempo superiores, um grupo de parcelas apresenta valores elevados de cobertura de *A. dealbata*, que tendem a repor a situação de dominância anterior ao tratamento, e outro grupo de parcelas permanece com valores reduzidos de cobertura.

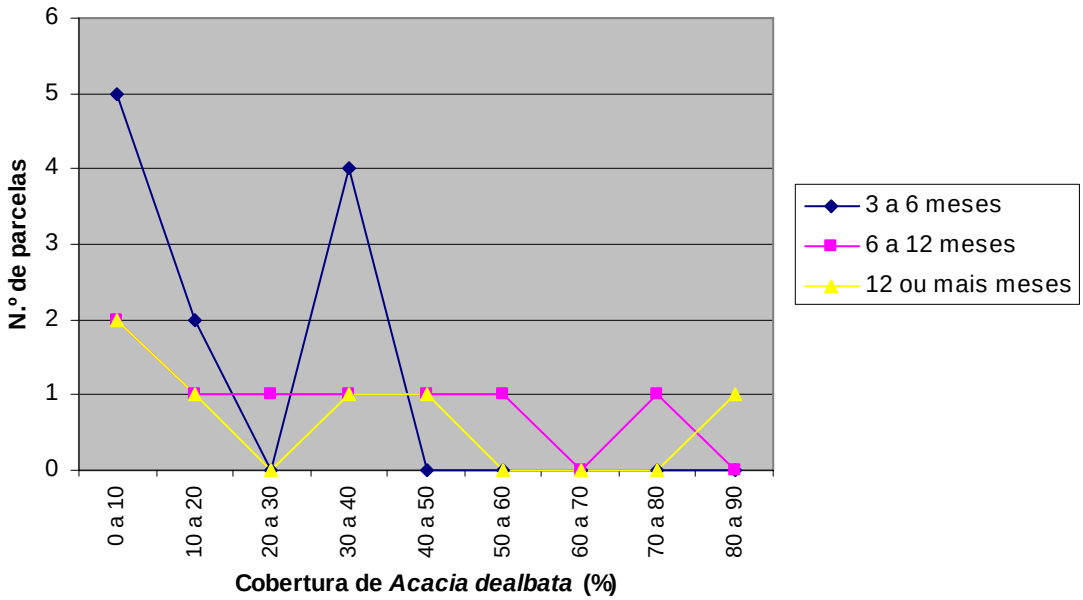


Figura 1. Regeneração de *Acacia dealbata* nas parcelas de amostragem após o último tratamento registado.

Estes resultados não são suficientes para concluir acerca do sucesso ou insucesso relativo dos tratamentos aplicados. Apenas evidenciam a capacidade de regeneração de *A. dealbata* e a necessidade de repetição dos tratamentos por um período de tempo prolongado. Destacam-se, porém, algumas espécies autóctones que apresentaram uma regeneração interessante: *Rubus* sp., *Pterospartum tridentatum* e gramíneas como *Agrostis* sp. Na parcela 03/03, a cobertura de silvas atinge 70%, frente a 5% de *A. dealbata*, decorridos 15 meses após o último tratamento. Será *Rubus* uma boa competidora frente a *A. dealbata*? Esta é uma possibilidade que poderá vir a ser testada em futuras acções de recuperação ecológica.

Analogamente, nas parcelas 02/06 e 03/05, *P. tridentatum* apresenta uma cobertura de 60% e 55%, respectivamente, frente a valores de *A. dealbata* que não ultrapassam 5%. Ambas as situações foram registadas 5 meses após o

último tratamento. Esta poderá ser uma primeira indicação da importância desta espécie na recuperação da cobertura vegetal autóctone.

No que respeita à capacidade de regeneração das gramíneas, regista-se na parcela 04/05, uma cobertura de 50% passados 3 meses após o tratamento; nesta parcela a regeneração de *A. dealbata* não ultrapassou 5% no mesmo período. É possível que, tal como *P. tridentatum*, as gramíneas autóctones possam ser utilizadas como espécies pioneiras na recuperação da cobertura vegetal.

14.3.3- Amostragem actualizada

A actualização da amostragem, como se referiu, registou a regeneração dominante de *A. dealbata* na área de intervenção, e um total de 25 espécies vasculares nas parcelas R1 a R5. A fitodiversidade é ligeiramente superior à da amostragem realizada durante a execução do projecto (24 espécies no conjunto das 29 parcelas). Apesar da cobertura dominante de *A. dealbata*, este resultado indica-nos um aumento global da fitodiversidade neste grupo de parcelas. Uma comparação parcela a parcela é apresentada no Quadro 21.

Quadro 1. Variação do número de espécies vasculares registadas nas parcelas de amostragem, durante e após a execução do projecto.

Parcela anterior	N.º espécies	Parcela actualizada	N.º espécies	Variação
01/02	2	R1	15	**+13**
01/08	3	R2	10	**+7**
02/05	6	R3	11	**+5**
02/07	3	R4	8	**+5**
04/03	2	R5	9	**+7**

Das “novas” espécies incorporadas, as mais frequentes são *Calluna vulgaris*, *Lithodora prostrata* e *Rubus* sp. As espécies inicialmente registadas nas parcelas mantiveram-se presentes na amostragem actualizada, excepto nas parcelas R3 e R4, em que não foi registado *Arbutus unedo* (presente nas parcelas 02/05 e 02/07 com cobertura <1%), e na parcela R5, em que não foi registado *Chamaecyparis lawsoniana* (presente na parcela 04/03 com cobertura <1%). No caso de *A. unedo*, tal deve-se provavelmente à localização

das parcelas actualizadas, dado existirem exemplares remanescentes na proximidade destas parcelas, em floração e frutificação.

14.3.4- Entrevistas realizadas

Nas entrevistas realizadas aos autarcas e ao ex-autarca de Vilar da Veiga, foi claramente atribuída a presença de *A. dealbata* no Gerês à sua introdução intencional pelos Serviços Florestais, justificada por uma função na paisagem local: a estabilização de taludes. A única utilidade actualmente reconhecida na planta é a sua importância como lenha. Pudemos comprovar esta importância pelo número de pedidos de corte efectuados na delegação local do PNPG[1],: no 1.º semestre de 2008 deram entrada 26 pedidos para corte de lenha de *A. dealbata* no perímetro florestal e em áreas baldias, o que pode corresponder a cerca de 50 tractores de lenha.

Os entrevistados manifestaram conhecimento dos mecanismos de propagação de *A. dealbata* e das dificuldades de controlo daí decorrentes, reconhecendo a ineficiência das acções de controlo realizadas pelo PNPG. O seu prognóstico é o aumento das áreas invadidas por *A. dealbata*.

No que respeita ao representante da Empresa das Águas do Gerês, manifestou um contacto muito recente com o fenómeno e supôs que a invasão não tem impactos na actividade da empresa. Não considerou a hipótese da eventual contaminação da água superficial e profunda pelo herbicida usado nos tratamentos, nem a interferência de *A. dealbata* nas captações da água usada pela empresa.

Estas entrevistas apontam a necessidade de haver maior comunicação entre o PNPG e os actores locais, e maior informação e esclarecimento sobre a problemática da espécie invasora e sobre os projectos de controlo.

[1] Registos consultados na secretaria da delegação do Gerês do PNPG em Julho de 2008.

15- CONSIDERAÇÕES CRÍTICAS SOBRE O PROJECTO LIFE-NATUREZA

O estado actual da área de intervenção do projecto Life-Natureza revela que os objectivos pretendidos não foram alcançados: a invasão por *Acacia dealbata* permanece e os habitats naturais não foram recuperados. Abordamos em seguida alguns aspectos que comprometeram o sucesso deste projecto e que, se corrigidos em futuras intervenções, poderão aumentar a eficiência das acções de controlo e de recuperação de habitats.

15.1- CARACTERIZAÇÃO DA SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA

Como referimos, não foi realizada uma caracterização da área de intervenção do projecto antes de este ter tido início. Não foi, portanto, criada uma situação de referência para comparação futura dos resultados do projecto e da evolução da cobertura vegetal. No tempo decorrido entre a apresentação do plano de gestão do projecto e o início dos tratamentos – mais de 1 ano - poderia ter sido caracterizada detalhadamente a área de intervenção, o que não sucedeu. A instalação de parcelas permanentes de amostragem, prevista no plano de gestão (PNPG, 2000), também não foi realizada.

15.2- DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE INTERVENÇÃO

Num projecto que incide sobre uma área de intervenção circunscrita, a sua delimitação constitui um factor-chave para o sucesso do projecto. Neste caso, o critério de delimitação não é explicitado no plano de gestão, tendo sido excluídas da intervenção duas zonas adjacentes também invadidas: a faixa superior da vertente, até à linha de cumeada, na qual existem exemplares dispersos e núcleos de *A. dealbata*, e a Costa de Istriz, a montante da área de intervenção, na mesma vertente do vale do rio Gerês, onde existem manchas de mimosal. Assim, mantiveram-se focos permanentes de sementes e propágulos, permanecendo elevado o risco de re-invasão da área de intervenção, a partir do topo da vertente e de áreas a montante. Tal contraria o princípio “de montante para jusante” (Campbell, 1993) a que deve obedecer o tratamento de áreas invadidas que, simultaneamente, deve ser realizado do topo para a base das vertentes.

Foi também excluída da intervenção a propriedade da Chã de Brás, invadida por *Acacia dealbata*, formando uma "ilha" no interior de uma das parcelas de tratamento (parcela 3). Teria sido desejável um acordo prévio com o proprietário privado, permitindo a sua inclusão nas acções de controlo.

Quanto à divisão da área de intervenção em 4 parcelas, o plano de gestão não esclarece qual o critério que presidiu a esta divisão, nem o motivo pelo qual a primeira parcela a ser tratada foi a parcela 1, em lugar da parcela mais a montante, a parcela 2.

Dada a existência de núcleos remanescentes de vegetação autóctone na área de intervenção, estes poderiam ter sido assinalados, quer na cartografia, quer no terreno, antes de as acções de controlo do projecto se terem iniciado, a fim de aí evitar a pulverização de herbicida.

15.3- ACÇÕES DE CONTROLO REALIZADAS

As acções de controlo do mimosal foram realizadas pela firma seleccionada no concurso de aquisição de serviços, com sede no distrito da Guarda, distando da área de intervenção cerca de 300 km e sem experiência anterior em trabalhos semelhantes. Estes dois aspectos, que afectam a eficiência da intervenção, poderiam ter sido ponderados nos critérios de selecção do concurso público. O trabalho executado só em parte foi acompanhado pela equipa técnica do projecto, o que permitiu que a intervenção se tenha iniciado no centro das manchas invasoras, contrariando o princípio de controlo "da periferia para o centro" (Campbell, 1993).

Face aos elevados declives das parcelas, e à elevada pluviosidade da região, a estabilidade da vertente deveria ter sido considerada nas acções a executar, acautelando a formação de sulcos de escorrência nas épocas pluviosas. São referidas várias quebradas no vale do rio Gerês (Moreira & Ribeiro, 1991; Sousa, 1929), resultantes do arrastamento de rochas e solo ao longo das vertentes, constituindo um importante factor de risco que deve ser considerado.

Refira-se também que o objectivo de reduzir a exploração de lenhas foi descartado, uma vez que o material lenhoso cortado foi queimado no local. Esta solução de recurso, motivada pelo atraso no início das acções de controlo do projecto, poderia ter sido melhor ponderada, atendendo à procura de lenha de mimosa pela população local.

Refira-se ainda que todo o projecto foi baseado na aplicação de glifosato para controlo de *A. dealbata*. Ainda assim, deveria ter sido previsto um controlo dos níveis de herbicida utilizados, de forma a minorar o impacte do herbicida sobre a vegetação natural, o possível arrastamento superficial em direcção às linhas de água e a eventual infiltração nos níveis freáticos.

15.4- RECUPERAÇÃO DOS HABITATS

Ao contrário do previsto no plano de gestão, não foi feita durante ou após a execução do projecto qualquer acção de reposição da cobertura vegetal autóctone. Contudo, será pouco realista prever a recuperação de habitats invadidos por *A. dealbata* num prazo de 3 anos. A topografia, o tipo de solos da área de intervenção e o estado actual de invasão exigem métodos de recuperação ecológica adequados. A existência de núcleos de vegetação natural pode, como referimos, ser fonte de sementes e propágulos para acções de revegetação. Seria, pois, necessário desenvolver um projecto específico de regeneração da cobertura vegetal autóctone, o que não foi previsto no plano de gestão do projecto Life-Natureza.

15.5- ENQUADRAMENTO DO PROJECTO NO ÂMBITO REGIONAL

Um último aspecto crítico é o enquadramento deste projecto a nível regional. Considerando que, na bacia do rio Cávado existem muitas áreas invadidas por *A. dealbata*, com tendência provável para aumentar, será que o controlo desta espécie invasora e a recuperação de habitats em 120 ha, mesmo se bem sucedidos, produzirão efeitos a médio e longo prazo? Esta é uma questão a ponderar em futuras intervenções, de modo a adequar os objectivos pretendidos de recuperação dos habitats naturais à realidade iniludível da progressão, ao nível da bacia, das áreas invadidas por *A. dealbata* e por outras invasoras, como *Hakea sericea*, também presentes na área global do projecto. Assim, é necessário encontrar formas de gestão do território, a uma escala mais abrangente, que possam responder de forma eficaz à presença de espécies invasoras e aos factores de perturbação que desencadeiam os mecanismos invasores. Acções pontuais de controlo de *A. dealbata*, por si só, dificilmente poderão produzir resultados perduráveis.

16- PARA UMA RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DOS HABITATS INVADIDOS

Tendo presentes os resultados do projecto Life-Natureza, torna-se necessário encontrar uma nova abordagem para promover a recuperação ecológica dos habitats naturais invadidos por *Acacia dealbata*. Assim, devem ser considerados diversos aspectos que permitam programar acções de recuperação consistentes e bem fundamentadas. É uma abordagem desses aspectos que apresentamos em seguida.

16.1- O REVESTIMENTO VEGETAL DE REFERÊNCIA

Um dos principais objectivos da recuperação ecológica é o de trazer um dado habitat a uma condição mais desejável, em termos de composição de espécies, estrutura da comunidade e funções do ecossistema (Noss, 1990 *apud* D'Antonio & Meyerson, 2002). Este é, afinal, o objectivo pretendido para a área de intervenção do projecto. Mas como definir o tipo de vegetação e o elenco florístico que será desejável repor? Há vários milénios que a cobertura vegetal do vale do rio Gerês se encontra alterada pelas actividades humanas, como referimos, e no último século a área foi submetida ao regime florestal, com cultura predominante de *Pinus pinaster* e de espécies exóticas. Assim, estabelecer um momento da história da paisagem como referência para o restabelecimento de uma cobertura vegetal autóctone pode ser um exercício falacioso. Duas soluções complementares podem ser apontadas: uma consiste em assumir que a vegetação natural "desejável" é constituída pelas etapas seriais dos bosques de *Quercus robur* característicos do sector biogeográfico em que a área de intervenção se enquadra, referidas por Honrado *et al.* (2001); outra consiste avaliar o mosaico de micro-comunidades remanescentes na área de intervenção e o seu elenco florístico. Em qualquer dos casos, será necessário manter uma perspectiva aberta sobre a evolução da cobertura vegetal, num meio profundamente alterado pelas actividades humanas e sujeito a factores de mudança de ordem mais ampla, como as alterações climáticas.

16.2- A COMPLEXIDADE DA RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA

A invasão da área de intervenção por *A. dealbata* torna particularmente difícil a recuperação ecológica, pois conduziu a uma alteração com efeitos a longo

prazo na trajectória sucessional do ecossistema: a espécie é uma boa colonizadora após perturbação e torna-se membro permanente (e dominante) da comunidade vegetal. A complexidade dos projectos de recuperação ecológica em que plantas invasoras como *A. dealbata* estão presentes pode traduzir-se do seguinte modo (D'Antonio & Meyerson, 2002):

a) Há condições do ecossistema que foram alteradas devido à existência de um banco de sementes das plantas invasoras e à sua permanência a longo prazo, à redução do banco de sementes das espécies nativas e a alterações do solo;
b) As condições das comunidades vegetais e da região envolvente devem ser consideradas: no caso de uma área protegida como o PNPG, é necessário analisar a adjacência das comunidades invadidas. e identificar mecanismos capazes de reintroduzir sementes e propágulos de espécies exóticas potencialmente invasoras.
c) A remoção de uma espécie invasora pode ter consequências negativas inesperadas, sobretudo se a espécie passou a desempenhar funções de substituição no ecossistema, anteriormente desempenhadas pelas espécies nativas. O "legado" (banco de sementes e outros propágulos) que fica no solo deverá ser tratado de forma a impedir que a remoção propicie condições favoráveis à re-invasão.
d) É necessário conhecer atributos do ecossistema que possam conferir resistência às espécies invasoras e reduzir a invasibilidade das comunidades vegetais nativas. Os mecanismos de resistência à invasão são um dos aspectos fundamentais que deve ser estudado.

Neste quadro de complexidade, os problemas referidos não têm uma solução óbvia nem fácil. No entanto, um projecto de recuperação ecológica deve considerar estes aspectos, de modo a definir objectivos realistas, que possam ser atingidos através de uma intervenção adequada, e que, como objectivo mínimo, possam suster a progressão das áreas invadidas.

16.3- O FACTOR PERTURBAÇÃO

A perturbação, quer de origem natural, quer devida às actividades humanas, constitui um factor-chave que facilita a invasão de espécies vegetais exóticas.

Na área de intervenção do projecto, o principal factor de perturbação natural é o fogo, como foi registado. Paradoxalmente, as acções de controlo já realizadas constituíram também um iniludível factor de perturbação.

Mas porque motivo as perturbações no ecossistema promovem a invasão por lenhosas exóticas como *A. dealbata*? Várias pistas de resposta são indicadas por D'Antonio & Meyerson (2002) para a generalidade das plantas invasoras:

a) A perturbação pode resultar na desagregação física da superfície do solo e na exposição do solo à luz e a maiores oscilações de temperatura, que aumentam a disponibilidade de alguns nutrientes; esta disponibilidade pode favorecer espécies de rápido crescimento e promover a sua dominância, conduzindo à invasão;
b) A perturbação do habitat pode conduzir à exclusão das espécies nativas durante longos períodos de tempo, condicionando os mecanismo naturais de regeneração;
c) A persistência do banco de sementes das espécies invasoras é um destacado efeito da invasão, responsável pela permanência a longo prazo destas espécies (podem manter um banco de sementes no seu novo ambiente superior ao dos habitats onde são nativas);
d) Antes ainda de a invasão se manifestar, poderá existir já uma acumulação de sementes de exóticas no solo, feita ao longo de um período dilatado de tempo, o que pode explicar o aparecimento "súbito" de uma população invasora após uma perturbação.

O desafio que esta problemática coloca é o de manipular o regime de perturbações para a promover as espécies nativas frente às espécies invasoras. O fogo, p. ex., pode ser usado para reduzir o banco de sementes, promovendo a germinação das sementes da espécie invasora, seguida do controlo das plântulas emergentes.

16.4- OS DILEMAS DA GESTÃO EM ÁREAS PROTEGIDAS

A invasão por *A. dealbata* constitui um problema de gestão das comunidades vegetais, cujas consequências são, como temos referido, o declínio de espécies, a degradação de habitats, a interferência no funcionamento do ecossistema e nos processos de sucessão ecológica. Frente à complexa problemática recuperação-perturbação, corre-se sempre o risco de que as

acções de controlo e de recuperação ecológica se convertam num autêntico trabalho de Sísifo, voltando ao ponto de partida após um avultado investimento de trabalho e de recursos financeiros. Nas áreas protegidas, a esta problemática acrescem diversos factores, referidos por D'Antonio & Meyerson (2002) num quadro mais global:

a) Nas áreas protegidas em que as exóticas invasoras constituem um problema, grande parte do orçamento é gasto em acções de controlo destas espécies. Um exemplo frequentemente citado é o do Hawaii Volcanoes National Park, em que 80% do orçamento anual é destinado a este fim, situação que poderá vir a encontrar paralelo nas áreas insulares portuguesas dos Açores e da Madeira. Dois exemplos continentais, numa região de clima mediterrânico como a Califórnia, são os do Golden Gate Recreational Area e da Point Reyes National Seashore, áreas protegidas nas quais mais de 60% do orçamento anual é gasto no controlo de espécies exóticas invasoras (dados comunicados pelos responsáveis destas áreas a D'Antonio & Meyerson, 2002). No caso do PNPG, a verba afecta ao projecto Life-Natureza foi superior a 700 milhões de euros, como se referiu em 13.3;
b) A dotação orçamental atribuída é geralmente muito inferior à necessária para as acções de controlo. Pode ser citado como exemplo o National Park System dos EUA: entre 1996 e 2000 os fundos financeiros atribuídos aos planos de gestão de espécies exóticas permitiram realizar menos de 10% dos planos propostos (NPS, 1997). Uma eventual interrupção nos fundos financeiros disponíveis pode por em causa o trabalho de controlo e recuperação realizado numa série de anos anteriores;
c) Os fundos necessários às áreas protegidas são normalmente limitados: por esse motivo é necessário estabelecer prioridades de controlo em termos de espécies e de populações. No PNPG, a espécie invasora prioritária está claramente definida (embora não seja a única invasora a afectar os ecossistemas do Parque); porém, as populações-alvo de controlo poderão ser redefinidas, permitindo suster as áreas invadidas, e realizar operações de manutenção, mesmo com orçamentos disponíveis muito baixos;

d) Os dados de referência que descrevem o ecossistema antes da invasão podem não estar disponíveis e existem frequentemente hiatos entre a data de introdução de uma espécie e o momento em que a espécie foi reconhecida como invasora (explosão de populações e remoção difícil), o que coincide com a situação verificada no PNPG relativamente a *A. dealbata*;

e) Uma área protegida deverá dispor de uma equipa de vigilância, que permita resposta rápida em intervenções de emergência, aspecto que será importante integrar nos planos de gestão;

f) A remoção de uma espécie invasora e a reposição da cobertura vegetal pretendida devem andar par a par: o plano de remoção e o plano de revegetação devem ser programados de forma coordenada e serem implementados em simultâneo, pois a remoção, por si só, pode resultar apenas em condições favoráveis à re-invasão.

Estes aspectos ilustram os dilemas de gestão em torno das invasoras exóticas e da recuperação de habitats. Os gestores responsáveis por um projecto de recuperação ecológica de habitats devem manter um horizonte aberto, quando consideram as respostas possíveis às actividades planeadas e devem preparar-se para responder rapidamente a imprevistos.

Assim, é necessário definir objectivos de gestão realistas e definir prioridades de intervenção, tendo em conta a complexidade do problema. Os objectivos de gestão devem ser definidos de forma a serem cumpridos num curto prazo de tempo e a serem mantidos por longos períodos (D'Antonio & Meyerson, 2002).

16.5- AS INVASORAS COMO ALIADAS DA RECUPERAÇÃO

Nem sempre a remoção de uma espécie invasora pode ser o meio mais indicado de iniciar um processo de recuperação ecológica. Há casos de habitats degradados em que se recorre mesmo a uma espécie exótica para iniciar o processo de recuperação. Por exemplo, em locais onde a erosão do solo é de tal modo acentuada, só a introdução de espécies de rápido crescimento torna possível estabelecer uma cobertura vegetal que estabilize o solo e facilite o estabelecimento de vegetação nativa. Uma espécie amplamente utilizada na constituição de barreiras verdes contra a erosão em processos de recuperação ecológica é o vetiver (*Vetiveria zizanioides*), entre

outras espécies utilizadas (Meyer *et al*., 2001). São necessárias precauções na escolha das espécies de substituição, sendo preferencialmente utilizadas variedades estéreis de plantas herbáceas, de fácil remoção. Este processo é, contudo, muito discutível e exige um bom conhecimento do comportamento das espécies a utilizar. No caso de *A. dealbata*, terá sido precisamente a luta contra a erosão um dos argumentos responsáveis pela sua introdução deliberada em diversas partes do globo. Em situações como a do PNPG, é possível que a remoção pura e simples de *A. dealbata* possa ser mais negativa para a estabilidade do solo na área de intervenção, do que a manutenção temporária de algumas faixas de mimosal nas situações mais íngremes, segundo as curvas de nível, que poderá contribuir para reduzir o ravinamento.

Com algum sentido de experimentação, talvez seja possível tirar partido da existência da *A. dealbata* e utilizá-la como "colaboradora" na recuperação dos habitats invadidos.

16.6- REDEFINIÇÃO DA UNIDADE DE INTERVENÇÃO E PRIORIDADES DE TRATAMENTO

Tendo como horizonte futuras intervenções para controlo de *A. dealbata* e recuperação de habitats, propomos uma redefinição a unidade de tratamento, alargando a actual área de intervenção a toda a bacia do rio Gerês. Nesta unidade natural deverá ser dada prioridade à actualização do inventário da área invadida por *Acacia dealbata*, sendo o momento mais favorável para o efeito o período de floração da espécie.

Propomos igualmente que seja definida como unidade alargada de vigilância os sectores das bacias do Cávado e Lima que abarcam o PNPG nos quais se deverá proceder ao reconhecimento periódico das áreas invadidas. Nesta área de intervenção, a prioridade de controlo de *A. dealbata* poderá ser a seguinte: exemplares isolados; núcleos de dimensões reduzidas; bordadura dos núcleos maiores.

O controlo com glifosato exige que as concentrações e as épocas de aplicação do herbicida sejam verificadas com o maior rigor possível. A intervenção nos núcleos invasores mais extensos deverá ser sempre feita da periferia para o centro (Campbell, 1993) e apenas se for possível programar uma repassagem durante os anos consecutivos seguintes.

16.7- TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DOS HABITATS

Como se referiu, os métodos de controlo e a recuperação de habitats devem ser implementados par a par. As técnicas utilizadas em **engenharia natural** (Byers et al., 2006; Kangas, 2004) são possivelmente a forma mais indicada de promover a regeneração de uma cobertura vegetal autóctone e de responder a questões como as seguintes:

- Como aliar a remoção ou redução da espécie invasora e a revegetação com espécies nativas?
- Que espécies utilizar? Como as obter e multiplicar?
- Que técnicas de instalação utilizar?

Referimos já algumas espécies autóctones mais competitivas poderão ser multiplicadas em viveiro e plantadas nas áreas em tratamento, com retanchas consecutivas durante os primeiros anos. O banco de sementes de espécies nativas poderá ser aumentado com a sementeira, nas áreas em tratamento, de sementes colhidas em comunidades adjacentes não invadidas. Há contudo, algumas questões de resposta mais difícil:

- Como “neutralizar” as estruturas radiculares de *A. dealbata* que permanecem nas zonas tratadas?
- Como reduzir o banco de sementes da espécie invasora no solo?
- Como prevenir a re-introdução de propágulos nos locais tratados?

A sucessiva pincelagem dos cepos de *A. dealbata* com glifosato pode conduzir à morte das estruturas radiculares, e o fogo controlado em áreas restritas poderá contribuir para reduzir o banco de sementes da espécie invasora, estimulando a sua germinação, seguida de monda. No que respeita à re-invasão, apenas um permanente trabalho de vigilância e manutenção poderão revelar-se eficazes. Todos estes aspectos poderão ser contribuir para a elaboração de um projecto de recuperação ecológica, segundo os princípios e as técnicas utilizadas em engenharia natural.

16.8- PLANO DE MANUTENÇÃO E RESPOSTA A FACTORES DE PERTURBAÇÃO

O planeamento de tarefas de manutenção ao longo do ano e em períodos críticos pode estabelecer uma rotina de tratamento a baixo custo. Estas tarefas podem incluir tratamentos de repassagem em áreas anteriormente

intervencionadas, o controlo mecânico ou químico de mimosas isoladas ou em pequenos núcleos, e o tratamento das bordaduras das manchas invasoras de maiores dimensões. Isto permite, mesmo em anos de orçamento reduzido, suster a progressão da invasão.

Por outro lado, caso ocorra uma perturbação imprevista (fogo, derrocada, …) é necessário aos gestores do projecto disporem de uma equipa de intervenção devidamente treinada para fazer face a tais situações. A contratação de uma equipa de sapadores florestais pode ser a solução mais adequada para esta necessidade.

16.9- MONITORIZAÇÃO E ASSESSORIA CIENTÍFICA

A monitorização contínua de um projecto de recuperação ecológica, baseada em reconhecimentos de campo, deverá iniciar-se antes de as acções de controlo ou de recuperação de habitats terem lugar, de modo a registar devidamente a situação de partida. O estabelecimento de um conjunto de parcelas de amostragem, inequivocamente sinalizadas no terreno, e com coordenadas registadas com GPS, permite acompanhar a evolução da cobertura vegetal na área de intervenção, aferir o resultado das acções de controlo e o processo de recuperação ecológica. Esta monitorização pode abranger a amostragem do banco de sementes do solo, quer nas áreas invadidas, quer nas comunidades vegetais adjacentes, de modo a prever alterações da comunidade vegetal em caso de perturbação.

A assessoria científica do projecto, que poderá ser assegurada através de protocolo com uma equipa de investigação, permitirá rever de forma crítica e fundamentada as opções de controlo e de recuperação, e incorporar os resultados de progressos recentes da investigação científica nas metodologias de recuperação ecológica e na própria filosofia de intervenção subjacente.

16.10- A PARTICIPAÇÃO LOCAL

Um aspecto final a considerar é o da participação local. A área global do projecto abarca terrenos de propriedade particular, geridos ou usufruídos pela população local e pela população flutuante que procura o PNPG para actividades turísticas e de lazer. Sem um envolvimento efectivo da população

local e das organizações locais, dificilmente será possível assegurar o sucesso a longo prazo de um projecto de recuperação ecológica. Este processo poderá consumir mão-de-obra local, contribuindo assim para uma ligação e um suporte da população local às acções de recuperação ecológica.

É certo que a história do PNPG é marcada por episódios de relacionamento conflituoso com as instituições locais. Mas existem formas de participação local que um projecto de recuperação ecológica poderá integrar, e que poderão trazer um reforço positivo à intervenção a implementar.

PARTE IV – CONCLUSÕES

17- CONCLUSÕES

17.1- SOBRE AS PLANTAS EXÓTICAS E O FENÓMENO INVASOR

As plantas exóticas invasoras são um destacado agente da mudança global actual e, simultaneamente, são promovidas por essa mesma mudança, num movimento crescente de retroacção positiva. Este movimento tem como referência o início das viagens intercontinentais que, desde há cerca de 500 anos, têm sido responsáveis pelo intercâmbio de organismos biológicos entre locais muito distantes das suas áreas de distribuição natural, cruzando barreiras biogeográficas de outro modo intransponíveis. Um dos receios subjacentes ao fenómeno das plantas invasoras é o dos seus impactos evolutivos (Mooney & Cleland, 2001), induzindo uma eventual homogeneização das floras à escala global, o que leva alguns ecólogos a postular o início de um novo período da história terrestre, o Homogoceno (cf. Ricciardi, 2005). No entanto, integrando o fenómeno numa escala de tempo mais vasta, e considerando épocas geológicas anteriores marcadas por mudanças globais de vegetação, de extinção em massa e de diversificação (Benton, 1995; Cerling *et al*., 1997), uma nova perspectiva sobre a extensão e o significado das invasões biológicas poderá emergir.

Apesar da discussão dos conceitos que definem estas plantas e as etapas do processo de invasão, existe um amplo consenso sobre os impactos actuais das plantas exóticas invasoras nos ecossistemas em que proliferam. Contudo, são muito mais facilmente reconhecidos ou admitidos os efeitos negativos da sua presença do que é prestada atenção a eventuais efeitos positivos. O próprio Charles Elton, na sua obra basilar (Elton, 1958), considerou que *Spartina townsendii*, híbrido natural entre uma espécie europeia e uma espécie americana introduzida, desempenha um papel útil na estabilização dos bancos de vasa intertidais no sul da Grã-Bretanha. Isto suscita uma maior atenção aos efeitos ecológicos positivos das plantas invasoras, até agora menosprezados.

O comportamento das espécies exóticas introduzidas apresenta uma diversidade de processos de naturalização e de padrões de ocorrência, e só uma pequena fracção destas espécies pode ser considerada invasora. Do ponto de vista da Ecologia da Vegetação, a invasão é frequentemente associada à dominância de uma espécie exótica numa comunidade vegetal. No

entanto, é possível que não existam diferenças significativas entre espécies exóticas e espécies nativas nos processos de colonização e sucessão em que se tornam dominantes, cujo ponto fulcral é, porventura, a competição inter--específica. Não obstante a magnitude do factor incerteza nos processos invasores, o fenómeno levanta interrogações ao conceito de comunidade vegetal e aos processos de sucessão, suscitando o seu debate e eventual redefinição teórica, com consequências na forma como são racionalmente *apreendidos* estes "objectos da natureza", na forma como são desenvolvidas *metodologias* para o seu estudo e propostos *sistemas de valoração* do estado sucessional ou de conservação.

A necessidade de reunificar a Ecologia das Invasões com as áreas de especialização afins em Ecologia Vegetal, como propõem Davis *et al.* (2005), evitando a sua auto-segregação num "ghetto" científico, poderá trazer respostas mais esclarecedoras às interrogações presentes, apesar das dificuldades em extrair conclusões definitivas num ambiente em permanente mudança.

17.2- SOBRE *ACACIA DEALBATA* LINK

Acacia dealbata Link é uma espécie pertencente a um grupo taxonómico de enorme diversidade e complexidade que, pela sua difusão nos últimos dois séculos, pode ser justamente considerada uma "espécie global". Não obstante as profundas alterações sistemáticas e nomenclaturais em curso nas *Mimosoideae*, e a existência de espécies afins e de híbridos naturais, *A. dealbata* está bem circunscrita morfológica e ecologicamente. Nos habitats da região austral onde é nativa, encontra-se adaptada à perturbação dos bosques primários e secundários de *Eucalyptus*, sendo capaz de dominar em etapas transitórias após episódios de alteração destes bosques. Introduzida nos antípodas da sua região de origem, há cerca de um século e meio, foi amplamente difundida pelo seu interesse ornamental, pela suposta capacidade de controlar a erosão e como fonte de taninos e de combustível. A sua adaptação aos ecossistemas receptores, o seu vigor vegetativo excepcional e capacidade de proliferação, e a ausência de inimigos naturais, rapidamente converteram *A. dealbata* num metáfito holoagriófito (Sanz Elorza *et al.*, 2004), capaz de invadir uma grande diversidade de ecossistemas naturais e semi-

naturais. Em Portugal, a incidência de fogos florestais tem contribuído para a expansão da espécie, convertendo-a na principal planta invasora de meios terrestres. As situações de predomínio são geralmente o resultado de uma alteração no uso do solo, ou resultado de uma perturbação recente, originando comunidades instáveis, que podem rapidamente evoluir, quanto à sua estrutura espacial e à composição florística. Mais do que uma *causa*, é possível que *A. dealbata* seja sobretudo um *indicador* de alterações ecológicas e da existência de nichos vazios nos sistemas naturais modificados pela acção humana. A interferência com as conveniências de uso ou de conservação da paisagem vegetal, e as tentativas de controlo a que a espécie é sujeita, devem ser ponderadas pela recepção social positiva de que a espécie é alvo, devido ao seu interesse estético e utilitário.

17.3- SÍSIFO NO GERÊS: INVASÃO E POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA

As acções de controlo de *A. dealbata* no PNPG não foram capazes de, até agora, produzir os efeitos pretendidos na recuperação dos habitats invadidos por esta espécie. Ao historial de introdução de *A. dealbata* e de manifestação do seu comportamento invasor, subjaz uma longa história de gestão e utilização do solo, com episódios erráticos e lacunas diversas, cujo elemento mais destacado é, porventura, a falência de um modelo de florestação iniciado no séc. XIX com recurso predominante a *Pinus pinaster*. São, pois, as opções de utilização do solo e o modelo de desenvolvimento deste território de montanha que devem ser considerados, antes de mais, quando se equacionam as possibilidades de recuperação ecológica de habitats invadidos por *A. dealbata*. As técnicas de restauração ecológica são uma das soluções possíveis, mas a chave que tornará este processo sustentável no tempo e a uma escala territorial mais abrangente é, em nosso entender, a domesticação da planta invasora como um *recurso de risco*. Isto significa que poderá ser alvo de utilização em situações a definir, e mediante condicionantes que estabeleçam como objectivo estratégico a contenção das manchas invasoras, a gradual redução da conectividade entre populações de *A. dealbata* e o estímulo da regeneração da flora nativa.

A vertente direita do vale do rio Gerês que foi alvo do projecto Life Natureza, encontra-se num momento de extrema vulnerabilidade, com a regeneração do

mimosal invasor. Esta situação pode evoluir através de um dos cenários que a seguir propomos:

Cenário 1 (actual) – Interrupção das acções de controlo:

Com a reposição da situação de partida, todo o esforço das últimas décadas terá sido em vão, com desperdício do trabalho técnico realizado e dos fundos públicos dispendidos.

Neste cenário, a pedra de Sísifo rola pela encosta abaixo.

Cenário 2 – Continuidade de acções de controlo convencionais:

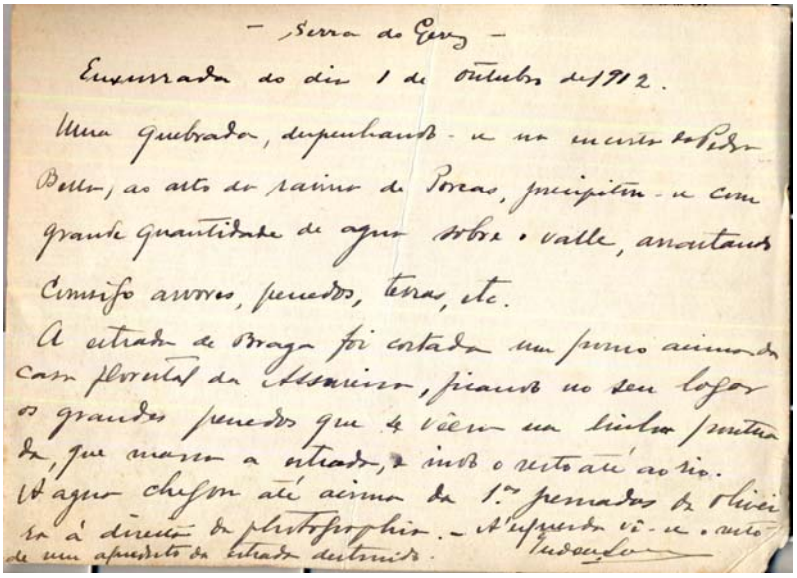
Se as futuras acções de controlo continuarem centradas na remoção da espécie invasora, é possível que nas áreas intervencionadas não volte a regenerar *A. dealbata* – pelo menos enquanto houver financiamento. Mas provavelmente não haverá também regeneração de outras espécies, nem a reconstituição de comunidades vegetais de espécies nativas. O potencial de re-invasão continuará elevado e a expansão de *A. dealbata* noutros locais não intervencionados continuará implacável.

Sísifo escava um buraco onde procura enterrar a sua pedra.

Cenário 3 – Domesticação da invasora e recuperação da cobertura vegetal nativa

Neste cenário, um esforço de reposição de espécies nativas nas áreas intervencionadas acompanha o controlo da invasora, numa nova unidade de intervenção constituída pela totalidade da bacia do rio Gerês. A própria espécie invasora pode ser utilizada para facilitar a reconstituição de comunidades vegetais nativas e reduzir a incidência da erosão, através de um projecto de restauração ecológica. A valorização da invasora como recurso de risco poderá contribuir para um controlo mais eficaz a longo prazo. Os trabalhos são realizados com o envolvimento das organizações locais e com a participação da população local.

Sísifo sobe a encosta e a sua pedra segue-o.


- Serra do Gerez –
Enxurrada do dia 1 de Outubro de 1912.
Uma quebrada, despenhando-se na encosta da Pedra
Bella, ao alto da ravina de Porcas, precipitou-se com
grande quantidade de agua sobre o valle, arrastando
consigo arvores, penedos, terras, etc.
A estrada de Braga foi cortada um pouco acima da
casa florestal da Assureira, ficando no seu logar
os grandes penedos que se vêem na linha pontua
da que marca a estrada, e indo o resto até ao rio.
A água chegou até acima das 1.as pernadas da olivei
ra à direita da photographia. À esquerda vê-se o resto
de um aqueduto [?] da estrada destruída.
Tude de Sousa

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Doutor João Bento, orientador desta dissertação, pela sua estimável paciência e porque na hora certa me pôs o fio de Ariane nas mãos.

À Fundação para a Ciência e a Tecnologia, na pessoa do Prof.Doutor João Sentieiro, pela atribuição da Bolsa de Mestrado no âmbito do concurso específico para atribuição de bolsas de formação científica visando diplomados com sólida experiência docente anterior no Ensino Superior.

À Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, instituição de acolhimento deste trabalho, em particular a todos os docentes, colegas e funcionários do Departamento Florestal.

Ao Grupo de Fogos Florestais da UTAD, nomeadamente ao Prof. Doutor Hermínio Botelho, ao Doutor Paulo Fernandes, ao Eng.º Carlos Loureiro, ao Técnico Délio Espinha, e à Natália Baptista.

Aos Serviços de Documentação e Extensão da UTAD, particularmente à D. Fernanda Cordeiro.

Ao Parque Nacional da Peneda Gerês, na pessoa do Prof. Doutor Henrique Pereira, por todo o apoio prestado no decorrer deste trabalho. Um agradecimento particular ao Eng.º Marcos Liberal, ao Eng.º Jorge Dias, à Técnica Ana Fontes, ao Técnico Jorge Barros e ao restante pessoal técnico e vigilantes da natureza.

À Eng.ª Marinha Esteves e ao Eng.º Nelson Rodrigues.

À Junta de Freguesia de Vilar da Veiga e à Empresa das Águas do Gerês.

Às colegas do Projecto Invader, Dr.ª Hélia Marchante e Dr.ª Elisabete Marchante.

À Dr.ª Haripriya Rangan, da Monash University, Melbourne.

Ao Dr. Francisco Sampaio e ao Sr. Leonel Franco da ex-Região de Turismo do Alto Minho.

Ao Sr. Michel Livernet, Grão-Mestre da Confrérie du Mimosa, em Mandelieu-La Napoule.

Ao Eng.º António Machado.

Um agradecimento mais pessoal é devido aos meus pais, à minha irmã e restante família.

E à Helena, ao Francisco e ao Lourenço, sem que seja necessário dizer porquê.

A todas as pessoas que de algum modo contribuíram para o presente trabalho, manifesto o meu reconhecido agradecimento.

REFERÊNCIAS

Aguiar, C.; Capelo, J. H. 1995. Anotação sobre a posição fitossociológica dos medronhais do Alto Minho. *Silva Lusitana*, 3 (1): 123-125.

Allison, S. D.; Vitousek, P. M. 2004. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. *Oecologia*, 141: 612-619.

Almeida, M. T.; Mouga, T.; Barracosa, P. 1994. The weathering ability of higher plants. The case of *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 333-343.

Bashford, R. 1991. Wood-boring Coleoptera and associated insects reared from *Acacia dealbata* Link in Tasmania. *Aust. Ent. Mag.*, 18 (3): 103-110.

Bashford, R. 1997. Records of insects associated with *Acacia dealbata* Link in Tasmania. *Australian Entomologist*, 24 (3): 109-115.

Bello, F. A. 1914. *Essencias Florestaes Exoticas a Cultivar em Portugal*. Dissertação inaugural apresentada ao Conselho Escolar do Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Bentham, G.; Mueller, F. 1864. *Flora Australiensis: a Description of the Plants of the Australian Territory. Vol. II. Leguminosae to Combretaceae.* Lovell Reeve & Co., London.

Benton, M. J. 1995. Diversification and extinction in the History of Life. *Science*, 268: 52-58.

Binggeli, P. 2001. The human dimensions of invasive woody plants. In: J. A. McNeely (ed.), *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN, Gland e Cambridge, pp. 145-159.

Binggeli, P. 2004. Book reviews - Invasion Biology. Critique of a Pseudoscience, by David I. Theodoropoulos. *Environmental Conservation*, 31 (2): 169-176.

Bohlen, P. J. 2006. Biological invasions: linking the aboveground and belowground consequences. *Applied Soil Ecology*, 32: 1-5.

Born, W.; Rauschmayer, F.; Bräuer, I. 2004. *Economic Evaluation of Biological Invasions – A Survey*. UFZ-Discussion Papers, Department of Economics, Sociology and Law, Centre for Environmental Research, Leipzig.

Broadhurst, L. M.; Young, A. G. 2006. Reproductive constraints for the long-term persistence of fragmented *Acacia dealbata* (*Mimosaceae*) populations in southeast Australia. *Biological Conservation*, 133: 512-526.

Brockwell, J.; Searle, S. D.; Jeavons, A. C.; Waayers, M. 2005. *Nitrogen Fixation in Acacias: an Untapped Resource for Sustainable Plantations, Farm Forestry and Land Reclamation*. ACIAR Monograph n.º 115, Australian Centre for International Agricultural Research.

Brooks, M. L.; D'Antonio, C. M.; Richardson, D. M.; Grace, J. B.; Keeley, J. E.; Ditomaso, J. M.; Hobbs, R. J.; Pellant, M.; Pyke, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54 (7): 677-688.

Brooks, M. L. 2007. Plant invasions and fire regimes. In: K. Zouhar, J. K. Smith, S. Sutherland & M. L. Brooks (eds.), *Wildland Fire in Ecosystems: Fire and Nonnative Invasive Plants*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-volume 6, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden. www.fs.fed.us/fmi/products/ Zouhar_et_al_2007.html.

Brunel, S. (coord.) 2003. *Plantes Envahissantes de la Région Méditerranéenne*. Agence Méditerranéenne de l'Environnement. Agence Régionale Pour l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Byers, J. E.; Cuddington, K.; Jones, C. G.; Talley, T. S.; Hastings, A.; Lambrinos, J. G.; Crooks, J. A.; Wilson, W. G. 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (9): 493-500.

Campbell, P. L. 1993. *Wattle Control*. Plant Protection Research Institute, Pretoria.

Campbell, P. L.; Bell, R. S.; Kluge, R. L. 1990. Identifying the research requirements for the control of Silver Wattle (*Acacia dealbata*) in Natal. *Suid-Afrikaanse Bosboutydskrif,* 155: 37-41.

Campbell, P. L.; Kluge, R. L.; Naudé, D. C. 1996. A new dimension in managing control strategies for alien plant control. In: *Proceedings of the Second Weed Control Congress*. Copenhagen, pp. 1279-1284.

Camus, A. 2002 [1.ª ed. francesa 1948]. *O Míto de Sísifo. Ensaio Sobre o Absurdo*. Ed. Livros do Brasil, Lisboa.

Capela, J. V. 2000. Os povos da serra do Gerês em luta contra a mata e os Serviços Florestais (1888-1910). In: A. Afonso (org.), *Terras de Bouro: Passado com História*. Série Cadernos de Cultura, n.º 3, Câmara Municipal de Terras do Bouro, pp. 27-38.

Capela, J. V. 2001. *Memórias e Imagens de Terras do Bouro Antigo. As Memórias Paroquiais de 1758.* Câmara Municipal de Terras do Bouro.

Capela, M. C.; Capela, J. V. 1992. A gestão do património e actividades económicas nas comunidades agro-pastoris da serra do Gerês (perspectiva dos regimentos dos séculos XVIII e XIX). In: J. V. Capela (coord.), *Terras de Bouro, o Homem e a Serra*. Série Cadernos de Cultura, n.º 2, Câmara Municipal de Terras do Bouro, pp. 67-111.

Cappuccino, N; Carpenter, D. 2005. Invasive exotic plants suffer less herbivory than non-invasive exotic plants. *Biology Letters*, 1: 435-438.

Carballeira, A.; Reigosa, M. J. 1999. Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Bot. Bull. Acad. Sin*., 40: 87-92.

Carlton, J. T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77 (6): 1653-1655.

Carvalho, A. A. 1942. Três acácias. *O Lavrador*, 667: 2, 668: 2-3; 669: 4; 671: 3.

Carvalho, J. M. 1943. Os Serviços Florestais e o problema da protecção à natureza e reserva de vegetação. *Publicações da Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas*, 10 (1): 125-134.

Casteleiro, J. M. (coord.) 2001. *Dicionário da Língua Portuguesa Contemporânea da Academia das Ciências de Lisboa*. Ed. Verbo, Lisboa, 2 vols.

Celesti-Grapow, L.; Blasi, C. 2004. The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. *Weed Technology*, 18: 1508-1513.

Cerling, T. E.; Harris, J. M.; MacFadden, B. J.; Leakey, M. G.; Quadek, J.; Eisenmann, V.; Ehleringer, J. R. 1997. Global vegetation change through the Miocene/Pliocene boundary. *Nature*, 389: 153-158.

Chenje, M.; Mohamed-Katerere, J. 2006. Invasive alien species. In: UNEP, *Africa Environment Outlook 2*. United Nations Environment Programme, Nairobi, pp. 331-349.

CNA [Comissão Nacional do Ambiente]. 1978. *Atlas do Ambiente. Carta da Distribuição de Acácias e Eucaliptos.* Secretaria de Estado do Ambiente [Lisboa].

Costa, A. L. 1976. A acção de produtos fitocidas no combate ao acacial infestante. In*: II Simpósio Nacional de Herbologia*. Oeiras: Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal e Sociedade Portuguesa de Fitiatria e Fitofarmacologia, pp. 239-252.

Costa, J. C.; Aguiar, C.; Capelo, J. H.; Lousã, M.; Neto, C. 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, 0: 5-56.

Coutinho, A. P. 1887. *Curso de Silvicultura. Esboço de uma Flora Lenhosa Portugueza*. Academia Real das Sciencias, Lisboa, tomo 2.

Cronk, C. B.; Fuller, J. L. 1995. *Plant Invaders. The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman & Hall, London.

D'Antonio, C. & Meyerson, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restauration Ecology*, 10(4): 703-713.

Daupias, F. 1893. *Guia de Horticultura Prática*. Casa Frederico Daupias, Lisboa.

Davis, M. A.; Grime, J. Ph.; Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology*, 88: 528-534.

Davis, M. A.; Grime, J. Ph.; Thompson, K. 2005. Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography*, 28 (5): 696-704.

Davis, M. A.; Pergl, J.; Truscott, A.-M.; Kollmann, J.; Bakker, J. P.; Domenech, R.; Prach, K.; Prieur-Richard, A.-H.; Veeneklaas, R. M.; Pyšek, P.; del Moral, R.; Hobbs, R. J.; Collins, S. L.; Pickett, S. T.; Reich, P. B. 2005. Vegetation change: a reunifying concept in plant ecology. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7: 69-76.

Davis, M. A.; Thompson, K.; Grime, J. Ph. 2001. Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions*, 7: 97-102.

De Candolle, A. 1855. *The Origin of Cultivated Plants*. D. Appleton & Co., New York [Trad. 1.ª ed. francesa, 1882].

de Neergaard, A.; Saarnak, C.; Hill, T.; Khanyile, M.; Matinez Berzosa, A.; Birch-Thomsen, T. 2005. Australian wattle species in the Drakensberg region of South Africa - An invasive alien or a natural resource? *Agricultural Systems*, 85 (2):216-233.

de Wit, M. P.; Crookes, D. J.; van Wilgen, B. W. 2001. Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions*, 3: 167-178.

Decocq, G.; Bordier, D.; Wattez, J.-R.; Racinet, Ph. 2004. A practical approach to assess the native status of a rare plant species: the controverse of *Buxus sempervirens* L. in northern France revisited. *Plant Ecology*, 173: 139–151.

DGF [Direcção Geral das Florestas]. 2001. *Inventário Florestal Nacional. Portugal Continental. 3.ª Revisão*. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.

DGSFA [Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas] 1940. Memória sobre o reconhecimento dos baldios no norte do Tejo efectuado em 1935. In: *Plano de Povoamento Florestal.* Ministério da Agricultura, Lisboa, pp. 34-138.

Di Castri, F. 1990. On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. In F. Di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 3-16.

Dukes, J. S.; Mooney, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 135-139.

Duncan, C. 1997. Environmental benefits of weed management. http://www.fs.fed.us/r4/boise/local-resources/noxious-weeds/documents/envirben.pdf.

Elton, C. S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations]. 1955. Tree Seed Notes. *Acacia dealbata* Link. *FAO Forestry Development Paper*, 5: 19-20.

Fernandes, M. M. 2005. *Estudo Cartográfico da Bacia do Rio Gerês (PNPG).* Trabalho final da disciplina de Cartografia Digital, Mestrado em Instrumentos e Técnicas de Apoio ao Desenvolvimento Rural, UTAD, Vila Real.

Fernandes, M. M.; Rodrigues, N.; Bento, J. S. 2006. Spatial patterns of *Acacia dealbata* Link in NW Portugal – first approach to a method for regional survey of invaded areas. *International Symposium Intractable Weeds and Plant Invaders – Programme and Abstracts*, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, p. 28.

Fernández-Quintanilla, C.; Saavedra, M. 1991. Malas hierbas: conceptos generales. In L. Garcia Torres & C. Fernández-Quintanilla (eds.), *Fundamentos sobre Malas Hierbas y Herbicidas*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 27-48.

Ferreira, A. B. H. 1999. *Novo Aurélio Século XXI: o Dicionário da Língua Portuguesa*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 3.ª ed.

Francisco, L. M. A.; Esteves, M. I. 2001. *Recuperação dos Habitats Naturais do Vale do Rio Gerês. Projecto Life Natureza N.º LIFE99NAT/P/6439. 1.º Relatório Interno de Actividades. 1 de Janeiro de 2001-31 de Dezembro de 2001*. Parque Nacional da Peneda-Gerês, Braga.

Francisco, L. M. A.; Esteves, M. I. 2002. *Recuperação dos Habitats Naturais do Vale do Rio Gerês. Projecto Life Natureza N.º LIFE99NAT/P/6439. 2.º Relatório Interno de Actividades. 1 de Janeiro de 2002-31 de Dezembro de 2002*. Parque Nacional da Peneda-Gerês, Braga.

Franco, J. A. 1943. *Dendrologia Florestal*. [Ed. Autor] Lisboa.

Franco, J. A. 1950. Flora lenhosa exótica da serra do Gerês. *Agronomia Lusitana*, 12: 381-402.

Frenot, Y.; Chown, S. L.; Whinam, J.; Selkirk, P. M.; Convey, P.; Skotnicki, M.; Bergstrom, D. M. 2005. Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological Reviews*, 80: 45–72.

Friedman, J. M; Auble, G. T.; Shafroth, P. B.; Scott, M. L.; Merigliano, M. F.; Freehling, M. D.; Griffin, E. R. 2005. Dominance of non-native riparian trees in western USA. *Biological Invasions*, 7: 747–751.

Gerlach Jr, J. D., 2004. The impacts of serial land-use changes and biological invasions on soil water resources in California, USA. *Journal of Arid Environments*, 57: 365-379.

Gherardi, F. 2004. Book review - Invasion Biology: Critique of a Pseudoscience, by David I. Theodoropoulos. *Ethology, Ecology & Evolution*, 16: 187-188.

Gilbert, J.M., 1959. Forest succession in the Florentine Valley, Tasmania. *Paper Proc. R. Soc. Tas.*, 93: 129-151.

Görgens, A. H.; van Wilgen, B. W. 2004. Invasive alien plants and water resources in South Africa: current understanding, predictive ability and research challenges. *South African Journal of Science*, 100: 27-33.

Graves, S. D.; Shapiro, A. M. 2003. Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation*, 110: 413-433.

Groves, R.H.; Boden, R.; Lonsdale, W.M. 2005. *Jumping the Garden Fence: Invasive Garden Plants in Australia and their Environmental and Agricultural Impacts.* CSIRO report, WWF-Australia, Sydney.

Guinet, Ph.; Vassal, J. 1978. Hypothesis on the differentiation of the major groups in the genus *Acacia* (*Leguminosae*). *Kew Bulletin*, 32(2): 509-527.

Heger, T.; Trepl, L. 2003. Predicting biological invasions. *Biological Invasions,* 5: 313–321.

Henriques, J. A. 1885. A vegetação da serra do Gerez. *Boletim da Sociedade Broteriana*, 3 (3): 155-225.

Heywood, V. H. 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. In J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: a Global Perspective.* John Wiley & Sons, Chichester, pp. 31-60.

Heywood, V. H. 2006. Changing attitudes to plant introduction and invasives. In: S. Brunel (ed.), *Invasive Plants in Mediterranean Type Regions of the World*. *Proceedings*.

Environmental Encounters Series, n.º 59, Council of Europe Publishing, Strasbourg, pp. 119-128.

Honrado, J. J.; Caldas, F. B.; Pulgar, I.; Ortiz Nuñez, S. 2001. Aspectos geobotânicos do Parque Nacional da Peneda-Gerês. *Quercetea*, 3: 65-80.

Hornby, A. S. 2005. *Oxford Advanced Learner' Dictionary of Current English*. Oxford University Press, Oxford, 7.ª ed.

Hunt, M. A.; Battaglia, M.; Davidson, N. J.; Unwin G. L. 2006. Competition between plantation *Eucalyptus nitens* and *Acacia dealbata* weeds in northeastern Tasmania. *Forest Ecology and Management*, 233: 260–274.

ICN [Instituto de Conservação da Natureza] 1995. *Plano de Ordenamento do Parque Nacional da Peneda-Gerês. Relatório de Síntese.* Parque Nacional da Peneda-Gerês, Braga.

ILDIS 2005. International Legume Database & Information Service. Versão 10. www.ildis.org

Inderjit; Seastedt, T. R.; Callaway, R. M.; Pollock, J. L.; Kaur, J. 2008. Allelopathy and plant invasions: traditional, congeneric, and bio-geographical approaches. *Biological Invasions*, 10: 875-890

IUCN [International Union for the Conservations of Nature] 2000. *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. Gland, Switzerland. www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/invasivesEng.htm

Jessop, J. P.; Toelken, H. R. (eds.) 1986*. Flora of South Australia. Part II. Leguminosae-Rubiaceae.* South Australian Government Printing Division, Adelaide, 4.ª ed.

Kangas, P. C. 2004. *Ecological Engineering. Principles and Practice*. CRC Press.

Kodela, P. G.; Tindale, M. D. 2001. *Acacia dealbata* subsp. *subalpina* (Fabaceae: Mimosoideae), a new subspecies from south-eastern Australia. *Telopea*, 9 (2): 319-322.

Kodela, P. G.; Tindale, M. D. 2005. *Acacia dealbata*. www.worldwidewattle.com

Krüssman, G. 1995. *Manual of Cultivated Conifers*. Timber Press, Portland.

Kull, C. A.; Rangan, H. 2008. Acacia exchanges: Wattles, thorn trees and the study of plant movements. *Geoforum*, 39 (3): 1258-1272.

Kull, C. A.; Tassin, J.; Rangan, H. 2007. Multifunctional, scrubby and invasive forests? Wattles in the highlands of Madagascar. *Mountain Research and Development*, 27 (3): 224-231.

Larson, B. M. 2005. The war of the roses: demilitarizing invasion biology. *Frontiers in Ecology and Environment,* 3 (9): 495-500.

Le Maitre, D. C. 2004. Predicting invasive species impacts on hydrological processes: the consequences of plant physiology for landscape processes. *Weed Technology*, 18: 1408-1410.

Leite, A.; Santos, C.; Saraiva, I.; Pinho, J. 1999. O planeamento florestal e as espécies invasoras. In: *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês, pp. 99-103.

Levine, J. M.; Vilà, M.; D'Antonio, C. M.; Dukes, J. S.; Grigulis, K.; Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 270 (1517): 775-781.

Liberal, M.; Esteves, M. 1999. Invasão de *Acacia dealbata* Link no Parque Nacional da Peneda-Gerês. In: *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês, pp. 99-103.

Liberal, M.; Oliveira, M. C. 1996. *Acacia dealbata* L. Planta invasora a combater. In: *5.ª Feira Mostra do Parque Nacional da Peneda-Gerês*, pp. 62-64.

Lima, J. M. 1920. *Eucalyptos e Acacias. Vinte Annos de Experiencias*. Livraria do Lavrador, n.º XXXII. Publicação do «Lavrador», Porto.

Link, H. F. 1803 *Voyage en Portugal depuis 1797 jusqu'en 1799.* Levrault, Schoell et Cgie., Paris.

Link, J. H. F. 1822. Acacia dealbata. *Enumeratio Plantarum Horti Regii Botanici Berolinensis Altera*. G. Reiner, Berlim, 2 vols.

Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology*, 80 (5): 1522-1536.

Lopes, L. 2006. *Eucaliptos Centenários da Quinta de São Francisco.* Raiz – Instituto de Investigação da Floresta e Papel.

López González, G. 2001. *Los Árboles y Arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 2 vols.

Loureiro, C. E. 2008. *Evolução da Mancha Florestal da Mata Nacional do Gerês – PNPG.* Dissertação de Mestrado em Engenharia de Recursos Florestais, UTAD, Vila Real.

Machado, C. 1999. Controlo de *Acacia melanoxylon*, *Acacia longifolia* e *Acacia dealbata* em áreas florestais. In: *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês, pp. 128-133.

Machado, A. M.; Fernandes, M. M.; Ribeiro, J. A. 2000. Invasão de *Acacia dealbata* Link no Castro de Sabroso (Guimarães): contribuição para uma estratégia de controlo. In: M. E. Rocha & M. Esteves (coord.), *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. *Volume Complementar.* Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês, pp.28-35.

Mack, M. C.; D'Antonio, C. M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13 (5): 195-198.

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: 689–710.

Maia, C. 1950. As primeiras observações botânicas feitas no Gerês. *Agronomia Lusitana*, 12 (4): 627-632.

Marchante, H.; Marchante, E.; Freitas, H. 2005. *Plantas Invasoras em Portugal. Fichas para Identificação e Controlo*. Ed. Autores, Coimbra.

Marrs, R. H.; Le Duc, M. G.; Mitchell, R. J.; Goddard, D.; Paterson, S.; Pakeman, R. J. 2000. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. *Annals of Botany*, 85 (suplem. B): 3-15.

Martins, P.; Ferreira, S.; Fernandes, M. M. 1999. Inventário de focos de invasão de *Acacia dealbata* Link: contribuição para o delineamento de uma metodologia. In: *I Encontro de Invasoras Lenhosas*, SPCF e ADERE, pp. 239-247.

Maslin, B. R. 2003. *Acacia pataczekii* D. I. Morris. www.worldwidewattle.com/speciesgallery/pataczekii.php.

Maslin, B. R. 2005. Classification and phylogeny of *Acacia*: a synopsis. www.worldwidewattle.com/infogallery/taxonomy/classification.php

Maslin, B. R. 2006. Generic and infrageneric names in *Acacia* following retypification of the genus. www.worldwidewattle.com/infogallery/taxonomy/names-for-acacia-following-ibc.pdf

Maslin, B. R.; Mcdonald, M. W. 2004. *AcaciaSearch – Evaluation of Acacia as a Woody Crop Option for Southern Australia*. Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.

Maslin, B. R.; Miller, J. T.; Seigler, D. S. 2003a. Overview of the generic status of *Acacia* (*Leguminosae*: *Mimosoideae*). *Australian Systematic Botany*, 16: 1-18.

Maslin, B. R.; Orchard, A. E.; West, J. G. 2003b. Nomenclatural and classification history of *Acacia* (Leguminosae: Mimosoideae), and the implications of generic subdivision. www.worldwidewattle.com/infogallery/taxonomy/nomen-class.pdf

May, B. 2001. Regeneration and nitrogen fixation by silver wattle after logging. *NFT News - Improvement and Culture of Nitrogen Fixing Trees*, 4 (1): 1-3.

May, B. M.; Attiwill, P. M. 2003. Nitrogen-fixation by *Acacia dealbata* and changes in soil properties 5 years after mechanical disturbance or slash-burning following timber harvest. *Forest Ecology and Management*, 181: 339–355.

McCarron, J. K. 2004. Book reviews - Invasion Biology: Critique of a Pseudoscience. *Journal of Environmental Quality*, 33: 2384-2385.

McNeely, J. A.; Mooney, H. A.; Neville, L. E.; Schei, P.; Waage, J. K. (eds.) 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. UICN, Gland e Cambridge.

Mesquita, E. 1892. Breves considerações sobre a arborisação do Gerez. *Jornal de Horticultura Prática*, 23: 108-110.

Meyer, L. D.; Dabney, S. M.; Kemper, W. D. 2001. Designing research to improve runoff and erosion control practices: exemple, grass edges. In: D. E. Stott, R. H. Mohtar e G. C. Steinhardt (eds.), *Sustaining the Global Farm. 10th International Soil Conservation*

Meeting. Purdue University e USDA-ARS National Soil Erosion Research Labratory, pp. 447-451.

Milton, S. J.; Wilson, J. R. U.; Richardson, D. M.; Seymour, C. L.; Dean, W. R.; Iponga, D. M.; Procheş, Ş. 2007. Invasive alien plants infiltrate bird-mediated shrub nucleation processes in arid savanna. *Journal of Ecology,* 95: 648-661.

Ministério da Agricultura. 1940. *Plano de Povoamento Florestal*. Imprensa Nacional, Lisboa.

Moody, M. E.; Mack, R. N. 1988. Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*, 25:1009-1021.

Mooney, H. A. 1999. The Global Invasive Species Program (GISP). *Biological Invasions*, 1**:** 97-98.

Mooney, H. A.; Cleland, E. E. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS*, 98 (10): 5446-5451.

Mooney, H.A.; Mack, R.N.; McNeely, J.A.; Neville, L.E.; Schei, P.J.; Waage, J.K. (eds.) 2005. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Island Press, Washington.

Moore, B. A. 2005. *Alien Invasive Species: Impacts on Forests and Forestry*. Forest Resources Development Service Working Paper FBS/8E, Forest Resources Division FAO, Rome. www.fao.org/docrep/008/j6854e/J6854E00.htm

Moran, V.; Zimmerman, H. 1991. Biological control of jointed cactus, *Opuntia aurantiaca* (Cactaceae), in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 37 (1-3): 5-27.

Moreira, A.; Ribeiro, M. L. 1991. *Carta Geológica do Parque Nacional da Peneda-Gerês*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza/Parque Nacional da Peneda-Gerês, Braga.

Myers, J.; Bazely, D. 2003. *Ecology and Control of Introduced Plants*. Cambridge University Press, Cambridge.

Naylor, R. L. 2000. The economics of alien species invasions. In H. A. Mooney & R. J. Hobbs (eds.), *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington DC, pp.241-259.

Neves, C. B. 1972. A propósito da inauguração do «Parque Nacional do Gerês». In: *A Natureza e a Humanidade em Perigo*. Secretaria de Estado da Agricultura, Vol.III, pp. 229-233.

Noble, I. R.; Slatyer, R. O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 43: 5-21.

NPS [National Parks Service].1997. *Exotic Species in the National Park Service*. Fact sheet of the Natural Resource Information Division, National Park Service.

O'Brien, W. 2006. Exotic invasions, nativism, and ecological restoration: on the persistence of a contentious debate. *Ethics, Place & Environment*, 9 (1): 63-77.

Oliveira Júnior, J. D. 1871. Chronica. *Jornal de Horticultura Prática*, 2: 74-76.

Orchard, A. E.; Maslin, B. R. 2003. Proposal to conserve the name *Acacia* (*Leguminosae: Mimosoideae*) with a conserved type. *Taxon*, 52 (2): 362-363.

Page, C.N. 1986. The strategies of bracken as a permanent ecological opportunist. In: R. T Smith & J. A. Taylor (eds.), *Bracken. Ecology, Land Use and Control Technology*. Parthenon Publishing Group, Carnforth, pp.173-181.

Paiva, J. 1999. *Acacia* Mill. In: S. Castroviejo (coord.) *Flora Iberica*. *Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Real Jardín Botánico, Madrid, Vol. VII (I), Leguminosae (partim), pp.11-25.

Parker, I. M.; Simberloff, D.; Lonsdale, W. M.; Goodell, K.; Wonham, M.; Kareiva, P. M.; Williamson, M. H.; Von Holle, B.; Moyle, P. B.; Byers, J.E.; Goldwasser, L. 1999 Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19.

Parker, V. 2001. Listening to the Earth: a call for protection and restoration of habitats. In: J. A. McNeely (ed.), *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN, Gland e Cambridge, pp. 43-54.

Pauchard, A.; García, R. A.; Peña, E.; González, C.; Cavieres, L. A.; Bustamante, R. O. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, 10: 547-553.

Pavari, A. *Eucalipti ed Acacie nella Peninsola Iberica*. R. Instituto Superiore Forestale Nazionale, Firenze.

Pickering, C. M.; Bear, R.; Hill, W. 2007. Indirect impacts of nature based tourism and recreation: the association between infrastructure and the diversity of exotic plants in Kosciuszko National Park, Australia. *Journal of Ecotourism*, 6 (2): 146-157.

Pickering, C. M.; Hill, W. 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management* 85: 791–800.

Pimentel, D. 2005. Environmental consequences and economic costs of alien species. In: Inderjit (ed.), *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*. Birkhäuser Verlag, pp. 269-276.

PNPG [Parque Nacional da Peneda-Gerês]. 2000. *Recuperação dos Habitats Naturais do Vale do Rio Gerês. Projecto LIFE 99 NAT/P/006439* [Plano de Gestão]. Parque Nacional da Peneda-Gerês, Braga.

Pollock, K. M.; Greer, D. H.; Bulloch, B. T. 1986. Frost tolerance of Acacia seedlings. *Australian Forest Research*, 16: 337-346.

Preston, G.; Williams, L. 2003. The Working for Water Programme. Threats and successes. *Service Delivery Review - A learning Journal for Public Service Managers*, 2 (2): 66-69.

Pyke, D. A. & Knick, S. T. 2003. Plant invaders, global change and landscape restoration. In: *Proceedings of the VIIth International Rangelands Congress*, Durban, South Africa, pp. 278-288.

Pyšek, P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25: 155-163.

Pyšek, P.; Cock, M. J.; Nentwig, W.; Ravn, H. P. 2007. Master of all traits: can we successfully fight Giant Hogweed? In: P. Pyšek, M. J. Cock, W. Nentwig & H. P. Ravn (eds.), *Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*. CAB International.

Pyšek, P.; Richardson, D. M.; Rejmánek, M.; Webster, G. L.; Williamson, M.; Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53 (1): 131-143.

Quertier, P.; Aboucaya, A. 1998. Surveillance et maitrise des espèces exotiques invasives en fôret domaniale: l'exemple d'*Acacia dealbata* en fôret domaniale de l'Estérel. *Biocosme Mésogéen*, 15 (1): 17-26.

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.

Rejmánek, M.; Richardson, D. M.; Pyšek, P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: E. Van der Maarel (ed.) *Vegetation ecology*, Blackwell Science, Oxford, pp. 332–355.

Ricciardi, A. Rapid evolutionary change in the Homogoce. *Conservation Biology*, 19 (5): 1672-1673.

Rice, P. M.; Smith, J. K. 2007. Use of fire to manage populations of nonnative invasive plants. In: K. Zouhar, J. K. Smith, S. Sutherland & M. L. Brooks (eds.), *Wildland Fire in Ecosystems: Fire and Nonnative Invasive Plants*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-volume 6, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden. www.fs.fed.us/fmi/products/Zouhar_et_al_2007.html.

Richardson, D. M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, F. D.; West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.

Richardson, D. M.; Pyšek, P. 2008. Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, 14: 161-168.

Richardson, D. M.; van Wilgen, B. W. 2004. Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts? *South African Journal of Science*, 100: 45-52.

Rocha, M. E.; Esteves, M. (coord.) 1999. *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês.

Rocha, M. E.; Esteves, M. (coord.) 2000. *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas*. *Volume Complementar.* Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais e Adere Peneda-Gerês.

Rodrigues, M. I. 1998. *Instalação de Parcelas de Estudo para o Controlo da* Acacia dealbata *Link no Parque Nacional da Peneda-Gerês.* Trabalho de fim de curso de Gestão de Recursos Florestais. Instituto Politécnico de Bragança/Escola Superior Agrária, Bragança.

Roiron, P.; Ali, A. A.; Guendon, J.-L.; Carcaillet, C.; Terral, J.-F. 2004. Preuve de l'indigénat de *Populus alba* L. dans le Bassin méditerranéen occidental. *C. R. Biologies*, 327: 125-132.

Ross, J. H. 1975. The naturalized and cultivated exotic *Acacia* species in South Africa. *Bothalia*, 11: 463-470.

Roy, J. 1990. In search of the characteristics of plant invaders. In: F. Di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 335-352.

Sanz Elorza, M.; Dana Sánchez, E. D.; Sobrino Vesperinas, E. (eds.) 2004. *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.

Schooler, S. S.; Williams, D.G.; Stokes, K.; Julien, M. 2005. *Invasive plants: impacts and management in rivers and catchments*. International River Symposium. www.riversymposium.com

Serra, M. G. L.; Carvalho, M. L. S. 1989. *A Flora e a Vegetação do Parque Nacional da Peneda-Gerês. Contribuição para o Plano de Ordenamento desta Área Protegida.* Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.

Silva, A. O. 1871. Acacia dealbata. *Jornal de Horticultura Prática*, 2: 186.

Silva, A. R.; Rozeira, A.; Fontes, F. 1950. Os carvalhais da serra do Gerês. Esboço fitosociológico. *Agronomia Lusitana*, 12 (3): 433-450.

Silva, I. M. 1990. O combate à invasão da *Acacia dealbata* Link passa pelo aumento da investigação. In: *Livro de Comunicações do II Congresso Florestal Nacional*. Associação Florestal do Norte e Centro e Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, pp. 623-629.

Silva, I. M. 1992. *Combate à mimosa,* Acacia dealbata *Link, no Parque Nacional da Peneda-Gerês.* Curso de Formação Profissional para Técnicos Superiores da Direcção Geral das Florestas.

Silva, I. M.; Baptista, M. C. 1989. Combate à mimosa, *Acacia dealbata* Link, no Parque Nacional da Peneda-Gerês. In: *II Congresso de Áreas Protegidas. Comunicações.* Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa, pp. 285-296.

Silva, L.; Smith, C. W. 2006. A quantitative approach to the study of non-indigenous plants: an example from the Azores Archipelago. *Biodiversity and Conservation*, 15: 1661-1679.

Simberloff, D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*, 5: 179-192.

Smith, J.M.B. 2000. An introduction to the biogeography and ecology of broom (*Cytisus scoparius*) in Australia. *Plant Protection Quarterly*, 15 (4): 140-144.

Sousa, T. M. 1909. O Gerez florestal. In: *Serra do Gerez. Estudos – Aspectos – Paisagens*. Livraria Chardron, Porto, pp. 98-110.

Sousa, T. M. 1926. *Mata do Gerez. Subsídios para uma Monografia Florestal.* Imprensa da Universidade, Coimbra.

Sousa, T. M. 1927. *Gerez (Notas Etnográficas, Arqueológicas e Históricas).* Imprensa da Universidade, Coimbra.

Sousa, T. M. 1944. Serra do Gerez (Notas de História Florestal). *Agros*, 27 (3/6): 125-130 [reed. em 2001 pela Empresa das Águas do Gerês].

Stock, W. D.; Wienand, K. T.; Baker, A.C. 1995. Impacts of invading N_2-fixing *Acacia* species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ^{15}N natural abundance values. *Oecologia,* 101: 375-382.

Stromberg, J. C.; Lite, S. J.; Marler, R.; Paradzick, C.; Shafroth, P. B.; Shorrock, D.; White, J. M.; White, M. S. 2007. Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the *Tamarix* case. *Global Ecology and Biogeography,* 16: 381-393.

Talukdar, S. 1981. The spread of Australian tree species and their displacement of the indigenous Flora of Lesotho. *XIII International Botanical Congress*, Sidney, 15 pp.

Tait, W. C. 1885. Cultura das acacias. *Jornal de Horticultura Prática*, 16: 246-248.

Tait, W. C. 1886. Acacia dealbata. *Jornal de Horticultura Prática*, 17: 210-211.

Talavera, S.; Aedo, C.; Castroviejo, S.; Romero, C.; Sáez, L.; Salgueiro, F. J.; Velayos, M. (eds.). 1999. LXXXVIII. Leguminosae. In: S. Castroviejo (coord.), *Flora Iberica*. *Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Real Jardín Botánico, Madrid, Vol. VII (I), Leguminosae (partim), pp. 3-486.

Taylor, J. A. 1986. The bracken problem: a local hazard and global issue. In: R. T Smith & J. A. Taylor (eds.), *Bracken. Ecology, Land Use and Control Technology.* Parthenon Publishing Group, Carnforth, pp. 21-42.

Theodoropoulos, D. I. 2003. *Invasion Biology: Critique of a Pseudoscience*. Avvar Books, Blythe.

Thompson, K.; Hodgson, J. G.; Rich, T. C. 1995. Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography*, 18: 390-402.

Tindale, M. D.; Kodela, P. G. 2005. *Acacia nanodealbata*. www.worldwidewattle.com

Turnbull, J. W. 1997. Australian Vegetation. In: J. C. Doran & J. W. Turnbull, *Australian Trees and Shrubs: Species for Land Rehabilitation and Farm Planting in the Tropics*. ACIAR, Canberra, pp. 19-37.

Usher, M. B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. *Biological Conservation*, 44: 119-135.

van Wilgen, B.W.; 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: 145-168.

Vassal, J. 1996. Un exemple de biodiversité: le genre *Acacia* subgen. *Heterophyllum*. In: *Actes du Colloque International de Phytogéographie Tropicale*. Orstom, Paris, pp. 366-377.

Vassal, J.; Rouane, P. 1991. Apport dês caracteres juveniles à la classification dês Acacias australiens. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse.,* 127: 101-109.

Vieira, G. T. 1996. A acção dos *pipkrakes* na morfogénese actual na serra do Gerês. *Finisterra*, 31: 3-28.

Vilà, M.; Tessier, M.; Suehs, C. M.; Brundu, G.; Carta, L.; Galanidis, A.; Lambdon, P.; Manca, M.; Médail, F.; Moragues, E.; Traveset, A.; Troumbis, A. Y.; Hulme, P. E. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 33: 853-861.

von Mueller, F. [trad. J. Henriques] 1905. *Diccionario de Plantas Uteis*. Gazeta das Aldeias, Porto.

Watson, P. 2000. In appreciation of the common black wattle. *Australian Plants Online*, 19. http://asgap.org.au/APOL19/sep00-4.html.

Webb, D. A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15: 231_236.

Whittaker, R. J.; Bush, M. B.; Partomihardjo, T.; Asquith, N. M.; Richards, K. 1992. Ecological aspects of plant colonisation of the Krakatau Islands. *GeoJournal*, 28 (2): 201-211.

Wiedmann, A. M.; Pickart, A.1996. The *Ammophila* problem on the northwest coast of North America. *Landscape and Urban Planning*, 34: 287-299.

Williams, J. A.; West, C. J. 2000. Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. *Austral Ecology*, 25: 425-444.

Williamson, M.; Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology*, 77 (6): 1661-1666.

Zhang, L.; Dawes, W. R.; Walker, G. R. 1999. *Predicting the Effect of Vegetation Changes on Catchment Average Water Balance*. Technical Report 99/12, Cooperative Research Center for Catchment Hydrology.

ANEXOS

ANEXO I - PAINEL APRESENTADO NO *INTERNATIONAL SYMPOSIUM INTRACTABLE WEEDS AND PLANT INVADERS* (PONTA DELGADA, 17-21 JULHO 2006)

SPATIAL PATTERNS OF *ACACIA DEALBATA* LINK IN NW PORTUGAL

FIRST APPROACH TO A METHOD FOR REGIONAL SURVEY OF INVADED AREAS

Fernandes, Manuel M.[1] Rodrigues, Nelson[2] Bento, João S.[3]

1 Escola Superior Agrária de Viseu, Quinta da Alagoa, 3500-606 Viseu, Portugal E-mail: mfernand@esav.mail.pt
2 Parque Nacional da Peneda Gerês, Av. António Macedo, 4704-538 Braga, Portugal E-mail: nelsonrodrigues3@hotmail.com
3 Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Departamento Florestal, Quinta de Prados, Apartado 1013, 5001-801 Vila Real, Portugal E-mail: j_bento@utad.pt

INTRODUCTION

Acacia dealbata Link is virtually the main terrestrial plant invader in non coastal habitats in NW Portugal. Due to its xenotype behavior, it is able to invade a large variety of habitats, including roadsides, river banks, rangelands and forests. The spatial patterns of invasion are evident in the flowering period and they are likely to reflect the actual stage of the invasion process. Despite this evidence, regional surveys of invasion patterns have not yet been done. As a consequence, management strategies are poorly informed about the invasion process in coherent areas such as river basins. This led us to propose a method for field surveys, based in the classification of the spatial pattern showed by the invader species.

METHODOLOGY

Three river basins in NW Portugal were selected for field work: Cávado (namely Gerês sub-basin), Ave and Douro (namely Corgo sub-basin). In these basins invaded areas by *Acacia dealbata* are extent and expanding .
The selected areas were surveyed along road transects and panoramic points in flowering period (February-March 2006). The recording of invaded situations was done with field maps and digital photography. The visual analysis of the recorded patterns of invasion was the basis for the construction of a classification rank.

RESULTS

The classification of the spatial pattern showed by *Acacia dealbata* is presented in Table 1.
We propose a rank based in 5 patterns, further subdivided into 9, ranging from isolated individuals to single stand patches, that includes most of the invasive patterns found in field work (Photos 1-12).

Table 1. Spatial patterns of *Acacia dealbata* - classification rank for field surveys

RANK	DESCRIPTION	NO. OF INDIVID.	DIMENSION distance (d) - radius (r) - lenght (l) - cross section (cs)
0	Absence	0	0
0+	Absence, but suitable conditions for invasion	0	0
1	Isolated individual	±1	$d \geq 100$ m (from other individuals)
2	Spreaded individuals	>1	$d < 100$ m (from other individuals)
3	Group	>1	$r \leq 10$ m (from the centre of the group)
4	Strip	>>1	$l \geq 50$ m and $cs \geq 10$ m
5	Small patch	>>1	$10 \leq r < 100$ m (from the centre of the patch)
5+	Medium patch	>>1	$100 \leq r < 500$ m (from the centre of the patch)
5++	Large patch	>>1	$r \geq 500$ m (from the centre of the patch)

Fig. 1 Gerês valley. Rank 1.
Fig. 2 Gerês valley. Rank 1.

Fig. 3 Gerês valley. Rank 1 & rank 2.
Fig. 4 Marão mountain (Corgo sub-basin). Rank 4.

Fig. 5 Corgo valley. Rank 5.
Fig. 6 Corgo valley. Rank 5.

Fig. 7 Corgo valley. Rank 5.
Fig. 8 Ave valley. Rank 5.

Fig. 9 Gerês valley. Rank 5+.
Fig. 10 Gerês valley. Rank 5+.

Fig. 11 Gerês valley. Rank 5+.
Fig. 12 Gerês valley. Rank 5++.

FINAL REMARKS

The classification proposal is still under development but it is intended to be a low cost reliable method to render an accurate description of the spatial pattern of invasion. This classification can be applied to the cartographic kilometric grid used as recording reference in the field and afterwards integrated in a Geographical Information System. Unlikely remote detection methods, using either aerial photograph or satellite image, this classification is probably most suitable for recording early stages of invasion.
We expect that its development can provide public authorities and private stakeholders a reliable method to record and monitor the invasion process at the regional level, and thus promote consistent management plans.

ANEXO II - FICHA DE CAMPO

FICHA DE CAMPO

"Recuperação de Habitats Naturais no Vale do Rio Gerês"

PARCELA N.º_____/_____ ÁREA da PARCELA _____m^2

DADOS RECOLHIDOS POR:_____ DATA:___/__/__

ALTITUDE:____ (m) DECLIVE:____ (%) EXPOSIÇÃO:_____

DISTÂNCIA À LINHA ÁGUA:_____ (m) PEDREGOSIDADE:_____ (%)

APROXIMAÇÃO AFLORAMENTOS:___ (m) COORDENADAS GPS:_____

PROFUNDIDADE do SOLO: ____ (cm) TIPO SOLO:_____

TIPO SUBSTRATO:_____ % SOLO DESCOBERTO:_____

DATA do ULTÍMO TRATAMENTO____/____/_____
TIPO DE TRATAMENTO:

FOGO: SIM ☐ DATA do FOGO____/____/_____
NÃO ☐

COBERTURA POR ESTRATO (%)

Espécies	E0 Muscinal %	E2 Herbáceo %	E3 Arbus.baixo %	E3 Arbus.alto %	E4 Arboreo %

RESUMO DO GRAU COBERTURA POR PARCELA

TIPO DE ESTRATO	GRAU DE COBERTURA %	ALTURA MÁXIMA DA VEGETAÇÃO (cm)
E0 (0 – 1 cm)		
E1 (0 – 50 cm)		
E2 (50 cm – 2m)		
E3 (2m - 5m)		
E4 > a 5m		

Observações: _____

ANEXO III - GUIÃO DA ENTREVISTA

GUIÃO DAS ENTREVISTAS REALIZADAS

CARACTERIZAÇÃO DO ENTREVISTADO

- Idade
- Profissão
- Naturalidade
- Vivência local

PERCEPÇÕES SOBRE *ACACIA DEALBATA*

- Há quanto tempo conhece a planta na freguesia/concelho?
- Como evoluiu a presença da planta na freguesia/concelho/região?
- Como encaram os habitantes a presença da planta? (utilização, usos possíveis, indiferença, planta problema, planta a erradicar, …)
- Que impacto tem a planta nas actividades da freguesia?
- Conhece formas de controlo da planta?
- Conhece formas de aproveitamento da planta?
- Sabe se a planta é nativa ou foi introduzida?
- Acha que a planta deve ser controlada?
- Qual a relação/articulação com o PNPG sobre este assunto?