

Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa

Hélia Sofia D. C. Marchante

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia

da Universidade de Coimbra para obtenção do grau de Mestre em Ecologia

Coimbra, 2001

Agradecimentos

Porque sozinha nunca teria sido capaz, fico feliz por, ao chegar aqui, ter a possibilidade de agradecer a quem me acompanhou nesta caminhada ... mesmo correndo o risco de esquecer alguém ...

Obrigado...

Professora Helena Freitas por ter aceite a orientação desta tese, por me ter ensinado a procurar as soluções... pelo apoio nas minhas decisões e na minha caminhada científica...

Professora Cristina Cameira, Leonor, Sr. Jorge e Fernando por todo o apoio, paciência e ensinamentos na realização das análises químicas.

Professor Goldsmith pelos ensinamentos, valiosa ajuda na definição da metodologia, e companhia agradável ao percorrer os sistemas dunares do nosso país.

Dr. José Paulo Sousa, Cristina Santos, Filomena e Veneranda pelas discussões construtivas sobre a estatística.

Dr. Paiva, Maria João, Sr. Silvío e Sr. Arménio pelo esclarecimento de algumas dúvidas na identificação taxonómica das espécies.

Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto, nas pessoas do Dr. Manuel dos Santos, pela oportunidade de realização de parte deste estudo na área da Reserva, e do Eng. Gilberto Silva pela ajuda na selecção das áreas, bibliografia cedida, e discussões sobre o tema.

Parque da Costa Alentejana e Sudoeste Algarvio, nas pessoas do Dr. Serranito Nunes , pela oportunidade de realização do estudo na área do Parque, e da Dr.^a Inês Trigo por todo o apoio na selecção das áreas, obtenção de informação, e ajuda no campo.

Direcção Regional da Agricultura, na pessoa da Eng. Alda Vieira, pela autorização de realização de parte deste estudo nas Praias do Palheirão e Quiaios, e pela bibliografia cedida.

Manuel Fernandes e Doutor Páscoa por toda a bibliografia e informação partilhadas.

Agradecimentos

Pedro, Juergen e Helena Castro pela paciência, companhia e “trabalhos forçados” nas saídas de campo em que me acompanharam.

Família Schreck de Odemira pela cama, comida e serões agradáveis em muitas das saídas de campo à Foz dos Ouriços.

Filipe, meu companheiro de caminhada na ciência, pela amizade, paciência, companhia e compreensão. E pelas discussões de onde muita vez se fez luz:)

Catarina Schreck, minha companheira das dunas, pelas discussões científicas, amizade, companhia e partilha de quem passa pelos mesmos caminhos e dúvidas.

Jorge Vicente pela amizade, bom gosto e disponibilidade mais uma vez confirmados na realização da capa deste trabalho.

Silvia pela amizade, horas infindáveis na leitura final desta tese e pelo exemplo de vida.

Meus amigos queridos, pelo sentido que dão à minha vida, pelo apoio e por serem quem são ... não vou dizer nomes para não esquecer ninguém ... vocês sabem quem são e estão sempre comigo, mesmo a muitos quilómetros de distância...

Papás, os melhores do mundo, pela vida, as oportunidades, o exemplo, e o apoio incondicional em todos os passos da minha vida.

Beta, pela presença e amizade constantes, as muitas discussões construtivas e revisões desta tese e a ajuda na realização das análises dos nitratos e da amónia. Acima de tudo pelo exemplo de uma vida com sentido, coerente e feliz... sem ela não seria o que sou hoje...

Vida sem ela nunca estaria aqui... a oportunidade de aprender e descobrir coisas novas... é incrível as vezes que me esqueço de a agradecer...

Ao Amor, porque a vida sem ele não faria sentido...

Resumo

As invasões biológicas são cada vez mais reconhecidas como uma das maiores ameaças à biodiversidade, podendo alterar estrutural e funcionalmente os ecossistemas. Actualmente, são consideradas um dos principais componentes das alterações globais, contribuindo para a uniformização global das espécies.

Os ecossistemas costeiros são extremamente importantes por constituírem a primeira barreira física eficaz contra o avanço do mar. No entanto, estão sujeitos a elevados níveis de perturbações naturais e antropogénicas. Os sistemas dunares intactos, ou pouco perturbados, são menos afectados pela erosão, sendo caracterizados por uma grande diversidade de espécies vegetais autóctones, capazes de fixar as areias e formar o cordão dunar. Ao longo da costa portuguesa, são já muito raros os sistemas dunares bem conservados, verificando-se actualmente o rápido desenvolvimento de algumas espécies vegetais exóticas com comportamento invasor, nomeadamente várias espécies de *Acacia*.

Acacia (*Leguminosae*) é um género que inclui cerca de 1200 espécies, originárias, na sua maioria, da Austrália e de África. Desde o início do século XX, foram introduzidas em Portugal, cerca de 13 espécies de *Acacia*. Actualmente, algumas dessas espécies – *A.dealbata*, *A.melanoxylon* e *A.longifolia* – constituem um grave problema de invasão biológica, a nível nacional, nomeadamente pela ameaça que constituem para a conservação de áreas com elevado valor de protecção. No litoral, várias espécies - nomeadamente *A.melanoxylon*, *A.longifolia*, *A.cyclops*, *A.saligna* - foram introduzidas com o objectivo de fixação das areias, mas posteriormente, muitas vezes associado a eventos de fogo, foram desenvolvendo comportamento invasor. O sucesso das acácias como espécies invasoras deve-se à elevada produção de sementes, com elevada longevidade no solo, e dispersão eficiente; à elevada taxa de crescimento; à ausência de inimigos naturais e à germinação e rebentamento fortemente estimulados pelo fogo.

Este trabalho tem como principal objectivo contribuir para o conhecimento do processo de invasão por espécies de *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses, incidindo objectivamente na avaliação dos impactos que *Acacia* está a ter nestes sistemas. Esta avaliação concretiza-se a nível das comunidades vegetais invadidas, através de variáveis

como a riqueza específica e cobertura do total das espécies, e de cada tipo fisionómico de Raunkiaer em particular, e ainda da diversidade e equitabilidade das espécies. A avaliação dos efeitos de *Acacia* a nível do solo realiza-se através da análise da disponibilidade de azoto e carbono na areia, e ainda quantificando as alterações da folhada e sua constituição em azoto e carbono.

Para este estudo, foram seleccionados quatro locais ao longo do litoral português: três no centro-norte do país (Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto, Praia do Palheiro e Praia de Quaios) e um no sul (Foz dos Ouriços situado no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina). Em cada um destes locais foram seleccionadas áreas na duna primária e interduna, onde se instalaram 12 parcelas permanentes de 5X5m, 6 com *Acacia* e 6 sem *Acacia*. Estas parcelas foram monitorizadas, desde o Inverno de 1998/9 até ao Outono de 1999, registando-se, para cada uma, o número de espécies presente, a sua identificação e respectiva cobertura. As espécies foram depois agrupadas por tipos fisionómicos, construindo-se os espectros fisionómicos da flora e da vegetação, para análise da cada comunidade. Para cada comunidade, foram ainda calculados o índice de diversidade de Shannon e o índice de equitabilidade de Pielou e construídas curvas de dominância-diversidade, o que permitiu a fácil comparação das comunidades invadidas e não invadidas.

Para avaliação dos efeitos de *Acacia* ao nível do solo, foi realizada uma saída de campo em Julho de 2000, apenas à praia do Palheiro, onde se recolheram amostras de areia, dos horizontes orgânico e mineral, e de folhada. Nas amostras de areia foram analisados os conteúdos em azoto total, nitratos, amónia e carbono. A folhada foi quantificada e analisada quanto ao conteúdo em azoto e carbono.

As espécies de *Acacia*, essencialmente *A.longifolia*, invasoras dos sistemas dunares em estudo, estão a promover comunidades quase monoespecíficas, sendo responsáveis pela redução da diversidade biológica. Por pertencer a um tipo fisionómico diferente, da maioria das espécies nativas das comunidades estudadas, *Acacia* spp. está também a promover a alteração da estrutura dessas comunidades. A sua presença está a diminuir especialmente a riqueza específica dos terófitos e hemicriptófitos, atenuando, assim, a variação sazonal

observada nas comunidades não invadidas. A sua introdução nos sistemas dunares está ainda a promover o aumento da disponibilidade em azoto e carbono, e o aumento da folhada acumulada a qual é, por sua vez, enriquecida em azoto. Como consequência o sucesso das espécies nativas diminui, porque a folhada dificulta o acesso das sementes ao solo e impede a obtenção de luz para a germinação/ desenvolvimento; e a invasão pela própria *Acacia*, e por outras espécies exóticas, é facilitada porque aumenta o azoto disponível num ecossistema naturalmente pobre neste nutriente.

Pretende-se que os resultados obtidos neste trabalho possam servir de base ao estabelecimento de áreas prioritárias nos sistemas dunares para a gestão dos problemas de invasão, assim como para a identificação dos efeitos concretos a mitigar aquando da recuperação dos sistemas invadidos.

Abstract

The structure and functioning of ecosystems are being seriously affected by invasive species, which are considered to be the second most important threat to earth's biodiversity. Biological invasions processes are leading to "ecological homogenization" of the world, which turns it into an essential component of global change.

Coastal ecosystems are extremely important because they represent the first efficient barrier against ocean advance. However, these ecosystems, and specially sand dunes, are extremely vulnerable to natural and human pressures. Undisturbed dune ecosystems are less affected by erosion processes, being characterized by a high diversity of native plant species, capable of fix sand and form dunes. Along the Portuguese sand dunes, pristine dune systems are becoming rare, being obvious the considerable spread of several exotic plant species, with invasive behavior, namely some *Acacia* species.

Acacia (*Leguminosae*) is a genus with about 1200 species, the majority being native from Australia and Africa. Since the beginning of the XX century, about 13 species were introduced in Portugal. At present *A.dealbata*, *A.melanoxylon* and *A.longifolia* represent a serious problem in Portugal, namely in protected areas.

On coastal ecosystems, a few species - *A.melanoxylon*, *A.longifolia*, *A.cyclops*, *A.saligna* among others – were introduced for dune stabilization but, afterwards, and frequently associated with fire events, they started to develop an invasive behavior. *Acacia* success, as invasive species, is due to its prolific seed production, with high longevity in soil, and being efficiently dispersed; its high growth rate; absence of natural enemies and stimulation of germination and sprouting by fire.

This work aims to increase the knowledge of the invasion of Portuguese dune systems by *Acacia* species, through the evaluation of *Acacia* impacts in these systems. These impacts in invaded plant communities will be evaluated based on variables such as species richness, total species cover, Raunkiaer life forms, evenness and diversity. Evaluation of *Acacia* effects on soil will involve analyzes of N and C availability on sand, and quantification of N and C on litter.

Four sites were selected, along the Portuguese coastal systems: 3 in central-north (Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto, Praia do Palheiro and Praia de Quiaios) and one in the south (Foz dos Ouriços located in Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina). In each

Abstract

site 12 permanent plots of 5x5m were established, 6 with *Acacia* and 6 without *Acacia*. These plots were monitored from winter 1998/9 to autumn 1999, and species number, identification and cover were registered. Species were then gathered according to life forms, compiled in flora and vegetation spectrums, which allowed community description. For each community, Shannon diversity index and Pielou evenness index were also calculated and dominance-diversity curves computed, enabling comparison of invaded and non-invaded communities.

Evaluation on *Acacia* effects at soil level was performed in July 2000, in Praia do Palheiro, where sand (mineral and organic horizon) and litter samples were collected. Sand samples were analyzed for N, NO_3^- , NH_4^+ and C contents, and litter was quantified and analyzed for N and C contents.

Acacia species invading the studied dune systems, are promoting almost monospecific communities, being responsible for biological diversity decrease. Belonging to a different life form, when compared to the majority of native species presents in studied communities, *Acacia* is also promoting the structural change of those communities. Its presence is decreasing species richness, with special incidence in terophytes and hemycryptophytes, reducing seasonal variation observed on native communities. Its introduction on dune systems is also promoting an increase in N and C availability, and an increase of litter accumulated on soil, which is enriched in N. Consequently, native species success is decreasing, once litter accumulation prevents the seeds from reaching soil, and greatly decreases light availability to seed germination and seedlings development. As it is increasing N availability in a naturally poor soil it is also enhancing the invasion by *Acacia* itself, and other exotic species.

It is expected that the results of this work would be used to prioritize areas, and species, in the Portuguese dunes systems, in terms of management and control measures. It is also expected to identify the specific effects that should be mitigated in future programs aiming the rehabilitation of invaded systems.

Índice

Índice de tabelas	xv
Índice de figuras	xv
INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS GERAIS	1
INVASÕES BIOLÓGICAS	3
Invasões biológicas: definições e breve perspectiva histórica	3
As invasões biológicas no mundo	6
“Invasibilidade” dos ecossistemas	7
O processo de invasão	9
Principais etapas de um processo de invasão	9
Breve caracterização das espécies invasoras	11
Potenciais efeitos de uma espécie invasora	13
Interacção das espécies invasoras com o fogo	14
Impactos sócio-económicos das invasões biológicas	16
Conservação dos ecossistemas face às invasões biológicas	18
O género invasor <i>Acacia</i>	20
Breve análise histórica da introdução de <i>Acacia</i> em Portugal	22
Espécies de <i>Acacia</i> presentes nos sistemas dunares portugueses	24
Fenologia das espécies identificadas	25
Metodologias aplicadas no controlo das acácias	27
Referências bibliográficas	33
EFEITO DA PRESENÇA DE <i>ACACIA</i> NA BIODIVERSIDADE VEGETAL DOS SISTEMAS DUNARES	41
Introdução	41
Sistemas dunares	41
Importância das espécies vegetais na formação dos sistemas dunares	41
Breve caracterização dos sistemas dunares portugueses	42
Biodiversidade das comunidades vegetais	44
O que se entende por biodiversidade	44
Efeitos da invasão por espécies exóticas na biodiversidade nativa	46

Avaliação da biodiversidade	47
Importância das classificações funcionais	49
Objectivos	50
Materiais e métodos	51
Caracterização dos locais de estudo	51
Trabalho de campo	57
Instalação das parcelas	57
Monitorização das parcelas	58
Identificação das espécies	60
Parâmetros analisados	60
Tratamento dos dados	63
Resultados	65
Riqueza específica total	65
Cobertura	68
Tipos fisionómicos de Raunkaier	71
Riqueza específica de cada tipo fisionómico	72
Cobertura de cada tipo fisionómico	81
Índice de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade	89
Curvas de dominância-diversidade	92
Discussão	98
Riqueza específica	98
Cobertura	100
Tipos fisionómicos	101
Diversidade	105
Conclusão	106
Referências bibliográficas	108
EFEITO DE ACACIA NA DISPONIBILIDADE DE AZOTO NO SOLO	115
Introdução	115
Influência da disponibilidade de nutrientes do solo na diversidade de espécies vegetais	115
Dinâmica do azoto nos ecossistemas dunares	117
Plantas invasoras fixadoras de azoto: o exemplo das acácias	118
Objectivos	119
Materiais e métodos	121

Procedimento experimental em campo	121
Análises em laboratório	121
Preparação e análise das amostras de solo	121
Preparação e análise das amostras de folhada	125
Tratamento de dados	126
Resultados	127
Parâmetros determinados nas amostras de solo	127
Matéria orgânica e Carbono	127
Azoto total	128
Razão carbono:azoto	129
Azoto mineral: amónio (NH ₄ ⁺) e nitrato (NO ₃ ⁻)	130
Parâmetros determinados para as amostras de folhada	131
Peso seco	131
Matéria orgânica e Carbono	132
Azoto total	133
Razão carbono:azoto	134
Discussão	134
Conclusão	138
Referências bibliográficas	139
CONCLUSÕES GERAIS	143
Referências bibliográficas	147
Anexo I: Inventários florísticos	A1

Índice de tabelas

Tabela		Pág.
II.I	Parâmetros monitorizados em cada parcela. □- parcela permanente de 5x5m	59
II.II	Espécies ausentes nas parcelas em que <i>Acacia</i> está presente, nos quatro locais de estudo. Os terófitos apresentam maior n.º de espécies ausentes, com excepção da Foz do Ouriços, onde os criptófitos ausentes são em maior número.	103

Índice de figuras

Figura		Pág.
1.1	Principais etapas de um processo de invasão.	9
1.2	Efeitos mais comuns de uma espécie invasora nos ecossistemas que invade.	14
1.3	Características presentes em muitas das espécies invasoras de <i>Acacia</i> , que promovem o seu elevado potencial invasor.	21
1.4	<i>Acacia longifolia</i> : esquema dos filódios e inflorescência (esquerda, <i>adaptado de Whibley, 1980</i>); pormenor da floração (central) e aspecto da árvore (direita) de um espécime de S.Jacinto, em Fevereiro de 2000.	24
1.5	<i>Acacia saligna</i> : esquema dos filódios e inflorescência (esquerda, <i>adaptado de Whibley, 1980</i>); pormenor dos filódios (central) de um espécime da Foz dos Ouriços, em Julho de 1999; e pormenor da inflorescência (direita, <i>adaptado de Polunin, 1999</i>).	25
2.1	Representação de fenómenos que contribuem actualmente para a diminuição da biodiversidade, o que por sua vez pode ter inúmeros efeitos no ecossistema.	45
2.2	Localização geográfica dos locais de estudo. SJ – S.Jacinto, P – Palheirão, Q – Quiaios, FO – Foz dos Ouriços.	51
2.3	Sistema dunar da Reserva natural das Dunas de S.Jacinto, inverno de 1999.	52
2.4	Sistema dunar de Quiaios, inverno de 1999.	53
2.5	Sistema dunar da praia do Palheirão, inverno de 1999.	54
2.6	Esquema síntese da introdução de <i>Acacia</i> nos sistemas de S.Jacinto, Palheirão e Quiaios.	55
2.7	Sistema dunar da Foz dos Ouriços, inverno de 1999.	56
2.8	Representação esquemática da distribuição de parcelas nos locais de estudo. N: parcelas sem <i>Acacia</i> ; A: parcelas com <i>Acacia</i>	57
2.9	Exemplo de duas parcelas instaladas em campo para monitorização: uma sem <i>Acacia</i> (fotografia da esquerda), e uma com <i>Acacia</i> (fotografia da direita).	58

2.10	Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com <i>Acacia</i> (A) e sem <i>Acacia</i> (sA), monitorizadas em S.Jacinto, ao longo das quatro estações do ano amostradas.	65
2.11	Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com <i>Acacia</i> (A) e sem <i>Acacia</i> (sA), monitorizadas no Palheiro, ao longo das 4 estações amostradas.	66
2.12	Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com <i>Acacia</i> (A) e sem <i>Acacia</i> (sA), monitorizadas em Quiaios, ao longo das 4 estações amostradas.	67
2.13	Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com <i>Acacia</i> (A) e sem <i>Acacia</i> (sA), monitorizadas na Foz dos Ouriços, ao longo das 4 estações amostradas.	67
2.14	Área de a. cobertura total. e b. cobertura das espécies com excepção de <i>Acacia</i> (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), em S.Jacinto, ao longo das 4 estações amostradas	68
2.15	Área de a. cobertura total. e b. cobertura das espécies com excepção de <i>Acacia</i> (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), no Palheiro., ao longo das 4 estações amostradas.	69
2.16	Área de a. cobertura total. e b. cobertura das espécies com excepção de <i>Acacia</i> (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), em Quiaios, ao longo das 4 estações amostradas.	70
2.17	Área de a. cobertura total. e b. cobertura das espécies com excepção de <i>Acacia</i> (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), na Foz dos Ouriços, ao longo das 4 estações amostradas.	71
2.18	Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com <i>Acacia</i> (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) de S.Jacinto, nas quatro estações amostradas.	73
2.19	Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> de S.Jacinto.	74
2.20	Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) do Palheiro, nas quatro estações amostradas.	75
2.21	Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> do Palheiro.	76
2.22	Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) de Quiaios, nas quatro estações amostradas.	77
2.23	Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> de Quiaios.	78
2.24	Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) da Foz dos Ouriços, nas quatro estações amostradas.	79
2.25	Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> da Foz dos Ouriços.	80

2.26	Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) de S.Jacinto, nas quatro estações amostradas.	81
2.27	Espectros fisionómicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> de S.Jacinto.	83
2.28	Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) do Palheiro, nas quatro estações amostradas.	84
2.29	Espectros fisionómicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> do Palheiro.	85
2.30	Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) de Quiaios, nas quatro estações amostradas.	86
2.31	Espectros fisionómicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> de Quiaios.	87
2.32	Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkaier identificados nas parcelas com (A) e sem <i>Acacia</i> (sA) da Foz dos Ouriços, nas quatro estações amostradas.	88
2.33	Espectros fisionómicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem <i>Acacia</i> da Foz dos Ouriços.	89
2.34	Índices de a. diversidade de Shannon, e b. equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com <i>Acacia</i> e para o conjunto das parcelas sem <i>Acacia</i> , de S.Jacinto, para as 4 estações amostradas.	90
2.35	Índices de a. diversidade de Shannon, e b. equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com <i>Acacia</i> e para o conjunto das parcelas sem <i>Acacia</i> , do Palheiro, para as 4 estações amostradas.	91
2.36	Índices de a. diversidade de Shannon, e b. equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com <i>Acacia</i> e para o conjunto das parcelas sem <i>Acacia</i> , do Quiaios, para as 4 estações amostradas.	91
2.37	Índices de a. diversidade de Shannon, e b. equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com <i>Acacia</i> e para o conjunto das parcelas sem <i>Acacia</i> , da Foz dos Ouriços, para as 4 estações amostradas.	92
2.38	Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por <i>A.longifolia</i> , na Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.	93
2.39	Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por <i>A.longifolia</i> , no Palheiro. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.	94

2.40	Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por <i>A.longifolia</i> , em Quiaios. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.	96
2.41	Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por <i>A.longifolia</i> e <i>A.saligna</i> , na Foz dos Ouriços. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.	97
3.1	Percentagem de a. matéria orgânica e b. carbono (média + erro padrão) presente na areia de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=18).	127
3.2	Percentagem de azoto total (média + erro padrão) presente na areia de parcelas com e sem <i>Acacia</i> , (com A e sem A, respectivamente) recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=18).	128
3.3	Razão C:N (média + erro padrão) na areia de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=18).	129
3.4	Concentrações de amónia (NH ₄ ⁺) (média + erro padrão) na areia proveniente de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (com A e sem A, respectivamente) recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=36).	130
3.5	Concentrações de nitratos (NO ₃ ⁻) (média + erro padrão) de areia proveniente de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=36).	131
3.6	Peso seco da folhada (média + erro padrão) recolhida em parcelas com e sem <i>Acacia</i> (n=18).	132
3.7	Percentagem de a. matéria orgânica e b. carbono presente na folhada (média + erro padrão) de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (n=18).	133
3.8	Percentagem de azoto total (média + erro padrão) detectado na folhada de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (n=18).	133
3.9	Razão C:N (média + erro padrão) calculada para as diferentes folhadas, provenientes de parcelas com e sem <i>Acacia</i> (n=18).	134
3.10	Comparação do azoto total com os iões minerais NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ . Notar a escala com início em -20 para se conseguir visualizar os iões minerais do azoto, com concentrações extremamente reduzidas.	136
4.1	Resumo dos principais impactos verificados devido à presença de <i>Acacia</i> nos sistemas dunares estudados.	144

INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS GERAIS

A invasão dos sistemas dunares portugueses por espécies vegetais exóticas é, actualmente, um problema grave, de dimensões crescentes, cuja resolução sustentável passa impreterivelmente pelo estudo do próprio processo de invasão, pela avaliação dos seus impactos e pelo conhecimento das espécies invasoras. Este trabalho pretende contribuir para o conhecimento do processo de invasão por espécies do género exótico *Acacia*, nos ecossistemas dunares portugueses, incidindo objectivamente na avaliação dos seus impactos. A avaliação destes impactos, nas comunidades e no próprio sistema, é concretizado através da análise de diversos parâmetros. Os efeitos nas comunidades invadidas será avaliado através das variáveis riqueza específica e cobertura, de todas as espécies e de cada tipo fisionómico em particular, e ainda da diversidade e da equitabilidade de distribuição das espécies, ao longo de 4 estações. Os efeitos no próprio sistema serão avaliados analisando a disponibilidades do azoto - mineral e orgânico - e carbono no sistema edáfico e ainda quantificando a folhada e a sua constituição em carbono e azoto.

Outro objectivo consiste em aumentar o conhecimento do género *Acacia*, quer através de recolha bibliográfica sobre aspectos taxonómicos e ecológicos das espécies, quer através da observação de indivíduos nos sítios em estudo, de forma a permitir o conhecimento da sua ecologia.

Pretende-se que os resultados obtidos neste trabalho possam servir de base ao estabelecimento de áreas prioritárias para a gestão dos problemas de invasão, assim como para a identificação dos efeitos concretos a mitigar aquando da recuperação dos sistemas invadidos.

Esta dissertação apresenta-se dividida em 4 capítulos, de modo a simplificar a sua consulta e evitar capítulos demasiadamente extensos, com informação distinta. Assim, no primeiro capítulo, *Invasões biológicas*, apresenta-se uma introdução de carácter mais teórico, sobre a temática das invasões biológicas, incluindo ainda a caracterização do género *Acacia*, do seu potencial invasor e a história da sua introdução em Portugal.

O segundo capítulo, *Efeito da presença de Acacia na biodiversidade vegetal dos sistemas dunares*, aborda o tema da biodiversidade e da ameaça que representam as invasões biológicas, apresentando-se os dados obtidos, relativamente aos impactos de *Acacia* na biodiversidade dos quatro locais estudados.

As espécies invasoras fixadoras de azoto e os possíveis efeitos que a sua introdução pode ter nas comunidades e ecossistemas nativos são discutidos no terceiro capítulo, *Efeito de Acacia na disponibilidade de azoto no solo*. Neste capítulo, apresentam-se os dados do estudo realizado na praia do Palheirão em que se avalia o efeito da presença de *Acacia* na disponibilidade de azoto.

No quarto e último capítulo, *Conclusões gerais*, apresentam-se as conclusões gerais do trabalho, relacionando as conclusões dos capítulos 2 e 3, e apresentando-se algumas sugestões quanto à gestão sustentável deste problema.

INVASÕES BIOLÓGICAS

Invasões biológicas: definições e breve perspectiva histórica

Por invasão biológica entende-se o aumento não controlado do número de indivíduos de uma espécie (Elton, 1958), atingindo, localmente, densidades populacionais muito elevadas, e afectando negativamente o biota nativo (Mooney e Hobbs, 2000). Apesar das invasões biológicas poderem ocorrer naturalmente, o ritmo a que se estão a processar actualmente resulta claramente das actividades humanas (Lodge, 1993; Rejmánek, 1996; Ewel *et al.*, 1999), com graves consequências ao nível económico, ecológico e social (Williamson, 1999). Representam também um risco para a saúde humana, para os sistemas produtores de alimentos e de fornecimento de água, e para a conservação dos ecossistemas (Mooney e Hobbs, 2000). As invasões biológicas, em particular por espécies exóticas, são cada vez mais reconhecidas como uma das maiores ameaças à biodiversidade, alterando estrutural e funcionalmente os ecossistemas (Cronk e Fuller, 1995). Actualmente, são já consideradas como um dos principais componentes das alterações globais (D'Antonio e Vitousek, 1992; Cronk e Fuller, 1995; Arroyo *et al.*, 2000), ocorrendo a um ritmo crescente em todo o mundo.

Depois do Terciário, o isolamento criado pelas barreiras biogeográficas levou à criação de áreas distintas, ficando as espécies limitadas a regiões definidas, consoante a sua amplitude ecológica (Elton, 1958). Assim, não havendo intervenção humana, a maior parte das espécies distribuir-se-ia numa área limitada, mas algumas espécies apresentam

naturalmente uma larga distribuição pelo mundo, quer por não existirem barreiras que as limitem, quer por possuírem excelentes mecanismos de dispersão (Elton, 1958). Actualmente, o Homem está a causar a destruição de muitas barreiras biogeográficas que limitam a dispersão das espécies, e, conseqüentemente, a contribuir para a origem e agravamento de muitas invasões biológicas (D'Antonio e Vitousek, 1992). Estas alterações são agravadas pelo facto das espécies invasoras constituírem uma ameaça frequentemente irreversível (Coblentz, 1990); isto é, depois de ocorrer reprodução, dispersão e subsequente adaptação, o controlo torna-se problemático e a erradicação cada vez mais difícil (Ewel *et al.*, 1999)

Espécies exóticas são espécies que se fixam para além da sua área de distribuição natural, depois de serem transportadas e introduzidas pelo Homem, ultrapassando as barreiras biogeográficas (Elton, 1958; Crawley, 1997; Arroyo *et al.*, 2000; Richardson *et al.*, 2000a.). A introdução pode ser deliberada, para utilização agrícola, hortícola, florestal, ornamental, medicinal ou outros fins (Arroyo *et al.*, 2000; Hobbs, 2000), ou acidental, de que são exemplo propágulos misturadas com sementes agrícolas (Hobbs, 2000), sementes transportadas por animais entre diferentes regiões, ou propágulos contidos nos lastros das embarcações (Arroyo *et al.*, 2000). As populações de espécies exóticas introduzidas numa dada região, podem permanecer com distribuição restrita e sem revelarem comportamento invasor durante longos períodos de tempo, antes de se expandirem a um ritmo explosivo (Hobbs e Humphries, 1995). Na realidade, muitas espécies exóticas não chegam a desenvolver características invasoras, podendo mesmo ter grande potencial benéfico ao nível económico e ecológico (Ewel *et al.*, 1999; Mooney e Hobbs, 2000).

Cronk e Fuller (1995) definem espécie invasora como uma espécie exótica que se expande naturalmente (sem a intervenção directa do Homem) em habitats naturais ou semi-naturais, produzindo alterações significativas ao nível da composição, estrutura ou processos dos ecossistemas. Esta definição pretende distinguir espécies invasoras, objecto de estudo neste trabalho, de espécies que invadem habitats fortemente intervencionados pelo Homem ou terrenos agrícolas – espécies ruderais ou espécies infestantes. Não há uma distinção clara entre a invasão por uma espécie nativa, como parte de uma sucessão, e a invasão por uma espécie exótica. No entanto, a invasão por espécies exóticas, pode alterar um habitat

mais drasticamente, a ponto de todas as espécies nativas serem excluídas e, em casos extremos, extinguirem-se mesmo (Cronk e Fuller, 1995). As espécies nativas podem também tornar-se invasoras, no entanto, este fenómeno não acontece tão frequentemente, já que estas possuem inimigos naturais que mantêm as suas populações naturalmente controladas (Mooney e Hobbs, 2000).

Nos vários reinos biológicos existem espécies que se tornaram invasoras, no entanto, este trabalho limita-se à invasão por espécies vegetais. Desde o início da agricultura que o movimento dos povos foi acompanhado pelo movimento das plantas de umas regiões para outras. No entanto, só desde o século XVI, e em especial mais recentemente, passaram a existir grandes alterações na distribuição das plantas à escala intercontinental. No século XX, o aumento do turismo revelou-se uma força considerável para a translocação de espécies de plantas como ornamentais, assim como sementes e esporos acidentalmente transportados no vestuário (Cronk e Fuller, 1995). Actualmente, as actividades humanas promovem o transporte de espécies de um sítio para o outro a um ritmo sem precedentes nos últimos 10 milhões de anos (D'Antonio e Vitousek, 1992). Além do transporte de espécies, facilitam também a sua fixação (Ewel *et al.*, 1999).

As perturbações constituem uma componente natural da dinâmica de muitos ecossistemas, todavia, as acções humanas promovem alterações dos regimes das perturbações e introduzem novas perturbações, originando ecossistemas alterados (Hobbs, 2000). Em qualquer ecossistema há espécies nativas que podem tirar vantagens dessas perturbações para colonizar e expandir as suas populações, constituindo, frequentemente, eventos efémeros. Contudo, a perturbação dos habitats promove também o sucesso de espécies exóticas, conferindo-lhes oportunidades para colonizar e expandir, o que elas fazem tão bem ou melhor do que as espécies nativas (Shigesada e Kawasaki, 1997; Hobbs, 2000).

O impacto das perturbações é afectado pelo grau da própria perturbação e pela capacidade de cada espécie reagir a essa perturbação. Muitas espécies invasoras têm a capacidade de ultrapassar as perturbações (Lonsdale, 1999), podendo até alterar significativamente o ritmo e direcção das mesmas (Cronk e Fuller, 1995). Por vezes, espécies que não revelam comportamento invasor, passam a fazê-lo depois dos ambientes em que se desenvolvem

serem sujeitos a perturbações (Mooney e Hobbs, 2000). De facto, muitas espécies invasoras fixam-se melhor em locais onde há presença humana, causadora de perturbações (Williamson e Fitter, 1996; Ewel *et al.*, 1999). As alterações globais estão na origem de muitas novas perturbações, o que vem agravar as invasões biológicas, e torná-las num problema a nível global, e não restrito a determinadas regiões.

As invasões biológicas no mundo

As invasões biológicas não se distribuem, geográfica ou climaticamente, de forma homogénea, ocorrendo poucas invasões em áreas com condições climáticas e ambientais extremas, tais como zonas extremamente secas - desertos - ou frias - regiões polares. Grande parte das áreas invadidas por espécies exóticas situam-se na Austrália, na América do Sul e do Norte, seguidas de África, Índia e várias ilhas (Williamson, 1999). Apesar do conhecimento científico das diferentes áreas ser muito heterogéneo, parece não haver dúvida que as regiões com climas temperados são mais susceptíveis à invasão, apresentando um número superior de espécies invasoras. Lonsdale (1999) explica esta maior susceptibilidade, baseando-se em vários aspectos: as espécies nativas de climas temperados oferecem menos resistência à invasão e às perturbações; a importação de sementes é maior nas zonas temperadas; e as espécies nativas de zonas temperadas, têm maior potencial invasor. Várias hipóteses explicam o facto das ilhas serem também mais susceptíveis à invasão, nomeadamente serem ecossistemas mais perturbados, a pressão média de propágulos invasores ser maior, as espécies nativas serem menos resistentes à invasão ou à perturbação, e as próprias espécies invasoras terem maior potencial invasor ou maior resistência à perturbação (Lonsdale, 1999).

Na região mediterrânica, em particular, a redução das áreas de coberto arbóreo tem favorecido a invasão. Estas invasões têm por sua vez afectado frequentemente os regimes de fogo e acelerado a erosão do solo, o que pode vir a causar sérios problemas de estabilidade dos ecossistemas nativos. Em alguns ecossistemas do tipo mediterrânico, a

flora nativa tem sido quase inteiramente removida, como resultado da introdução de algumas espécies exóticas (van Wilgen *et al.*, 1996).

Não obstante a maioria das espécies terem tendência para invadir regiões com o clima semelhante ao da sua região nativa, algumas têm capacidade para invadir um vasto espectro de zonas climáticas ou habitats, fora dos seus limites nativos (Cronk e Fuller, 1995). Todavia, a invasão depende não apenas da região onde se localiza, mas também da susceptibilidade do ecossistema à invasão.

“Invasibilidade” dos ecossistemas

Por “invasibilidade” de um ecossistema deve entender-se a sua susceptibilidade à invasão. Saber se um ecossistema é mais ou menos susceptível à invasão do que outro, vai além de saber se contém mais ou menos espécies exóticas. A “invasibilidade” é uma propriedade dos ecossistemas, manifestada na taxa de mortalidade das espécies exóticas, mas ao mesmo tempo potencialmente afectada pelo clima, pelas capacidades competitivas das espécies nativas e sua resistência às perturbações, pelo nível de perturbação e pela resistência do ecossistema à invasão (Lonsdale, 1999). A presença ou ausência de herbívoros, agentes patogénicos (Lonsdale, 1999) e os próprios fenómenos que possam facilitar a invasão, podem contribuir para o grau de “invasibilidade” de um ecossistema (Cronk e Fuller, 1995).

Já em 1958, Elton refere que as comunidades naturais estão a diminuir, e a ser profundamente modificadas pelo Homem, sendo substituídas por comunidades mais simplificadas, que se tornam mais vulneráveis à invasão por espécies exóticas do que as comunidades mais complexas. Comunidades mais complexas parecem ter maior capacidade para limitar o desenvolvimento de espécies exóticas, sendo dotadas de uma maior estabilidade ecológica. Ainda assim, existem exemplos de espécies invasoras que se estabelecem em comunidades maduras, mais estáveis (Elton, 1958). Estudos recentes

parecem mesmo indicar que, à escala da comunidade, não há uma relação directa entre a diversidade de espécies nativas e a “invasibilidade” por espécies exóticas (Lonsdale, 1999).

Recentemente, Davis e colaboradores (2000), apresentaram uma nova teoria segundo a qual uma comunidade vegetal se torna mais susceptível à invasão sempre que há um aumento dos recursos disponíveis. Esta teoria baseia-se nos pressupostos de que uma espécie para se tornar invasora necessita de recursos disponíveis, tais como água, luz ou nutrientes, e que terá tanto mais sucesso quanto menos intensa for a competição por esses recursos por parte das espécies nativas. Qualquer factor que aumente a disponibilidade de um recurso limitante aumentará a vulnerabilidade da comunidade à invasão. Este aumento pode ser causado tanto pela diminuição do uso dos recursos pela vegetação nativa, como pelo aumento do fornecimento de recursos. A diminuição de utilização dos recursos pode ocorrer devido a inúmeros factores - uma perturbação, pastoreio intenso, pragas ou doenças – que podem destruir parte da vegetação que os utiliza. Por outro lado, o aumento do fornecimento dos recursos pode surgir num ano particularmente húmido, como consequência de eutrofização, depois da remoção de uma árvore (aumento de luz) (Davis *et al.*, 2000) ou, mais pontualmente, devido à presença de uma espécie fixadora de azoto (introdução de *Myrica faya* no Hawaii) (Vitousek *et al.*, 1987). Muitos destes factores podem ser considerados perturbações, sendo a sua importância para as invasões biológicas há muito reconhecida (Elton, 1958; Lodge, 1993; Mack e D’Antonio, 1998; D’Antonio *et al.*, 1999; Lonsdale, 1999). Quando um aumento da disponibilidade de algum recurso coincide com a presença de propágulos invasores é provável que ocorra a invasão.

A susceptibilidade de uma comunidade à invasão não é um atributo estático ou permanente, mas uma condição que pode flutuar ao longo do tempo. Isto significa que uma invasão de sucesso pode ocorrer em eventos episódicos. A introdução de uma espécie exótica pode ou não evoluir até uma situação de invasão.

O processo de invasão

Principais etapas de um processo de invasão

A **introdução** de espécies exóticas corresponde, no seu início, a um aumento da biodiversidade à escala regional (Arroyo *et al.*, 2000). Com a continuidade, algumas espécies revelam elevado sucesso no seu estabelecimento, e aumentam muito a sua área de distribuição, enquanto outras nunca chegam a expandir-se (Elton, 1958) ou, em casos extremos, extinguem-se mesmo (Lonsdale, 1999) (Figura 1.1). De todas as espécies que são introduzidas, uma parte fixa-se para além do seu local de introdução inicial e forma populações que se mantêm a si próprias, em habitat naturais ou semi-naturais. Quando isto sucede, diz-se que essa espécie está **naturalizada** (Cronk e Fuller, 1995).

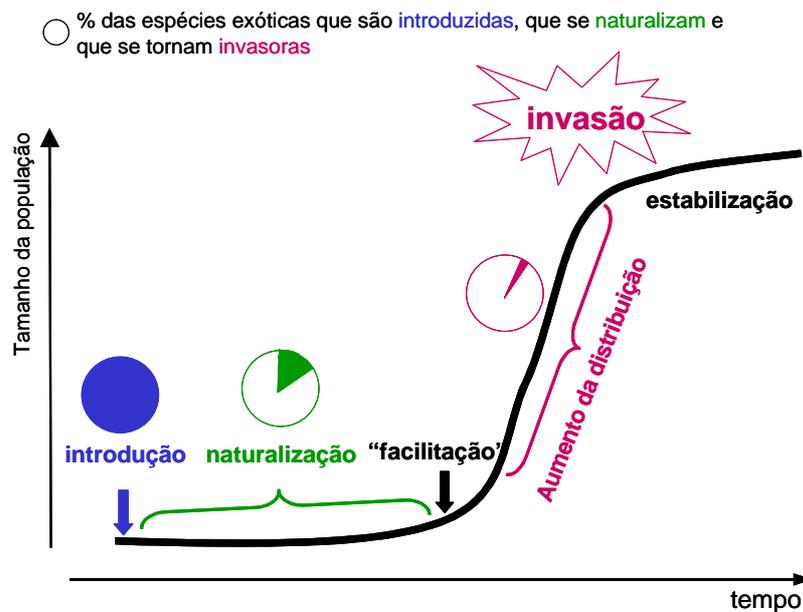


Figura 1.1 Principais etapas de um processo de invasão. Tanto o tamanho da população como o tempo de duração de cada etapa variam entre diferentes espécies. De salientar que de todas as espécies exóticas que são introduzidas apenas uma percentagem se naturaliza, e só uma percentagem muito pequena se torna efectivamente invasora.

Uma espécie naturalizada, pode permanecer estável, com uma pequena população, durante tempo variável, até que algum acontecimento/ fenómeno facilite o aumento da sua distribuição. Frequentemente, esta “**facilitação**” pode ser uma perturbação natural, como um fogo ou uma tempestade, ou antropogénica, como alterações no uso da terra, fogos controlados, ou construção de infraestruturas (Naylor, 2000).

As perturbações traduzem-se, muitas vezes, por aberturas de clareiras e o aparecimento destes nichos vazios constitui uma excelente oportunidade para uma espécie invasora se fixar. Em resultado das alterações globais, é provável que, no futuro, algumas destas perturbações se tornem mais frequentes, o que poderá agravar muitos problemas de invasão. A “facilitação” pode ainda ser devida à introdução de um agente dispersor ou polinizador, ou à ausência de pestes e doenças (Cronk e Fuller, 1995). O subsequente **aumento de distribuição** da espécie invasora, depende da sua taxa de crescimento e reprodução, da eficiência dos seus mecanismos de dispersão e das características do habitat invadido. Nas últimas etapas de um processo de invasão, as espécies invasoras passam a interagir com as espécies animais e vegetais que as rodeiam e, finalmente, podem **estabilizar**. Cronk e Fuller (1995) referem alguns casos de populações de plantas invasoras que parecem ter estabilizado quando formaram uma comunidade monoespecífica, ou quase.

O sucesso dos processos de invasão depende não só dos atributos das espécies invasoras, mas também da natureza, da história e da dinâmica dos ecossistemas invadidos (Hobbs e Humphries, 1995). A pressão dos propágulos, considerando o número de propágulos da espécie invasora introduzidos no habitat, e o momento da sua introdução, são também determinantes no sucesso de uma espécie (Cronk e Fuller, 1995; Williamson e Fitter, 1996; D’Antonio, *comunicação pessoal*). A pressão de propágulos é mesmo considerada como uma das maiores condicionantes do sucesso de uma invasão (Lonsdale, 1999; Williamson, 1999; Davis *et al.*, 2000).

Grande parte das espécies introduzidas não ultrapassam as etapas de introdução ou naturalização, não chegando a tornar-se invasoras (Williamson e Fitter, 1996). Em Portugal, das cerca de 400 espécies vegetais consideradas introduzidas pelo Decreto Lei 565/99,

apenas 27 são classificadas como invasoras. No entanto, Almeida (1999) refere números mais elevados, listando cerca de 500 espécies exóticas subespontâneas, das quais 37 são consideradas “invasoras muito perigosas”, 56 “invasoras perigosas” e 104 “eventualmente invasoras”. Em observações casuais foram identificadas algumas espécies omitidas em ambos os trabalhos referidos, pelo que se justifica a revisão dos mesmos.

Em muitas situações, as espécies invasoras promovem a alteração do equilíbrio das espécies nativas (Elton, 1958; Vitousek *et al.*, 1987), ainda que nem sempre tenham consequências negativas para o homem. Apesar de muitas das espécies introduzidas nunca se tornarem invasoras, todas deveriam ser monitorizadas e consideradas como tal, até que se prove que são realmente inofensivas (Cronk e Fuller, 1995; Arroyo *et al.*, 2000). Há mesmo características que são comuns a muitas espécies invasoras, e que podem alertar para espécies aparentemente não problemáticas.

Breve caracterização das espécies invasoras

O sucesso de uma espécie invasora está parcialmente relacionado com a amplitude geográfica da sua distribuição nativa (Williamson e Fitter, 1996), ou seja, espécies abundantes nos seus habitats naturais têm tendência para dar origem a invasoras bem sucedidas, existindo, no entanto, algumas exceções. Uma espécie que desenvolve comportamento invasor, numa determinada região, tem fortes potencialidades para se tornar invasora noutra região com características semelhantes (Ewel *et al.*, 1999). De facto, mais de metade das espécies invasoras apresentam comportamento invasor em diferentes regiões (Reichard e Hamilton, 1997).

Uma característica comum a muitas espécies exóticas invasoras é a sua elevada fertilidade, quando comparadas com as espécies nativas das comunidades invadidas (Richardson *et al.*, 2000b.), devido, em parte, à ausência de inimigos naturais (Hönig *et al.*, 1992; Callaway e Aschehoug, 2000). Estas espécies apresentam, frequentemente, reprodução vegetativa, essencial para a sua fixação e dispersão a curtas distâncias (Rejmánek, 1996; Reichard e Hamilton, 1997). São também caracterizadas por mecanismos de dispersão eficazes a

longas distâncias, o que sugere que podem expandir-se mais rapidamente, e são menos influenciadas pela perda de habitats. Como implicações desta rápida migração, prevê-se que as espécies exóticas tenham maior representatividade nas comunidades que se vão formando à medida que as alterações globais progridem (Richardson *et al.*, 2000b.). Outra característica comum a várias espécies invasoras, é a grande longevidade das suas sementes no solo, formando bancos de sementes mais numerosos e viáveis do que muitas das espécies nativas (Cronk e Fuller, 1995). Muitas espécies invasoras atingem a maturidade relativamente cedo e produzem um elevado número de sementes, características das espécies presentes nos estádios iniciais de uma sucessão. No entanto, muitas vezes, apresentam também atributos das espécies características de estádios tardios, como sejam, uma elevada capacidade competitiva e tolerância à sombra (Cronk e Fuller, 1995). Algumas características estruturais e fisiológicas, como o crescimento rápido das raízes, a resistência ao pastoreio, a fixação simbiótica de azoto, podem contribuir para o sucesso das invasoras em ambientes particulares (Rejmánek, 1996).

As espécies invasoras pertencentes a géneros ou famílias taxonómicos, não nativos da área invadida, são, geralmente, mais bem sucedidas. Este sucesso pode ser parcialmente explicado pelo número limitado de herbívoros e agentes patogénicos com capacidade para “atacar” espécies filogeneticamente distantes dos seus hospedeiros nativos (Teoria de Darwin *in* Rejmánek, 1996).

As espécies invasoras não estão confinadas a nenhuma forma de vida, apesar de muitas das piores invasoras serem fanerófitos, que se tornam frequentemente dominantes (Williamson e Fitter, 1996). A plasticidade fenotípica, o polimorfismo genético e a diferenciação ecotípica são promotores do sucesso das espécies invasoras de uma forma geral (Rejmánek, 1996).

Apesar de muitas características referidas serem comuns a muitas espécies invasoras, uma espécie com estas características não é obrigatoriamente invasora, nem, pelo contrário, deixam de existir espécies cujo carácter invasor seja conferido por características diferentes. Pode mesmo dizer-se que “*cada invasora de sucesso é um sucesso pelas suas próprias razões*” (*in* Williamson e Fitter, 1996).

Potenciais efeitos de uma espécie invasora

Uma das maiores ameaças das espécies invasoras é o seu contributo para a uniformização global, um processo aparentemente inevitável (Lodge, 1993; Enserik, 1999; Arroyo *et al.*, 2000; McNeely, 2000; Mooney e Hobbs, 2000). Aos poucos, as invasões biológicas estão a promover a substituição de comunidades com elevada biodiversidade por “comunidades” monoespecíficas de espécies invasoras, ou com biodiversidade reduzida. Quando as espécies que se tornam dominantes pertencem a um tipo fisionómico não existente na comunidade anterior, podem promover alterações mais profundas. Um exemplo são as espécies de árvores invasoras que podem transformar uma comunidade herbácea ou arbustiva numa floresta (Hobbs, 2000). Outros efeitos podem passar pela alteração dos regimes de fogo (D’Antonio, 2000) e da quantidade de água disponível (Zavaleta, 2000); pela alteração da composição e disponibilidade de nutrientes, nomeadamente azoto, do solo (Vitousek *et al.* 1987; Musil e Midgley, 1990) e da folhada (Milton, 1981); pela remoção ou introdução de elementos nas cadeias alimentares (Cronk e Fuller, 1995); pela própria alteração dos processos geomorfológicos (Vitousek *et al.*, 1987) e mesmo pela extinção de muitas espécies (D’Antonio e Vitousek, 1992) (Figura 1.2). Quando se verifica a alteração da disponibilidade de nutrientes no solo, as consequências poderão ser mais graves e prolongadas quando se tratam de ecossistemas naturalmente pobres em nutrientes. Nestas condições, as espécies invasoras podem ainda facilitar a invasão por outras espécies exóticas, as quais de outra forma, não teriam capacidade para invadir um ecossistema com baixo teor em nutrientes (Vitousek *et al.*, 1987).

Outros impactos das espécies invasoras incluem a alteração da sucessão de espécies vegetais e das interações planta-animal associadas, diminuindo a possibilidade de evolução das espécies colonizadoras nativas (Arroyo *et al.*, 2000). As espécies exóticas podem também constituir um problema em projectos de recuperação de ecossistemas degradados, em particular quando impedem o desenvolvimento das espécies nativas (Hobbs, 2000). Todas estas alterações podem ter efeitos profundos na composição da fauna e da flora de uma região e na paisagem como um todo, acelerando o declínio da biodiversidade à escala mundial e alterando a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (D’Antonio e Vitousek, 1992; Cronk e Fuller, 1995; Naylor, 2000).

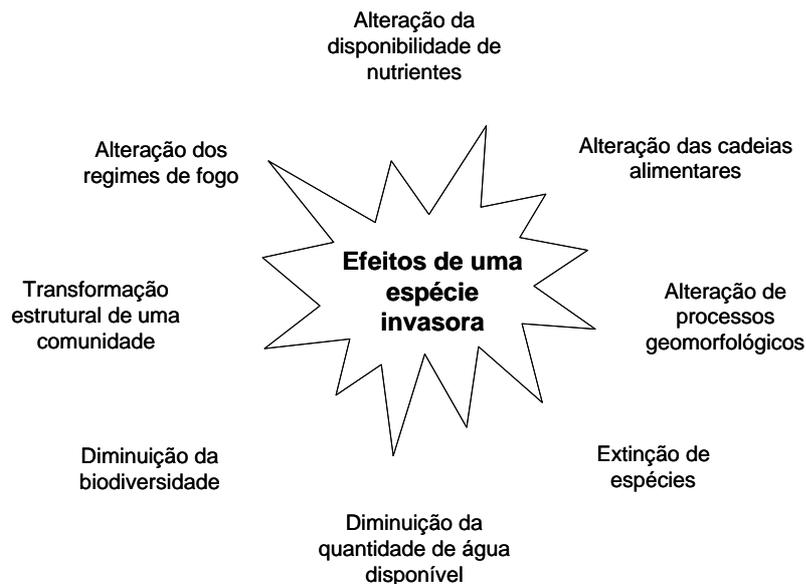


Figura 1.2 Efeitos mais comuns de uma espécie invasora nos ecossistemas que invade. Cada espécie invasora não provoca obrigatoriamente todas estas alterações, assim como existem espécies que apresentam efeitos distintos dos representados.

A previsão da crescente globalização dos mercados mundiais, exploração e fragmentação dos ecossistemas naturais e o ecoturismo, movimentando cada vez mais pessoas para os ambientes naturais, corresponde a um aumento dramático da distribuição das espécies exóticas, tanto local como globalmente (Arroyo *et al*, 2000). Está a criar-se um mundo uniforme, onde faltará a identidade local de cada habitat (Mooney e Hobbs, 2000).

Interacção das espécies invasoras com o fogo

O fogo é um factor ecológico importante, que promove a alteração da vegetação e da paisagem, e cuja intensidade e frequência depende da composição, biomassa e estrutura da

vegetação (Trabaud, 1992). No entanto, apenas uma pequena parte das espécies vegetais contribui de forma significativa para a combustão (Gill, 1996).

Muitas das espécies exóticas, interagem com o fogo de forma negativa (D'Antonio, 2000), sendo um dos impactos mais graves, a alteração do próprio regime do fogo (D'Antonio e Vitousek, 1992). As espécies invasoras, podem alterar a taxa de expansão do fogo, a sua intensidade e a probabilidade da sua ocorrência. Apesar de algumas espécies exóticas serem responsáveis pela diminuição da expansão do fogo (ex. *Carpobrotus edulis*, *Myrica faya*, *Mimosa pigra*,...), a maioria é responsável pelo seu favorecimento, quer aumentando a frequência do fogo (ex. *Bromus tectorum*, *Arundo donax*, *Hyparrhenia rufa*...), quer aumentando a sua intensidade (ex. *Acacia saligna*, *Hakea sericea*, *Holcus lanatus*,...). De entre as características de uma espécie que a levam a alterar o regime de fogo, contam-se os seus atributos como combustível, que incluem a humidade das partes mortas e das partes vivas, a biomassa e a distribuição vertical e horizontal. Quando a espécie invasora é estruturalmente muito diferente das espécies nativas, altera a quantidade de fúel, o que se reflecte em alterações da frequência e velocidade de expansão do fogo (D'Antonio, 2000).

Nos ecossistemas mediterrânicos, o fogo é um elemento natural responsável pela manutenção de muitas comunidades nativas (Keeley, 1986; Mazzoleni e Esposito, 1992; Odum, 1997), e pode estimular a germinação da elevada diversidade de espécies “escondidas” em bancos de sementes (Gill, 1996). Contudo, apesar das espécies nativas responderem positivamente ao fogo, muitas espécies introduzidas produzem um número de sementes mais elevado, e regeneram mais rapidamente após o fogo (Musil, 1993; D'Antonio, 2000), inibindo o desenvolvimento das espécies nativas. Nestes ecossistemas, o fogo desempenha muitas vezes o papel de promotor da invasão. Todavia, na ausência de fogos, estes ecossistemas podem ser igualmente invadidos por espécies exóticas, podendo um fogo subsequente promover o aumento da densidade ou expansão da espécie invasora. Neste contexto, é fundamental compreender o papel do fogo nos processos de invasão, sobretudo se for considerada a frequência com que a acção humana é responsável por fogos acidentais e deliberados (D'Antonio, 2000).

Muitas espécies exóticas invasoras podem ser estimuladas pelo fogo, como é o caso de várias espécies de *Acacia* (Pieterse e Cairns, 1988; McMahon *et al.*, 1996). Uma situação muito estudada é o ecossistema mediterrânico *fynbos*¹ de África do Sul, fortemente invadido por espécies exóticas tolerantes ao fogo (Jeffery *et al.*, 1988; Pieterse e Cairns, 1988; McMahon *et al.*, 1996). Depois de vários fogos, as espécies exóticas invasoras aumentam a sua distribuição, e a riqueza específica das espécies nativas diminui, principalmente porque as espécies indígenas regeneram com menos sucesso nas áreas invadidas (Musil, 1993; Holmes e Cowling, 1997). As várias espécies de *Acacia* invasoras do *fynbos*, aumentam a biomassa de combustível, mas não aumentam a gravidade do fogo, o que se explica pelo seu elevado conteúdo de humidade, quando comparado com as espécies esclerófilas nativas. Esta alteração das características do combustível, resulta numa menor frequência de fogos, porque são necessárias condições mais extremas para o fogo se expandir. Ainda assim, pode vir a aumentar a sua intensidade devido ao aumento da quantidade de combustível e às condições mais extremas em que o fogo ocorre (D'Antonio, 2000). A intensidade do fogo na vegetação lenhosa vai influenciar a sobrevivência e regeneração das espécies nativas (Moreno e Oechel, 1994 *in* D'Antonio, 2000).

Impactos sócio-económicos das invasões biológicas

Muitas espécies exóticas foram e continuam a ser introduzidas devido a interesses económicos (McNeely, 2000), porém, actualmente, os processos de invasão começam a ser reconhecidos como podendo ser prejudiciais a este nível (Naylor, 2000). Um exemplo é a introdução de espécies de *Acacia* australianas e outras espécies lenhosas na África do Sul, com o objectivo de estabilização de dunas, extracção de taninos e lenha. Estas utilizações revelaram-se economicamente compensatórias, com bons resultados nas indústrias do carvão e da lenha. Contudo, as contrapartidas revelaram-se muito elevadas. Actualmente, a

¹ *Fynbos* - ecossistema temperado, com clima mediterrânico, conhecido pela grande diversidade e baixa fertilidade do solo, situado na extremidade sudoeste de África do Sul (Molles, 1999).

flora da província do Cabo, conhecida pela sua elevada percentagem de endemismos está seriamente ameaçada, e os lençóis de água estão a tornar-se menos produtivos, causando um considerável aumento no preço da água. Além destes prejuízos, as espécies de *Acacia* aumentam a intensidade dos fogos, levando a sérios problemas de erosão nos declives acentuados (van Wilgen *et al.*, 1996). Em Portugal, várias espécies de *Acacia* apresentam comportamento invasor, verificando-se uma diminuição da diversidade, em alguns ecossistemas (Marchante *et al.*, 1999), mas existem ainda poucos estudos sobre os seus impactos.

Outro exemplo é a introdução do jacinto-de-água (*Eichornia crassipes*) na China, como alimento para o gado, controlo da poluição aquática, absorção de metais pesados, e como planta ornamental. Actualmente, invade muitos lagos Chineses, causando graves prejuízos económicos no sector das pescas, no turismo e na perda de várias espécies de plantas aquáticas nativas (McNeely, 2000). Em Portugal, esta espécie causa problemas graves em valas de irrigação no Sul do país.

A resolução destes, e de outros, problemas com espécies invasoras envolve quantias muito avultadas, que se tornam, por vezes, incomportáveis, mesmo considerando que os benefícios do seu controlo seriam mais elevados. O facto dos benefícios serem sentidos gradualmente, ao longo de muitos anos, enquanto os custos das acções de controlo precisam ser suportados a muito curto prazo (McNeely, 2000), dificulta ainda mais a disponibilização de verbas.

Na gestão das invasões biológicas, é fundamental que se analisem os custos/benefícios de estratégias de prevenção/conservação *versus* os custos/benefícios de estratégias de controlo/recuperação. Nestas avaliações de custos/benefícios devem considerar-se as dimensões económica e biológica do problema de invasão.

Análises económicas são indispensáveis na decisão sobre quando e com que métodos se devem controlar problemas de invasão, na previsão dos benefícios de cada programa de controlo, e na minimização dos custos de controlo de problemas de invasão já existentes (Naylor, 2000). As análises de custo-eficácia são úteis na identificação de estratégias de controlo que sejam economicamente viáveis e na estimativa dos custos da invasão.

Conservação dos ecossistemas face às invasões biológicas

Conservação significa a procura do equilíbrio de co-existência entre o Homem e a natureza, ainda que implique modificações do Homem e da natureza (Elton, 1958).

A conservação de espécies e habitats, no sentido restrito de uma gestão baseada em conhecimentos científicos, é frequentemente sinónimo de protecção. No entanto, actualmente, significa muito mais, incluindo a protecção, mas também o uso sustentável dos seus componentes e a partilha equilibrada dos seus benefícios (Jeffries, 1997).

As invasões biológicas constituem uma das maiores ameaças para a conservação dos ecossistemas. No entanto, a dificuldade em controlar todas as espécies invasoras, em todas as áreas invadidas, torna imprescindível o estabelecimento de áreas e espécies prioritárias. É importante começar pela prevenção, evitando a introdução indiscriminada, quer de espécies com reconhecido potencial invasor, quer de novas espécies cujo potencial invasor não se conhece. A educação é essencial, na medida em que pode minimizar as introduções acidentais (Cronk e Fuller, 1995). Poderá ainda alertar para as ameaças que as espécies invasoras representam para os ecossistemas, e realçar a importância da monitorização das espécies introduzidas, de forma a avaliar a sua potencial distribuição e possíveis danos.

A prioridade seguinte são as espécies que ainda não constituem um problema, mas têm grande probabilidade de virem a tornar-se invasoras. A erradicação é muito mais fácil num estágio inicial, além de economicamente ser muito mais viável. Nestas situações, é muito importante a monitorização de forma a detectar qualquer recuperação.

Deve dar-se também prioridade a espécies para as quais existam métodos de controlo concretos, assim como a situações em que seja possível eliminar/diminuir as causas da invasão, e não só os seus efeitos. As áreas com elevado valor de conservação, incluindo áreas com elevado valor a nível da diversidade de espécies, diversidade genética e processos ecológicos, devem também constituir uma prioridade (Cronk e Fuller, 1995). O conhecimento da susceptibilidade de diferentes áreas à invasão, o ritmo de dispersão das

espécies exóticas e o papel dessas espécies em área perturbadas, e não perturbadas, são atributos cujo conhecimento é essencial para a adopção de medidas coerentes e eficazes de gestão dessas áreas.

Uma base de dados global das espécies invasoras, incluindo os seus aspectos ecológicos relevantes, torna-se cada vez mais necessária como fonte de informação para a decisão de introdução, ou não, de uma espécie. Tal base de dados, poderá servir de alerta para a introdução de novas espécies, com base em experiências de outras regiões. O sucesso prévio da invasão por uma espécie é um bom indicador de que essa espécie venha a invadir outra área (Ewel *et al.*, 1999), não se devendo, no entanto, fazer extrapolações para espécies relacionadas (Williamson e Fitter, 1996). A comparação de padrões de invasão de áreas com climas semelhantes, pode ser útil na prevenção e estabelecimento de medidas de prevenção e controlo de espécies com potencial invasor (Arroyo *et al.*, 2000), mas não decisivo.

A Declaração do Ambiente Humano de Estocolmo, compromete cada estado a “assegurar que as actividades dentro da sua área de controlo ou jurisdição não causam danos para o ambiente ou outros estados” (Cronk e Fuller, 1995). Assim, deve ser tomado especial cuidado para prevenir a distribuição de espécies invasoras para além das fronteiras de cada país.

Em Portugal, o recente Decreto-Lei n.º 565/99 regula a introdução na natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna. Este decreto, proíbe a disseminação ou libertação na natureza de espécimes de espécies não indígenas, visando o estabelecimento de populações selvagens, e lista as espécies introduzidas classificando-as quanto à sua “invasibilidade”. Apresenta também regras para elaboração de um estudo do impacto de introduções excepcionais, ou seja, quando há vantagens inequívocas para o Homem ou biocenoses naturais. Proíbe ainda a comercialização, o cultivo, o transporte, a criação, a exploração económica e a utilização como planta ornamental ou animal de companhia das espécies identificadas como invasoras ou consideradas como comportando risco ecológico, salvo quando autorizado, para fins científicos e educativos.

Apesar da gestão de áreas invadidas nem sempre ser fácil, é importante que se invista neste sentido, concretamente no estabelecimento de metodologias de controlo das espécies já invasoras, e na restrição à introdução de novas espécies potencialmente invasoras.

O género invasor *Acacia*

O nome *Acacia* vem do Grego *akakía* nome atribuído a várias árvores ou arbustos espinhosos, característica comum a muitas espécies de *Acacia* (Castroviejo *et al.*, 1999).

Acacia é um género da família das leguminosas (*Leguminosae*), sub-família mimosóideas (*Mimosoideae*) (Castroviejo *et al.*, 1999), que inclui cerca de 1200 espécies de árvores e arbustos, das quais cerca de 900 são originárias de África e da Austrália (Whibley, 1980). As diferentes espécies podem apresentar folhas bipinuladas no estado juvenil, mantendo-se assim no estado adulto ou rapidamente reduzidas a filódios. As flores são geralmente amarelas, dispostas em espigas cilíndricas ou capítulos globosos (Franco, 1971).

Leguminosae é uma das famílias com maior número de espécies invasoras, e dentro desta, a sub-família *Mimosoidea*, que inclui algumas das piores invasoras, de que são exemplo as acácias (Cronk e Fuller, 1995). A capacidade de fixar azoto, característica desta família, confere-lhes vantagem na invasão de ambientes pobres em nutrientes.

Muitas das espécies de *Acacia* são árvores e arbustos de crescimento rápido, com elevada produção de sementes, as quais têm elevada longevidade no solo (Figura 1.3) (ex.: *A.longifolia*, *A.melanoxylon* e *A.saligna*) e estratégias de dispersão eficientes.

Na Austrália, a maioria das espécies de *Acacia* têm como agentes dispersores formigas e/ou pássaros. Na África do Sul, onde muitas acácias se tornaram invasoras, as espécies dispersas por pássaros (*A.cyclops*, *A.melanoxylon* e *A.saligna*) tiveram mais sucesso (Cronk e Fuller, 1995). *A.saligna* é também dispersa por formigas (Holmes, 1990), o que, associado à produção de elevado número de sementes e à sua plantação em larga escala, para a estabilização de dunas, lhe conferiu grande sucesso como invasora. *A.longifolia*, *A.mearnsii* (Cronk e Fuller, 1995) e *A.dealbata* (Campbell *et al.*, 1990), espécies altamente invasoras,

são frequentes na margem de cursos de água, sendo as suas sementes também dispersas pela água. As sementes de *A.longifolia* são ainda dispersa por pássaros, o que facilita o estabelecimento de novos pontos de invasão (Cronk e Fuller, 1995), e por formigas (Holmes, 1990). Em Portugal, ainda nada se sabe sobre a forma de dispersão destas espécies.

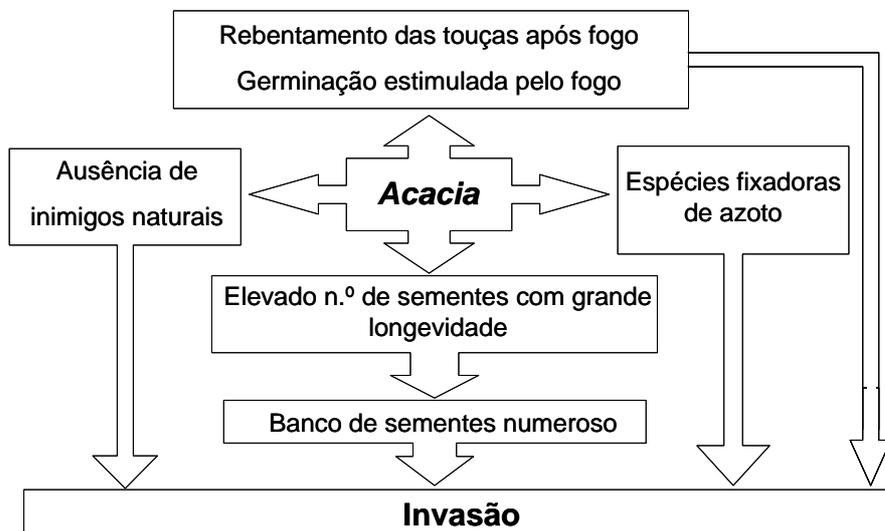


Figura 1.3 Características presentes em muitas das espécies invasoras de *Acacia*, que promovem o seu elevado potencial invasor.

Outra característica que torna muitas espécies de *Acacia* altamente invasoras, é a germinação estimulada pelo fogo (Ross, 1975; Taylor *et al.*, 1985; Crawley, 1997), e a capacidade de rebentar depois do fogo. Esta germinação, pode ser estimulada por um único evento de fogo, com temperaturas elevadas - *A.saligna* - ou, noutros casos, por fogos cíclicos, menos severos - *A.cyclops* nos sistemas dunares (Jeffery *et al.* 1988). A ausência de inimigos naturais, o facto de atingir a maturidade relativamente cedo (*A.saligna* e *A.melanoxylon*), e a tolerância à sombra - *A.melanoxylon* (Cronk e fuller, 1995), *A.longifolia* e *A.retinodes* - (Carvalho, 1942), contam-se ainda como outras vantagens destas espécies.

Taylor e colaboradores (1985) atribuem o sucesso de espécies como *A.longifolia*, *A.saligna* e *A.cyclops* à sua elevada capacidade de adaptação, à eficiente dispersão de sementes e à

sua colonização agressiva. *Acacia sophorae* é inclusivamente invasora em várias regiões da Austrália, onde é nativa, em charnecas e matas costeiras (McMahon *et al.*, 1996).

Breve análise histórica da introdução de *Acacia* em Portugal

Nos sistemas dunares costeiros, concretamente nas dunas de S.Jacinto, *Acacia longifolia* foi introduzida entre 1888 e 1929, para estabilização de areias (Neto, 1993). Também no início do século XX, no sistema dunar de Quiaios-Mira, várias espécies de acácias (*A.melanoxylon*, *A.longifolia* e *A.floribunda*) foram usadas para fixar margens de valas, e para intercalar com os pinheiros usados na fixação das areias. Várias espécies (*Acacia* sp.) foram semeadas em viveiros para mais tarde serem usadas na fixação das areias da orla do pinhal do sistema dunar de Quiaios-Mira (Rei, 1924). Em 1948, foram novamente semeadas acácias (*Acacia* sp.) neste sistema dunar (DGSFA, 1948) (ver cap.2 para mais pormenores).

Na Serra de Sintra, foram plantados 2 ou 3 exemplares de *A.melanoxylon* em 1880, responsáveis pelos primeiros focos de invasão, já existentes no final do século XIX. O ciclone de 1941, provocou a abertura de numerosas clareiras, rapidamente ocupadas por *A.melanoxylon*, a ponto da situação ser declarada como “calamidade” em 1960. O incêndio de 1966, que atingiu grandes proporções, agravou ainda mais a disseminação da espécie (Ferreira e Reis, 1999). Costa (1981) refere que o mesmo incêndio terá promovido também a invasão por *Acacia dealbata*. Actualmente, as duas espécies estão dispersas por grandes áreas da Serra de Sintra (Costa, 1981; Ferreira e Reis, 1999).

No Parque Nacional Peneda-Gerês, *A.dealbata* foi introduzida pela primeira vez entre 1902 e 1905, tendo sido plantados 825 indivíduos. Mais tarde, foi utilizada para estabilizar taludes e depressa se tornou invasora, atingindo actualmente proporções alarmantes (Liberal e Esteves, 1999).

Lopes (1926) menciona a introdução de *Acacia dealbata* no ano de 1904 em Argoselo, Concelho de Vimioso, referindo-a como uma “essência florestal com excelentes resultados”. Em 1926, Almeida refere-se aos eucaliptos e às acácias (não especifica a espécie) como uma grande riqueza pública, sendo árvores com rápido crescimento e elevado valor de

produção. Eram então espécies em experimentação, destinadas a cobrir uma grande superfície do país.

Em 1942, Carvalho cita *A.dealbata*, *A.decurrens* e *A.mearnsii* como espécies de crescimento rápido, e resistentes, aconselhando a distribuição destas espécies por “gândaras e montes” de Portugal. *A.mearnsii* (= *A.mollissima*) é referida como uma “essência florestal preciosa pela qualidade da sua madeira”, sendo também mencionada, juntamente com *A.decurrens*, como uma das melhores plantas taniníferas de regiões temperadas. Por volta desse ano, é já referida a presença de *A.dealbata* ao longo das estradas. *A.longifolia* e *A.retinodes* são referidas (Carvalho, 1942) como sendo preferíveis às outras 3 espécies, para se associarem a eucaliptos, por tolerarem melhor a sombra. Uma outra espécie, *A.baileyana*, é utilizada para fins ornamentais. Em meado do século XX, as acácias eram consideradas boas espécies a distribuir pelo país que, além de numerosas utilizações, podiam ainda melhorar os terrenos, enriquecendo-os em azoto.

Quanto a *A.dealbata*, desde cedo foram reconhecidas as suas propriedades invasoras, uma vez que pouco tempo passado da sua introdução foi criado um Decreto-Lei – Dec.Lei n. 28.039 de 14 de Setembro de 1937 – que proibia “a sua plantação a menos de 20 metros de terrenos cultivados e a menos de 30 de nascente, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos” (Alves e Bastos, 1992). Ainda assim, Alves e Bastos (1992) referem que “o interesse das acácias entre nós prende-se também com a sua grande facilidade de invasão, pois rapidamente cobrem solos, defendendo-os da erosão”.

Recentemente, o Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro de 1999 lista as espécies *A.karoo* Hayne, *A.dealbata* Link, *A.mearnsii* De Wild., *A.longifolia* (Andrews) Willd., *A.cyclops* A.Cunn. ex G.Don, *A.melanoxylon* R.Br., *A.pycnantha* Benth., *A.cyanophylla* Lindley [sinónimo de *A.saligna* (Labill) H.L. Wendl.], *A.retinodes* Schltdl., *A.decurrens* (J.C.Wendl.) Willd., *A.farnesiana* (L.) Willd, e *A.mollissima* Willd. [sinónimo de *A.mearnsii* De Wild segundo Whibley (1980)] como espécies introduzidas em Portugal Continental. O mesmo Decreto-Lei classifica as espécies *A.karoo*, *A.dealbata*, *A.mearnsii*, *A.longifolia*, *A.melanoxylon*, *A.pycnantha*, *A.cyanophylla* e *A.retinodes*, como invasoras, sendo interdito o povoamento com estas espécies.

Curiosamente, a Flora Ibérica no mesmo ano (Castroviejo *et al.*, 1999), não refere a espécie *A.farnesiana* para o território Português, referido-a apenas para Espanha, e acrescenta à lista *A.baileyana* F.Muell., *A.verticillata* (L'Hér.) Willd., e *A.sophorae* (Labill.) R.Br. Destas espécies, *A.sophorae* é considerada por vários autores (Whibley, 1980) como uma subsp. de *A.longifolia*, pelo que é compreensível a diferença de critérios. Quanto às outras espécies não coincidentes, referira-se que *A.baileyana* e *A.verticillata* foram observadas como ornamentais e em herbário durante a realização deste trabalho.

Em 1999, Cabral e Telles referem *A.melanoxylon* (acácia-austrália) e *A.dealbata* (acácia-mimososa) como árvores tradicionais e da paisagem portuguesa!

Espécies de *Acacia* presentes nos sistemas dunares portugueses

As espécies *A.dealbata*, *A.longifolia*, *A.cyclops*, *A.melanoxylon*, *A.saligna* e *A.sophorae* são indicadas para o litoral português (Castroviejo *et al.*, 1999). Neste trabalho, observaram-se *A.longifolia*, *A.saligna*, *A.melanoxylon*, *A.retinodes* e *A.dealbata*, não tendo sido percorrida exhaustivamente toda a costa. Todavia, na área mais próxima ao mar, onde foram instaladas as parcelas, apenas se observaram *A.longifolia* (Figura 1.4) e *A.saligna* (Figura 1.5).



Figura 1.4 *Acacia longifolia*: esquema dos filódios e inflorescência (esquerda, adaptado de Whibley, 1980); pormenor da floração (central) e aspecto da árvore (direita) de um espécime de S.Jacinto, em Fevereiro de 2000.



Figura 1.5 *Acacia saligna*: esquema dos filódios e inflorescência (esquerda, *adaptado de Whibley, 1980*); pormenor dos filódios (central) de um espécime da Foz dos Ouriços, em Julho de 1999; e pormenor da inflorescência (direita, *adaptado de Polunin, 1999*).

Os indivíduos de *A.longifolia* observados mais próximo do mar, apresentam características, tais como porte prostrado e filódios mais obtusos, semelhantes a *A.sophorae*, no entanto, estas características assemelham-se muito a adaptações às condições de maior salinidade e ventos marítimos fortes.

Em Portugal, *A.longifolia* é muito frequente nos sistemas dunares, onde está presente com densidades muito elevadas. Aparece ainda junto a linhas de água e em zonas montanhosas, habitats onde é também muito comum na África do Sul (Taylor *et al.* 1985; Dennill e Donnelly, 1991). *A.saligna*, por enquanto com distribuição mais ampla apenas no sul do país, é considerada altamente invasora em sistemas Sul Africanos (Cronk e Fuller, 1995), pelo que deve ser acautelado o seu potencial invasor.

Fenologia das espécies identificadas

A fenologia de uma espécie pode estar mais relacionada com as características do local onde se encontra, do que com características da própria espécie (Milton e Moll, 1982). Em Portugal, a informação relativa à fenologia reprodutiva das espécies de *Acacia* introduzidas, refere que *A.longifolia* se encontra em floração de Março a Junho e *A.saligna* de Março a Maio (Castroviejo *et al.*, 1999). Estes autores, salvaguardam todavia, que estes dados não

devem ser tomados em sentido estrito e absoluto, já que dependem de múltiplos factores, num território extenso e heterogéneo. De facto, no decorrer deste trabalho *A. longifolia* foi observada em floração a partir de Janeiro. Sobre a fenologia do crescimento – crescimento dos ramos, produção de filódios e sua relação com os diferentes habitats onde ocorre -, da fenologia da queda de folha ou de secreção de néctar, pouco se sabe. A própria sequência fenológica e implicações que o conhecimento destes factos podem ter na gestão coerente dos problemas de invasão, continuam ainda inexplorados no nosso país.

A escassez de estudos sobre a fenologia de *Acacia* em Portugal é uma grande lacuna. Apesar de na Austrália e na África do Sul, existirem vários estudos relativos à fenologia de *Acacia*, a localização de Portugal num hemisfério diferente, e consequente alteração das estações, pode implicar modificações nos eventos fenológicos e na sua própria sequência.

Na África do Sul, *A.longifolia* e *A.saligna*, as espécies mais importantes no âmbito deste trabalho, exibem maior crescimento dos ramos na primavera e declinam no verão, apesar de *A.longifolia* exibir um segundo crescimento no outono, e *A.saligna* estender o seu período de crescimento quando há disponibilidade de água. Esta flexibilidade permite-lhes continuar a crescer depois dos arbustos indígenas mediterrânicos terem abrandado o seu crescimento, no final da primavera (Milton e Moll, 1982). As duas espécies aumentam o ritmo de iniciação de filódios cerca de 1 mês antes do início do crescimento dos ramos e diminuem antes do fim do período de crescimento. *A.saligna* tem um pico de queda de filódios no verão, enquanto *A.longifolia* tem dois picos, um no verão e outro no inverno. Para ambas as espécies os picos de queda e ganho de filódios têm tendência para coincidir com o início do verão (Milton e Moll, 1982).

A flor é estritamente sazonal nas 2 espécies, *A.longifolia* deixa cair as flores no inverno, e *A.saligna* deixa-as cair pouco tempo depois. As vagens e sementes caem durante cerca de 6 semanas, 3 a 4 meses depois da queda das flores.

Estudos na província do Cabo, África do Sul, revelaram que o crescimento das espécies *A.longifolia* e *A.saligna* é limitado por temperaturas abaixo dos 15°C, por dias com menos de 7,5 horas de luz, e pela disponibilidade de água quando esta é inferior ao ponto de emurchecimento permanente (Milton e Moll, 1982).

Metodologias aplicadas no controlo das acácias

O controlo de espécies invasoras exige uma gestão bem planeada, que inclua a determinação da dimensão da invasão, a identificação das suas possíveis causas, a avaliação dos impactos, a avaliação das metodologias de controlo mais adequadas a cada situação e a posterior monitorização da recuperação da área controlada (Cronk e Fuller, 1995). As medidas de controlo pouco cuidadas, por vezes precipitadas ou adiadas, podem conduzir ao agravamento das situações, além de muitas vezes se tornarem excessivamente dispendiosas. O sucesso de um programa de controlo é facilitado ao controlar a invasão nos estágios iniciais, quando a espécie não constitui ainda um problema grave, e aplicando controlo simultâneo, quando várias espécies invasoras coexistem. O controlo bem sucedido de uma só espécie pode facilitar a invasão por outras espécies (Dennill e Donnelly, 1991).

Antes da aplicação de qualquer controlo, é importante que se encontrem os estágios mais vulneráveis no ciclo fenológico de cada espécie, de forma a que se possa explorar esse factor, aplicando o(s) método(s) de controlo mais adequado(s). Factores como a densidade e idade da população invasora, o tipo e as condições da vegetação indígena, presença e eficácia de agentes de controlo biológico, e as condições de acesso ao próprio terreno, devem ser considerados na escolha dos métodos de controlo (Pieterse e Cairns, 1988).

Os métodos geralmente utilizados são o controlo químico, o controlo mecânico, o controlo biológico, o fogo controlado e a gestão integrada. A utilização de diferentes métodos de controlo combinados é frequentemente a opção mais adequada, resultando num reforço e melhoramento dos resultados obtidos. O sucesso da aplicação de estratégias de controlo requer a persistência dos tratamentos, e implica custos a curto e médio prazo para a gestão das áreas invadidas. Também essencial é o treino de técnicos que garantam a correcta aplicação dos métodos (Campbell *et al.*, 1996).

Controlo químico

Neste tipo de controlo, recorre-se à utilização de produtos químicos, os quais devem ser cuidadosamente seleccionados. O seu uso indiscriminado é desaconselhado, principalmente

em áreas protegidas, devido à probabilidade de efeitos adversos nos ecossistemas, podendo constituir uma ameaça para a biodiversidade, em particular para espécies raras. O facto da maioria dos herbicidas não ser específico, pode prejudicar a fauna e flora adjacentes, o que é ainda agravado por muitos serem persistentes, acumulando-se no solo ou nos tecidos biológicos (Cronk e Fuller, 1995).

Nas espécies de *Acacia* estão já estudados diversos métodos de aplicação:

- Na base do tronco, corta-se uma tira de líber a todo o perímetro, com intervalos de 10cm, e aplica-se um herbicida (2,4-D ou glifosato) nas partes de lenho exposto. Deve ter-se o cuidado de manter algum líber, de forma a permitir o seu transporte eficaz no interior da planta. É recomendado para controlar populações isoladas (Campbell *et al.*, 1990).
- Fazem-se várias perfurações até ao lenho e depois é aplicado o herbicida com uma “seringa”, que será translocado para toda a planta (Cronk e Fuller, 1995).
- Aplicação de herbicida concentrados (2,4-D ou glifosato) nas touças cortadas, nos 30 segundos que se seguem ao corte, quando ainda existe translocação na árvore que foi cortada (Cronk e Fuller, 1995). Aplicável em áreas onde é possível remover as árvores mortas, a sua utilização revela-se dispendiosa, o que pode ser minimizado se for aplicado correctamente (Campbell *et al.*, 1990).
- A base do tronco pode ser pulverizada com 2,4-D misturado com um óleo leve (ex. diesel), que tem a capacidade de penetrar o ritidoma e ser depois translocado.
- Pulverização foliar. Utilizado em populações esparsas de plantas jovens, onde os custos podem ser compensados pelos resultados obtidos (Campbell *et al.*, 1990).

A maior causa de falha deste método advém da incorrecta aplicação do herbicida, ou mesmo da mistura incorrecta que origina concentrações inadequadas e não eficazes (Campbell *et al.*, 1990). A susceptibilidade das plantas varia muito, dependendo dos diferentes herbicidas, dos métodos de aplicação, das concentrações, da época de aplicação e da parte da planta onde é aplicado o herbicida. Frequentemente, são necessárias muitas experiências até atingir o equilíbrio entre os custos e a eficácia do tratamento (Cronk e Fuller, 1995).

Os métodos químicos são aparentemente mais baratos, mas, para obtenção de bons resultados, implicam repetições sistemáticas das aplicações, o que os torna muito dispendiosos, e pode agravar os efeitos negativos no ecossistema. Em Portugal tem-se conhecimento de vários trabalhos realizados nesta área (ver Costa, 1981; Patricio e Rodrigues, 1999), com resultados promissores.

Controlo mecânico

O controlo mecânico inclui várias modalidades cujo objectivo é retirar fisicamente as invasoras, quer por corte, no caso de árvores adultas, quer por arrancamento, no caso de plântulas (Campbell *et al.*, 1990). O arrancamento de plântulas atinge custos demasiado elevados em caso de populações com densidades elevadas. No caso particular das acácias, o corte não é muito eficaz por existirem várias espécies que rebentam de touça (Cronk e Fuller, 1995). Outro método utilizado nas acácias, consiste em retirar um anel de ritidoma - de forma a retirar todo o floema secundário -, método frequentemente combinado com a aplicação posterior de um herbicida (Campbell *et al.*, 1990). O nível de sucesso do controlo físico pode ser também comprometido pela existência de bancos de sementes numerosos e com grande longevidade, ou pela dispersão eficiente de sementes de áreas vizinhas que acabam por provocar re-invasões. O seu sucesso pode ser melhorado se usado em combinação com o controlo químico e/ou biológico (Cronk e Fuller, 1995). Em Portugal tem sido usado em várias áreas protegidas com sucessivas recuperações por parte das invasoras, quer por rebentamento das touças (ex: *A.longifolia*, *A.dealbata*, *A.saligna*) quer pela germinação de sementes (*A.longifolia*, *A.dealbata*, *A.melanoxylon*).

Controlo biológico

No controlo biológico utilizam-se inimigos naturais para controlar as plantas invasoras. Quando bem sucedido, é um método pouco dispendioso, que permite a redução das populações de espécies invasoras e a sua manutenção abaixo de níveis que causem prejuízos económicos e de conservação (Cronk e Fuller, 1995).

A grande desvantagem é o risco de selecção de organismos que interfiram no equilíbrio de espécies não-alvo, por exemplo tornando-se pragas para outras espécies, o que aconteceu no passado, quando se seleccionavam frequentemente agentes de controlo generalistas (Simberloff e Stiling, 1996). Actualmente, procuram utilizar-se agentes monoespecíficos, recorrendo-se frequentemente a invertebrados, grupo onde muitas espécies são altamente específicas. Para garantir que não há troca de hospedeiro, é necessário muito tempo de experimentação, com o potencial agente de controlo e com as diferentes espécies de plantas que se encontram no habitat onde serão introduzidos (Cronk e Fuller, 1995). Mesmo quando ocorre troca de hospedeiros em laboratório, só raramente se verifica na natureza. Provavelmente, os agentes de controlo acabam por ser excluídos competitivamente, das espécies não-alvo, por insectos nativos mais adaptados às espécies indígenas (Julien *et al.*, 1987 *in* Cronk e Fuller, 1995). Em situações em que uma invasão biológica pode afectar toda uma comunidade, processar-se rapidamente e produzir efeitos irreversíveis, até os mais cépticos sugerem que o controlo biológico deve ser considerado (Simberloff e Stiling, 1996). À medida que as espécies invasoras se tornam mais problemáticas, o controlo biológico tem vindo a ser mais utilizado, tornando-se, por vezes, na única alternativa viável para algumas espécies (Cronk e Fuller, 1995; Hoffman, *comunicação pessoal*).

A taxa de sucesso é por vezes reduzida devido à dificuldade do agente de controlo em estabelecer-se em condições diferentes do seu habitat natural, devido à população do agente estabelecido ter densidades muito reduzidas, ou devido ao organismo falhar no controlo. Uma questão fundamental na aplicação do controlo biológico é a correcta identificação taxonómica, tanto da espécie invasora como do agente para o controlo.

Diversas espécies de *Acacia* são controladas com sucesso por agentes de controlo biológico (Dennill e Donnelly, 1991; Morris, 1991). Um exemplo com elevado sucesso é dado por *A.longifolia*, na África do Sul, controlada por um agente que forma galhas nas gemas florais (*Trichilogaster acaciaelongifoliae*), reduzindo até 100% a formação de novas sementes (Dennill e Donnelly, 1991). A formação de galhas por esta vespa acaba também por suprimir o crescimento vegetativo, uma vez que a sua formação consome muita energia. Esta redução da produção de sementes é extremamente importante uma vez que são estas os agentes das novas invasões.

Fogo controlado

O fogo controlado tem sido também um método utilizado no controlo de acácias na África do Sul, tendo como vantagem a redução do banco de sementes, quer destruindo uma parte das sementes, quer estimulando a sua germinação (Pieterse e Cairns, 1988). Depois de germinadas é necessário o controlo rigoroso das plântulas, ou resultará num agravamento da situação. A sua aplicação depende muito da espécie em questão. De facto, e apesar de muitas espécies de *Acacia* terem sementes resistentes ao fogo, nem todas as espécies invasoras partilham dessa resistência (McMahon *et al.*, 1996). A temperatura dos fogos e a época mais apropriada para a sua realização devem ser determinadas de acordo com as características de cada espécie. Este método, é normalmente utilizado em combinação com outros métodos, nomeadamente aplicação de herbicidas, arrancamento das plântulas ou controlo biológico.

A utilização deste método é, no entanto, muito limitada pelas características do ecossistema e da vegetação envolvente, revelando-se muito perigoso em várias situações (Campbell *et al.*, 1990). Há a considerar que além dos efeitos na população de acácia, terá sempre efeitos nas populações e bancos de sementes das espécies indígenas.

O fogo é também utilizado para destruir a biomassa resultante da aplicação de outros métodos.

Gestão ambiental integrada

A gestão ambiental de um habitat contempla a redução das perturbações, implicando medidas que integram todo o ecossistema e não apenas as espécies invasoras. No entanto, é muito importante na redução da invasão, complementando outras metodologias. A limitação das perturbações, como, por exemplo, a redução de fogos de origem humana, podem ser fundamentais no controlo de várias espécies invasoras, nomeadamente *Acacia*. O próprio controlo de espécies invasoras, quando se trata de grandes extensões com elevada cobertura dessa espécie, constitui uma perturbação que não deve ser negligenciada. O efeito da irradicação de uma espécie invasora pode ter graves

Invasões biológicas

consequências no que respeita à regeneração de outras espécies. Pode ser mesmo necessária a substituição artificial com espécies nativas, de forma a evitar a invasão por outras espécies exóticas.

Referências bibliográficas

- Almeida, A.M. 1926. Le Portugal forestier. *Boletim da Sociedade Broteriana*. vol. IV (II série): 125- 143.
- Almeida, J.D. 1999. Flora exótica subespontânea de Portugal Continental (Plantas Vasculares). *Dissertação de Mestrado*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Alves, F.L. e Bastos, J. 1992. Mimosa (*Acacia dealbata*). *Público magazine*. 22.3.92. pp.50.
- Arroyo, M.T.K.; Marticorena, C.; Matthei, O. e Caviars, L. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Cabral, F.C. e Telles, G.R. 1999. *A árvore em Portugal*. Assírio e Alvim. Lisboa.
- Callaway, R.M. e Aschehoug, E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*. **290**: 521-523.
- Campbell, P.L.; Bell, R.S. e Kluge, R.L. 1990. Identifying the research requirements for the control of silver wattle (*Acacia dealbata*) in Natal. *South African Forestry Journal*. **155**: 37-41.
- Campbell, P.L.; Kluge, R.L. e Naudé, D.C. 1996. A new dimension in managing control strategies for alien plant control. *Second International Weed Control Congress*. Pp. 1279-1284. Copenhagen.
- Carvalho, A. 1942. Três acácias. *O lavrador*. **667**, **668**, **669** e **671**.
- Castroviejo, S.; Talavera, S.; Aedo, C.; Salgueiro, F.J. e Velayos, M. (Eds.). 1999. Flora Iberica – Plantas Vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares. Vol. VII(I) – *Leguminosae* (partim). Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid.
- Coblentz, B.E. 1990. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Conservation Biology*. **4**: 261.
- Costa, A.M.L. 1981. A acção de produtos fitocidas no combate ao acacial infestante. *II Simpósio Nacional de Herbologia*.

- Crawley, M.J. 1997. Biodiversity. *In: Crawley, M.J. Plant Ecology*. Blackwell Science. 2ª Ed. UK. Cambridge.
- Cronk, Q.B. e Fuller, J.L. 1995. *Plant invaders*. Chapman and Hall. London. UK.
- D'Antonio, C.M. 2000. Fire, Plant Invasion and Global Changes. *In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- D'Antonio, C.M. e Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **23**: 63-87.
- D'Antonio, C.M.; Dudley, T.L. e Mack, M. 1999. Disturbances and biological invasions: direct effects and feedback. *In: Walker, L.R. Ecosystems of the world 16. Ecosystems of disturbed ground*. **Cap. 17**: 413- 452. Elsevier.
- Davis, M.A.; Grime, J.P. e Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*. **88**: 528-534.
- Dennill, G.B. e Donnelly, D. 1991. Biological control of *Acacia longifolia* and related weed species (*Fabaceae*) in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **37**: 115-135.
- DGSFA (Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas). 1948. Plano de povoamento florestal - dunas de Mira.
- Elton, C. 1958. *The Ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press. Chicago. USA.
- Enserik, M. 1999. Biological invaders sweep in. *Science*. **285**: 1834-1836.
- Ewel, J.J.; O'Dowd, D.J.; Bergelson, J.; Daehler, C.C.; D'Antonio, C.M.; Gómez, L.D.; Gordon, D.R.; Hobbs, R.J.; Holt, A.; Hopper, K.R.; Hughes, C.E.; Lahart, M.; Leakey, R.R.B.; Lee, W.G.; Loope, L.L.; Lorence, D.H.; Louda, S.M.; Lugo, A.E.; Mcevoy, P.B.; Richardson, D.M. e Vitousek, P.M. 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *BioScience*. **49(8)**: 619-630.
- Ferreira, J. e Reis, L. 1999. Cálculo do volume total de *Acacia melanoxylon* R.Br. na Tapada do Mouco (Serra de Sintra). Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.

- Gill, A.M. 1996. How fires affect biodiversity. *In: Fire and biodiversity: the effects and effectiveness of fire management*. [online]: http://www.environment.gov.au/life/general_info/biodivser_8/paper4.html
- Hobbs, R.J. 2000. Land-Use Changes and Invasions. *In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Hobbs, R.J. e. Humphries. S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*. **9 (4)**: 761-770.
- Holmes, P.M. 1990. Dispersal and predation of alien *Acacia* seeds: effects of season and invading stand density. *South African Journal of Botany*. **56(4)**: 428-434.
- Holmes, P.M. e Cowling, R.M. 1997. The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *Journal of Applied Ecology*. **34**: 317-332.
- Hönig, M.A., Cowling, R.M. e Richardson, D.M. 1992. The invasive potential of Australian banksias in South African fynbos: a comparison of the reproductive potential of *Banksia ericifolia* and *Leucadendron laurolum*. *Australian Journal of Ecology* **17**: 305-314.
- Jeffery, D.J.; Holmes, P.M. e Rebelo, A.G. 1988. Effects of dry heat on seed germination in selected indigenous and alien legume species in South Africa. *South African Journal of Botany*. **54(1)**: 28-34.
- Jeffries, M.J. 1997. *Biodiversity and conservation*. Routledge Introductions to Environment. London e New York.
- Keeley, J.E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. *In: Dell, B; Hopkins, A.J.M. e Lamont, B.B.(Eds.) Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. Netherlands.
- Liberal, M. e Esteves, M. 1999. Invasão de *Acacia dealbata* Link. no Parque Nacional da Peneda Gerês. Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. **8(4)**: 133-137.

- Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*. **80(5)**: 1522-1536.
- Lopes, J.M.M. 1926. A flora do concelho de Vimioso. *Boletim da Sociedade Broteriana*. **vol. IV (II série)**: 130-138.
- Mack, M.C. e D'Antonio, C.M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends on Ecology and Evolution (TREE)*. **13(5)**: 195-198.
- Marchante, H.; Campelo, F. e Freitas, H. 1999. Ecologia do género *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses. Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.
- Mazzoleni, S. e Esposito, A. 1992. Vegetative regrowth after fire and cutting of mediterranean machia species. In: Trabaud, L. e Prodon, R. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities. França.
- McMahon, A.R.G.; Carr, G.W.; Bedggoog, S.E.; Hill, R.J. e Pritchard, A.M. 1996. Prescribed fire and control of coast wattle (*Acacia sophorae* (Labill.) R.Br.) invasion in coastal heath south-west Victoria. In: *Fire and biodiversity: the effects and effectiveness of fire management*. [online]: http://www.environment.gov.au/life/general_info/biodivser_8/paper8.html.
- McNeely, J.A. 2000. The future of alien invasive species: changing social views. In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Milton, S.J. e Moll, E.J. 1982. Phenology of Australian acacias in the S.W. Cape, South Africa, and its implications for management. *Botanical Journal of the Linnean Society*. **84**: 295-327.
- Milton, S.J. 1981. Litterfall of the exotic acacia in the South Western Cape. *Journal of South African Botany*. **47(2)**: 147-155.
- Ministério do Ambiente. 1999. Decreto-Lei n.º 565/99. Diário da República. **I-A, 295/99**: 9100-9114.
- Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. 2000. Global change and invasive species: where do we go from here? In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.

- Morris, M.J. 1991. The use of plant pathogens for biological weed control in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **37**: 239-255.
- Musil, C.F. e Midgley, G.F. 1990. The relative impact of invasive Australian acacias, fire and season on the soil chemical status of a sand plain lowland fynbos community. *South African Journal of Botany*. **56(4)**: 419-427.
- Musil, C.F. 1993. Effect of invasive Australian acacias on the regeneration, growth and nutrient chemistry of South African lowland fynbos. *Journal of Applied Ecology*. **30**: 361-372.
- Naylor, R.L. 2000. The economics of Alien Species Invasions. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA
- Neto, C. S. 1993. A flora e a vegetação das dunas de S.Jacinto. *Finisterra*. **XXVIII (55-56)**: 101-148.
- Odum, E.P. 1997. *Fundamentos de ecologia*. Trad. de Gomes, A.M.A. 5ªEd. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Patricio, S.F. e Rodrigues, I.M. 1999. Primeiros resultados de um ensaio de controlo de *Acacia dealbata* Link no P.N.P.G. Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.
- Pieterse, P.J. e Cairns, A.L.P. 1988. The population dynamics of the weed *Acacia longifolia* (*Fabaceae*) in the absence and presence of fire. *South African Forestry Journal*. **145**: 25-27.
- Polunin, O. 1999. *Árboles y arbustos de Europa*. Trad. de Mir, R.M. 5ªEd. Omega. Barcelona.
- Rei, M.A. 1924. Pinhais e Dunas de Mira. Subsídios para a sua história: 1919-1924. Tipografia Popular. Figueira da Foz.
- Reichard, S.H. e Hamilton, C.W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*. **11 (1)**: 193-203.
- Rejmánek, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation*. **78**: 171-181.

- Richardson, D.M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G. ; Panetta, F.D. e West, C.J. 2000a. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. **6**: 93-197.
- Richardson, D.M.; Bond, W.J.; Dean, W.R.J.; Higgins, S.I.; Midgley, G.F.; Milton, S.J.; Powrie, L.W.; Rutherford, M.C.; Samways, M.J. e Schulze, R.E. 2000b. Invasive alien species and global change: a South African Perspective. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Ross, J.H. 1975. The naturalized and cultivated exotic *Acacia* species in South Africa. *Bothalia*. **11(4)**: 463-470.
- Shigesada, N. e Kawasaki, K. 1997. *Biological invasions: theory and practice*. Oxford University Press. New York.
- Simberloff, D. e Stiling, P. 1996. Risks of species introduced for biological control. *Biological Conservation*. **78**: 185-192.
- Taylor, H.C.; MacDonald, S.A. e MacDonald, I.A.W. 1985. Invasive alien woody plants in the Cape of Good Hope Nature Reserve. II. Results of a second survey from 1976 to 1980. *South African Journal of Botany*. **51**: 21-29.
- Trabaud, L. 1992. From the cell to the atmosphere: an introduction to interactions between fire and vegetation. *In*: Trabaud, L. e Prodon, R. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities. França.
- van Wilgen, B.W.; Cowling, R.M. e Burgers, C.J. 1996. Valuation of ecosystems services. *BioScience*. **46(3)**: 184-189.
- Vitousek, P.M.; Walker, L.R.; Whiteaker, L.D.; Mueller-Dombois, D. e Matson, P.A. 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science*. **238**: 802-804.
- Whibley, D.J.E. 1980. *Acacias of South Australia*. D.J. Woolman. South Australia.
- Williamson, M. 1999. Invasions. *Ecography*. **22**: 5-12.

- Williamson, M.H. e Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*. **78**: 163-170.
- Zavaleta, E. 2000. Valuing ecosystem services lost to *Tamarix* invasion in the United States. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.

EFEITO DA PRESENÇA DE *ACACIA* NA BIODIVERSIDADE VEGETAL DOS SISTEMAS DUNARES

Introdução

Sistemas dunares

Os ecossistemas costeiros são extremamente importantes por constituírem a primeira barreira física eficaz contra o avanço do mar, estando, no entanto, sujeitos a elevados níveis de perturbações naturais e antropogénicas (Hanson e Lindh, 1993). De entre os ecossistemas costeiros, os sistemas dunares são os mais afectados pela erosão (Granja e Carvalho, 1995) e pela pressão humana (Carter, 1995). Os sistemas dunares, quando permanecem intactos, ou pouco perturbados, são menos afectados pela erosão, sendo caracterizados pela grande diversidade de espécies vegetais autóctones, as quais têm capacidade de fixar as areias e formar o cordão dunar (van der Putten e Peters, 1995).

Importância das espécies vegetais na formação dos sistemas dunares

A formação das dunas costeiras está dependente da presença de vegetação, do tipo de espécies vegetais e da interacção destas com o vento (Carter, 1995). Os sedimentos

inicialmente acumulados são fixados por espécies anuais que, à medida que a duna cresce, são substituídas por espécies perenes formadoras de dunas. As comunidades vegetais dunares são caracterizadas por se sucederem a si mesmas depois de perturbações, voltando a fixar-se uma comunidade semelhante à existente antes da perturbação (Smith e Huston, 1989). As espécies presentes são essencialmente condicionadas pelo substrato e pela influência marítima (Alves *et al.*, 1998).

As espécies vegetais dunares sobrevivem em solos pobres em nutrientes, com exposição a elevadas concentrações de sal, deposição e mobilidade de areias e stress hídrico, factores aos quais se juntam o stress resultante da competição, predação e doenças. Por todos estes factores, muitas espécies vegetais dunares adoptam uma estratégia que lhes permite sobreviver, mais do que dominar (Carter, 1995). Além disso, algumas são altamente oportunistas, explorando rapidamente qualquer vantagem do meio de modo a completar o seu ciclo de vida. Assim, apesar destas condições, uma grande diversidade de espécies vegetais desenvolveu características fisiológicas e morfológicas que lhes permitiu a adaptação eficaz. Estas adaptações traduzem-se, principalmente, por folhas com baixa área foliar, enroladas e com estomas em cavidades profundas, elevada resistência à salsugem, capacidade de resistência a ventos fortes, expansão vegetativa por rizomas, e estimulação das raízes pela acumulação de areia (Maun, 1998). Neste tipo de habitats, em que as condições ambientais são difíceis, as espécies anuais têm vantagens pelo seu crescimento rápido, adaptando o seu ciclo de vida de forma a evitar a competição (Carter, 1995).

Breve caracterização dos sistemas dunares portugueses

De uma maneira geral, o sistema dunar português, em condições naturais, caracteriza-se por uma primeira zona, junto ao mar, de areias quase sem coberto vegetal, onde as espécies mais frequentes são *Elymus farctus* (feno-das-areias) e *Cakile maritima* (eruca-maritima), com baixa cobertura. De seguida, surge uma zona com areias em estabilização, formando cristas dunares, coroadas por uma elevação paralela à linha de costa, chamada duna primária, geralmente coberta por vegetação herbácea. Esta zona é dominada por *Ammophila arenaria* subsp. *australis* (estorno), sendo muito comuns espécies como

Otanthus maritimus (cordeiro-da-praia), *Calystegia soldanella* (couve-marinha), *Eryngium maritimum* (cardo-marítimo), *Crucianella maritima* (granza-da-praia) e *Euphorbia paralias* (morganheira-da-praia). Segue-se a interduna, que corresponde a uma depressão colonizada por vegetação arbustiva e sub-arbustiva, onde são comuns *Crucianella maritima* (granza-da-praia), *Helichrysum picardi* (perpétua-das-praias), *Artemisia crithmifolia* (madorneira), *Pancratium maritimum* (lírio-das-areias), *Corema album* (camarinha) e *Medicago marina* (luzerna-das-areias), entre outras. Aparece depois uma outra duna fixa, com vegetação semelhante à interduna, que é denominada duna secundária. Dependendo da extensão do sistema dunar, do regime dos ventos, da topografia do terreno e da presença, ou ausência de obstáculos, poderão surgir mais depressões e elevações, eventualmente com arbustos de maior porte ou pequenas árvores, de que são exemplo *Helichrysum picardi*, *Juniperus turbinata* (sabina-da-praia), *Myrica faia* (samouco) e *Pinus pinaster* (pinheiro-bravo). A costa baixa arenosa, assim caracterizada, é comum no litoral centro e norte do país e no sotavento da costa sul (Alves *et al.*, 1998).

Podem também observar-se formações dunares em plataformas sobre-elevadas, que consistem em acumulações de areia transportada pelos ventos, ou paleodunas formadas em épocas passadas, quando o nível das águas era superior. Se não foram artificializadas, estas plataformas apresentam comunidades vegetais semelhantes às que ocorrem no sistema dunar atrás descrito, embora possam existir espécies características de dunas mais evoluídas - *Stauracanthus spectabilis*, várias espécies de *Thymus* (tomilho) - ou espécies não exclusivas das dunas (Alves *et al.*, 1998). Estas formações são frequentes no sudoeste Alentejano.

Infelizmente, ao longo da costa portuguesa, são já muito raros os sistemas dunares bem conservados. Com o objectivo de resolver os problemas graves de erosão, recorreu-se no passado à plantação e/ou sementeira de espécies exóticas, para fixação de areias, que têm resultado na ameaça do equilíbrio das comunidades vegetais nativas (Alves *et al.*, 1998). Actualmente, verifica-se o rápido desenvolvimento de algumas espécies, com comportamento invasor, nomeadamente *A.longifolia* e *A.saligna* (Marchante *et al.*, 1999), *Carpobrotus edulis* (Campelo, 2000) e *Cortaderia selloana* (observação pessoal). Face aos problemas de erosão, também se tem recorrido à construção de estruturas artificiais, como

diques e paredões, que se têm revelado ineficazes (Granja e Carvalho, 1995). A diversidade de espécies autóctones, em especial o estorno, têm capacidade de fixar as areias e promover a formação de um cordão dunar eficaz contra o avanço do mar (Reis, 2000). A conservação da diversidade de espécies vegetais nativas, assim como a recuperação dos sistemas mais degradados, recorrendo a espécies autóctones, constituem uma alternativa promissora para a gestão sustentável destes ecossistemas.

Biodiversidade das comunidades vegetais

O que se entende por biodiversidade

Por biodiversidade entende-se uma relação entre a variedade de espécies - ou riqueza específica - e a abundância relativa - ou equitabilidade - dessas espécies (Magurran, 1988; Wilsey e Potvin, 2000). No entanto, é frequente falar-se em biodiversidade como sinónimo de riqueza específica. Neste trabalho, optou-se por adoptar o primeiro critério.

A conservação da diversidade biológica é cada vez mais importante, à medida que o ritmo da extinção de espécies aumenta, em resultado da actividade humana (Huston, 1997; Paiva, 1998). Várias causas têm conduzido à diminuição da biodiversidade, nomeadamente a crescente urbanização e fragmentação dos habitats, a agricultura (Wood *et al.* 1994), a deposição de nutrientes, a desflorestação (Huston, 1993) e a invasão por espécies exóticas (Lodge, 1993; Cowling *et al.*, 1996; Lonsdale, 1999) (Figura 2.1). Esta diminuição da biodiversidade é tanto mais grave por ser considerada um processo irreversível (Freitas, 1999a), implicando graves consequências para as gerações futuras, nomeadamente a nível de recursos alimentares, produtos farmacêuticos, espaços recreativos e problemas ambientais (Bishop, 1993). A falta de conhecimento das funções que cada espécie desempenha no ecossistema, leva por vezes a subestimar o seu valor real. O mesmo acontece com as mais valias que podem proporcionar ao Homem, e que permanecem inexploradas na maioria das espécies (Paiva, 1998).

A importância atribuída à biodiversidade deve-se ainda ao impacto que esta pode ter nos processos dos ecossistemas e, portanto, no seu funcionamento e estabilidade (Naeem *et al.*, 1994; Cronk e Fuller, 1995; Tilman, 1999). Estes processos incluem, por exemplo, a produtividade primária do ecossistema, a decomposição e os ciclos de nutrientes e da água (Figura 2.1). Podem ainda ser afectadas as próprias interacções entre os diversos processos (Mooney, 1997) ou o grau de “invasibilidade” dos ecossistemas (Tilman, 1999).

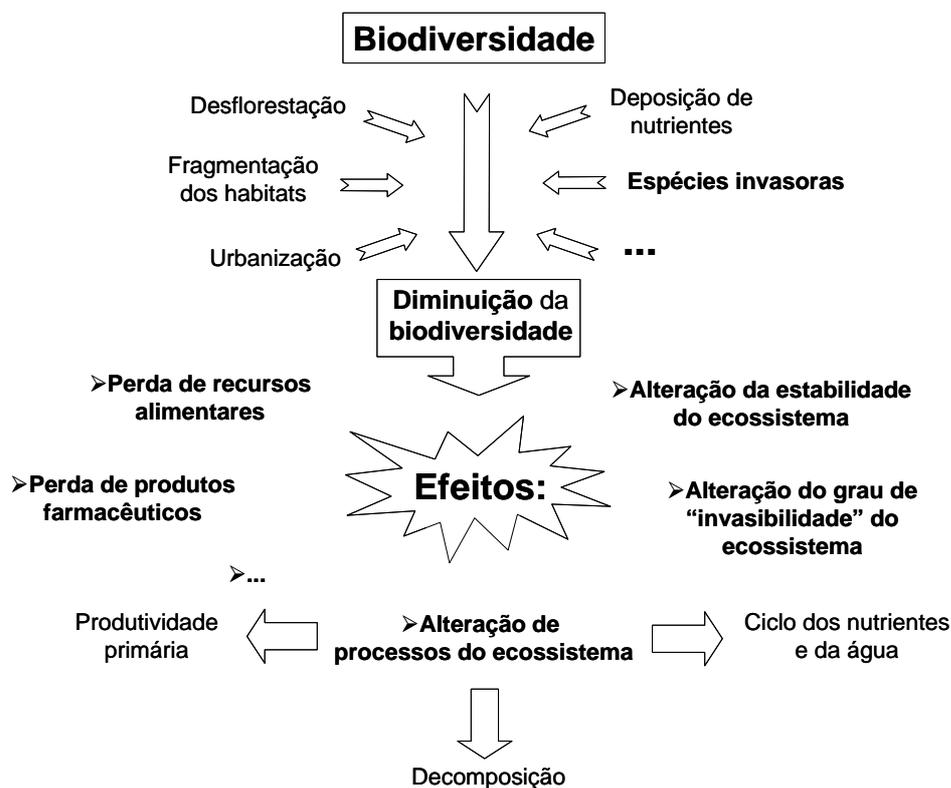


Figura 2.1 Representação esquemática de fenómenos que contribuem actualmente para a diminuição da biodiversidade, o que se repercute em inúmeros efeitos no ecossistema.

Já em 1872, Darwin referia que uma maior diversidade de espécies conduziria a uma maior produtividade primária (Tilman, 1999). Mais tarde, Elton (1958) propõe que uma menor diversidade conduz à diminuição da estabilidade e capacidade de funcionamento dos

ecossistemas. Hoje, vários estudos continuam a demonstrar que alguns processos, como a produtividade dos ecossistemas, dependem do número de espécies (Tilman *et al.*, 1997). Por outro lado, trabalhos recentes mostram que a relação entre equitabilidade e produtividade é mais linear do que a existente entre o número de espécies e a produtividade (Wilsey e Potvin, 2000). Outros realçam que a relação entre os vários processos do ecossistema e a diversidade pode ser melhor explicada pela identidade das espécies, do que pelo seu número (Huston, 1997; Wilsey e Potvin, 2000). Nas últimas décadas, tem-se chegado à conclusão que a identidade das espécies desempenha um papel fundamental na dinâmica e funcionamento dos ecossistemas. A composição florística é relevante porque os organismos desempenham funções ecológicas e as espécies diferem nos atributos responsáveis por essas funções (Tilman, 1999). De facto, nem todas as espécies desempenham papéis iguais numa comunidade, designando-se por “espécies-chave” aquelas com papel preponderante no funcionamento e regulação da estrutura da comunidade (Mooney, 1997). Enquanto a remoção de “espécies-chave” pode resultar em grandes alterações da comunidade, a remoção de outras espécies poderá não ter impactos relevantes. Por exemplo, espécies fixadoras de azoto, podem ter enormes impactos nos processos dos ecossistemas (Tilman, 1999). A relação entre diversidade e estabilidade, é também revista com o conceito de “espécie-chave”, conhecendo-se vários exemplos de comunidades com pouca diversidade que são extremamente estáveis (Kent e Coker, 1992).

Tendo em conta a existência de vários estudos contraditórios, ou dificilmente comparáveis, a relação entre estabilidade, funcionamento e diversidade de um ecossistema continua a ser polémica. Assim, para cada situação, é necessário avaliar como e porquê a biodiversidade está, ou não, a alterar a estabilidade e funcionamento do ecossistema.

Efeitos da invasão por espécies exóticas na biodiversidade nativa

A invasão dos habitats naturais por espécies exóticas, é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade (Lodge, 1993; Bingseli, 1996), podendo alterar profundamente a estrutura e funções do ecossistema (Vitousek *et al.*, 1996; Lonsdale, 1999; Weber, 2000). A simples presença de espécies exóticas constitui uma alteração na diversidade das

comunidades em que ocorrem. No entanto, em muitos casos, as consequências da invasão são muito mais graves, afectando um largo espectro de funções do ecossistema (Frankel *et al.*, 1998). Depois de estabelecidas, e quando as condições o facilitam (por exemplo um fogo ou um agente dispersor mais eficaz), as espécies invasoras têm a capacidade de crescer rapidamente e eliminar as espécies que as rodeiam, reduzindo drasticamente a diversidade da comunidade (Kent e Coker, 1992). Em casos extremos, são mesmo responsáveis pela extinção de espécies (Cronk e Fuller, 1995).

Por um lado, Elton (1958) e Lodge (1993) defendem que comunidades com maior diversidade conferem maior resistência à invasão, devido à menor disponibilidade de recursos para as espécies invasoras. No entanto, há que ter em consideração que a disponibilidade de recursos numa comunidade, depende de outros factores além da diversidade de espécies (ver capítulo III). Contraditoriamente, Levine (2000) e Lonsdale (1999) defendem que existe uma correlação positiva entre a diversidade nativa e o sucesso das espécies exóticas. Segundo estes autores, os factores que promovem ou limitam a diversidade nativa, actuam de forma semelhante sobre as espécies invasoras. Assim, comunidades mais diversas podem estar mais susceptíveis à invasão, o que pode significar sérias implicações na gestão das áreas. Levine (2000) e Lonsdale (1999) explicam, todavia, que em pequenas escalas uma diversidade mais elevada tem de facto tendência para aumentar a resistência da comunidade à invasão. Esta resistência depende, também, da composição e quantidade dos grupos funcionais que constituem a comunidade e do tipo fisionómico da própria espécie invasora (Symstad, 2000).

Avaliação da biodiversidade

A quantificação da biodiversidade tem sido frequentemente considerada como um bom indicador do bem estar de um ecossistema (Magurran, 1988), sendo essencial para o estabelecimento de propostas coerentes de gestão (Tregenza e Butlin, 1999). A avaliação apropriada da biodiversidade, de uma comunidade, depende da escolha correcta de três factores: um índice de diversidade, a(s) variável(is) de espécie(s) e uma escala apropriada (van der Maarel, 1988 *in*: Guo e Rundel, 1997).

Têm sido propostos um grande número de índices de diversidade, procurando descrever a diversidade de uma área através de um número (Kent e Coker, 1992). Uma das vantagens da utilização destes índices é a sumariação de forma nítida, em gráficos ou figuras, de grande quantidade de informação, facilitando a comparação de diferentes sistemas. Contudo, é muito importante a contextualização dos valores obtidos (Spellerberg, 1993).

O índice de diversidade mais utilizado é o Índice de Shannon (ou Índice de Shannon-Wiener), sendo recomendado porque a abundância das espécies é aferida em proporções (Kent e Coker, 1992). Whittaker (1972) reconheceu, como uma das qualidades deste índice, a importância que atribui às espécies com abundâncias médias. Gera, no entanto, alguma controvérsia, por atribuir maior peso à equitabilidade do que ao número de espécies (van der Maarel, 1996), e não atribuir grande relevância às espécies raras (Whittaker, 1972). Tendo em conta o objectivo deste trabalho, considerou-se ser o índice mais apropriado. Este índice, combina a riqueza específica com a abundância relativa, e assume que os indivíduos são amostrados ao acaso, de entre uma população “infinitamente grande”, e que todas as espécies da comunidade estão incluídas na amostra (Kent e Coker, 1992). Os seus valores encontram-se, normalmente, entre 1,5 e 3,5 podendo, em casos excepcionais, exceder 4,5, e ser 0 numa comunidade em que apenas existe uma espécie. Um índice de diversidade elevado resulta normalmente de uma comunidade antiga e ecologicamente mais estável; um índice mais baixo sugere uma comunidade recente ou afectada por alterações (Slingsby e Cook, 1986), de que pode ser exemplo uma comunidade invadida por uma espécie invasora.

O uso exclusivo de índices de diversidade, para caracterizar comunidades complexas, tem a limitação de perder alguma da informação inicial (Kent e Coker, 1992). Opta-se assim, frequentemente, pela construção de curvas de dominância-diversidade (Whittaker, 1972), cuja forma permite a descrição da equitabilidade de distribuição das espécies, da dominância relativa dentro da comunidade e da própria riqueza específica (Kent e Coker, 1992).

A quantificação da riqueza específica tem sido frequentemente usada em estudos de diversidade, expressando de forma rápida, e facilmente compreensível, a variabilidade de

uma comunidade. Contudo, uma vez que não existem comunidades com todas as espécies igualmente representadas, é extremamente importante a abundância relativa de cada uma das espécies. Muitas vezes, a área de cobertura de uma espécie vegetal é utilizada para substituir o número de indivíduos como medida de abundância (Magurran, 1988).

Importância das classificações funcionais

Tem-se vindo a dar crescente importância ao uso de classificações funcionais para descrever a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Gitay e Noble, 1997). Tipos funcionais podem ser definidos como grupos de espécies com funções análogas num ecossistema (Freitas, 1999b). Um dos métodos mais utilizados para a descrição da vegetação, é a classificação nas formas de vida ou tipos fisionómicos de Raunkaier, baseado na localização das gemas de renovo de uma planta, durante a estação desfavorável (Westoby e Leishman, 1997). Esta classificação (fanerófitos, caméfitos, hemicriptófitos, criptófitos e terófitos) é baseada no pressuposto de que a morfologia das espécies está estritamente relacionada com factores ambientais, nomeadamente deficiência da matéria orgânica e quantidade de radiação solar. A estes factores, as espécies respondem com diferentes adaptações e posicionamentos das gemas de renovo (Kent e Coker, 1992).

Diferentes formas de vida têm diferentes padrões de alocação de biomassa vertical (devido a diferenças nos padrões de distribuição das raízes e nas estruturas das partes aéreas) e diferente composição química da folhada (Gill e Burke, 1999). Assim, a modificação das formas de vida pode induzir mais alterações nos processos de um ecossistema, do que a alteração das espécies *per se* (Shugart, 1997). Estas alterações das formas de vida, podem alterar a distribuição e disponibilidade de nutrientes, os padrões de percolação de água, as taxas de decomposição e de evaporação, a disponibilidade de luz solar, e a qualidade e quantidade de matéria orgânica (Gill e Burke, 1999).

Localmente, alterações significativas das condições de crescimento das espécies podem reflectir-se num diferente espectro de formas de vida. Deste modo, dados relativos aos tipos

fisionómicos podem fornecer mais informação do que os dados florísticos (Kent e Coker, 1992). O espectro das formas de vida de Raunkaier revela-se de maior utilidade quando se considera não só a riqueza específica (espectros de formas de vida da flora) mas também a abundância das espécies (espectro de formas de vida da vegetação) (Odum, 1997).

Objectivos

A invasão de habitats por espécies exóticas é um fenómeno global com graves consequências a nível económico, ecológico e social (Davis *et al.* 2000), representando uma das maiores ameaças à biodiversidade (Lonsdale, 1999). Em muitos sistemas dunares portugueses foram utilizadas várias espécies exóticas do género *Acacia* para fixar as areias, sendo actualmente das principais espécies invasoras, com impactos evidentes nestes ecossistemas (Alves *et al.*, 1998). O objectivo geral deste trabalho é a avaliação dos impactos que se estão a verificar na biodiversidade destes ecossistemas, devido à presença de *Acacia*, nomeadamente a nível dos parâmetros riqueza específica, cobertura e equitabilidade de distribuição das espécies.

Considerando que a riqueza e composição dos tipos fisionómicos está estritamente relacionada com a resistência de uma comunidade à invasão, considerou-se também importante analisar as potenciais alterações dos tipos fisionómicos de Raunkaier.

Para todos os parâmetros referidos, são comparadas as comunidades invadidas por *Acacia* com as comunidades não invadidas, e interpretadas as diferenças detectadas.

Materiais e métodos

Caracterização dos locais de estudo

Tendo em conta a extensão da costa arenosa portuguesa e o tempo/recursos humanos disponíveis, optou-se pela selecção de locais de amostragem, em vez do estudo exaustivo de toda a área. Ao longo da costa portuguesa, foram seleccionados 4 locais de estudo; 3 no Centro-Norte do país (Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto, Praia do Palheirão e Praia de Quiaios), e 1 no Sul (Foz dos Ouriços, Odemira, situado no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina) (Figura 2.2).

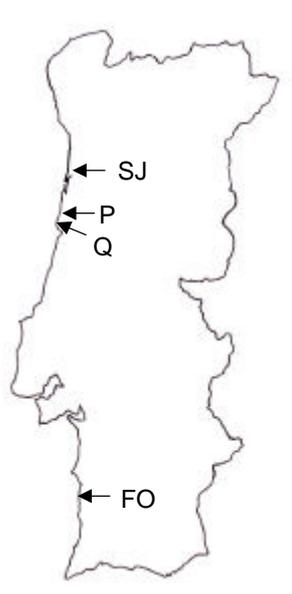


Figura 2.2 Localização geográfica dos locais de estudo. SJ – S.Jacinto, P – Palheirão, Q – Quiaios, FO – Foz dos Ouriços.

Os locais seleccionados procuram respeitar alguns critérios previamente estabelecidos, nomeadamente serem sítios representativos do ecossistema e das populações em estudo, acessíveis ao trabalho de investigação, e onde o acesso das populações é restrito. Actualmente, é muito difícil, se não impossível, seleccionar uma área que não seja afectada pelo Homem, podendo apenas seleccionar-se áreas menos intervencionadas como aquelas incluídas em Parques ou Reservas Naturais (Spellerberg, 1993). Deste modo, três dos sítios seleccionados situam-se em áreas com algum estatuto de protecção (Reserva Natural das

Dunas de S.Jacinto, Praia do Palheirão e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina: Foz dos Ouriços). No entanto, e sendo um dos objectivos deste trabalho a

avaliação da possível relação entre a perturbação antropogénica e a própria invasão, optou-se por se seleccionar pelo menos um sítio em que a perturbação é superior (Quiaios). A selecção destes quatro locais procurou também abranger diferentes níveis de invasão.

S.Jacinto

A área de estudo denominada S.Jacinto situa-se dentro da área de reserva integral da Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto (Figura 2.3), localizada a Norte de Aveiro.

Nos finais do século XIX, início do século XX (1888-1929), procedeu-se à plantação de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e samoucos (*Myrica faya*), que hoje constituem a mata das Dunas de S.Jacinto, com a intenção de assim reter as areias sujeitas a uma forte erosão. Para protecção destas espécies, foi instalada uma paliçada, paralela ao mar, que levou à formação de uma duna de cerca de 9m de altura, cuja fixação foi assegurada por várias espécies, entre as quais acácia-de-espigas (*Acacia longifolia*) e chorão (*Carpobrotus edulis*) (Neto, 1993). Desde então, as acácias têm aumentado a sua área de distribuição, processo este potenciado por diversos incêndios (Figura 2.6) ocorridos na área da Reserva, tendo o mais recente ocorrido em 1995. Desde esta data a situação tem-se agravado.



Figura 2.3 Sistema dunar da Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto, inverno de 1999. Na fotografia da esquerda pode observar-se um sistema mais próximo do original, com baixo grau de cobertura, enquanto na fotografia da direita se observa uma zona invadida, com elevada cobertura de *A.longifolia* e conseqüentemente vegetação densa de porte arbóreo.

Palheirão e Quiaios

Por serem incluídos na mesma área, (Dunas de Quiaios-Mira) estes dois sítios apresentam uma história comum, pelo que são apresentados em conjunto.

O local de estudo denominado Quiaios (Figura 2.4) situa-se junto à aldeia de Quiaios, poucos quilómetros a norte da Serra da Boa Viagem, na Figueira da Foz. A praia do Palheirão (Figura 2.5) fica aproximadamente 21 quilómetros a norte de Quiaios, nas dunas de Quiaios-Mira. Estes dois locais estão incluídos no Sítio Nº 35 da Lista Nacional de Sítios – Rede NATURA 2000 (LNS, 2ª fase, 2000), apresentando um elevado potencial para a conservação, pelo seu património florístico e ecológico (Martins, 1999).



Figura 2.4 Sistema dunar de Quiaios, inverno de 1999. A vegetação dunar, onde surgem alguns nanofanerófitos (fotografia da esquerda) está a ser substituída por uma mancha contínua de vegetação arbórea, monoespecífica de *A. longifolia* (fotografia da direita).

A história das dunas de Mira encontra-se registada nos trabalhos de Rei (1924). O sistema dunar de Quiaios, devido à proximidade da povoação e à maior exploração balnear, está sujeito a uma maior perturbação antropogénica. As dunas do Palheirão, quer pela sua localização, quer pelos difíceis acessos, encontram-se relativamente bem preservadas.



Figura 2.5 Sistema dunar do Palheirão, inverno de 1999. As fotografias evidenciam a diferença entre as partes do sistema não invadido (fotografia da esquerda) e as partes onde *A.longifolia* tem vindo a aumentar a sua dispersão (fotografia da direita).

Antes das invasões francesas, as dunas de Mira eram cobertas por pinhais de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), os quais foram parcialmente destruídos pelo fogo e corte aquando das invasões, e o restante pelas populações locais. No início do século XX, restavam cerca de 800 hectares de pinhal, distribuídos por alguns núcleos. Com o fim da arborização, as areias começaram a avançar para os campos agrícolas e o problema foi resolvido por um plano de arborização, impulsionado por Rei (1924), envolvendo a sementeira e plantação de várias espécies arbóreas e arbustivas. Inicialmente, foram abertas valas para escoamento de águas, cujas margens foram fixadas com giestas, tojos, canas, salgueiros, mióporos e acácias (*A.melanoxylon*, *A.longifolia* e *A.floribunda*). Em seguida, realizaram-se os trabalhos de instalação com sementeira de pinheiro-bravo, depois protegido com uma camada de areia e de mato. Juntamente com os pinheiros, e de forma a criar alguma diversidade no coberto vegetal, foram plantadas algumas folhosas, em várias áreas, nomeadamente *Eucalyptus globulus*, *Salix sp.* *A.melanoxylon*, etc. Austrálias (*Acacia sp.*) e mióporo (*Myoporum sp.*) foram semeados em viveiros para depois serem usados na fixação das areias da orla do pinhal. Também para protecção contra os ventos, foram construídas paliçadas que permitiram a fixação de areia e a formação das dunas que hoje existem.

Em 1948 foi realizado um novo plano de povoamento das dunas de Mira, desta vez tendo em vista o repovoamento das clareiras provocadas pelos temporais e períodos de seca

longos, sendo incluído neste plano sementes de *Acacia*. A fonte dessas sementes foram as matas do Estado (DGSFA, 1948).

Ao longo dos anos, vários incêndios, nomeadamente os ocorridos em 1987 e 1993, vieram potenciar e acelerar o processo de invasão pelas **acácias** (Figura 2.6), introduzidas no início e meados do século XX. Actualmente, são várias as áreas que se encontram densamente povoadas por acácias (Marchante *et al*, 1999; Martins, 1999).

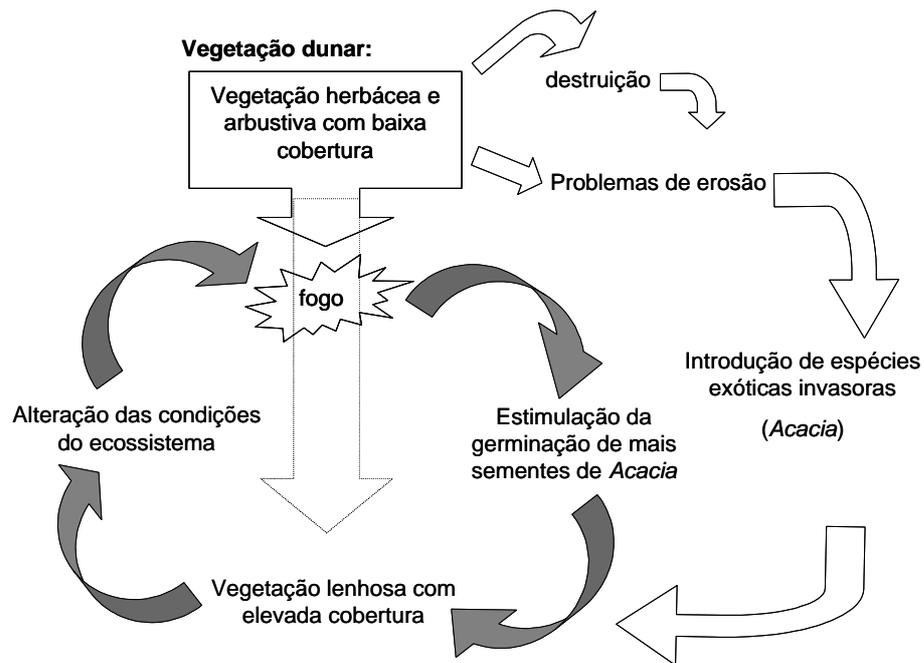


Figura 2.6 Esquema síntese da introdução de *Acacia* nos sistemas de S.Jacinto, Palheirão e Quiaios. Quer por destruição da vegetação existente, quer pelo agravamento de problemas de erosão, procedeu-se à introdução de *Acacia*, numa parte mais recuada do sistema dunar. A estrutura da vegetação passou a integrar mais vegetação lenhosa arbórea e fogos posteriores vieram facilitar a invasão, inclusivamente da duna primária e interduna. Esta alteração pode ser ciclicamente agravada pelo fogo, tendo mesmo a capacidade de alterar o próprio ciclo e características desse fogo.

Foz dos Ouriços

O local de estudo Foz dos Ouriços (Figura 2.7), localiza-se aproximadamente um quilómetro a norte da aldeia do Almogrove (Odemira), e é incluído no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. O sistema dunar onde foram instaladas as parcelas, é constituído por dunas fósseis localizadas no cimo de uma plataforma rochosa (Costa *et al.*, 1994). Este sistema dunar, encontra-se relativamente protegido da intervenção humana, com excepção de uma pequena parte, utilizada como acesso por pescadores locais.



Figura 2.7 Sistema dunar da Foz dos Ouriços, inverno de 1999. Neste sistema, os indivíduos de *Acacia* presentes são mais jovens do que os observados nos outros sistemas estudados. Não ocorre ainda nenhuma situação em que *Acacia* seja responsável por uma elevada cobertura, sendo no entanto uma espécie de maiores dimensões que as restantes espécies presentes no sistema.

Não se conseguiram registos sobre a introdução das espécies de *Acacia* que hoje se encontram neste local. Segundo os técnicos do Parque, *Acacia* terá sido introduzida já no século XX, ao longo de linhas de água costeiras, para formar barreiras de protecção contra as areias e ventos marítimos. Pretendia-se, assim, proteger os terrenos agrícolas, que se estendem até áreas muito próximas da costa. Posteriormente, acabaram por dispersar para além dos locais onde foram introduzidas, tendo atingido também o sistema dunar. Actualmente, várias linhas de água estão completamente invadidas por *A.longifolia* e *A.saligna*. No sistema dunar em estudo estão presentes ambas as espécies, surgindo indivíduos isolados ou formando pequenos aglomerados.

Trabalho de campo

As áreas estudadas nas Dunas de S.Jacinto, Palheirão e Quiaios correspondem a situações de duna primária e interduna do cordão dunar litoral, enquanto que na Foz dos Ouriços corresponde a uma plataforma litoral sobre-elevada. As parcelas foram instaladas ao longo da duna primária e da interduna, uma vez que era objecto de estudo a primeira linha, a partir do mar, em que *Acacia* se encontra presente. Foram evitadas áreas cuja cobertura por *Acacia* fosse já de 100%, por ser claro o objectivo de acompanhar a evolução ao longo do período de estudo.

Instalação das parcelas

Em cada um dos locais de estudo foi seleccionada uma área, de cerca de 3000 m² onde foram instaladas 12 parcelas permanentes (6 com *Acacia* e 6 sem *Acacia*), (Figura 2.8), de 5 x 5 metros, utilizando-se estacas de madeira, para marcar os vértices dos quadrados (Figura 2.9). A selecção das parcelas foi feita de forma estratificada (Goldsmith, 1996), de modo a garantir áreas com e sem *Acacia*. Assim, definiram-se *à priori* um número de passos (a partir de uma tabela de números casualizados) que conduziram à localização das parcelas. Em alguns casos, houve algum ajustamento de forma a incluir, ou evitar, a acácia mais próxima.

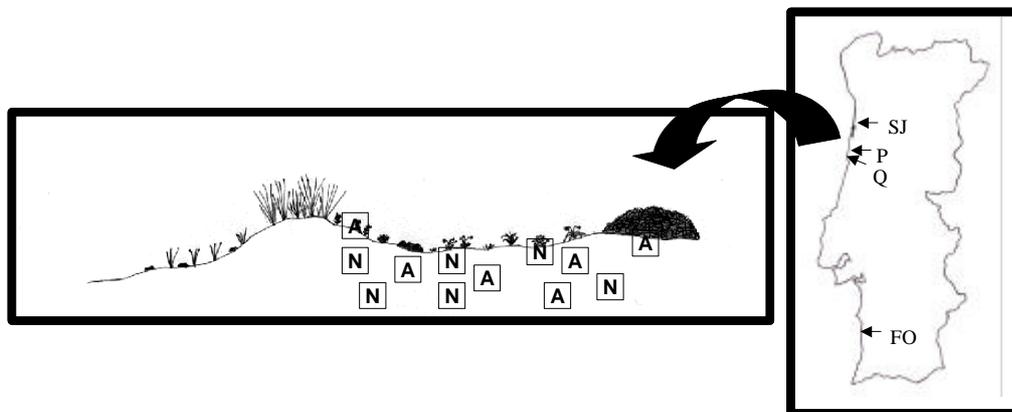


Figura 2.8 Representação esquemática da distribuição de parcelas nos locais de estudo. N: parcelas sem *Acacia*; A: parcelas com *Acacia*; SJ: S.Jacinto; P: Palheirão; Q: Quiaios e FO: Foz Ouriços.



Figura 2.9 Exemplo de duas parcelas instaladas em campo para monitorização: uma sem *Acacia* (fotografia da esquerda), e uma com *Acacia* (fotografia da direita).

Na determinação do tamanho das parcelas, seleccionou-se uma área não muito grande, de modo a facilitar a observação e a permitir um maior número de réplicas; mas não tão pequena que não amostrasse fielmente a população, ou diminuísse muito a razão área/margem, aumentando o efeito de margem (Goldsmith, 1996). O tamanho adoptado foram 25m² por se considerar que preenchia os requisitos pretendidos, isto é, acompanhamento dos indivíduos de *Acacia* (arbusto a pequena árvore) e das comunidades vegetais adjacentes (Goldsmith, *comunicação oral*).

Monitorização das parcelas

As parcelas permanentes foram monitorizadas ao longo de um ano. Realizou-se uma saída de campo por estação do ano, a cada local de estudo, de forma a acompanhar a variação das espécies ao longo do ano. As saídas de campo foram realizadas de forma sistemática, de modo a reduzir os intervalos de tempo entre as saídas de campo nos diferentes sítios. Assim, realizaram-se saídas na 2^a quinzena de Março de 1999 (inverno), 2^a quinzena de Junho de 1999 (primavera), 1^a quinzena de Setembro de 1999 (verão) e 1^a quinzena de Dezembro de 1999 (outono). As saídas foram realizadas no final das estações, devido ao “atraso sazonal” verificado nas dunas.

Em cada parcela, e em cada estação, realizou-se um inventário das espécies presentes, e foi registada a área de cobertura total e de cada uma das espécies (Tabela II.I). As percentagens de cobertura foram registadas em intervalos de 5% ou 10%, de forma a permitir a utilização da cobertura em substituição da abundância relativa de cada espécie. Escalas de cobertura como as de Domin ou Braun-Blanquet não foram usadas por apresentarem maior discriminação nas coberturas máximas e mínimas, pelo que não constituem um bom substituto da abundância (Magurran, 1988). O erro introduzido foi minimizado na medida em que as observações foram sempre realizadas pelo mesmo observador.

Tabela II.I Parâmetros monitorizados em cada parcela. □- parcela permanente de 5x5m

Parâmetros avaliados	Locais de estudo							
	S.Jacinto		Palheirão		Quiaios		Foz Ouriços	
	Com Acacia	Sem Acacia	Com Acacia	Sem Acacia	Com Acacia	Sem Acacia	Com Acacia	Sem Acacia
• Riqueza específica								
• Cobertura total	?	?	?	?	?	?	?	?
• Identificação das espécies	?	?	?	?	?	?	?	?
• Classificação nos tipos fisionómicos de Raunkaier	?	?	?	?	?	?	?	?
• Equitabilidade								
• Diversidade								

Identificação das espécies

As espécies foram identificadas utilizando-se a Nova Flora de Portugal (Franco, 1971; Franco, 1984; Franco e Afonso, 1994; Franco e Afonso, 1998), a Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1999) e a Flora de Portugal (Coutinho, 1939). Sempre que possível, a nomenclatura adoptada foi a seguida pela Nova Flora de Portugal, com excepção de algumas famílias de Monocotiledóneas em que se seguiu a Flora de Portugal. No caso particular do género *Acacia* seguiu-se a Flora Ibérica. Em alguns casos pontuais recorreu-se à comparação com exemplares de herbário (Herbário do Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra).

Parâmetros analisados

Riqueza específica total, cobertura e tipos fisionómicos de Raunkiaer

Os parâmetros riqueza específica e área de cobertura foram analisados incluindo a espécie invasora. No entanto, e considerando as grandes áreas de cobertura que *Acacia* pode ocupar, optou-se por analisar também cada caso, subtraindo a área ocupada por *Acacia* (área de cobertura das outras espécies), de forma a poder analisar o efeito de *Acacia* na cobertura das outras espécies. Por vezes, a área de cobertura ultrapassou os 100%, o que corresponde a espécies com áreas sobreponíveis.

As espécies foram depois agrupadas de acordo com os tipos fisionómicos de Raunkiaer, analisando-se também os espectros fisionómicos da flora (riqueza dos tipos fisionómicos) e da vegetação (abundância dos tipos fisionómicos), ao longo do ano, o que permitiu avaliar se a estrutura da comunidade está ou não a ser afectada.

Sendo objectivo do trabalho a comparação de sistemas invadidos com sistemas não invadidos, nas parcelas onde *Acacia* estava presente, esta entrou sempre como mais uma espécie.

Índice de diversidade de Shannon

O índice de Shannon, apesar de ser o índice de diversidade mais utilizado, é conhecido por subestimar a diversidade da população amostrada. No entanto, o erro diminui aumentando o tamanho da amostra (Zar, 1996). Optou-se, então, por se reunir as espécies das parcelas “equivalentes” (com *Acacia*/sem *Acacia*), e os respectivos valores das áreas de cobertura, formando uma única parcela (com área equivalente a 150m²) invadida por *Acacia*, e outra sem *Acacia*, para cada local de estudo. Esta opção permitiu o cálculo do índice para uma amostra maior, o que diminuiu o erro associado. Posteriormente, compararam-se os índices de diversidade obtidos, pelo método de Hutcheson.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (equação 1) entra em consideração com a abundância relativa de cada espécie (p), que pode ser substituída pela área de cobertura (Slingsby e Cook, 1986; Magurran, 1988), e com a riqueza específica (S) da comunidade (Magurran, 1988; Molles, 1999).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (\text{equação 1})$$

Esta fórmula foi aplicada a cada uma das parcelas conjuntas. Depois de calculado o índice de diversidade, calculou-se a variância ($\text{var } H'$, onde N representa o número total de indivíduos) (equação 2), para cada uma destas parcelas,

$$\text{var } H' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} \cdot \frac{S-1}{2N^2} \quad (\text{equação 2})$$

permitindo a utilização do método proposto por Hutcheson para calcular um valor de t (equação 3) usado para testar diferenças significativas de diversidade (Magurran, 1988).

$$t = \frac{[H'(\text{sem } Acacia) - H'(\text{com } Acacia)]}{[\text{var } H(\text{sem } Acacia) + \text{var } H'(\text{sem } Acacia)]^{1/2}} \quad (\text{equação 3})$$

Os graus de liberdade (gl), foram calculados usando a equação 4:

$$gl = \frac{[\text{var } H'(\text{sem } Acacia) + \text{var } H'(\text{com } Acacia)]}{[(\text{var } H'(\text{sem } Acacia))^2 / N1 + (\text{var } H'(\text{sem } Acacia))^2 / N2]} \quad (\text{equação 4})$$

Compararam-se depois os valores de t , obtidos pela fórmula proposta por Hutcheson, para os graus de liberdade encontrados, com os valores de uma tabela de distribuição de valores críticos de t (Zar, 1996).

O índice varia, geralmente, entre 1,5 e 3,5, e quanto maior o valor de H' maior a diversidade da amostra.

Índice de equitabilidade de Pielou

Apesar do índice de Shannon ter em consideração a equitabilidade, calculou-se também separadamente o índice de equitabilidade de Pielou (E) (equação 5), o que permitiu a avaliação da homogeneidade de distribuição das espécies.

$$E = \frac{H'}{\ln S} \quad (\text{equação 5})$$

A equitabilidade (E) varia entre 0 e 1 e quanto mais elevado o seu valor maior a homogeneidade na distribuição de espécies dentro da amostra. O índice assume o valor 1 quando traduz uma comunidade em que todas as espécies têm a mesma abundância.

Tendo em conta a estreita relação existente entre a equitabilidade e a diversidade, a equitabilidade também foi calculada para as parcelas conjuntas.

Curvas de dominância-diversidade

Construíram-se depois curvas de dominância-diversidade (Whittaker, 1972), representando graficamente a abundância relativa das espécies numa escala logarítmica *versus* a sequência de espécies, desde a mais abundante até à menos abundante. A variável que esteve por base do cálculo da abundância relativa foi a cobertura de cada espécie. O número de espécies não foi considerado uma variável adequada, devido à existência de indivíduos com tamanhos muito heterogéneos. A biomassa, apesar de ser considerada uma das variáveis mais apropriada (Guo e Rundel, 1997), não foi utilizada, pois seria necessário retirar toda a biomassa das parcelas, o que inviabilizaria o acompanhamento sazonal desejado.

Tratamento dos dados

Para comparação dos vários parâmetros analisados, realizou-se a análise estatística descritiva calculando as médias e erro padrão. Para fácil visualização estes parâmetros foram representados graficamente.

Para a avaliação objectiva da existência de diferenças significativas, foi realizada a análise de variância (ANOVA) 2 factores, em que se compararam os vários parâmetros (riqueza específica, área de cobertura, número de espécies e cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier), considerando os factores “presença da espécie invasora” e “estação do ano”. Considerou-se importante incluir a estação do ano para verificar se as diferenças observadas resultam de variações sazonais ou mesmo da interacção dos dois factores.

Para o índice de Shannon compararam-se as duas situações pelo teste *t* proposto por Hutcheson (Magurran, 1988; Zar, 1996).

A fim de verificar o pressuposto de normalidade, para aplicação dos testes, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov e para a verificação da homocedastia (homogeneidade de variâncias) utilizou-se o teste de Bartlett. Quando o pressuposto de homocedastia não se verificou, foram realizadas transformações adequadas dos dados, de forma a cumpri-lo. Em alguns casos pontuais, continuaram a existir desvios após as transformações mas as violações do pressuposto não foram muito pronunciadas, pelo que se optou por continuar a utilizar a ANOVA. Este teste é considerado suficientemente robusto, sendo mesmo preferível aos testes equivalentes não paramétricos, menos poderosos na avaliação estatística das diferenças (Zar, 1996).

Sempre que foram detectadas diferenças significativas pela ANOVA ($P < 0,05$), utilizou-se o teste de comparação múltipla de Newman-Keuls para localizar essas diferenças.

Toda a análise estatística foi realizada no programa Statistica.

Resultados

Uma vez que só raramente foram detectadas diferenças significativas na interacção dos dois factores, “presença da espécie invasora” e “estação do ano”, os valores de significância só são indicados para as situações onde, de facto, se detectaram diferenças. Assim, sempre que não se refere, não se detectaram interacções significativas entre factores. Pela mesma razão, não se referem valores de significância para o factor estação do ano.

Riqueza específica total

Os inventários de cada um dos locais de estudo são apresentados no Anexo I.

S.Jacinto

Em S.Jacinto a espécie de *Acacia* identificada nas parcelas foi *A.longifolia*. A riqueza específica, em S.Jacinto, revelou-se independente da estação do ano ($F_{(3,40)}=1,159;P=0,33$) e dependente da presença de *Acacia* ($F_{(1,40)}=12,998;P=0,0009$). Pela observação da Figura 2.10 verifica-se que o número de espécies é sempre superior na ausência de *Acacia*, apesar do teste de comparação múltipla não localizar qualquer diferença significativa.

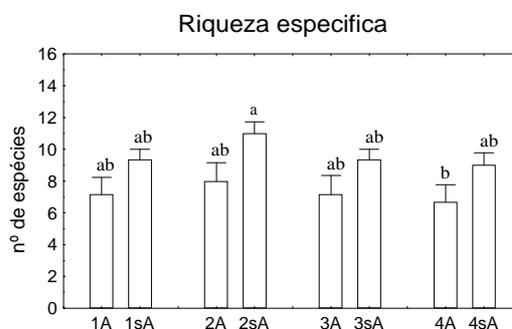


Figura 2.10 Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com *Acacia* (A) e sem *Acacia* (sA), monitorizadas em S.Jacinto, ao longo das quatro amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Palheiro

A.longifolia foi a espécie de *Acacia* identificada nas parcelas da Praia do Palheiro. Neste local, o número de espécies está dependente da estação do ano ($F_{(3,40)}=10,87; P=2,36E-05$) e da presença de *Acacia* ($F_{(1,40)}=15,36; P=0,0003$). No entanto, apesar da riqueza específica ser aparentemente superior na ausência de *Acacia* (Figura 2.11), essa diferença só é significativa na primavera (Newman-Keuls: $P=0,0005$).

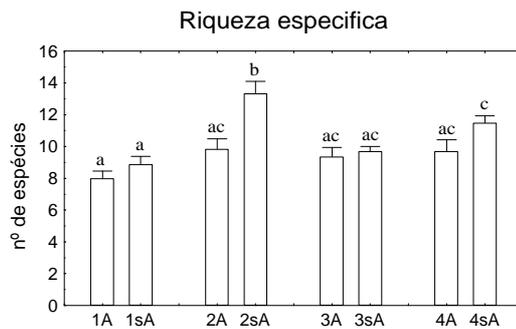


Figura 2.11 Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com *Acacia* (A) e sem *Acacia* (sA), monitorizadas no Palheiro, ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Nas parcelas não invadidas por *Acacia*, verifica-se um aumento significativo do número de espécies do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,0002$), seguida de uma redução no verão (Newman-Keuls: $P=0,0008$).

Quiaios

Em Quiaios, a espécie de *Acacia* identificada também foi *A.longifolia*. A sua presença não está a alterar significativamente ($F_{(1,40)}=0,396; P=0,53$) a riqueza específica da comunidade (Figura 2.12).

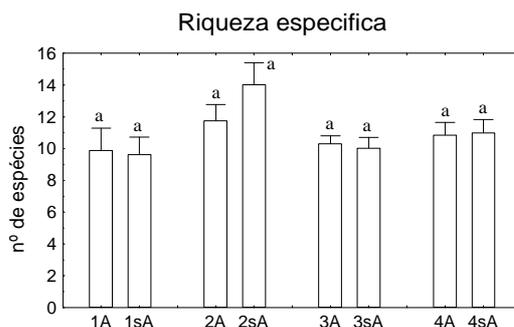


Figura 2.12 Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com *Acacia* (A) e sem *Acacia* (sA), monitorizadas em Quiaios, ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

Foz dos Ouriços

Na Foz dos Ouriços, foram identificadas, nas parcelas estudadas, as espécies *A.longifolia* e *A.saligna*. Neste local de estudo, não se detectou nenhuma diferença significativa quer entre as diferentes estações do ano ($F_{(3,40)}=1,275$; $P=0,296$), quer entre parcelas com e sem *Acacia* ($F_{(1,40)}=0,240$; $P=0,627$). Comparando com a riqueza específica dos outros locais (Figuras 2.10, 2.11 e 2.12), verifica-se que na Foz dos Ouriços o número de espécies é geralmente superior (Figura 2.13).

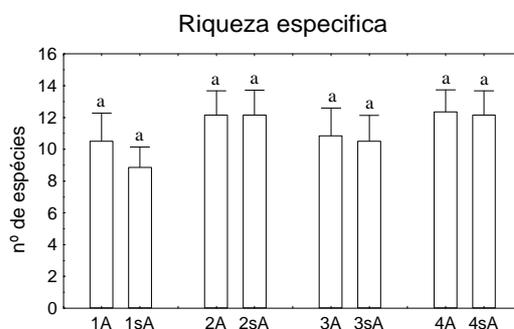


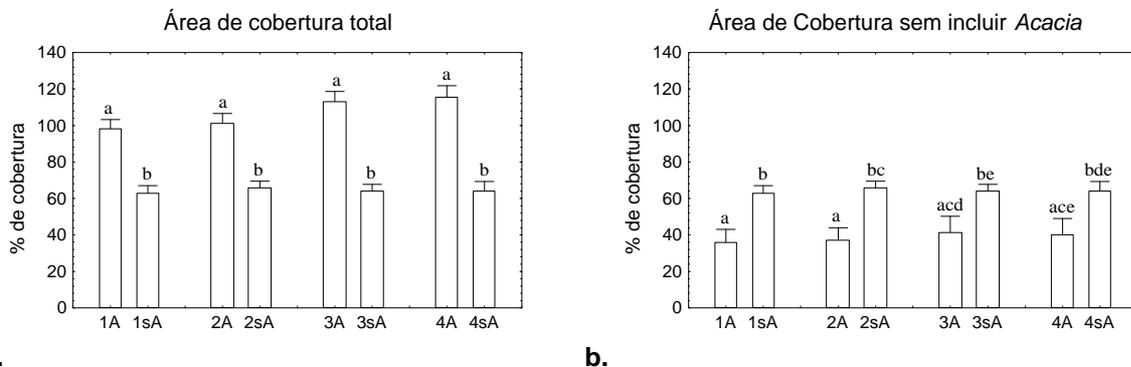
Figura 2.13 Riqueza específica (média + erro padrão) das parcelas com *Acacia* (A) e sem *Acacia* (sA), monitorizadas na Foz dos Ouriços, ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

Cobertura

Quando se analisou a área de cobertura incluiu-se, a espécie invasora (área de cobertura total), tendo-se comparado as parcelas com *Acacia* com as parcelas sem *Acacia*. No entanto, e considerando as grandes áreas que *Acacia* pode ocupar, optou-se por analisar também a situação sem incluir *Acacia* nos cálculos (área de cobertura das outras espécies), de forma a poder analisar o seu efeito na cobertura das outras espécies.

S.Jacinto

Analisando a situação de S.Jacinto, verifica-se que a presença de *Acacia* está a alterar a área de cobertura do sistema. Nas parcelas onde *Acacia* está presente, quando se inclui a área ocupada por *Acacia* (Figura 2.14a.), a área de cobertura total é significativamente superior ($F_{(1,40)}=147,86; P=5,15E-15$). O teste de comparação múltipla localizou áreas de cobertura total superior, nas parcelas com *Acacia*, em todas as estações (Newman-Keuls: inverno, $P=0,0002$; primavera, $P=0,00015$; verão, $P=0,00014$ e outono, $P=0,00014$). Desde a primeira amostragem, no inverno, até à última, no outono, verifica-se um aumento da área de cobertura das parcelas invadidas por *Acacia* (Figura 2.14a. 1A - 4A), sendo a diferença quase significativa (Newman-Keuls: $P=0,074$).



Analisando apenas a área de cobertura das outras espécies (Figura 2.14 b.), verifica-se que a sua cobertura é significativamente inferior ($F_{(1,40)}=32,57; P=1,22E-06$) nas parcelas onde *Acacia* está presente. Estas diferenças revelaram-se significativas no inverno (Newman-Keuls: $P=0,035$), na primavera (Newman-Keuls: $P=0,035$) e no verão (Newman-Keuls: $P=0,043$), e não chega a ser significativa no outono (Newman-Keuls: $P=0,078$).

Palheiro

A cobertura total das parcelas com *Acacia* é superior (Figura 2.15a.) ($F_{(1,40)}=200,51; P=3,58E-17$), tendo-se localizado diferenças significativas em todas as estações (Newman-Keuls: inverno, $P=0,00013$; primavera, $P=0,00014$; verão, $P=0,00014$ e outono, $P=0,00014$). Ao longo das estações, não se verificam alterações significativas das coberturas ($F_{(3,40)}=0,388; P=0,762$).

Pela observação da Figura 2.15b., verifica-se que as outras espécies apresentam áreas de cobertura superiores quando *Acacia* não está presente. No entanto, quando esta diferença foi analisada estatisticamente, verificou-se que a cobertura das outras espécies apenas varia, de forma significativa ($F_{(1,40)}=11,70; P=0,0015$), entre parcelas invadidas e não invadidas, quando não se considera cada estação em particular.

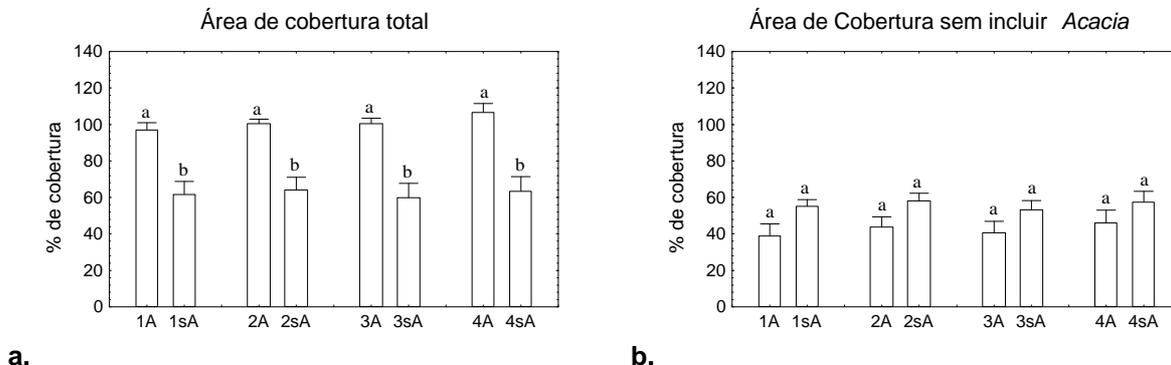


Figura 2.15 Área de **a.** cobertura total. e **b.** cobertura das espécies com exceção de *Acacia* (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), no Palheiro., ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 - primavera; 3 - verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Quiaios

Nas parcelas com presença de *Acacia* observa-se uma cobertura total superior (Figura 2.16a.) ($F_{(1,40)}=206,83$; $P=2,13E-17$), que é significativa em todas as estações (Newman-Keuls: inverno, $P=0,00012$; primavera, $P=0,00013$; verão, $P=0,00014$ e outono, $P=0,00014$). Verifica-se também uma variação ao longo das estações ($F_{(1,40)}=2,995$; $P=0,042$), que se traduz por uma redução significativa, nas parcelas sem *Acacia*, da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,0095$).

Analisando a área de cobertura das outras espécies (Figura 2.16b.), não se detectam quaisquer diferenças significativas ($F_{(1,40)}=0,014$; $P=0,906$) entre parcelas com e sem *Acacia*, ou entre estações ($F_{(3,40)}=0,54$; $P=0,656$).

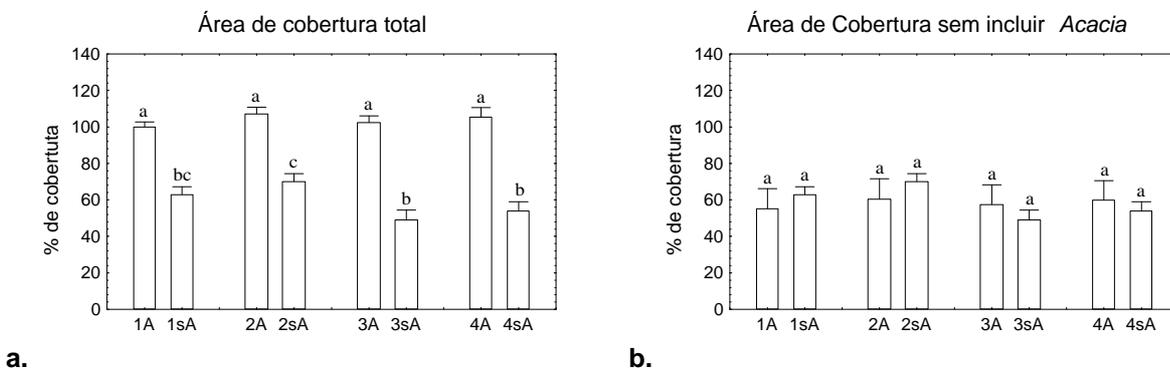


Figura 2.16 Área de **a.** cobertura total. e **b.** cobertura das espécies com exceção de *Acacia* (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), em Quiaios, ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 - primavera; 3 - verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Foz dos Ouriços

Na Foz dos Ouriços, as parcelas com *Acacia* apresentam uma área de cobertura total aparentemente superior (Figura 2.17a.), mas a diferença não chega a ser significativa ($F_{(1,40)}=3,93$; $P=0,054$).

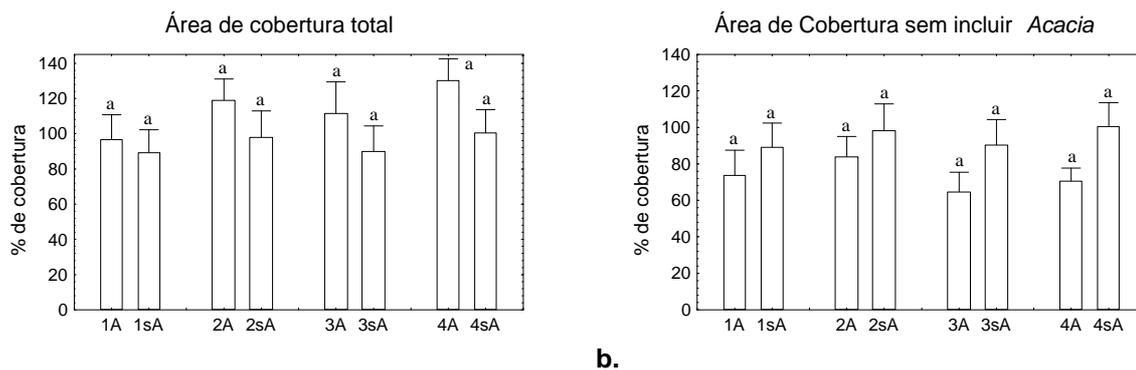


Figura 2.17 Área de **a.** cobertura total. e **b.** cobertura das espécies com excepção de *Acacia* (média + erro padrão) para parcelas invadidas (A) e não invadidas (sA), na Foz dos Ouriços, ao longo das 4 estações amostradas (1- inverno; 2 - primavera; 3 - verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

De salientar, o aumento gradual da cobertura total das parcelas em que *Acacia* está presente, desde o inverno até ao outono. *A.longifolia* é a espécie com maior responsabilidade por este aumento de cobertura, enquanto *A.saligna* apresenta um crescimento mais reduzido. Para o global das estações, a área de cobertura das outras espécies é significativamente superior ($F_{(1,40)}=5,82$; $P=0,02$). No entanto, analisando cada estação individualmente não se detectam diferenças significativas (Newman-Keuls: inverno, $P=0,657$; primavera, $P=0,853$; verão, $P=0,700$ e outono, $P=0,619$) (Figura 2.17b.).

Tipos fisionómicos de Raunkaier

Apresentam-se os resultados relativos à distribuição das espécies por 6 tipos fisionómicos: microfanerófitos, nanofanerófitos, caméfitos, hemicriptófitos, criptófitos e terófitos. Optou-se pela subdivisão dos fanerófitos em nanofanerófitos (gemas de renovo entre 0,25 e 2 m) e microfanerófitos (gemas de renovo entre 2 e 8 m). Esta opção deve-se ao facto das espécies de *Acacia* identificadas serem dos únicos microfanerófitos (Franco, 1971) presentes nos locais estudados e apresentarem dimensões muito diferentes das espécies

de nanofanerófitos encontrados. Apenas *Pinus pinaster* foi incluído além de *Acacia* nesta subdivisão, mesmo sendo macrofanerófito. Por não ter sido identificado nenhum microfanerófito nas parcelas sem *Acacia*, não se considerou justificável a análise estatística deste tipo fisionómico. Para todos os locais os microfanerófitos estão sempre presentes em maior número nas parcelas com *Acacia*. Os criptófitos identificados são, na maioria, geófitos.

Riqueza específica de cada tipo fisionómico

S.Jacinto

Analisando a distribuição dos tipos fisionómicos em S.Jacinto, verifica-se que os nanofanerófitos, os caméfitos e os criptófitos, (Figura 2.18) apresentam número de espécies muito semelhantes nas parcelas com e sem *Acacia* (nanofanerófitos $F_{(1,40)}=3,932$; $P=0,054$; caméfitos $F_{(1,40)}=3,586$; $P=0,066$ e criptófitos $F_{(1,40)}=1,538$; $P=0,222$). No caso dos hemcriptófitos, há um número mais elevado de espécies nas parcelas sem *Acacia* ($F_{(1,40)}=20,623$; $P=5,04E-05$). Quando se aplica o teste de comparação múltipla, verifica-se que apenas no inverno a diferença é significativa (Newman-Keuls: inverno, $P=0,050$; primavera, $P=0,155$; verão, $P=0,250$ e outono, $P=0,379$) entre parcelas invadidas e não invadidas.

Os terófitos (Figura 2.18) são as espécies que apresentam maior variação entre os dois tipos de parcelas ($F_{(1,40)}=17,297$; $P=0,0002$) e entre as diferentes estações do ano ($F_{(3,40)}=4,414$; $P=0,009$). Nas parcelas sem *Acacia* existem em quantidade significativamente superior apenas na primavera (Newman-Keuls: $P=0,002$). Nestas parcelas, os terófitos, apresentam um aumento significativo do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,002$) e uma redução da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,013$). Nas parcelas com *Acacia* não se verifica variação sazonal.

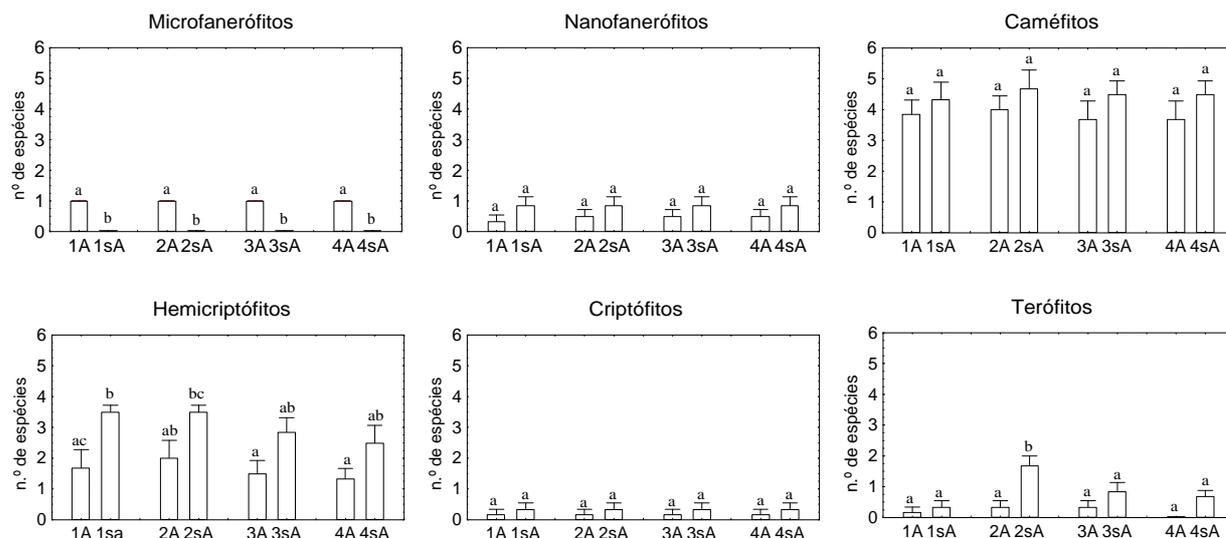


Figura 2.18 Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com *Acacia* (A) e sem *Acacia* (sA) de S.Jacinto, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 -primavera; 3 - verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

Espectros fisionómicos da flora

Comparando a estrutura florística das parcelas com *Acacia* com a das parcelas sem *Acacia* (Figura 2.19), verifica-se que nas parcelas não invadidas predominam os caméfitos e os hemicriptófitos e há uma variação sazonal evidente nas proporções dos terófitos e dos hemicriptófitos. Quando *Acacia* está presente, salienta-se o aparecimento dos microfanerófitos e a quase inexistência de variação sazonal.

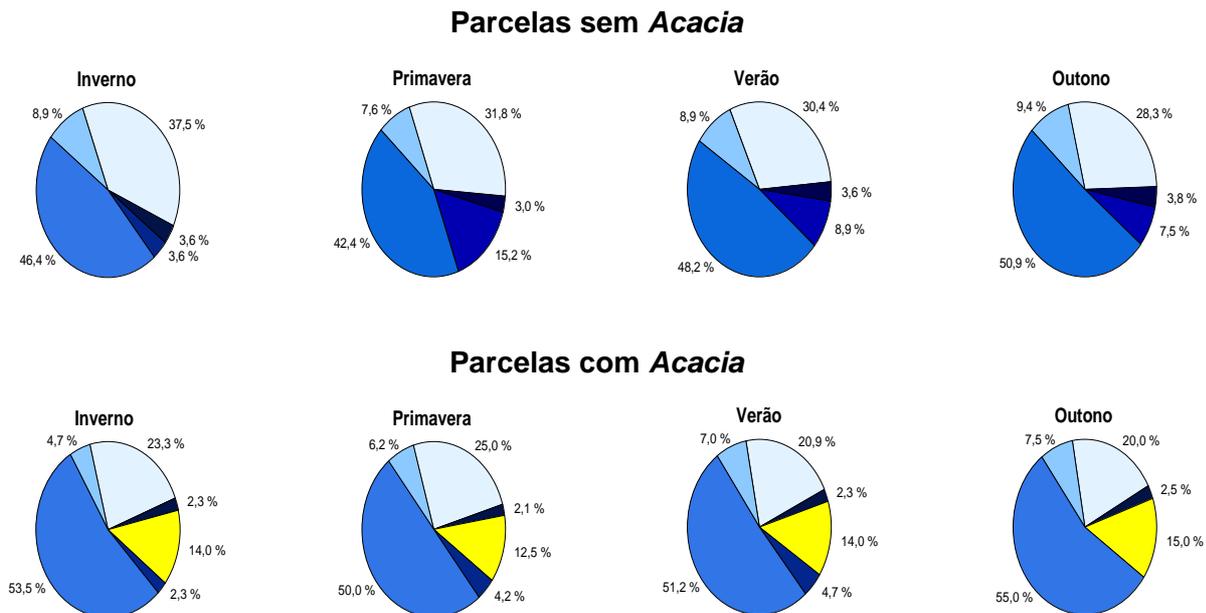


Figura 2.19 Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem *Acacia* de S.Jacinto. | - microfanerófitos | - hemicriptófitos | - nanofanerófitos | - caméfitos | - terófitos | - criptófitos.

Palheiro

Os nanofanerófitos, os caméfitos e os criptófitos são os tipos fisionómicos menos afectados pela presença de *Acacia* no sistema (Figura 2.20), não se verificando qualquer diferença significativa entre as parcelas com e sem *Acacia* (nanofanerófitos: $F_{(1,40)}=0,286$; $P=0,596$; caméfitos: $F_{(1,40)}=0,159$; $P=0,692$; criptófitos: $F_{(1,40)}=0,241$; $P=0,626$), nem entre estações.

O número de espécies de hemicriptófitos diminui com a presença de *Acacia* ($F_{(1,40)}=3,284$; $P=0,0328E-07$) e varia com a estação do ano ($F_{(3,40)}=4,299$; $P=0,010$). O teste de comparação múltipla detectou diferenças significativas, entre parcelas com e sem *Acacia*, na primavera (Newman-Keuls: $P=0,013$), no verão (Newman-Keuls: $P=0,046$) e no outono (Newman-Keuls: $P=0,009$).

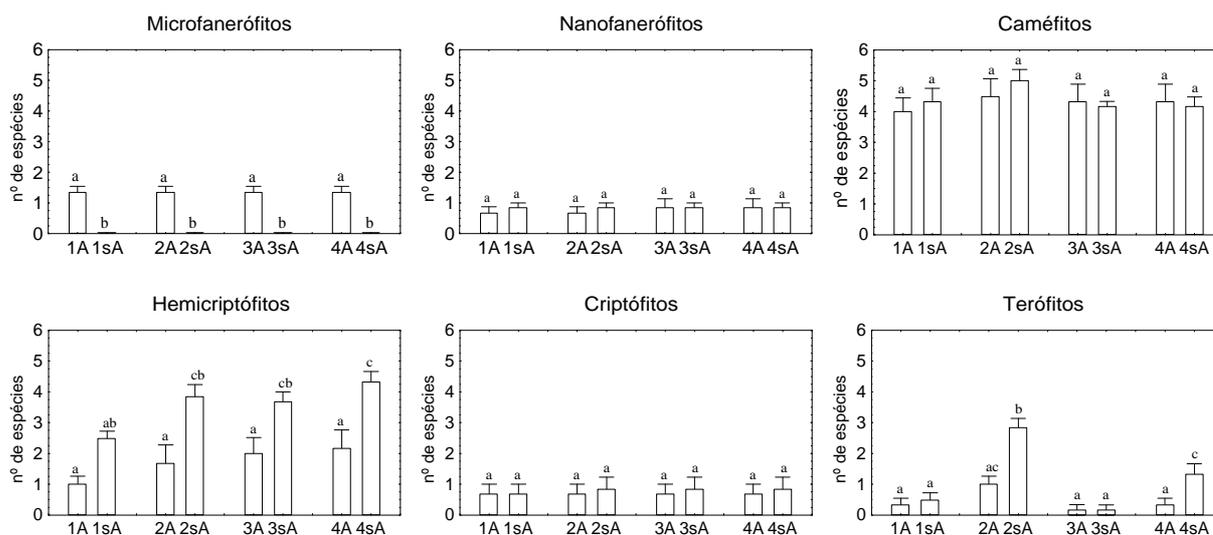


Figura 2.20 Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionômicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) do Palheirão, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

No caso dos terófitos, verifica-se uma interacção significativa entre a estação do ano e a presença de *Acacia* ($F_{(3,40)}=6,111$; $P=0,001$). O número de espécies de terófitos é superior nas parcelas sem *Acacia* (Figura 2.20) na primavera (Newman-Keuls: $P=0,0001$) e no outono (Newman-Keuls: $P=0,028$). Apenas nas parcelas sem *Acacia*, verificou-se um aumento significativo (Newman-Keuls: $P=0,0002$) de terófitos, do inverno para a primavera, uma redução da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,0001$) e novamente um aumento do verão para o outono (Newman-Keuls: $P=0,023$).

Espectros fisionômicos da flora

Pela comparação dos espectros fisionômicos, observa-se que na presença de *Acacia* predominam os caméfitos, seguidos de espécies de hemicriptófitos e microfanerófitos (Figura 2.21). Os microfanerófitos correspondem a *A.longifolia* e *P.pinaster*, sendo o último observado apenas em duas parcelas. Nas parcelas sem *Acacia* predominam espécies de

caméfitos e hemicriptófitos, seguidos dos terófitos, estes últimos com variações sazonais pronunciadas. Na vegetação não invadida não se identificou nenhum microfanerófito.

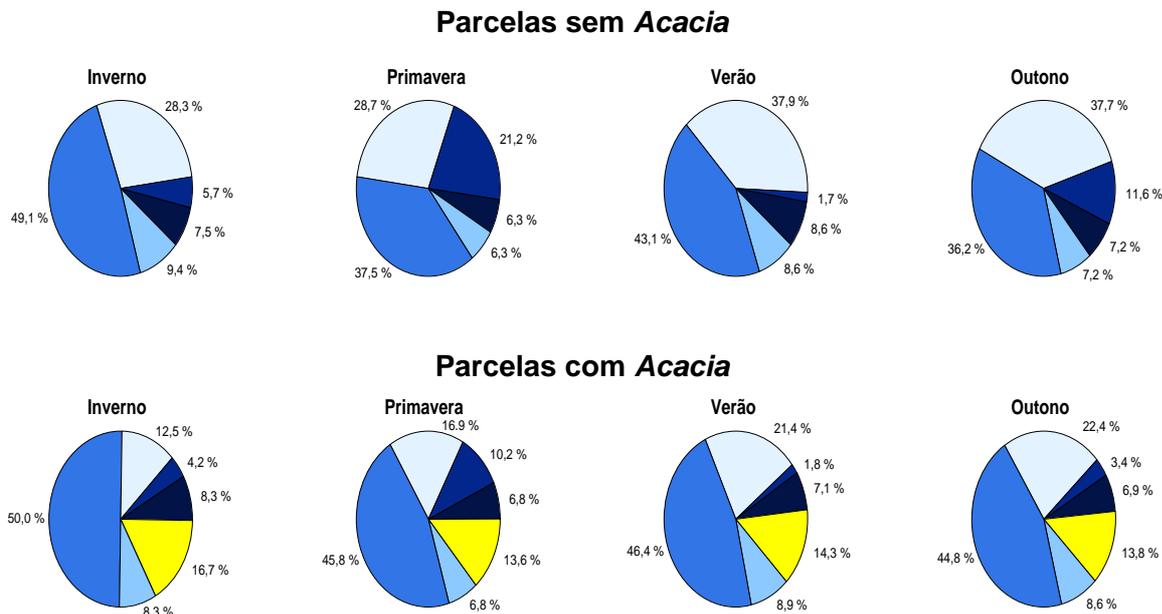


Figura 2.21 Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkiaer) representativos das parcelas com e sem *Acacia* do Palheiro. | - microfanerófitos | - hemicriptófitos | - nanofanerófitos | - caméfitos | - terófitos | - criptófitos.

A estrutura da comunidade revela-se mais dinâmica ao longo das estações na ausência da espécie invasora, enquanto na sua presença se mantém mais semelhante ao longo do ano.

Quaios

De entre os seis tipos fisionómicos, os nanofanerófitos, os caméfitos e os criptófitos (Figura 2.22) não se mostram significativamente afectados pela presença de *Acacia* (nanofanerófitos: $F_{(1,40)}=0,216$; $P=0,645$; caméfitos $F_{(1,40)}=0,043$; $P=0,837$ e criptófitos $F_{(1,40)}=0,309$; $P=0,581$). Os hemicriptófitos aparecem em maior número nas parcelas não invadidas ($F_{(1,40)}=21,123$; $P=4,24E-05$) mas o teste de comparação múltipla não detectou

diferenças significativas, para nenhuma estação em particular, apesar da tendência quase significativa no inverno (Newman-Keuls: inverno, $P=0,064$; primavera, $P=0,111$; verão, $P=0,357$ e outono, $P=0,196$). Dos quatro tipos fisionómicos já referidos, nenhum apresenta variações significativas entre diferentes estações do ano (caméfitos $F_{(3,40)}=0,432$; $P=0,731$; criptófitos $F_{(3,40)}=0,263$; $P=0,852$; nanofanerófitos $F_{(3,40)}=0,057$; $P=0,982$ e hemicriptófitos $F_{(3,40)}=2,500$; $P=0,073$).

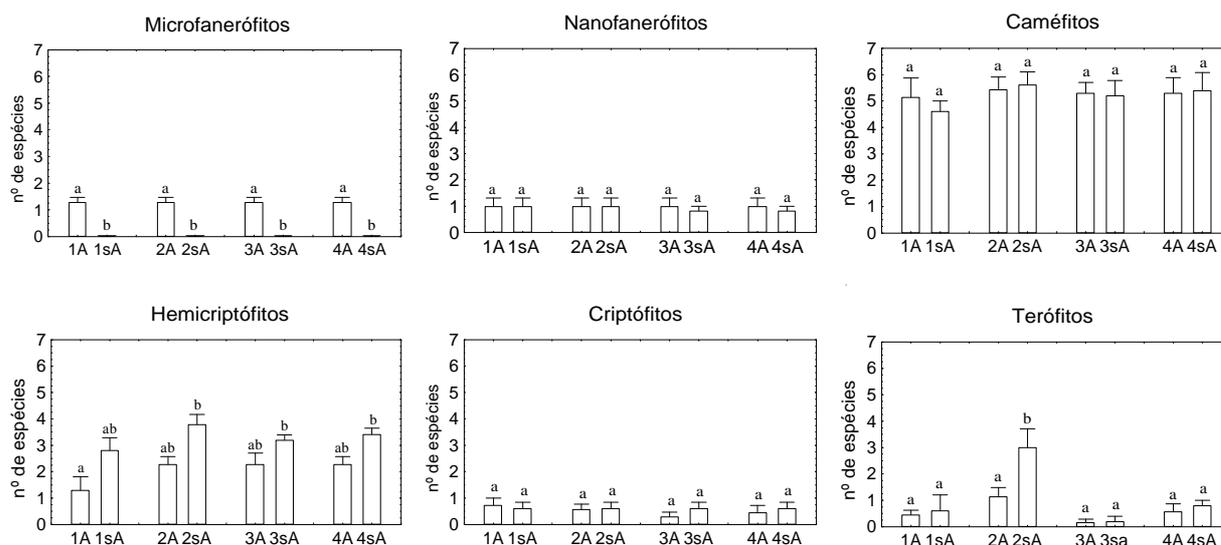


Figura 2.22 Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) de Quiaios, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

O número de terófitos mostra-se dependente quer da presença de *Acacia*, quer das estações do ano, tendo sido detectada uma interacção significativa entre os dois factores ($F_{(3,40)}=2,851$; $P=0,049$). Verificam-se diferenças significativas entre parcelas com e sem *Acacia*, apenas na primavera (Newman-Keuls: $P=0,0008$). Nas parcelas sem *Acacia*, é de registar o aumento significativo, das espécies de terófitos, do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,0003$) e depois a redução da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,0002$).

Espectro fisionómico da flora

Em Quiaios, a estrutura da vegetação difere entre parcelas invadidas e não invadidas por *Acacia*. Na ausência da espécie invasora, verifica-se o predomínio de espécies de caméfitos e, também com grande representatividade, de hemicriptófitos (Figura 2.23). Os terófitos surgem depois mas sujeitos a grande variação sazonal.

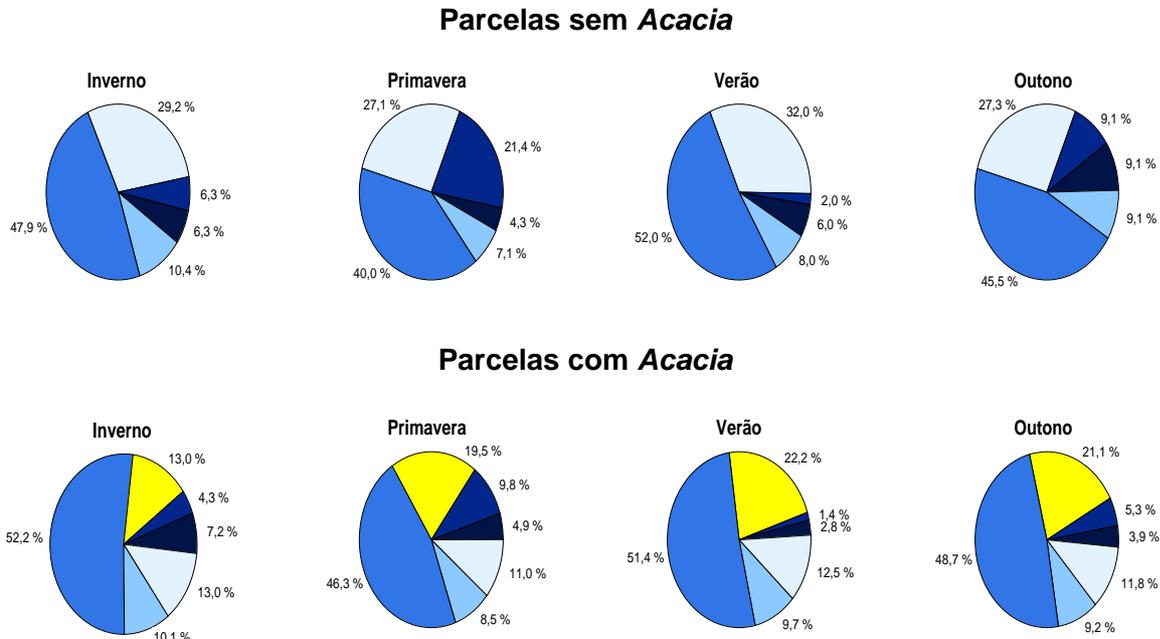


Figura 2.23 Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkiaer) representativos das parcelas com e sem *Acacia* de Quiaios. ■ - microfanerófitos ■ - hemicriptófitos ■ - nanofanerófitos ■ - caméfitos ■ - terófitos ■ - criptófitos.

Nas parcelas onde *Acacia* está presente, predominam, igualmente, os caméfitos, seguidos pelos microfanerófitos e, com uma proporção um pouco menor, pelos hemicriptófitos. Os microfanerófitos só foram identificados nas parcelas invadidas, correspondendo a *A.longifolia* e, em duas parcelas, também a *Pinus pinaster*. Verifica-se uma pequena variação sazonal das espécies de terófitos. A dinâmica sazonal é mais pronunciada nas parcelas sem *Acacia*, atenuando-se na presença desta.

Foz dos Ouriços

Na Foz dos Ouriços, os nanofanerófitos, os caméfitos, os hemicriptófitos e os criptófitos, (Figura 2.24) não apresentam variação significativa entre parcelas invadidas e não invadidas (nanofanerófitos: $F_{(1,40)}=0,592$; $P=0,446$; caméfitos $F_{(1,40)}=0,806$; $P=0,375$ hemicriptófitos $F_{(1,40)}=1,215$; $P=0,277$ e criptófitos $F_{(1,40)}=0,493$; $P=0,487$), nem entre as diferentes estações do ano (nanofanerófitos: $F_{(3,40)}=0,024$; $P=0,995$; caméfitos $F_{(3,40)}=0,065$; $P=0,978$ hemicriptófitos $F_{(3,40)}=1,249$; $P=0,305$ e criptófitos $F_{(3,40)}=0,600$; $P=0,619$).

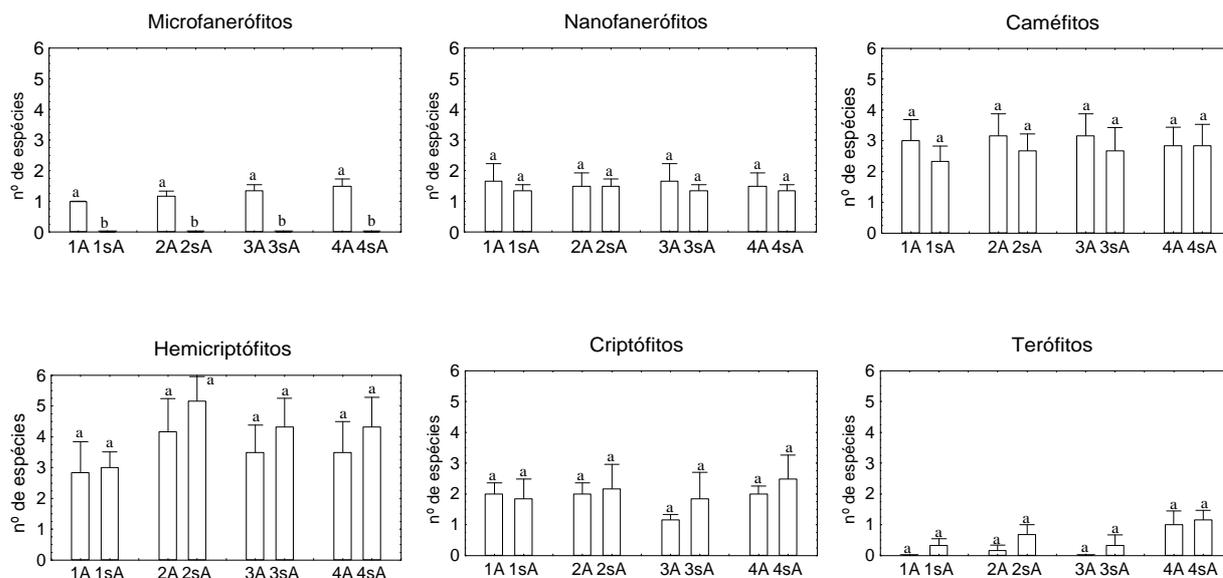


Figura 2.24 Número de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionômicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) da Foz dos Ouriços, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Quanto aos terófitos, apesar de estar presente um maior número de espécies na ausência de *Acacia*, esta diferença não é significativa ($F_{(1,40)}=3,019$; $P=0,090$).

Espectro fisionómico da flora

Os espectros fisionómicos das parcelas com e sem *Acacia* apresentam algumas diferenças (Figura 2.25), sendo de salientar a presença de microfanerófitos nas parcelas invadidas. Nas parcelas onde há *Acacia*, predominam hemicriptófitos e caméfitos, seguidos de criptófitos e microfanerófitos com proporções semelhantes. Os terófitos existem em pequeno número, chegando a desaparecer no verão e no inverno. Quanto às parcelas sem *Acacia* predominam também os hemicriptófitos, seguidos de caméfitos e criptófitos. Os terófitos apresentam uma ligeira alteração ao longo das estações.

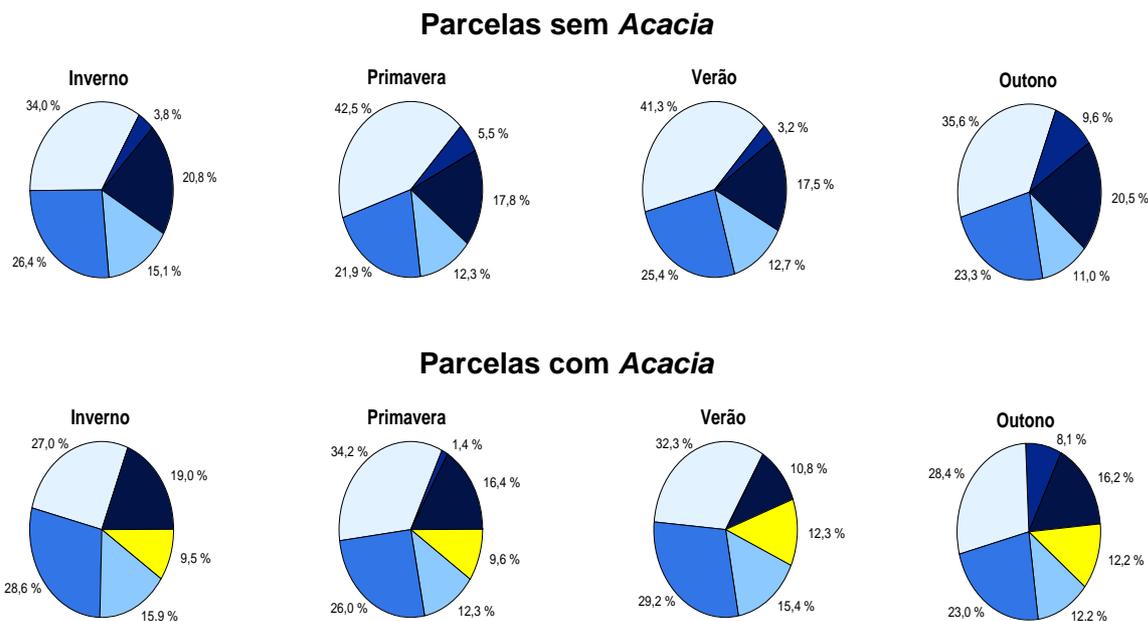


Figura 2.25 Espectros fisionómicos da flora (% de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem *Acacia* da Foz dos Ouriços. ■ - microfanerófitos ■ - hemicriptófitos ■ - nanofanerófitos ■ - caméfitos ■ - terófitos ■ - criptófitos.

Não se verifica uma variação sazonal muito acentuada, apesar de, nas parcelas sem *Acacia*, os terófitos apresentarem alguma alteração.

Cobertura de cada tipo fisionômico

S.Jacinto

A área de cobertura ocupada pelos caméfitos e nanofanerófitos (Figura 2.26), revela-se muito semelhante entre parcelas com e sem *Acacia* (caméfitos: $F_{(1,40)}=0,037$; $P=0,849$; nanofanerófitos: $F_{(1,40)}=1,251$; $P=0,270$). Os hemicriptófitos e criptófitos, no geral, ocupam áreas menores na presença de *Acacia* (hemicriptófitos: $F_{(1,40)}=18,471$; $P=0,0001$; criptófitos: $F_{(1,40)}=5,266$; $P=0,027$), mas não se detectaram diferenças significativas para cada estação do ano em particular (Newman-Keuls: hemicriptófitos - inverno: $P=0,217$; primavera: $P=0,102$; verão: $P=0,325$; outono: $P=0,204$; criptófitos - inverno: $P=0,896$; primavera: $P=0,689$; verão: $P=0,749$; outono: $P=0,645$).

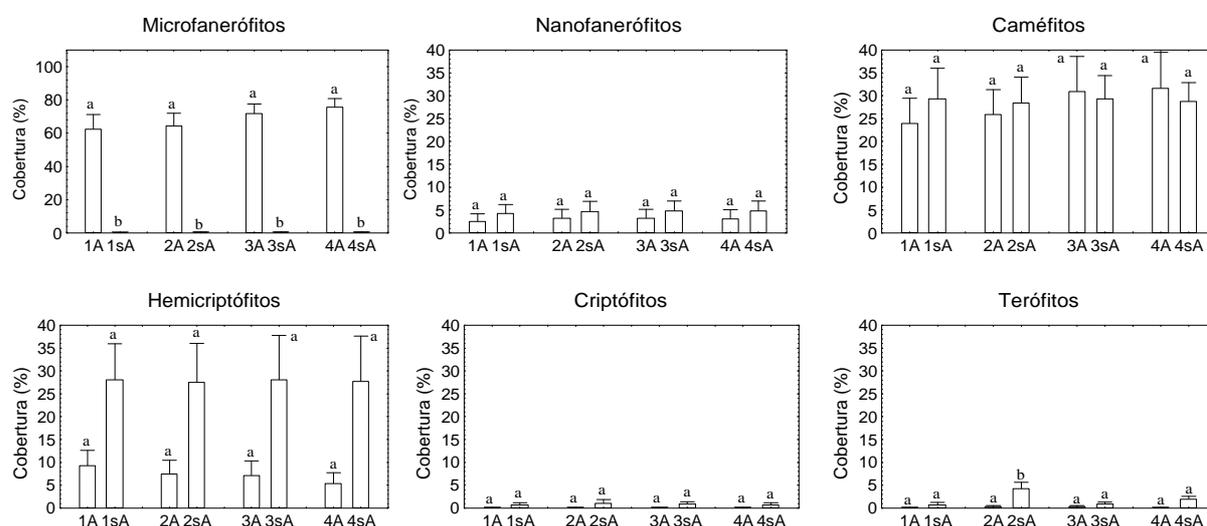


Figura 2.26 Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionômicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) de S.Jacinto, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 J- outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

A área de cobertura ocupada pelos terófitos está a ser significativamente afectada pela presença de *Acácia*, revelando-se também dependente da estação do ano, detectando-se uma interacção significativa entre os dois factores ($F_{(3,40)}=3,082$; $P=0,038$). Na primavera, a análise de comparação múltipla detectou que a área ocupada pelos terófitos é significativamente superior nas parcelas sem *Acácia* (Newman-Keuls: $P=0,002$). Nessas parcelas, verifica-se um aumento significativo da área ocupada pelos terófitos, do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,001$) e uma redução significativa da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,001$).

Espectro fisionómicos da vegetação

Os espectros de formas de vida relativos à cobertura revelam grandes diferenças entre as parcelas invadidas e as não invadidas (Figura 2.27). Nas parcelas sem *Acácia* os hemicriptófitos e os caméfitos são as formas de vida responsáveis pelo maior grau de cobertura, ocupando cada um cerca de 40-45%. Não há área ocupada por microfanerófitos. Nas parcelas onde *Acácia* está presente, os microfanerófitos ocupam cerca de 65%, sendo seguidos pelos caméfitos com cerca de 27%. Nas parcelas não invadidas, verifica-se uma variação relativamente à cobertura ocupada pelos terófitos ao longo das estações. As parcelas invadidas mantêm-se muito constantes ao longo do ano, não sendo quase visível a presença de espécies de terófitos.

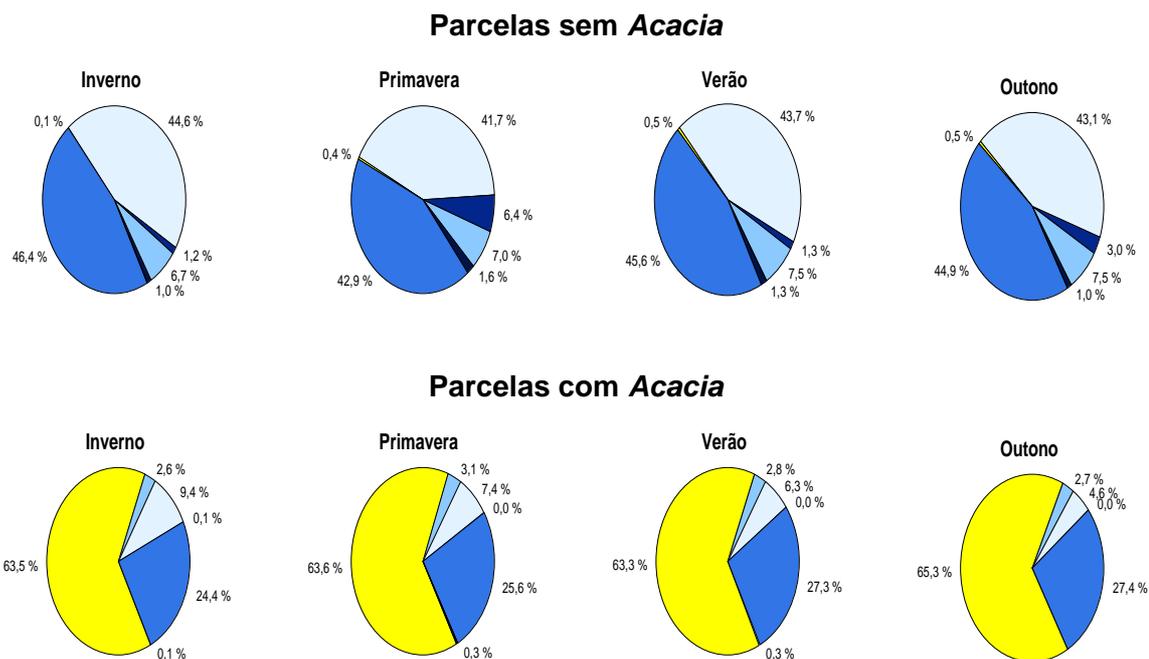


Figura 2.27 Espectros fisionômicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionômico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem *Acacia* de S.Jacinto. | - microfanerófitos | - hemicriptófitos | - nanofanerófitos | - caméfitos | - terófitos | - criptófitos.

Palheiro

Os caméfitos, como os nanofanerófitos e os criptófitos (Figura 2.28), não estão a alterar a sua área de cobertura devido à presença de *Acacia* (caméfitos: $F_{(1,40)}=2,213$; $P=0,145$; nanofanerófitos: $F_{(1,40)}=0,218$; $P=0,643$; criptófitos: $F_{(1,40)}=0,069$; $P=0,794$). Por outro lado, a área ocupada pelos hemicriptófitos é significativamente superior nas parcelas não invadidas por *Acacia* ($F_{(1,40)}=48,066$; $P=2,33E-08$), tendo-se detectado que essa diferença é significativa ao longo de todas as estações do ano (Newman-Keuls: inverno: $P=0,005$; primavera: $P=0,014$; verão: $P=0,010$; outono: $P=0,009$). Quanto aos terófitos, existe uma interação significativa entre os dois factores ($F_{(3,40)}=2,918$; $P=0,046$). Depois de realizada a análise, verifica-se que, apenas na primavera (Newman-Keuls: $P=0,011$) e no outono (Newman-Keuls: $P=0,008$) há diferenças significativas entre a área ocupada pelos terófitos

nas parcelas com e sem *Acacia*. No entanto, nas parcelas sem *Acacia*, observa-se uma grande variação sazonal: a área de cobertura dos terófitos aumenta do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,007$), diminui no verão (Newman-Keuls: $P=0,004$) e volta a aumentar no outono (Newman-Keuls: $P=0,009$).

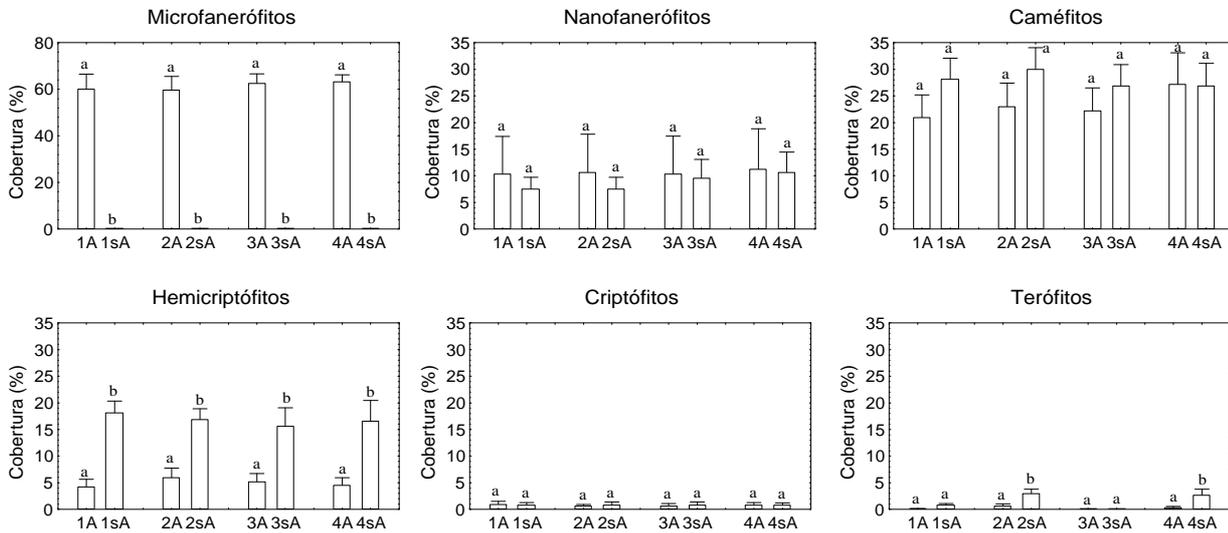


Figura 2.28 Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionômicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) do Palheiro, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P < 0,05$).

Espectros fisionômicos da vegetação

Quando se observam os espectros fisionômicos relativos à cobertura, verifica-se que descrevem comunidades muito diferentes (Figura 2.29). Nas parcelas onde *Acacia* não ocorre, a maior área de cobertura é ocupada pelos caméfitos (cerca de 50%), seguida dos hemicriptófitos (cerca de 30%) e dos nanofanerófitos (de 13-18%). Na presença de *Acacia*, os microfanerófitos cobrem cerca de 60% da área, seguidos pelos caméfitos com apenas 22-25%. Os hemicriptófitos, muito representados na ausência de *Acacia*, apresentam uma percentagem de cobertura muito reduzida na presença da espécie invasora. Nas parcelas não invadidas os terófitos revelam alguma alteração sazonal, enquanto os outros tipos

fisionômicos mantêm-se relativamente constantes. Na presença de *Acacia* não é visível variação sazonal.

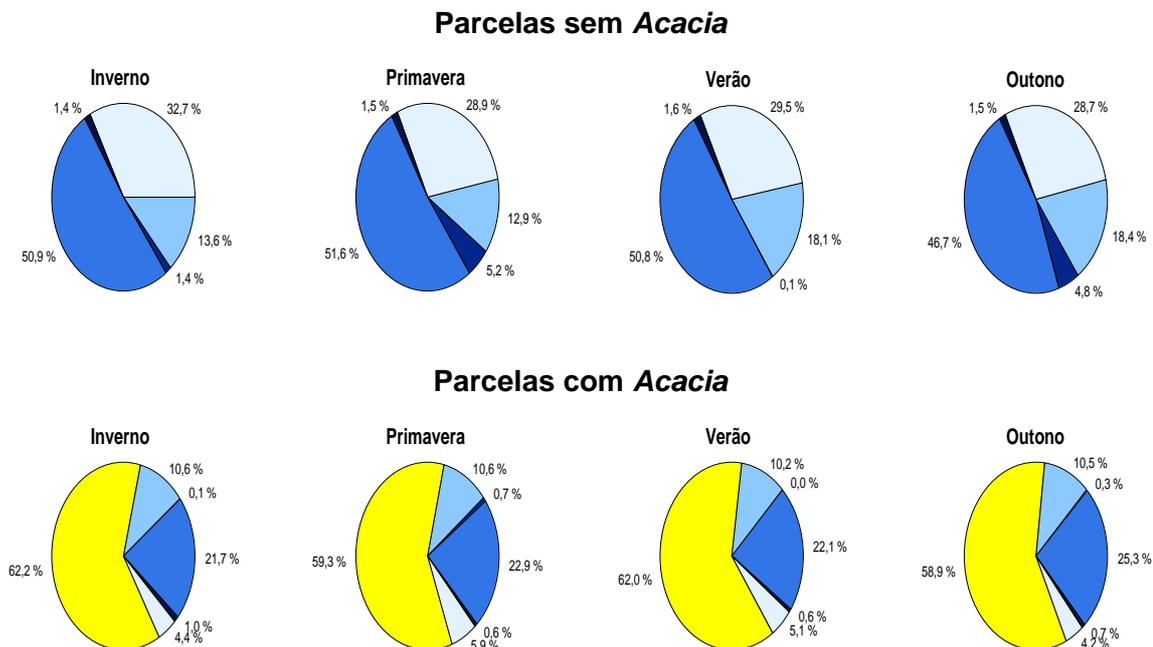


Figura 2.29 Espectros fisionômicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionômico de Raunkiaer) representativos das parcelas com e sem *Acacia* do Palheiro. ■ - microfanerófitos ■ - hemicriptófitos ■ - nanofanerófitos ■ - caméfitos ■ - terófitos ■ - criptófitos.

Quiaios

Neste local, os nanofanerófitos (Figura 2.30) apresentam coberturas semelhantes nas parcelas com e sem *Acacia* ($F_{(1,40)}=2,253$; $P=0,141$). Os caméfitos e os criptófitos, no geral, apresentam maiores coberturas nas parcelas sem *Acacia* (caméfitos: $F_{(1,40)}=12,524$; $P=0,001$; criptófitos: $F_{(1,40)}=4,606$; $P=0,038$), mas a diferença não é significativa para nenhuma estação em particular. A área de cobertura das espécies de hemicriptófitos é significativamente superior nas parcelas não invadidas ($F_{(1,40)}=66,198$; $P=5,17E-10$), tendo-se detectado que essa diferença se verifica ao longo de todas as estações (Newman-Keuls: inverno: $P=0,0006$; primavera: $P=0,0001$; verão: $P=0,024$; outono: $P=0,013$). Há ainda a

registar o aumento significativo da cobertura deste tipo fisionómico do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,039$) e depois a redução da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,012$). Finalmente, quanto aos terófitos, a sua cobertura está dependente da presença de *Acacia* ($F_{(1,40)}=5,353$; $P=0,026$) e da estação do ano ($F_{(3,40)}=5,560$; $P=0,001$). Há a salientar o aumento significativo, da área ocupada pelos terófitos, nas parcelas sem *Acacia*, do inverno para a primavera (Newman-Keuls: $P=0,019$) e a redução da primavera para o verão (Newman-Keuls: $P=0,004$).

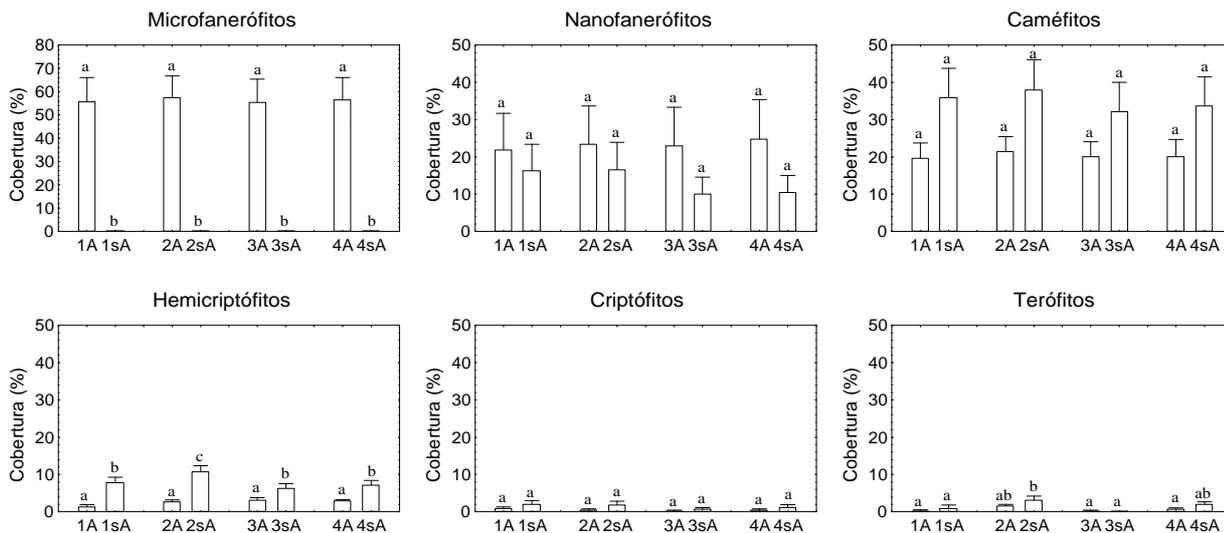


Figura 2.30 Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) de Quiaios, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Espectro fisionómico da vegetação

Comparando os espectros das parcelas com e sem *Acacia*, verifica-se que, enquanto nos primeiros dominam os microfanerófitos, com coberturas de aproximadamente 55%, nos segundos dominam os caméfitos (Figura 2.31) com coberturas que vão desde 54% a 65%. De realçar que enquanto os microfanerófitos são constituídos, quase na totalidade, por *Acacia*, os caméfitos incluem uma maior diversidade de espécies. Nas parcelas não

invadidas, verifica-se alguma variação sazonal, essencialmente devido aos terófitos; enquanto na presença de *Acacia* as 4 estações revelam coberturas sensivelmente semelhantes.

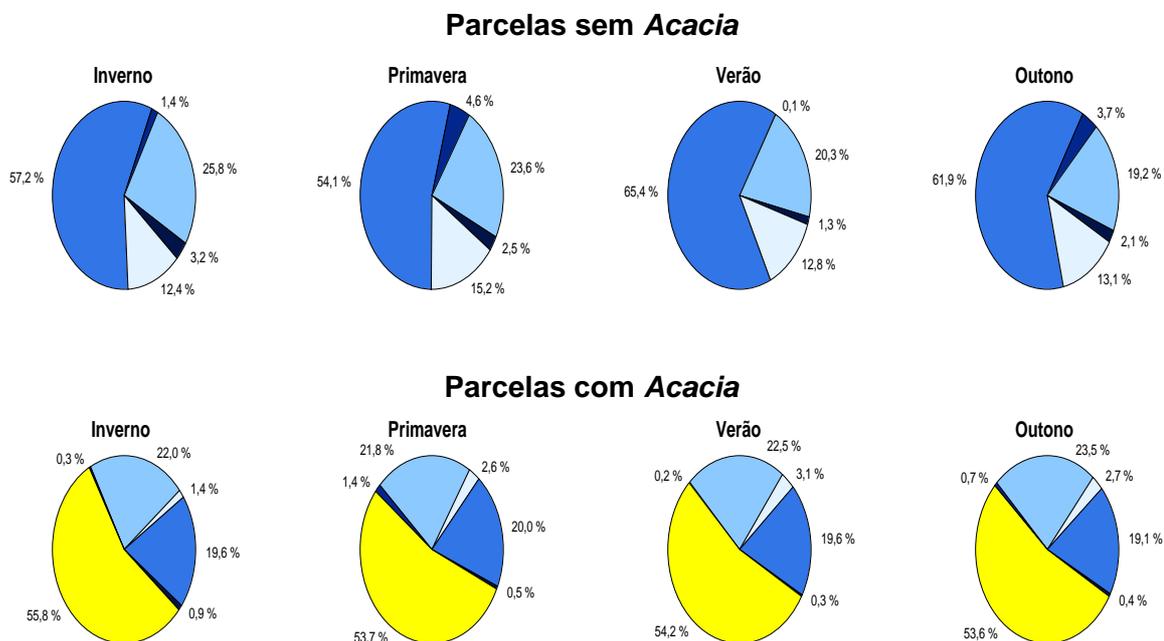


Figura 2.31 Espectros fisionómicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionómico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem *Acacia* de Quiaios. ■ - microfanerófitos ■ - hemicriptófitos ■ - nanofanerófitos ■ - caméfitos ■ - terófitos ■ - criptófitos.

Foz dos Ouriços

No local de estudo da Foz dos Ouriços, a área de cobertura ocupada pelos caméfitos, criptófitos e hemicriptófitos (Figura 2.32), não difere significativamente entre parcelas com e sem *Acacia* (caméfitos: $F_{(1,49)}=0,006$; $P=0,939$; criptófitos: $F_{(1,40)}=0,001$; $P=0,980$; hemicriptófitos: $F_{(1,40)}=2,390$; $P=0,130$), nem entre estações.

Os nanofanerófitos, apesar de apresentarem uma maior cobertura nas parcelas sem *Acacia*, no conjunto das estações ($F_{81,49}=5,291$; $P=0,027$), não apresentam diferenças significativas

para cada uma estação em particular (Newman-Keuls: inverno, $P=0,383$; primavera, $P=0,847$; verão, $P=0,859$ e outono, $P=0,727$).

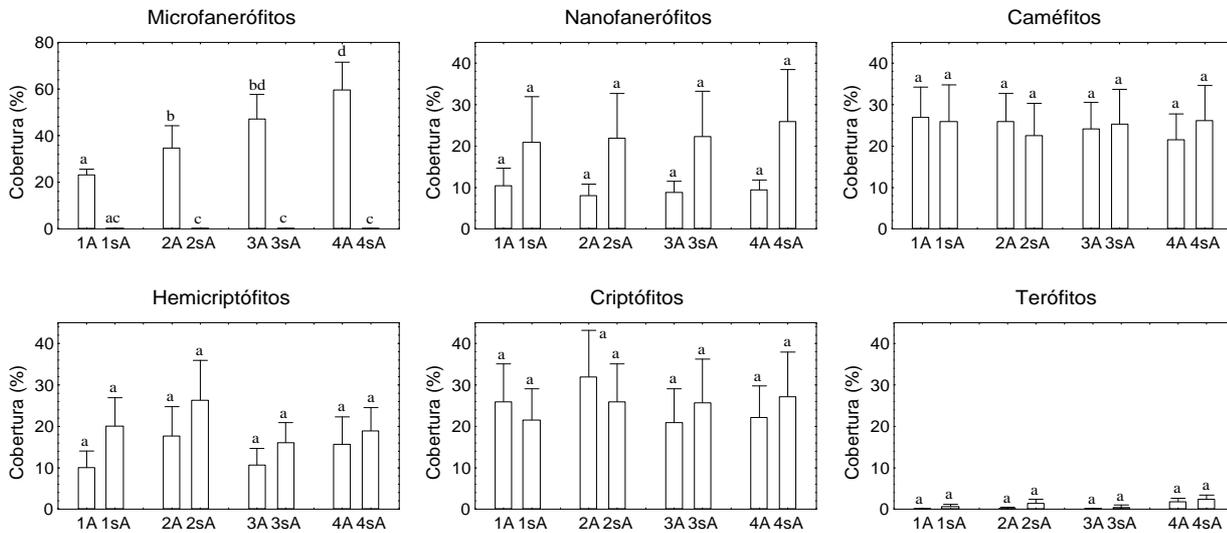


Figura 2.32 Cobertura de espécies (média + erro padrão) pertencentes aos tipos fisionómicos de Raunkiaer identificados nas parcelas com (A) e sem *Acacia* (sA) da Foz dos Ouriços, nas quatro estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

As parcelas invadidas e não invadidas por *Acacia* revelam coberturas semelhantes, de terófitos ($F_{(1,40)}=2,609$; $P=0,114$). De notar, que nas parcelas invadidas os microfanerófitos, representados exclusivamente por *Acacia*, aumentaram significativamente desde a primeira estação amostrada – inverno - até à última estação – verão (Newman-Keuls: $P=0,002$).

Espectros fisionómicos da vegetação

Nas parcelas onde *Acacia* não ocorre, verifica-se uma distribuição mais ou menos homogénea das coberturas dos criptófitos, nanofanerófitos, caméfitos e hemicriptófitos (Figura 2.33). Nas parcelas invadidas, é de realçar o aumento da área ocupada pelos microfanerófitos ao longo das estações (Figura 2.33), acabando por ser responsável por

cerca de 45% da cobertura, na última estação monitorizada, em prejuízo, principalmente, dos caméfitos e criptófitos.

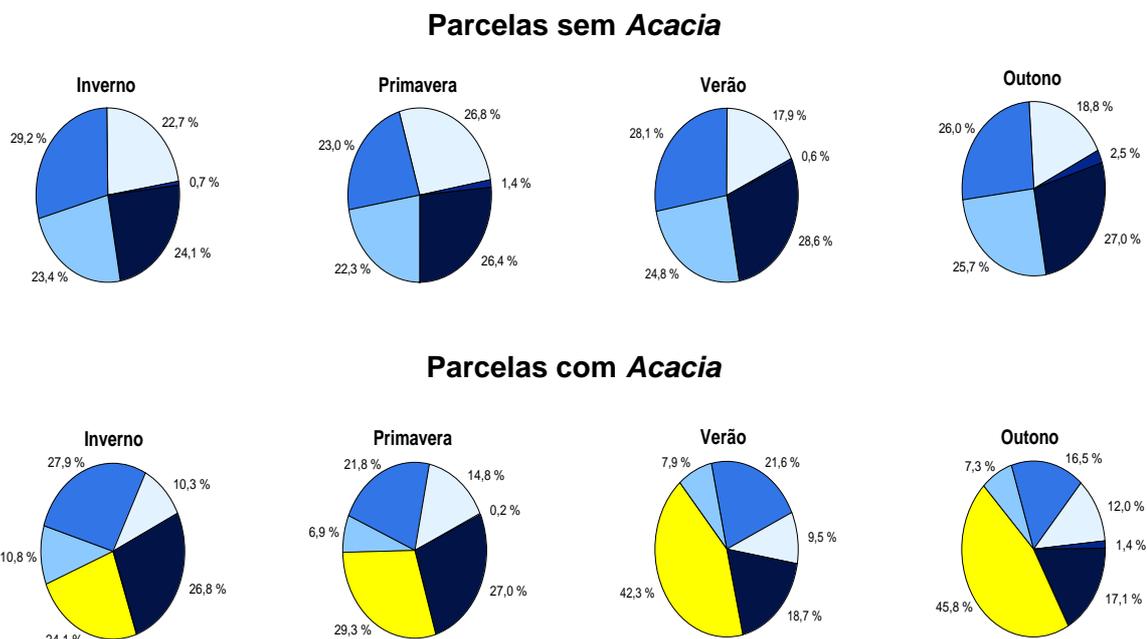


Figura 2.33 Espectros fisionômicos da vegetação (% de cobertura de cada tipo fisionômico de Raunkaier) representativos das parcelas com e sem *Acacia* da Foz dos Ouriços. ■ - microfanerófitos ■ - hemicriptófitos ■ - nanofanerófitos ■ - caméfitos ■ - terófitos ■ - criptófitos.

Na ausência de *Acacia*, e ao contrário do verificado nos outros locais de estudo, a variação sazonal dos terófitos é muito pequena.

Índice de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade

Depois de analisado cada parâmetro individualmente, foram calculados os índices de diversidade e equitabilidade, para as parcelas compositas.

S.Jacinto

Na parcela composita não invadida por *Acacia*, a biodiversidade é superior (Figura 2.34a.), sendo a diferença significativa em todas as estações (Hutcheson: inverno $t_{(150)} = 4,1976$; $P < 0,001$; primavera $t_{(151)} = 4,7590$; $P < 0,001$; verão $t_{(144)} = 3,3281$; $P < 0,005$; outono $t_{(139)} = 4,0413$; $P < 0,001$). Quanto à equitabilidade de distribuição das espécies (Figura 2.34b.), esta também é superior em todas as estações quando *Acacia* não está presente.

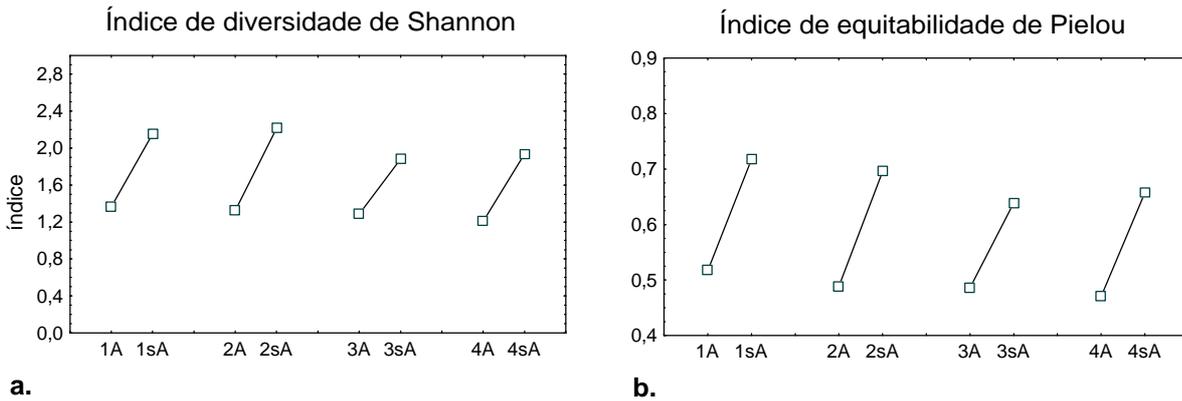


Figura 2.34 Índices de **a.** diversidade de Shannon, e **b.** equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com *Acacia* e para o conjunto das parcelas sem *Acacia*, de S.Jacinto, para as 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono).

Palheirão

No Palheirão, a diversidade calculada é inferior (Figura 2.35a.) nas parcelas com *Acacia*, para as quatro estações amostradas (Hutcheson: inverno $t_{(148)} = 3,5356$; $P < 0,001$; primavera $t_{(158)} = 3,9853$; $P < 0,001$; verão $t_{(152)} = 3,5559$; $P < 0,001$; outono $t_{(165)} = 4,1152$; $P < 0,001$). As parcelas invadidas têm uma equitabilidade de distribuição de espécies (Figura 2.35b.) inferior àquela apresentada pelas parcelas que não têm *Acacia*.

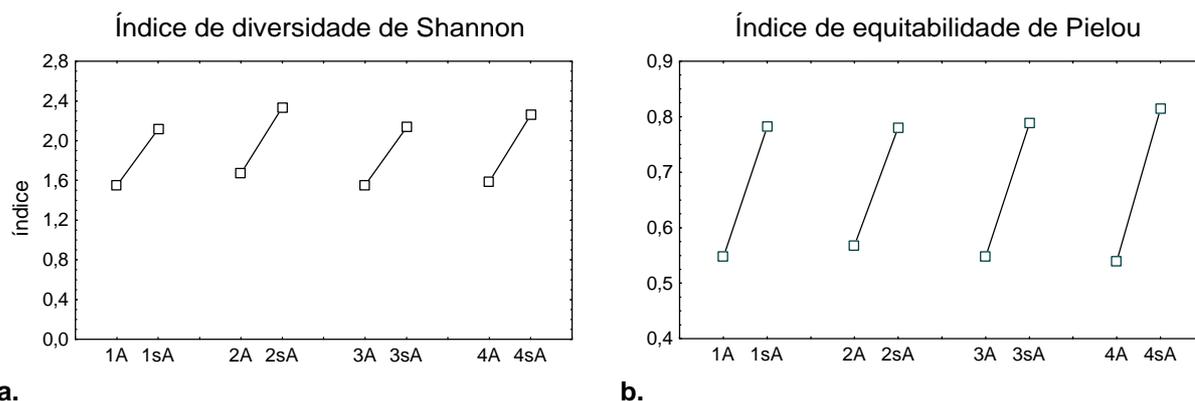


Figura 2.35 Índices de **a.** diversidade de Shannon, e **b.** equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com *Acacia* e para o conjunto das parcelas sem *Acacia*, do Palheirão, para as 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono).

Quiaios

Os índices de diversidade (Figura 2.36a.) são significativamente superiores nas parcelas não invadidas por *Acacia*, em todas as estações (Hutcheson: inverno $t_{(154)} = 2,4725$; $P < 0,05$; primavera $t_{(174)} = 3,6628$; $P < 0,001$; verão $t_{(147)} = 3,1991$; $P < 0,005$; outono $t_{(157)} = 4,0920$; $P < 0,001$). A equitabilidade é superior nas parcelas sem *Acacia* (Figura 2.36 b.).

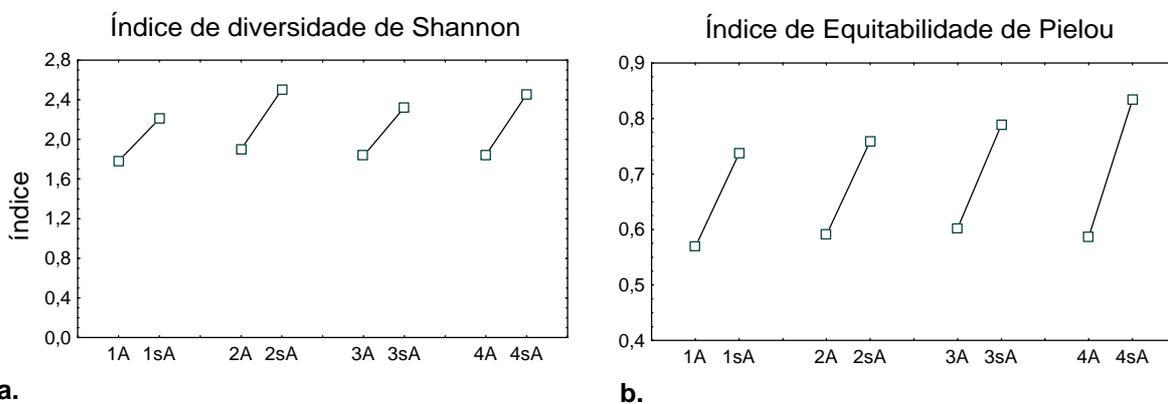


Figura 2.36 Índices de **a.** diversidade de Shannon, e **b.** equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com *Acacia* e para o conjunto das parcelas sem *Acacia*, do Quiaios, para as 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono).

Foz dos Ouriços

A diferença entre a diversidade (Figura 2.37a.) das parcelas invadidas e não invadidas não é significativa para todas as estações. Na primeira estação de amostragem, a diversidade das duas situações é semelhante (Hutcheson: inverno $t_{(186)} = 1,0634$; $P > 0,05$). Nas estações seguintes, detectaram-se níveis de diversidade significativamente superiores na ausência de *Acacia* (Hutcheson: primavera $t_{(212)}=2,9472$; $P<0,005$; verão $t_{(200)}=3,2809$; $P<0,005$; outono $t_{(230)}=3,4772$; $P<0,001$).

A equitabilidade é semelhante na presença e ausência de *Acacia* no inverno (Figura 2.37b.), mas ao longo do ano a diferença foi aumentando.

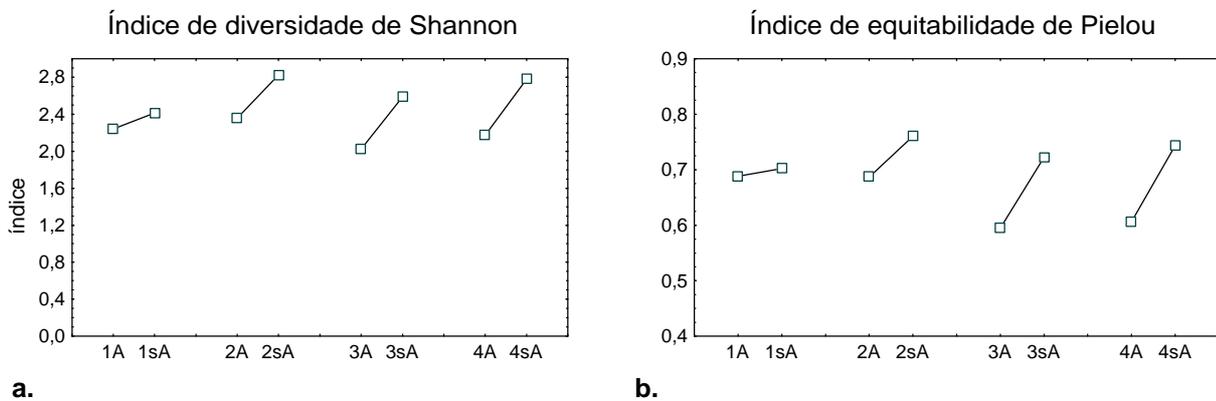


Figura 2.37 Índices de **a.** diversidade de Shannon, e **b.** equitabilidade de Pielou calculados para o conjunto das parcelas com *Acacia* e para o conjunto das parcelas sem *Acacia*, da Foz dos Ouriços, para as 4 estações amostradas (1- inverno; 2 – primavera; 3 – verão; 4 - outono).

Curvas de dominância-diversidade

Nas curvas de dominância-diversidade, em abcissas são sequenciadas as espécies por ordem crescente de abundância. Assim, em cada uma das curvas o mesmo número de ordem não representa sempre a mesma espécie (Anexo I).

S.Jacinto

Na parcela composita invadida por *A.longifolia* há dominância clara desta espécie ($\pm 60\%$) (Figura 2.38), ao longo das quatro estações. As espécies com maior cobertura que se lhe seguem apresentam coberturas na ordem dos 10%. Nas parcelas não invadidas, apesar de também ocorrer uma espécie - *Ammophila arenaria* - com área de cobertura superior ($\pm 35\%$), esta é seguida de perto por outras espécies: *Helichrysum italicum* subsp. *picardi* e *Crucianella maritima* ($\pm 15-25\%$). A equitabilidade e a riqueza específica são superiores na ausência de *A.longifolia*.

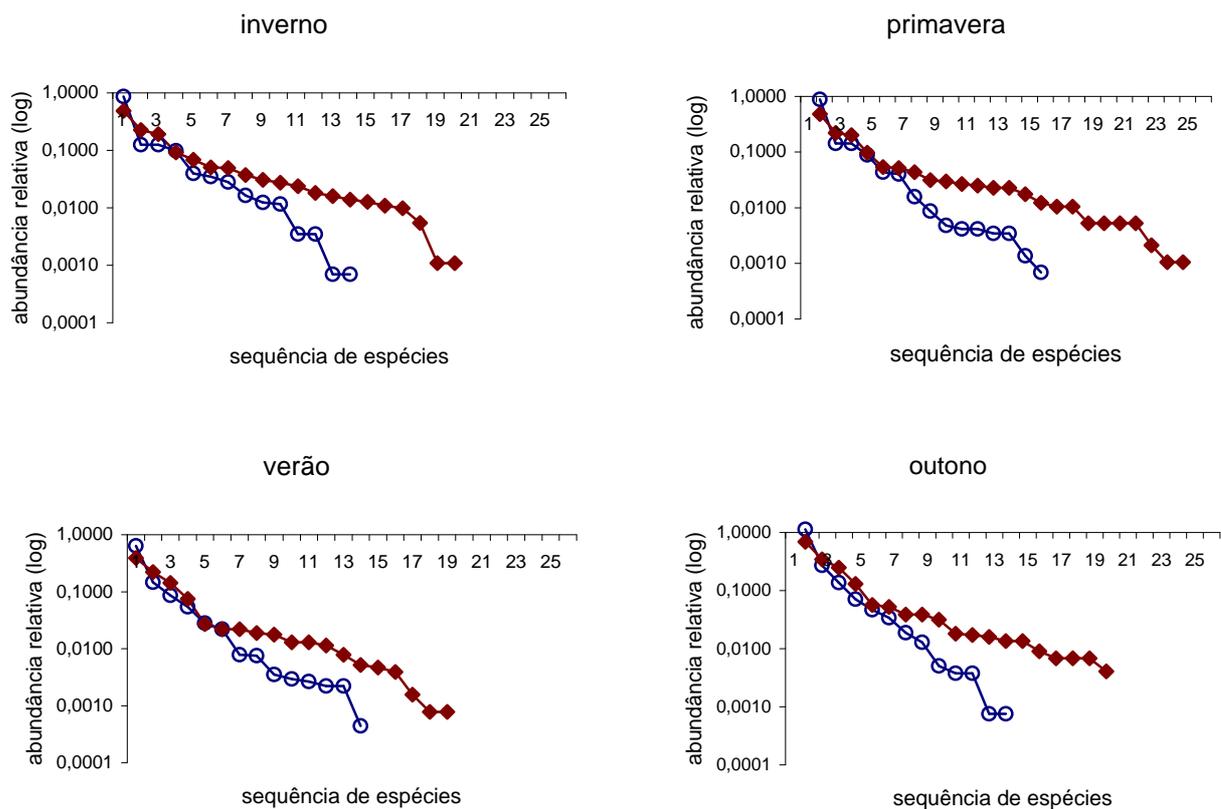


Figura 2.38 Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por *A.longifolia*, na Reserva Natural das Dunas de S.Jacinto. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.

Palheiro

Nas parcelas invadidas, *A.longifolia* domina claramente ($\pm 60\%$) (Figura 2.39). As espécies que apresentam maiores coberturas, depois de *Acacia*, nunca ultrapassam os 15%, o que se verifica em todas as estações. Por outro lado, nas parcelas não invadidas, verifica-se uma situação de co-dominância em que cerca de 4 espécies, *Ammophila arenaria* subsp. *arundinaceae*, *Corema album*, *Crucianella maritima* e *Helichrysum italicum* subsp. *picardi*, são responsáveis por abundâncias semelhantes, da ordem dos 10%, sem ocorrer uma espécie que se destaque.

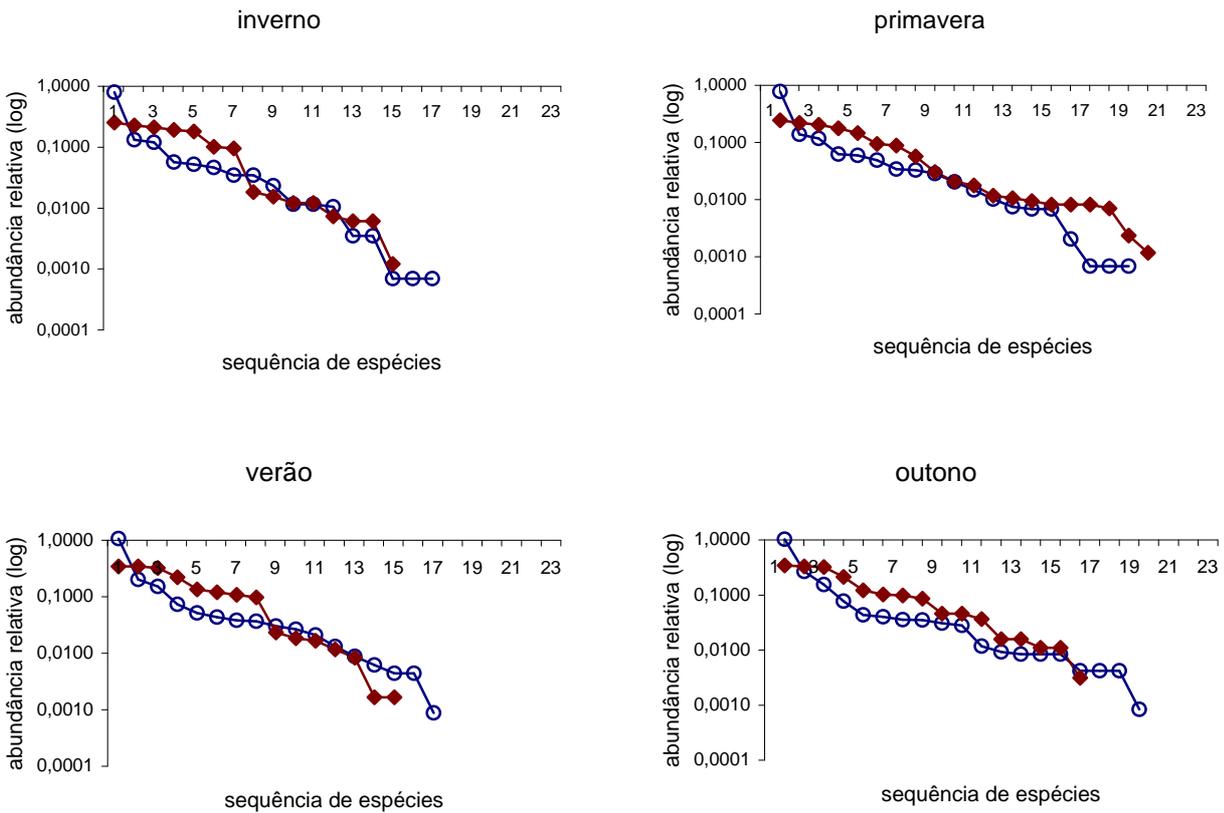


Figura 2.39 Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (◇) por *A.longifolia*, no Palheiro. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.

No Palheirão a riqueza específica é aproximadamente semelhante nas parcelas invadidas e não invadidas. De salientar o maior número de espécies com coberturas extremamente baixas, nas curvas das parcelas com *Acacia*.

Quiaios

Quando *A.longifolia* está presente domina a comunidade, apresentando uma cobertura elevada ($\pm 40-45\%$) (Figura 2.40). Na sua ausência não há nenhuma espécie que domine sozinha, surgindo várias espécies como *Corema album*, *Carpobrotus edulis* (outra espécie invasora) e *Sedum sediforme*, com coberturas relativamente elevadas ($\pm 15-25\%$). As curvas revelam uma maior equitabilidade de distribuição de espécies na ausência de *Acacia*, observando-se um maior número de espécies com coberturas mais elevadas.

Neste sistema, *Acacia* não está a promover a diminuição da riqueza específica, com exceção da primavera, (Figura 2.40) estando, no entanto, a promover um aumento de espécies com áreas de coberturas extremamente baixas.

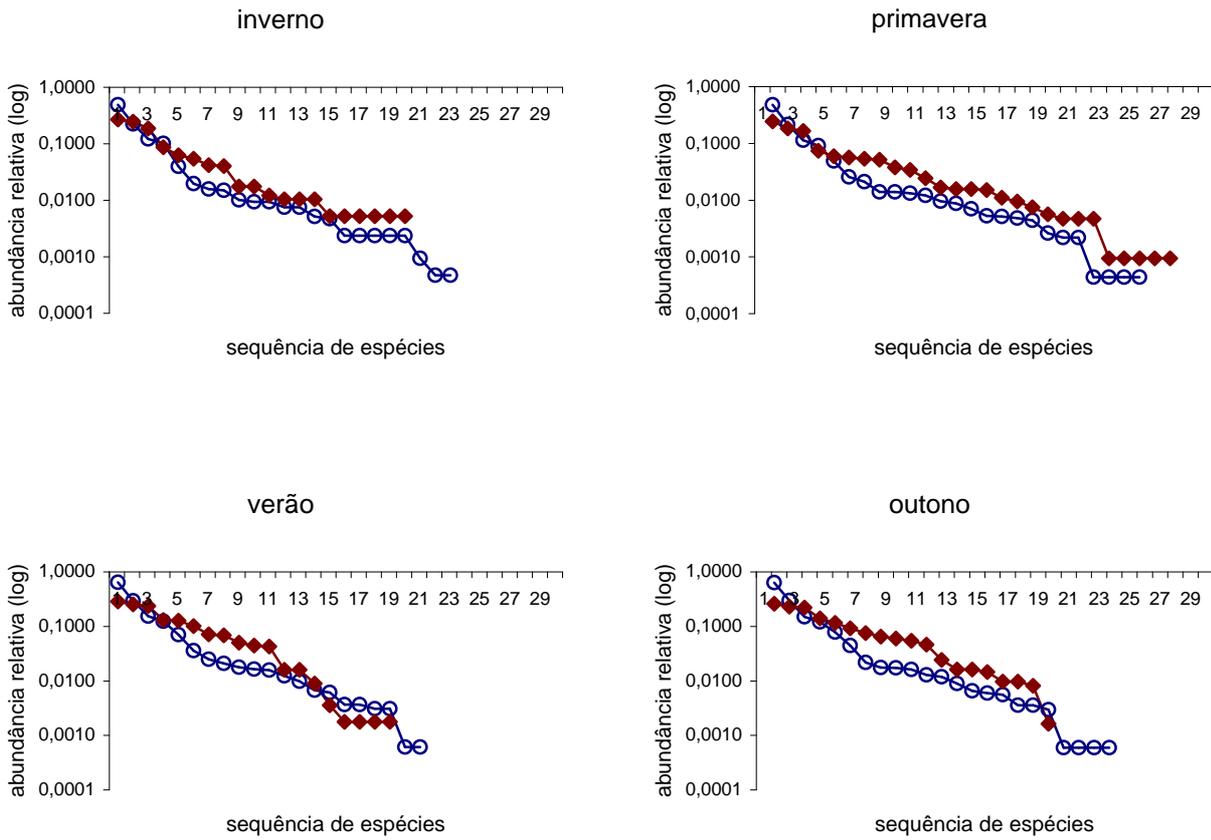


Figura 2.40 Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (?) por *A. longifolia*, em Quiaios. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.

Foz dos Ouriços

No inverno, não se verifica a dominância clara de nenhuma espécie (Figura 2.41), tanto na situação com *Acacia* como sem ela. No entanto, na primavera é já possível observar, nas parcelas com *Acacia*, uma espécie com cobertura um pouco superior, *A. longifolia*. No verão e outono, *Acacia* aumenta claramente a sua dominância. De salientar a presença de outra espécie de *Acacia*, *A. saligna*, com abundância relativamente baixa (ver anexo I).

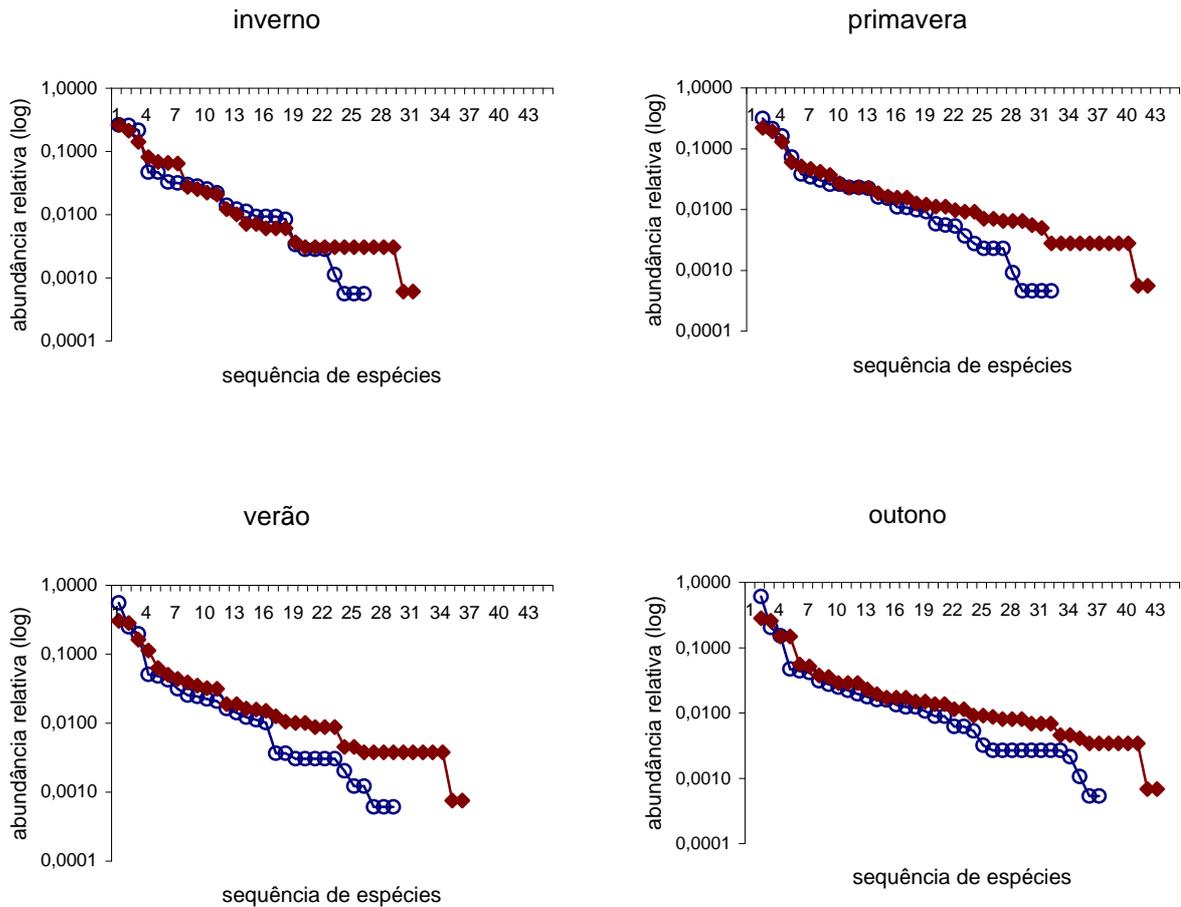


Figura 2.41 Comparação das curvas de dominância-diversidade das comunidades vegetais invadidas (○) e não invadidas (◇) por *A. longifolia* e *A. saligna*, na Foz dos Ouriços. São apresentadas as curvas referentes às quatro estações amostradas.

No início do estudo, as parcelas invadidas revelam uma equitabilidade semelhante às não invadidas, aumentando a diferença até ao final (Figura 2.41). A riqueza específica é menor nas parcelas invadidas, as quais, ao longo das estações, apresentam um aumento do número de espécies com coberturas muito baixas.

Discussão

A monitorização destas quatro comunidades invadidas por *Acacia*, ao longo da duna primária e interduna de alguns sistemas dunares portugueses, permitiu avaliar e quantificar os impactos desta espécie invasora, a diversos níveis. O uso de mais de uma variável das espécies é aconselhado para uma melhor compreensão da estrutura e padrões de diversidade de uma comunidade ecológica (Guo e Rundel, 1997). A utilização das diferentes variáveis, riqueza específica e cobertura, totais e de cada tipo fisionómico, e ainda equitabilidade de distribuição das espécies, permitiu analisar, concretamente, como se traduz a diminuição da diversidade, revelada pelos índices calculados.

Riqueza específica

Ao nível da riqueza específica, é necessário interpretar os valores médios das parcelas, e as curvas de dominância-diversidade. A importância de limitar a área das parcelas a uma dimensão em que as espécies interagem competitivamente (Huston, 1999), de forma a melhor avaliar o impacto da presença de *Acacia*, levou à definição de parcelas que não incluem todas as espécies do sistema. Ao juntar todas as parcelas, para aplicação do índice de Shannon, equitabilidade e realização das curvas de dominância-diversidade, são naturalmente incluídas mais espécies. A diferença observada, nos valores de riqueza específica, entre as curvas de dominância-diversidade e os valores médios das parcelas, fica então a dever-se à variação da riqueza específica com a escala espacial em que é avaliada (Wilson *et al*, 1998).

Em S.Jacinto, a análise das parcelas compostas (curva de dominância-diversidade (Figura 2.38)) revela que *A.longifolia* está a contribuir para a diminuição da riqueza específica, em todas as estações. No entanto, e apesar da média de espécies presente por parcela ser inferior nas parcelas com *Acacia* sem considerar as estações, a diminuição da riqueza específica não é significativa para cada estação em particular.

No Palheirão e em Quiaios, existe uma diferença significativa na primavera, onde as parcelas sem *Acacia* apresentam riqueza específica superior. Tal facto explica-se pelo aparecimento de mais espécies de terófitos e hemicriptófitos, nas parcelas não invadidas. Todavia, nas outras estações, a riqueza específica é semelhante nas parcelas invadidas e não invadidas. As curvas de dominância-diversidade e as médias das parcelas revelam-se concordantes.

Na Foz dos Ouriços, as duas espécies de *Acacia* presentes nas parcelas apresentam diferentes comportamentos, verificando-se que a riqueza específica da média das parcelas é muito semelhante na presença e na ausência de *Acacia*, chegando mesmo a ser ligeiramente superior na sua presença. De facto, numa fase inicial, a introdução das duas espécies de *Acacia*, *A.longifolia* e *A.saligna*, ainda não representa uma ameaça para as outras espécies, e corresponde à entrada de duas espécies para o sistema. Porém, nas parcelas compositas, a riqueza específica é menor na presença de *Acacia*. O maior tamanho das parcelas leva à inclusão de um maior número de espécies, atenuando-se o significado da entrada das duas espécies de *Acacia*.

De salientar que, tanto no Palheirão (Figura 2.39) como em Quiaios (Figura 2.40) e na Foz dos Ouriços (Figura 2.41), as curvas que descrevem as comunidades invadidas por *Acacia* revelam um maior número de espécies com abundâncias extremamente baixas. A presença de um único indivíduo leva à sua quantificação na riqueza específica da comunidade, no entanto, a sua representatividade muito baixa pode ser um indício de que está a ser ameaçado e poderá ter tendência para desaparecer. Em S.Jacinto, a invasão parece ter já impactos mais evidentes, e por isso algumas das espécies mais ameaçadas já não estão presentes nas parcelas com *Acacia*.

A presença de *A.longifolia* está a promover a diminuição da riqueza específica, de forma mais ou menos acentuada, nestes quatro sistemas, o que já foi atribuído a outras espécies de *Acacia* invasoras de sistemas *fynbos* de África do Sul (Holmes e Cowling, 1997a; Cronk e Fuller, 1995). A diminuição da riqueza específica pode vir a repercutir-se em prejuízos a nível da funcionalidade e estabilidade dos ecossistemas, dependendo das espécies que estão/possam vir a ser eliminadas.

Cobertura

A presença de *Acacia* está a promover o aumento da área de cobertura total em S.Jacinto, Palheirão e Quiaios, o que contribui para o ensombramento das outras espécies. A elevada taxa de crescimento de *A.longifolia*, comparada com as espécies nativas, associada à produção de um elevado número de sementes, com grande longevidade e rápida regeneração depois do fogo (Cronk e Fuller, 1995; Taylor *et al.*, 1985; Jeffery *et al.*, 1988), explica o grande aumento da área de cobertura total. O aumento da cobertura total, confere-lhe grande vantagem na obtenção de luz, em prejuízo das outras espécies, e implica que esteja a ocupar espaço que de outra forma estaria livre para as espécies nativas. Este factor torna-se particularmente importante quando a espécie em causa forma populações densas, ocupando grandes áreas (Weber, 2000), o que se observa com *A.longifolia* nos sistemas estudados.

Comparando S.Jacinto, Palheirão e Quiaios, verifica-se que em S.Jacinto o efeito da presença de *Acacia* é mais evidente na diminuição da cobertura das outras espécies, do que no Palheirão e em Quiaios. De facto, quando se observam as curvas de dominância-diversidade, constata-se que tanto no Palheirão como em Quiaios, as comunidades invadidas e não invadidas, apresentam equitabilidades de distribuição de espécies mais semelhantes entre si, do que em S.Jacinto. As curvas das comunidades não invadidas continuam, no entanto, a revelar mais espécies com coberturas mais elevadas, e portanto maior equitabilidade.

Mais uma vez, a Foz dos Ouriços revela uma situação diferente. Das duas espécies de *Acacia* presentes, *A.longifolia* domina em relação a *A.saligna*. Apesar do rápido crescimento de *A.longifolia* observado ao longo do tempo de estudo, *Acacia* ainda não ocupa áreas de cobertura muito extensas. No início do estudo, as parcelas invadidas revelavam uma equitabilidade semelhante às não invadidas, aumentando a diferença até ao final do estudo (Figura 2.27b., observar a alteração desde o inverno 98 até ao outono 99). Isto revela que, inicialmente, a introdução das espécies de *Acacia* não alterou a homogeneidade de distribuição das outras espécies mas, com a elevada taxa de crescimento começou a ter efeitos negativos na distribuição das outras espécies.

As espécies vegetais dos sistemas dunares têm pequena área foliar e baixa estatura, pelo que a luz disponível ao nível do solo é normalmente elevada. Estas espécies estão, assim, adaptadas a condições de muita luz e não toleram condições de fraca luminosidade (Smith e Huston, 1989). Esta falta de tolerância à sombra justifica a diminuição da área de cobertura destas espécies, estando a sua sobrevivência a ser ameaçada pela presença de *Acacia*. Esta situação é comum nos sistemas *fynbos* invadidos por *A.saligna* (Holmes e Cowling, 1997a).

As constantes limitações a que estão sujeitas as plantas dunares, conduzem ao desenvolvimento de estratégias de sobrevivência em vez de estratégias de dominância (Carter, 1995). Com a presença de *Acacia*, estes ecossistemas estão a ser substituídos por ecossistemas em que prevalece a dominância de uma espécie. A presença de *A.longifolia* como espécie dominante, não só contribui para a maior fracção da biomassa na comunidade, como monopoliza uma grande percentagem dos recursos disponíveis (Bazzaz, 1998). Quando uma única espécie passa a dominar um habitat, reduz o valor desse habitat para outras formas de vida, tanto vegetais como animais (Haber, 1996). A diminuição do número e abundância das espécies pode comprometer o funcionamento do ecossistema, uma vez que diferentes espécies são responsáveis por diferentes processos (Lombard, 1996; Cronk e Fuller, 1995).

Tipos fisionómicos

A estrutura da vegetação está a ser profundamente alterada por *Acacia*. *Acacia* pertence a um tipo fisionómico ecologicamente diferente, da maioria das espécies características da interduna (Alves *et al.* 1998), que se está a tornar dominante e a reduzir a representatividade dos outros tipos fisionómicos. *Acacia* é um microfanerófito e, na zona amostrada das dunas, só *P.pinaster*, registado em apenas 2 parcelas no Palheirão e 2 em Quiaios, pertence a um tipo fisionómico semelhante - macrofanerófito. Outros fanerófitos estão presentes mas são nanofanerófitos, atingindo tamanhos muito inferiores. Quando a espécie introduzida pertence a um tipo fisionómico já existente, mais facilmente encontra espécies com capacidade de a excluir competitivamente. Pelo contrário, quando se introduz um tipo

fisionómico diferente aumenta a probabilidade deste se tornar uma espécie com vantagens competitivas na utilização dos recursos disponíveis (Symstad, 2000). As elevadas taxas de crescimento de *A.longifolia* e *A.saligna* (relativamente elevadas quando comparadas com a vegetação nativa), juntamente com a capacidade de crescerem até cerca de 3 metros (Holmes e Cowling, 1997a.) (mais do que a maioria da vegetação dunar), permite-lhes ultrapassar a vegetação indígena e monopolizar a utilização da luz. Por outro lado, o aumento de microfanerófitos, verificado no sistema, pode contribuir para alterações a outros níveis, nomeadamente taxas de deposição de folhada e de decomposição e disponibilidade de nutrientes (ver capítulo III).

Relativamente à riqueza de tipos fisionómicos, tanto em S.Jacinto como no Palheiro e em Quiaios, a alteração das comunidades está a ocorrer de uma forma progressiva, promovendo, inicialmente, a eliminação das espécies mais sensíveis (terófitos). Na Tabela II.11 apresentam-se as espécies que, apesar de não corresponderem a espécies eliminadas do sistema, são espécies que não foram identificadas nas parcelas em que *Acacia* está presente, pelo que podem ser encaradas como espécies mais susceptíveis à presença de *Acacia*.

Os terófitos são espécies anuais, frequentemente heliófitas, cuja germinação é inibida pela diminuição de luz disponível, resultante, neste caso, da presença de *Acacia*. As espécies anuais são frequentemente muito especializadas, com ciclos de vida adaptados de forma a evitar a competição, sendo a sua sobrevivência inversamente proporcional ao sucesso das espécies perenes que competem pelos mesmos nutrientes (Carter, 1995). A existência de espécies de *Acacia*, fortes competidoras pelos recursos disponíveis, está a ser responsável pelo menor desempenho das espécies anuais. Há uma tendência geral, das espécies adaptadas a ambientes com recursos limitantes, para investirem na sobrevivência individual e não na reprodução (Harper, 1977 in Musil, 1993). Assim, é possível que, devido à diminuição da luz recebida, estas espécies produzam menos sementes, em prejuízo da diversidade no ano seguinte.

Tabela II.II Espécies ausentes nas parcelas em que *Acacia* está presente, nos quatro locais de estudo. O maior n.º de espécies ausentes são terófitos, com excepção da Foz do Ouriços, onde os criptófitos ausentes são em maior número.

	S.Jacinto	Palheirão	Quiaios	Foz dos Ouriços
Terófitos	<i>Silene littorea</i> <i>Senecio gallicus</i> <i>Polycarpon tetraphyllum</i> <i>Linaria caesia</i> subsp <i>decumbens</i>	<i>Lagurus ovatus</i> <i>Erodium cicutarium</i>	<i>Medicago littoralis</i> <i>Lagurus ovatus</i> <i>Cerastium glomeratum</i> <i>Rumex bucephalophorus</i> subsp. <i>hispanicus</i>	<i>Senecio gallicus</i> <i>Rumex bucephalophorus</i> subsp. <i>hispanicus</i>
Hemicriptófitos	<i>Corynephorus canescens</i> <i>Eryngium maritimum</i>			<i>Lotus corniculatus</i>
Caméfito	<i>Sedum sediforme</i> <i>Medicago marina</i> <i>Herniaria ciliolata</i>	<i>Herniaria ciliolata</i>	<i>Sedum album</i>	<i>Anagallis tenella</i>
Criptófito			<i>Cyperus capitatus</i> <i>Plantago</i> sp.	<i>Schoenus nigricans</i> <i>Juncus bulbosus</i> <i>Juncus acutiflorus</i> <i>Fuirena pubescens</i>

O menor número de sementes, por sua vez, terá maior dificuldade em atingir o solo devido à folhada de *Acacia* acumulada. Os terófitos, sendo espécies que se propagam anualmente por sementes, são assim mais afectados. Os ecossistemas dunares suportam muitas espécies com forma de vida anual (Carter, 1995), pelo que a redução dos terófitos constitui uma alteração considerável no sistema. No Palheirão, além dos terófitos, também os hemicriptófitos estão a ser muito afectados, os quais, como formas de vida também heliófitas, necessitam de luz para o renovo das gemas. A redução dos terófitos e

hemicriptófitos tem consequências para as espécies que deles dependem (Haber, 1996), estando a formar-se uma lacuna, em que o papel desempenhado pelas formas de vida anuais e bienais, pode ser ameaçado.

Na Foz dos Ouriços, nenhum tipo fisionómico se está a revelar particularmente sensível à presença de *Acacia*. Os terófitos, muito afectados nos outros locais, estão aqui presentes em número muito reduzido, devido à diferente estrutura da vegetação, proporcionada pelas diferentes características geomorfológicas (arribas com dunas fósseis por oposição a dunas contínuas a praia). Neste local, verificou-se que vários criptófitos (Tabela II.II) não aparecem na presença de *Acacia*, o que pode ser explicado porque são espécies que também precisam de luz para completarem o seu ciclo de vida.

Quanto à identidade das espécies não encontradas nas parcelas com *Acacia* e encontradas nas parcelas onde esta invasora está ausente, é provável que se tratem de espécies ameaçadas, pelo domínio desta espécie. Para verificar esta hipótese, seria necessário realizar mais observações ao longo da costa e monitorizar regularmente cada uma das espécies.

A alteração das formas de vida, conduz à modificação da estrutura da vegetação, o que pode influenciar alguns processos do ecossistema através do fluxo de ar e padrões de percolação de água. A alteração das formas de vida modifica ainda a composição e quantidade da folhada, o que por sua vez influencia as taxas de decomposição, e a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (Gill e Burke, 1999; ver capítulo III). Esta alteração pode ter repercussões a outros níveis, já que a quantidade e características da biomassa vegetal está a ser alterada drasticamente. Assim, a presença de *Acacia*, pode promover a alteração da frequência e da intensidade dos fogos (van Wilgen e van Hensbergen, 1992 *in* D'Antonio, 2000) o que pode influenciar a sobrevivência e regeneração das espécies nativas (Moreno e Oechel, 1994 *in* D'Antonio, 2000). Considerando que o tipo de vegetação desempenha um papel importante no processo de formação das dunas (Carter, 1995), é provável que a alteração da estrutura da vegetação venha também a ter repercussões a nível destes processos.

Em S.Jacinto, no Palheirão e em Quiaios, a dinâmica sazonal está a ser alterada. O facto dos tipos fisionómicos caracterizados por uma maior variação sazonal serem os mais afectados, está a promover a modificação de uma estrutura de vegetação com uma evidente dinâmica temporal (Carter, 1995), para uma estrutura mais estática ao longo do ano. A Foz dos Ouriços, por apresentar uma estrutura de vegetação diferente, com poucos terófitos e muito mais criptófitos e nanofanerófitos, revela uma menor variação sazonal e uma menor alteração devido à presença de *Acacia*.

Resumindo, a introdução de *Acacia* está a promover a substituição de uma comunidade complexa de espécies arbustivas e herbáceas, por uma comunidade simplificada de espécies arbóreas, e progressivamente monoespecífica. Esta é uma das alterações previstas quando se avaliam as dimensões dos processos de invasão (Hobbs, 2000).

Diversidade

Os parâmetros já discutidos acabam por se relacionar, resultando na redução da biodiversidade devido à presença de *A.longifolia*, nos quatro locais de estudo, o que se confirma pelos índices de Shannon obtidos. Esta redução era esperada, tendo já sido descrita como um dos impactos na invasão por outra espécie de *Acacia*, *A. saligna*, no sistema *fynbos* (Holmes e Cowling, 1997 a, b; Cronk e Fuller, 1995), e em muitos outros estudos sobre invasão biológica (Haber, 1996; Williamsom, 1999; Cronk e Fuller, 1995).

A maior perturbação antropogénica, a que Quiaios está sujeito funciona como mais um factor a contribuir para a redução da diversidade. Assim, a diminuição da cobertura das outras espécies devida à presença de *Acacia*, acaba por ser atenuada, uma vez que a perturbação antropogénica se faz sentir, de forma mais ou menos homogénea, por todo o sistema de Quiaios.

Na Foz dos Ouriços a situação é distinta das outras três, quer porque a invasão está numa fase mais inicial, quer porque se trata de um sistema dunar situado no cimo duma costa

rochosa, sujeito a influências diferentes, e com maior heterogeneidade de condições ambientais.

Em três dos sistemas estudados, S.Jacinto, Palheirão e Quiaios, o fogo funcionou como estimulador da germinação das acácias, tendo contribuído para o forte agravamento do processo de invasão. Na Foz dos Ouriços, a invasão está a desenvolver-se sem ocorrência de fogo, encontrando-se num estágio menos avançado. Nestes sistemas dunares, a introdução de *Acacia* resulta num aumento da biomassa, e portanto num aumento de combustível, o que pode alterar as características do fogo (D'Antonio, 2000).

Conclusão

A introdução de *Acacia*, principalmente *A.longifolia* está a contribuir para a diminuição da biodiversidade, da equitabilidade de distribuição das espécies e da riqueza específica dos sistemas dunares que está a invadir. A sua presença nos sistemas dunares está a alterar a estrutura da vegetação, aumentando a abundância dos microfanerófitos, até então pouco frequentes neste habitat, e ameaçando particularmente as formas de vida anuais, os terófitos e, por vezes, as bienais, os hemiptófitos. A vegetação dunar, naturalmente caracterizada por uma estrutura de vegetação aberta e de baixa cobertura, está a transformar-se num acacial, com estrutura arbórea, coberturas superiores e menor número de espécies.

O impacto da presença de *Acacia* passa ainda pela alteração da própria dinâmica sazonal, muito característica destes sistemas; impedindo o desenvolvimento de terófitos, impede o renovar de espécies na estação estival.

O facto de tanto a riqueza específica como a área de cobertura das outras espécies não estarem a ser tão afectadas nas dunas do Palheirão e de Quiaios, permitem concluir que estes sistemas não apresentam, por enquanto, uma situação de invasão tão grave como S.Jacinto. A Foz dos Ouriços, apesar de estar numa situação mais inicial da invasão,

revelou um crescimento de *Acacia* particularmente rápido ao longo do tempo de estudo. Esta é, portanto, uma situação em que a actuação imediata poderia revelar-se muito eficaz.

A permanência das espécies de *Acacia* está a promover a acumulação de enormes quantidades de sementes que se vão acumulando no solo sob a forma de bancos de sementes dormentes. A dormência pode ser quebrada pelo calor do fogo, e por algumas substâncias presentes nas cinzas (Hoffman, *comunicação oral*), o que resultará num grande acréscimo de plântulas de *Acacia*, reforçando a exclusão das espécies nativas que também germinem. A alteração da estrutura da vegetação observada pode vir a ter efeitos na frequência e intensidade de fogos que venham a ocorrer, com consequências desconhecidas para a germinação e desenvolvimento das espécies nativas e de outras exóticas.

Habitats que suportam uma grande variedade de espécies vegetais, promovem condições para uma maior diversidade de vida animal (Haber, 1996). Assim, a redução do número de espécies de plantas, observada neste estudo, poderá ainda ter consequências na sobrevivência de algumas espécies animais (Haber, 1996), existentes nas comunidades invadidas.

Referências bibliográficas

- Alves, J.M.S.; Santo, M.D.E.; Costa, J.C.; Gonçalves, J.H.C. e Lousã, M.F. 1998. *Habitats naturais e seminaturais de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Bazzaz, F.A. 1998. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Binggeli, P. 1996. A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science*. **7**: 121-124.
- Bishop, R.C. 1993. Economic Efficiency, Sustainability and Biodiversity. *Ambio*. **22 (2-3)**: 69-73.
- Campelo, F. 2000. Estudo da invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Carpobrotus edulis*. *Dissertação de Mestrado*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Carter, R.W.G. 1995. *Coastal environments: An introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*. Academic Press.
- Castroviejo, S.; Talavera, S.; Aedo, C.; Salgueiro, F.J. e Velayos, M. (Eds.). 1999. Flora Iberica – Plantas Vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares. Vol. VII(I) – *Leguminosae* (partim). Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid.
- Costa, J.C.; Santo, M.D.E. e Lousã, M. 1994. The vegetation of dunes of southwest Portugal. *Silva Lusitana*. **2(1)**: 51-68.
- Coutinho, A.X.P. 1939. *Flora de Portugal (Plantas Vasculares)*. 2ª Ed. dirigida por Palhinha, R.T. Livraria Bertrand (Eds.). Lisboa.
- Cowling, R.M.; Rundel, P.W.; Lamont, B.B.; Arroyo, M.K. e Arianoutsou, M. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends on Ecology and Evolution (TREE)*. **vol.11**: 362-367.
- Cronk, Q.B. e Fuller, J.L. 1995. *Plant invaders*. Chapman and Hall. London.UK.
- D'Antonio, C.M. 2000. Fire, Plant Invasion and Global Changes. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.

- Davis, M.A.; Grime, J.P. e Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*. **88**: 528-534.
- DGSFA (Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas). 1948. Plano de povoamento florestal - Dunas de Mira.
- Elton, C. 1958. *The Ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press. Chicago. USA.
- Franco, J.A. 1971. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. **Vol. 1**. Franco, J.A. (Ed.). Lisboa.
- Franco, J.A. 1984. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. **Vol. 2**. Franco, J.A. (Ed.). Lisboa.
- Franco, J.A. e Afonso, M.L.R. 1994. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. **Vol.III (Fascículo I)**. Escolar Editora. Lisboa.
- Franco, J.A. e Afonso, M.L.R. 1998. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. **Vol.III (Fascículo II)**. Escolar Editora. Lisboa.
- Frankel, O.H.; Brown, A.H.D. e Burdon, J.J. 1998. *The conservation of plant biodiversity*. Cambridge University Press.
- Freitas, H. 1999a. Biodiversidade e conservação dos ecossistemas terrestres. *Relatório apresentado no âmbito das provas de agregação em Botânica*. Departamento de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Freitas, H. 1999b. Biological diversity and functioning of ecosystems. *In*: Pugnaire, F.I. e Valladares, F. *Handbook of functional plant ecology*. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Gill, R.A. e Burke, I.C. 1999. Ecosystem consequences of plant life form changes at three sites in the semiarid United States. *Oecologia*. **121**: 551-563.
- Gitay, H. e Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them. *In*: Smith, T.M.; Shugart, H.H. e Woodward, F.I. (Eds.): *Plant functional types - their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press.

- Goldsmith, F.B. 1996. Vegetation monitoring, *In* Goldsmith, F.B. (Ed.) *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman e Hall. London. **Cap.5**: 78-86.
- Granja, H.M. e Carvalho, G.S. 1995. Is the coastline “protection” of Portugal by hard engineering structures effective? *Journal of Coastal Research*. **11(4)**: 1229-1241.
- Guo, Q. e Rundel, P.W. 1997. Measuring dominance and diversity in ecological communities: choosing the right variables. *Journal of Vegetation Science*. **8**: 405-408.
- Haber, E. 1996. *Invasive exotic plants of Canada: terrestrial and aquatic invasions of Canadian ecosystems*. National Botanical Services. Ottawa. Canada. [online]: <http://infoweb.magi.com/~ehaber/fact1.htm>
- Hanson, H. e Lindh, G. 1993. Coastal erosion – an escalating environmental threat. *Ambio*. **22(4)**: 188-195.
- Hobbs, R.J. 2000. Land-Use Changes and Invasions. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Holmes, P.M. e Cowling, R.M. 1997a. The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *Journal of Applied Ecology*. **34**: 317-332.
- Holmes, P.M. e Cowling, R.M. 1997b. Diversity, composition and guild structure relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbos shrublands. *Plant Ecology*. **133**: 107-122.
- Huston, M.A. 1993. Biological diversity, soils, and economics. *Science*. **262**: 1676-1680.
- Huston, M.A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*. **110**: 449-460.
- Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*. **86**: 393-401.
- Jeffery, D.J.; Holmes, P.M. e Rebelo, A.G. 1988. Effects of dry heat on seed germination in selected indigenous and alien legume species in South Africa. *South African Journal of Botany*. **54(1)**: 28-34.

- Kent, M. e Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Wiley. New York.
- Levine, J.M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*. **288**: 852-854.
- LNS (Lista Nacional de Sítios) (2ª fase): Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/2000 de 05/07/2000. *Diário da República I Série-B*. **140/99(24/04/2000)**: 2933-3944.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. **8(4)**: 133-137.
- Lombard, A.T. 1996. Global change, biodiversity and ecosystem functioning. *South African Journal of Science*. **92**: 115-116.
- Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology*. **89(5)**: 1522-1536.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm. London.
- Marchante, H.; Campelo, F. e Freitas, H. 1999. Ecologia do género *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses. Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.
- Martins, M.J.S. 1999. Estudo fitossociológico e cartográfico da paisagem vegetal natural e semi-natural do litoral centro de Portugal entre a Praia de Mira e a Figueira da Foz. *Dissertação de Mestrado*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Maun, M.A. 1998. Adaptation of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany*, **76**: 713-738.
- Molles, Jr.M.C. 1999. *Ecology – concepts and applications*. WCB/McGraw-Hill.
- Mooney, H.A. 1997. Ecosystem function of biodiversity: the basis of the viewpoint. In: Smith, T.M.; Shugart, H.H. e Woodward, F.I. (Eds.): *Plant functional types - their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Musil, C.F. 1993. Effect of invasive Australian acacias on the regeneration, growth and nutrient chemistry of South African lowland fynbos. *Journal of Applied Ecology*. **30**: 361-372.

- Naeem, S.; Thompson, L.; Lawier, S.P.; Lawton, J.H e Woodfin, R.M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*. **368**: 734-737.
- Neto, C.S. 1993. A flora e a vegetação das dunas de S.Jacinto. *Finisterra*. **XXVIII (55-56)**: 101-148.
- Odum, E.P. 1997. *Fundamentos de ecologia*. Trad. de Gomes, A.M.A. 5ªEd. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Paiva, J.A.R.1998. A crise Ambiental, Apocalipse ou Advento de uma Nova idade I. Liga dos Amigos de Coimbra. Lisboa.
- Rei, M.A. 1924. Pinhais e Dunas de Mira (subsídios para a sua história): 1919-1924. Tipografia Popular. Figueira da Foz.
- Reis, C.S.C. 2000. Monitorização de *Ammophila arenaria* (L.)Link em ecossistemas dunares portugueses. *Dissertação de Mestrado*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Shugart, H.H. 1997. Plant and ecosystem functional types. *In*: Smith, T.M.; Shugart, H.H. e Woodward, F.I. (Eds.): *Plant functional types - their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Slingsby, D. e Cook, C. 1986. *Practical Ecology*. The MacMillan, Basingstoke. London.
- Smith, T. e Huston, M. 1989. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. *Vegetatio*. **83**: 49-69.
- Spellerberg, I.F. 1993. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press.
- Sysmstad, A.J. 2000. A test of the effects of functional group richness and composition on grassland invasibility. *Ecology*. **81(1)**: 99-109.
- Taylor, H.C.; MacDonald, S.A. e MacDonald, I.A.W. 1985. Invasive alien woody plants in the Cape of Good Hope Nature Reserve. II. Results of a second survey from 1976 to 1980. *South African Journal of Botany*. **51**: 21-29.

- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*. [online]: <http://www.findarticles.com>.
- Tilman, D.; Lehman, C. e Thomson, K. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **94**: 1857-1861.
- Tregenza, T. e Butlin, R.K. 1999. Genetic diversity: do marker genes tell us the whole story? In: Magurran, A.E. e May, R.M. (eds.) *Evolution of biological diversity*. Oxford University Press. Oxford.
- van der Maarel, E. 1996. Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. *Acta Botanica Neerlandica*. **45(4)**: 421-442.
- van der Putten, W.H. e Peters, B.A.M. 1995. Possibilities for management of coastal foredunes with deteriorated stands of *Ammophila arenaria* (marram grass). *Journal of Coastal Conservation*. **1**: 29-39.
- Vitousek, P.M.; D'Antonio, C.M.; Loope, L.L. e Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*. **84**: 468-478.
- Weber, E. 2000. Switzerland and the invasive plant species issue. *Botanica Helvetica*. **110**: 11-24.
- Westoby, M. e Leishaman, M. 1997. Categorizing plant species into functional types. In: Smith, T.M.; Shugart, H.H. e Woodward, F.I. (Eds): *Plant functional types - their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. **21(2/3)**: 233-251.
- Williamson, M. 1999. Invasions. *Ecography*. **22**: 5-12.
- Wilsey, B.J. e Potvin, C. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: importance of species evenness in an old field. *Ecology*. **81(4)**: 887-892.
- Wilson, J.B.; Gitay, H.; Steel, J.B. e King, W.M. 1998. Relative abundance distributions in plant communities: effects on species richness and of spatial scale. *Journal of Vegetation Science*. **9**: 213-220.

Efeito da presença de Acacia na biodiversidade vegetal dos sistemas dunares

Wood, J.; Low, A.B.; Donaldson, J.S. e Rebelo, A.G. 1994. Threats to plant species diversity through urbanization and habitat fragmentation in the Cape Metropolitan Area, South Africa. *Strelitzia*. 1: 259-274.

Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall International Edition. 3th Edition. USA .

EFEITO DE ACACIA NA DISPONIBILIDADE DE AZOTO NO SOLO

Introdução

Influência da disponibilidade de nutrientes do solo na diversidade de espécies vegetais

A distribuição da vegetação natural é influenciada pelos factores químicos do solo, nomeadamente pH, salinidade e disponibilidade de nutrientes (Marschner, 1995), pelo que a alteração destes factores se reflecte na diversidade de espécies vegetais existentes (Cain *et al.*, 1999). Se, por um lado, diferentes espécies podem ter efeitos distintos nos ciclos de nutrientes, por outro, a alteração destes ciclos reflecte-se no crescimento das plantas e na qualidade da sua folhada (Vitousek, 1982).

Os níveis de nutrientes no solo são bastante heterogéneos, podendo condicionar a distribuição das plantas a nível global (Jackson e Caldwell, 1993). Mesmo considerando pequenas escalas espaciais, a heterogeneidade que se verifica pode ter um impacto considerável no desempenho das plantas (Miller *et al.*, 1987 *in* Cain *et al.*, 1999) e, conseqüentemente, na estrutura e dinâmica das populações e comunidades vegetais. As

plantas tendem a competir por poucos recursos, sendo os principais a luz e o azoto (Stevens, 1999).

Nos sistemas dunares em particular, a heterogeneidade de nutrientes é especialmente elevada, podendo ser alterada ao longo da sucessão ecológica (Cain *et al.*, 1999). No início da sucessão, o ecossistema é extremamente pobre em nutrientes (Robertson e Vitousek, 1981). A evolução ocorre no sentido da maior estabilidade das areias, resultante da capacidade de fixação de algumas plantas. Esta estabilidade, associada à capacidade de mobilização de nutrientes, sugere que a concentração de nutrientes em sistemas estabilizados é mais elevada, e menos variável, do que em estádios iniciais da sucessão (Cain *et al.*, 1999). À medida que a sucessão atinge estádios mais avançados, a competição deixa de ser por nutrientes para passar a ser por luz (Olf *et al.*, 1993; Gerlach *et al.*, 1994; van Wijnen e Bakker, 1999).

Nestes sistemas, o crescimento das plantas é fortemente limitado pelas baixas concentrações em nutrientes minerais no solo (Pavlik, 1983), encontrando-se o fósforo, o potássio e especialmente o azoto (Olf *et al.*, 1993) presentes em quantidades muito reduzidas, quando comparados com a exigência biológica (Barbour *et al.*, 1983 *in* Pavlik, 1983). As adaptações morfológicas e fisiológicas que permitem a uma planta tolerar estas condições extremas, podem torná-la fraca competidora em situações em que esse *stress* diminua (Olf *et al.*, 1993). À medida que a disponibilidade de nutrientes no solo aumenta, e, conseqüentemente, diminui o número de nutrientes limitantes, a diversidade de espécies vegetais diminui (Stock e Allsopp, 1992; Huston, 1993; Huston, 1997; Molles, 1999).

A alteração das formas de vida das espécies vegetais pode influenciar o conteúdo de carbono do solo e a sua distribuição, devido a diferentes alocações de biomassa (padrão de distribuição de raízes e estrutura das plantas acima do solo) e composição química distinta da folhada. Estas alterações, verificam-se no sentido de concentrações de carbono e azoto mais elevadas debaixo de árvores e arbustos, relativamente a espécies herbáceas. Uma vez que a cinética do carbono é mais rápida perto da superfície do solo, os horizontes superficiais são mais influenciados pelas alterações das formas de vida (Gill e Burke, 1999).

Dinâmica do azoto nos ecossistemas dunares

O azoto é um nutriente essencial para o desenvolvimento das plantas (Raven *et al.*, 1999), estando geralmente disponível na forma dos iões amónio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (Bazzaz, 1996). Estes iões são libertados em cada evento de chuva, e depois tomados localmente pelas plantas (Lee *et al.*, 1981 *in* Cain *et al.*, 1999). Os iões NH_4^+ e NO_3^- são altamente dinâmicos ao longo do tempo, e a sua dinâmica está estreitamente relacionada com as necessidades das plantas ao longo das estações de crescimento (Garten *et al.*, 1994). Ellenberg (Gerlach *et al.*, 1994) distinguiu 3 etapas do ciclo do azoto, em ecossistemas terrestres dominados por plantas: o ciclo interno da planta, o ciclo interno do ecossistema e o ciclo externo do ecossistema. Neste estudo, tem particular interesse o ciclo interno do ecossistema, onde a mineralização dos compostos orgânicos de azoto, a absorção dos iões NH_4^+ e NO_3^- pelas plantas, e o retorno dos compostos orgânicos de azoto para o solo através da folhada, desempenham papéis importantes.

Nas dunas o azoto é o nutriente limitante primário das comunidades vegetais (Ehrenfeld, 1990; Cain *et al.*, 1999). Enquanto muitos dos outros nutrientes são fornecidos de uma forma homogénea, pela deposição da salsugem, a maioria do azoto nas dunas primárias costeiras, está contido em pequenos aglomerados de matéria orgânica particulada que se mineraliza gradualmente (Evans, 1988 *in* Cain *et al.*, 1999). Além disso, devido às baixas concentrações de argilas minerais e matéria orgânica, os solos nas dunas costeiras têm uma baixa capacidade para reter os iões NH_4^+ e NO_3^- , sendo estes facilmente lixiviados (Ollif *et al.*, 1993). Assim, a acumulação de matéria orgânica no solo (Cain *et al.*, 1999), promove o aumento da concentração de azoto na areia ao longo da sucessão. A presença de espécies fixadoras de azoto pode contribuir para o enriquecimento da areia neste nutriente (Maron e Jefferies, 1999). A deposição e velocidade de decomposição da folhada destas espécies tem também efeitos na disponibilidade destes elementos no solo (Carranca, 2000).

Plantas invasoras fixadoras de azoto: o exemplo das acácias

As plantas fixadoras de azoto exercem grande impacto nas comunidades e ecossistemas (Maron e Jefferies, 1999), pelo que mudanças na vegetação dominante, ao longo da sucessão, explicam algumas alterações das taxas do ciclo do azoto (Vitousek *et al.*, 1987). A própria alteração das espécies que contribuem para a folhada acumulada afecta a disponibilidade do azoto (Compton *et al.*, 1998). Recentemente, com o aumento da introdução de espécies exóticas fixadoras de azoto, tem sido dada especial atenção ao seu papel nas comunidades de plantas nativas (Vitousek *et al.*, 1987; D'Antonio e Vitousek, 1992; Maron e Jefferies, 1999). O enriquecimento do solo em azoto diminui a riqueza específica e aumenta a susceptibilidade das comunidades à invasão (Maron e Jefferies, 1999), pelo que as espécies exóticas fixadoras de azoto são consideradas potenciais facilitadoras da invasão por outras plantas exóticas (Stock e Allsopp, 1992; Stock *et al.*, 1995). De facto, o aumento da deposição de azoto pode levar ao sucesso de muitas espécies invasoras (Scherer-Lorenz *et al.*, 2000).

Entre estas espécies exóticas invasoras encontram-se várias espécies do género *Acacia* que têm vindo a alterar a disponibilidade e dinâmica do azoto em vários locais (Stock *et al.*, 1995; Maron e Jefferies, 1999). Um exemplo muito estudado é o ecossistema mediterrânico da África do Sul (*fynbos*) (Stock *et al.*, 1995) onde duas espécies de *Acacia* australianas - *A. saligna* e *A. cyclops* - foram inicialmente introduzidas para estabilizar as dunas costeiras (Ross, 1975). *A. saligna* tornou-se invasora e passou a dominar estes sistemas (Molles, 1999), à semelhança do que aconteceu com *A. longifolia* nos sistemas dunares portugueses (Marchante *et al.*, 1999). *A. saligna* cresceu o suficiente para ultrapassar a vegetação nativa e, neste processo de invasão, foi responsável pela alteração da dinâmica dos nutrientes do ecossistema (Stock *et al.*, 1995; Molles, 1999).

A alteração gradual da dinâmica do ciclo de azoto no *fynbos*, promovida por *Acacia*, deve-se a vários factores: 1) sendo uma leguminosa, forma associações com bactérias fixadoras de azoto (rizobium), podendo usar o N₂ atmosférico (Ross, 1975; Hopmans *et al.*, 1983; Molles, 1999); 2) possui uma elevada taxa de produção de folhada; 3) contém um elevado teor em nutrientes (em particular azoto) na folhada, relativamente às outras espécies do

ecossistema, (Milton, 1981); e 4) apresenta uma elevada taxa de decomposição da folhada; cerca de metade do tempo das outras espécies do sistema (Musil e Midgley, 1990). De entre estes factores, a produção de folhada rica em azoto, e sua subsequente libertação através da decomposição e mineralização, é o que mais contribui para o enriquecimento da areia em azoto (e outros nutrientes) (Musil e Midgley, 1990). Considerando as taxas de fixação anual de N_2 observadas em espécies de *Acacia* australianas (Lawrie, 1981), a contribuição de azoto fixado nos nódulos das raízes da *Acacia* (Nakos, 1977), para o total de azoto do solo, é pequena em comparação com o azoto obtido por deposição atmosférico e deposição de folhada (Stock e Lewis, 1986).

O número crescente de populações de acácias australianas invasoras (Musil, 1993), tem um efeito prejudicial na sobrevivência das espécies esclerófilas nativas (Musil e Midgley, 1990), adaptadas a ambiente pobres em nutrientes, especialmente azoto. A adição de nutrientes ao solo, pode resultar na morte das plântulas das espécies esclerófilas e num aumento da taxa de crescimento dos indivíduos adultos, o que leva ao desenvolvimento de ciclos de vida mais rápidos e morte precoce (Specht, 1963). Por seu lado, o aumento da taxa de crescimento, pode alterar o balanço de água da comunidade vegetal, reduzindo a capacidade competitiva e levando mesmo à morte de espécies indígenas com fortes taxas de crescimento no verão (Specht, 1973 *in* Milton, 1981). O resultado é o estímulo de uma componente herbácea mais exigente em nutrientes, com um pico de crescimento na primavera (Musil e Midgley, 1990).

Objectivos

No sistema dunar em estudo, a vegetação indígena é dominada por espécies esclerófilas, de folhas pequenas e perenes cuja folhada acumulada no solo é reduzida. Comparativamente, *Acacia* é um género com espécies de maiores dimensões que pode alterar as características do solo. No entanto, nos ecossistemas dunares em estudo, existe ainda uma grande lacuna sobre este processo. Assim, considerou-se importante realizar

Efeito de Acacia na disponibilidade de azoto no solo

uma primeira avaliação dos efeitos da presença do género *Acacia* no sistema edáfico, através do estudo de alguns componentes do solo e da folhada.

Pretendeu-se, concretamente, avaliar os conteúdos em carbono e azoto total da folhada e a disponibilidade de azoto total, azoto mineral (NO_3^- , NH_4^+), carbono e matéria orgânica da areia, considerando a distribuição nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm).

Materiais e métodos

Procedimento experimental em campo

Este estudo foi conduzido apenas na praia do Palheirão, tendo-se utilizado as parcelas estabelecidas para o estudo da diversidade. Uma vez que se pretendia uma abordagem mais pormenorizada foi inviável alargar este estudo a todos os sítios em estudo.

Foi realizada uma saída de campo em Julho de 2000. Em cada uma das 12 parcelas, 6 com *Acacia* e 6 sem *Acacia*, foram lançados ao acaso, 3 quadrados de 0,5m de lado, tendo-se recolhido a folhada incluída no interior de cada quadrado para análise posterior.

A areia para análise foi retirada da mesma área do quadrado de folhada recolhida, tendo sido amostrados os horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm). As amostras foram depois transportadas, dentro de arcas refrigeradoras, para o Laboratório de Solos da Escola Superior Agrária de Coimbra, onde foram analisadas.

Uma vez que os conteúdos de azoto são sujeitos a uma grande variação temporal, dados de uma única amostragem temporal podem não dar uma indicação adequada do ambiente e recursos experimentados pelas plantas durante a estação de crescimento (Cain *et al.*, 1999). No entanto, sendo uma primeira abordagem e pretendendo-se comparar locais com *Acacia* e locais sem *Acacia* considerou-se que a relação do azoto com/sem *Acacia* se manteria mesmo apesar da variação ao longo do tempo.

Análises em laboratório

Preparação e análise das amostras de solo

As 72 amostras (3 x 12 parcelas x 2 horizontes) foram passadas por um crivo com malha de 2 mm (Garten *et al.*, 1994) de forma a remover as raízes, tendo-se separado 2 sub-

amostras. Uma amostra foi colocada a secar ao ar, à temperatura ambiente (Cain *et al.*, 1999; Garten *et al.*, 1994), destinada à análise de azoto total, carbono e matéria orgânica, e a outra amostra, destinada à análise do azoto mineral (NH_4^+ e NO_3^-), foi sujeita a extracção em fresco (Garten *et al.*, 1994) e determinado o conteúdo de humidade.

Determinação do teor em água

Para a determinação do teor de água, foram pesadas sub-amostras de 10-15g que foram secas numa estufa a 105°C até peso constante. Determinou-se o teor em água através fórmula:

$$\% \text{ de humidade} = [\text{Phum.} - \text{Pseco}] / \text{Pseco} * 100$$

onde, Phum. = peso da amostra antes de seca e Pseco = peso da amostra depois de seca.

Determinação da concentração de NO_3^- e NH_4^+

Extracção

Cada amostra foi homogeneizada, após o que foram pesados 5g de areia e adicionados 50ml de KCL 2M. De seguida foram mantidas a agitar durante 1h. a 200rpm e posteriormente filtradas em filtros de filtração lenta. Os extractos foram armazenados a – 18°C.

Kjeldhal

O método (Bremner, 1965a.) envolve duas destilações com MgO e liga Devarda e posterior titulação com H_2SO_4 . Utilizou-se um aparelho de destilação de vapor com frascos Kjeldahl, seguindo-se o procedimento:

1. NH_4^+ - destilou-se, usando um frasco Kjeldahl, 20ml de amostra onde se adicionaram 0,2g de MgO e recolheu-se o destilado num copo com 5ml de solução de H_3BO_3 , até perfazer 20ml.
2. NO_3^- - adicionou-se, ao mesmo frasco Kjeldahl, 0,2g de Liga Devarda e destilou-se novamente, recolhendo noutra copo com 5ml de solução de H_3BO_3 , até perfazer 20ml.
3. titulou-se cada um dos destilados recolhidos com 0,005N H_2SO_4 , até obter a cor rosa.

As concentrações de NO_3^- e NH_4^+ foram calculadas a partir do volume de H_2SO_4 usado na titulação através da fórmula:

$$\text{N-NO}_3^- \text{ ou N-NH}_4^+ \text{ (mg /Kg)} = ((V_A - V_B) \times F \times 14 \times 1000)/p$$

onde, V_A = volume (ml) de H_2SO_4 gasto na titulação da amostra; V_B = volume (ml) de H_2SO_4 gasto na titulação do branco; F = factor de normalidade (N) do H_2SO_4 ; 14; p = (g) peso seco da amostra

Determinação do azoto total.

A determinação do azoto total foi realizada pelo método de Kjeldahl (Bremner, 1965b.), compreendendo essencialmente 3 fases:

1. digestão de 2,5g de amostra pelo ácido sulfúrico (H_2SO_4) em presença de catalizadores (CuSO_4 , FeSO_4 e K_2SO_4), num digestor a 400°C durante 2h.
2. destilação do azoto amoniacal formado na digestão, após ter sido libertado por acção de hidróxido de sódio (NaOH a 40%), num sistema semi-automático (Kjeltec, 1026 Distilling Unit - tecator). O volume digerido foi destilado por um excesso de NaOH, determinando-se o NH_4^+ a partir do NH_3^+ libertado e recolhido em 20ml de ácido bórico e indicador misto (vermelho de metilo + verde de bromocresol)
3. titulação do destilado com uma solução de ácido clorídrico ($[\text{HCl}] = 0,09866431897\text{N}$)

A percentagem de azoto presente na amostra foi calculado pela fórmula:

$$N(\%) = (VA - VB / p) \times 0,041 \times F \times 100$$

onde, VA = volume (ml) de HCl gasto na titulação da amostra; VB = volume (ml) de HCl gasto na titulação do ensaio em branco; F = factor de normalidade do ácido clorídrico e, p = peso seco da amostra (g).

Determinação da matéria orgânica e do carbono

Depois de secas ao ar, as amostras de areia foram analisadas para determinação do carbono orgânico total, pelo método de Tinsley (Silva, 1977). As análises foram realizadas usando um branco de areia do mar purificada (da MERCK) e um solo padrão (matéria orgânica = 15,3). Foi adoptado o seguinte procedimento experimental:

1. cada amostra foi homogeneizada, e foram pesados 0,5g de areia aos quais se adicionou 20ml da solução de dicromato de sódio 0,4M (oxidante)
2. as amostras foram mantidas, 2h., numa placa de aquecimento (40°C) para digestão.
3. depois de arrefecidas adicionaram-se 100ml de água destilada + 4ml de indicador de oxiredução (difenilamina-sulfonato de bário + BaCl₂ + H₂O)
4. o excesso do dicromato de sódio foi titulado com uma solução de Sal de Mohr 0,4M, até ao aparecimento da cor verde esmeralda.

O volume de Sal de Mohr titulado permitiu calcular a quantidade de carbono orgânico na amostra, através da formula:

$$\% \text{ de carbono} = [(V_B - V_A) / p] * f * 100$$

onde, V_B = volume (ml) de Sal de Mohr gasto na titulação do ensaio em branco; V_A = volume (ml) de Sal de Mohr gasto na titulação da amostra; p = peso (g) da amostra seca ao ar e f = 0,0012 factor de conversão de dicromato de sódio em carbono.

Para determinar a matéria orgânica total do solo multiplicou-se o valor de carbono orgânico encontrado pelo factor 1,724. Este factor foi estabelecido admitindo que a matéria orgânica contém aproximadamente 58% de carbono.

Preparação e análise das amostras de folhada

As 36 amostras de folhada (3 quadrados lançados ao acaso x 12 parcelas) foram distribuídas por tabuleiros e secas numa estufa a 60°C até peso constante. Depois de secas foram pesadas e posteriormente moídas num moinho de martelos com um crivo de 0,5 mm incorporado.

Determinação do azoto total

A determinação do azoto total das amostras de folhada foi realizada de forma semelhante ao procedimento já descrito para a areia, mas usando uma sub-amostra de apenas 0,5g.

Determinação da matéria orgânica e carbono.

A determinação da matéria orgânica na folhada foi realizada por via seca, depois de colocadas as amostras numa estufa (105°C por 24h.) para eliminar toda a água. De seguida, submeteram-se as amostras a 480°C numa mufla, durante aproximadamente 15h., para calcinação completa da matéria orgânica. A percentagem de matéria orgânica foi depois calculada segundo a fórmula:

$$\% \text{ de material orgânica} = [(P_{105^\circ} - P_{480^\circ})/P_{105^\circ}] * 100$$

onde: P_{105°} = peso (g) da amostra seca a 105°C na estufa; P_{480°} = peso (g) da amostra seca a 480°C na mufla.

O teor de carbono corresponde a aproximadamente 58% de matéria orgânica.

Tratamento de dados

Para comparação dos parâmetros da areia e da folhada entre as várias situações (presença e ausência de *Acacia* tendo em conta a profundidade do solo) foi realizada a análise estatística descritiva calculando as médias e erro padrão para cada parâmetro. Para mais fácil visualização estes parâmetros foram representados graficamente.

Para a avaliação objectiva da existência de diferenças significativas foram realizados, consoante as situações em estudo, os seguintes testes paramétricos: análise de variância ANOVA 1 factor (comparação dos parâmetros da folhada, avaliando-se apenas o efeito da presença de *Acacia*) e análise de variância ANOVA 2 factores (comparação dos parâmetros edáficos, em que se consideraram os factores presença da espécie invasora e horizonte edáfico).

Para a aplicação dos testes paramétricos, verificou-se previamente o pressuposto de normalidade, utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov, e a homogeneidade de variâncias (homocedastia), utilizando o teste de Bartlett χ^2 .

Quando o pressuposto de homocedastia não se verificou foram realizadas transformações adequadas dos dados, de forma a cumpri-lo. Em alguns casos pontuais continuaram a existir desvios após as transformações mas após análise cuidada (e por não serem violações do pressuposto muito pronunciadas), continuou-se a utilizar a ANOVA. Este teste é considerado suficientemente robusto, sendo mesmo preferível aos equivalentes testes não paramétricos muito menos poderosos na avaliação estatística das diferenças (Zar, 1996).

Sempre que foram detectadas diferenças pela ANOVA, utilizou-se o teste de comparação múltipla Newman-Keuls para localizar essas diferenças.

Toda a análise estatística foi realizada no programa Statistica.

Resultados

Pela análise da vegetação realizada no capítulo anterior verifica-se a existência de diferentes coberturas nas parcelas com e sem *Acacia*, que se traduzem por diferentes quantidades de biomassa vegetal acumuladas à superfície do solo. Tal facto, aliado ao facto de *Acacia* ser uma fixadora de azoto, reflectiu-se em alguns parâmetros do solo.

Parâmetros determinados nas amostras de solo

Matéria orgânica e Carbono

Analisando a matéria orgânica presente na areia, verifica-se (Figura 3.1a.) que esta se encontra em quantidades ligeiramente superiores nas parcelas em que *Acacia* está presente, sendo esta diferença mais pronunciada no horizonte mineral, apesar da análise estatística não detectar diferenças significativas ($F_{(1,68)}=2,47$; $P=0,12$). Detectaram-se diferenças estatisticamente significativas ($F_{(1,68)}=16,69$; $P<0,0001$) entre horizontes edáficos.

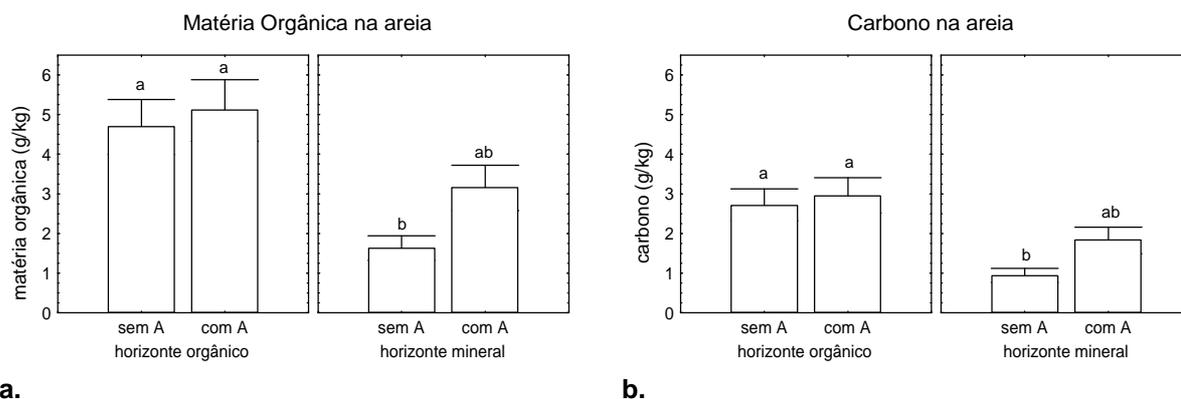


Figura 3.1 Percentagem de **a.** matéria orgânica e **b.** carbono (média + erro padrão) presente na areia de parcelas com e sem *Acacia* (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) (n=18). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,005$).

Depois de realizado o teste de comparação múltipla, encontraram-se diferenças significativas (Newman-Keuls, $P=0,002$) entre os horizontes apenas nas parcelas sem *Acacia*, estando este gradiente atenuado na presença de *Acacia*.

Uma vez que a quantidade de carbono foi calculada percentualmente a partir da matéria orgânica detectada, a comparação dos dados (Figura 3.1b.) é semelhante à realizada para a matéria orgânica, sendo apenas de salientar que os valores de matéria orgânica são superiores.

Azoto total

A ANOVA de 2 factores detectou concentrações de azoto total na areia significativamente diferentes entre horizontes ($F_{(1,68)}=101,3$; $P<0,0005$) e entre parcelas com e sem *Acacia* ($F_{(1,68)}=9,7$; $P=0,0027$). A areia das parcelas com *Acacia* contém quantidades superiores deste nutriente (Figura 3.2) apesar da diferença só ser significativa no horizonte orgânico (Newman-Keuls: $P=0,0008$).

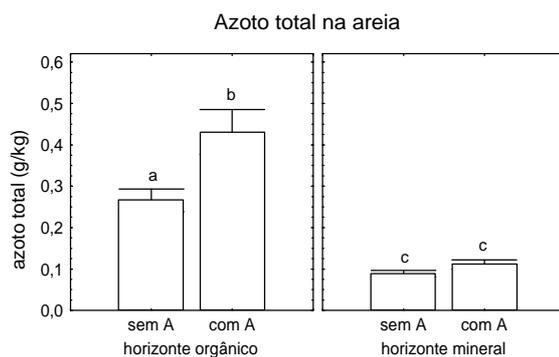


Figura 3.2 Percentagem de azoto total (média + erro padrão) presente na areia de parcelas com e sem *Acacia*, (com A e sem A, respectivamente) recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) ($n=18$). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,005$).

De notar que a diferença existente entre os dois horizontes é significativa tanto na presença de *Acacia* (Newman-Keuls: $P=0,0001$) como na sua ausência (Newman-Keuls: $P=0,0001$). No entanto, nas parcelas em que a espécie invasora está presente a diferença entre os dois horizontes é maior (Figura 3.2).

Razão carbono:azoto

Comparando a razão carbono:azoto (C:N), na presença/ausência de *Acacia*, nos horizontes mineral/ orgânico, detectou-se uma interacção significativa entre os dois factores ($F_{(1,68)}=4,94;P=0,03$). Aplicando o teste Newman-Keuls verificou-se que esta diferença apenas é significativa, entre horizontes, quando *Acacia* está presente ($P=0,013$), enquanto na ausência da espécie invasora a razão C:N é muito semelhante nos 2 horizontes (Figura 3.3). No horizonte mineral detectaram-se diferenças significativas entre parcelas com e sem *Acacia* (Newman-Keuls, $P=0,048$).

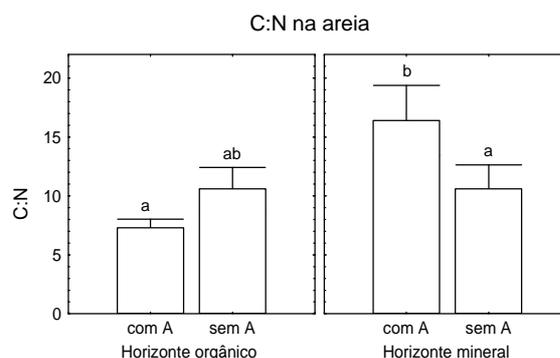


Figura 3.3 Razão C:N (média + erro padrão) na areia de parcelas com e sem *Acacia* (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) ($n=18$). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

Azoto mineral: amónio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-)

- NH_4^+

As concentrações de NH_4^+ são significativamente diferentes entre parcelas com e sem *Acacia* ($F_{(1,140)}=7,15$; $P=0,008$) e entre os horizontes mineral e orgânico ($F_{(1,140)}=10,65$; $P=0,001$). A areia de parcelas com *Acacia* contém concentrações superiores de NH_4^+ apenas no horizonte mineral (Newman-Keuls, $P=0,006$).

Comparando o NH_4^+ nos dois horizontes verifica-se que apenas quando *Acacia* está presente há uma diferença significativa entre o horizonte mineral e o orgânico (Newman-Keuls, $P=0,004$), no sentido de um maior enriquecimento do horizonte mineral (Figura 3.4).

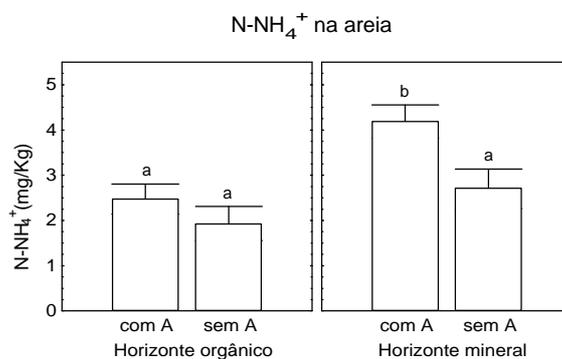


Figura 3.4 Concentrações de amónia (NH_4^+) (média + erro padrão) na areia proveniente de parcelas com e sem *Acacia* (com A e sem A, respectivamente) recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) ($n=36$). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Newman-Keuls, $P<0,05$).

- NO_3^-

Apesar da análise de variância detectar diferenças significativas ($F_{(1,140)}$; $P=0,019$) quanto à distribuição do NO_3^- nos 2 horizontes edáficos (Figura 3.5), quando se realizou o teste de Newman-Keuls, para localizar essas diferenças elas não foram identificadas. Realizou-se então o teste de Duncan, menos poderoso para este tipo de análise, tendo-se detectado que nas parcelas sem *Acacia* se verificam diferenças entre os horizontes (Duncan: $P=0,018$).

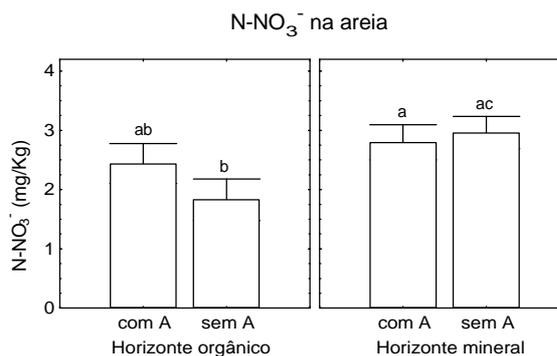


Figura 3.5 Concentrações de nitratos (NO₃⁻) (média + erro padrão) de areia proveniente de parcelas com e sem *Acacia* (com A e sem A, respectivamente), recolhida nos horizontes orgânico (0-10 cm) e mineral (10-20 cm) ($n=36$). Colunas marcadas com a mesma letra não diferem estatisticamente (Duncan, $P<0,05$).

Parâmetros determinados para as amostras de folhada

A folhada das parcelas com *Acacia* corresponde (na maioria) a folhas e alguns frutos da própria acácia, enquanto que, nas outras parcelas inclui biomassa de espécies indígenas e esporadicamente partes mortas de outra espécie exótica invasora deste ecossistema (*Carpobrotus edulis*). Apenas numa parcela se identificou material proveniente de líquenes secos.

Peso seco

A quantidade de folhada recolhida nas parcelas com *Acacia* é significativamente superior ($F_{(1,33)}=28,59$; $P=0,000007$) (cerca de 6 vezes) àquela recolhida nas parcelas sem *Acacia*. A heterogeneidade observada (Figura 3.6), principalmente nas parcelas sem *Acacia*, coincide com a presença de camarinha (*Corema album*) ou chorão (*Carpobrotus edulis* - a secar em grandes quantidades) nalgumas parcelas pontuais, que apresentam maior biomassa da parte aérea do que as outras espécies identificadas nas parcelas.

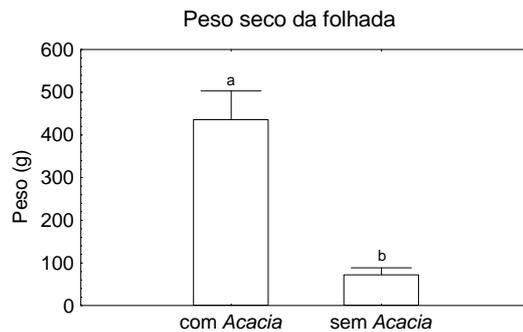


Figura 3.6 Peso seco da folhada (média + erro padrão) recolhida em parcelas com e sem *Acacia* ($n=18$). Colunas marcadas com letras diferentes diferem estatisticamente (ANOVA – 1factor, $P<0,0005$).

A quantidade de folhada depositada por *Acacia* aumenta muito a quantidade de folhada “normalmente” observada neste ecossistema. A falta de folhada no solo, sob as espécies indígenas, atribui-se aos valores muito baixos da própria queda das folhas.

Matéria orgânica e Carbono

A folhada das parcelas com *Acacia* é significativamente ($F_{1,33}=42,83$; $P=1,96E-07$) mais rica em matéria orgânica (Figura 3.7 a.) e em carbono (Figura 3.7 b.); cada um dos parâmetros é cerca de 1,3 vezes superior na folhada de *Acacia*, quando comparada com a das outras espécies. Tendo-se considerado que 58% da matéria orgânica é carbono os resultados obtidos puderam interpretar-se de forma semelhante.

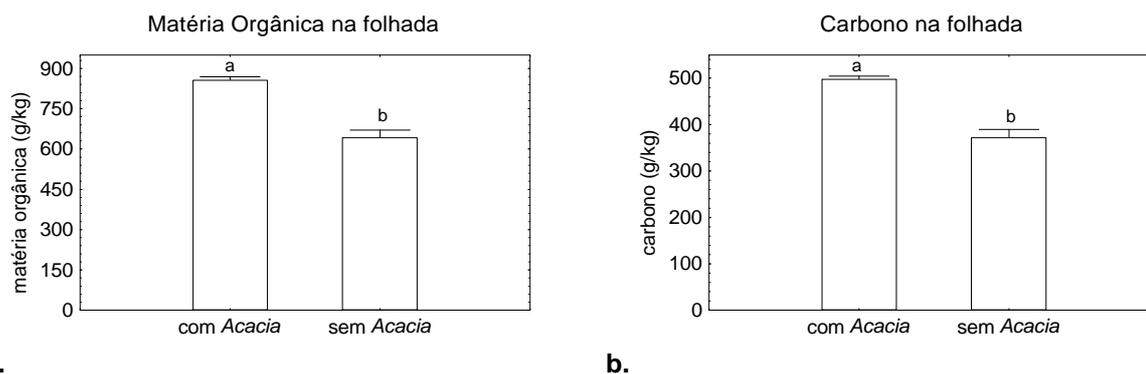


Figura 3.7 Percentagem de **a.** matéria orgânica e **b.** carbono presente na folhada (média + erro padrão) de parcelas com e sem *Acacia* ($n=18$). Colunas marcadas com letras diferentes diferem estatisticamente (ANOVA – 1factor, $P<0,0005$).

Azoto total

Pela análise da Figura 3.8 verifica-se que a percentagem de azoto total é superior na folhada proveniente das parcelas com *Acacia*, sendo esta diferença altamente significativa ($F_{(1,33)}=165,11; P=2,15E-14$). O conteúdo de azoto total na folhada proveniente de parcelas com *Acacia* é cerca de 2,3 vezes superior ao da folhada das outras espécies.



Figura 3.8 Percentagem de azoto total (média + erro padrão) detectado na folhada de parcelas com e sem *Acacia* ($n=18$). Colunas marcadas com letras diferentes diferem estatisticamente (ANOVA – 1factor, $P<0,0005$).

Razão carbono:azoto

A razão C:N é significativamente inferior ($F_{(1,33)}=52,22; P=2,75E-08$) (Figura 3.9) nas parcelas com *Acacia*.

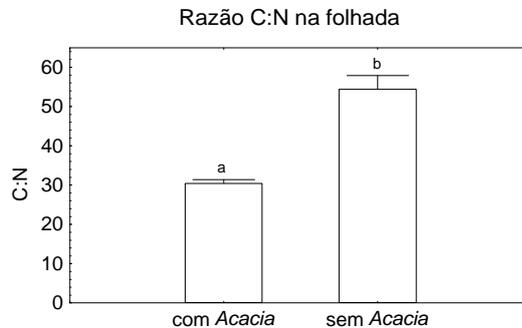


Figura 3.9 Razão C:N (média + erro padrão) calculada para as diferentes folhadas, provenientes de parcelas com e sem *Acacia* ($n=18$). Colunas marcadas com letras diferentes diferem estatisticamente (ANOVA – 1factor, $P<0,0005$).

Discussão

A presença de *Acacia* representa a introdução de uma espécie, pertencente a um tipo fisionómico diferente, com biomassa e estrutura distintas, para o ecossistema. Diferenças específicas a nível dos constituintes orgânicos e conteúdo de nutrientes dos tecidos das espécies vegetais, assim como os padrões de aumento de biomassa e senescência dos tecidos, influenciam a extensão e o *timing* da decomposição da matéria orgânica e a libertação de nutrientes para o solo (Beare *et al.*, 1995).

A vegetação nativa das dunas, adaptada a areias naturalmente pobres em azoto, produz folhada com um teor de azoto inferior, cerca de 2,3 vezes, ao detectado na folhada de *Acacia*. Sendo *Acacia longifolia* uma espécie fixadora de azoto, e, conseqüentemente, produtora de folhada rica neste nutriente, estes valores eram esperados. Resultados

idênticos foram obtidos em ecossistemas semelhantes, também invadidos por *Acacia* (Milton, 1981; Musil e Midgley, 1990; Musil, 1993).

As espécies de *Acacia* aumentam a quantidade de matéria orgânica através da sua elevada capacidade de fixação de carbono (Stock e Allsopp, 1992). O teor de carbono é superior na folhada de parcelas com *Acacia*, mas apenas cerca de 1,3 vezes. Assim, apesar dos teores de carbono e azoto serem ambos mais elevados, quando *Acacia* está presente, reflectem-se numa razão C:N mais baixa. A actividade microbiana é favorecida pela baixa razão C:N (Dighton, 1995), pelo que a folhada de *Acacia* é mais facilmente decomposta.

A folhada de *Acacia* quantificada é aproximadamente 6 vezes superior à da outra vegetação (Figura 3.6), o que excede os valores encontrados por Milton (1981). A rápida decomposição, associada à maior quantidade, e à maior concentração em azoto, comparativamente com a folhada da outra vegetação, resulta numa entrada potencial de cerca de 12 vezes mais azoto no sistema invadido. A este potencial enriquecimento, associa-se ainda o facto da elevada quantidade de folhada de *Acacia* funcionar como uma barreira que impede a penetração de sementes, também de *Acacia* mas principalmente de outras espécies, na superfície da areia (Milton, 1981).

Espécies de *Acacia*, fixadoras azoto, tem a potencialidade de aumentar o azoto total do solo (Stock e Allsopp, 1992). De facto, a alteração do ecossistema edáfico estudado, invadido por *Acacia*, está a processar-se no sentido de um enriquecimento em azoto. No entanto, as diferenças detectadas ao nível dos teores em azoto na folhada não se estão a reflectir de forma tão evidente na areia. Tal como em sistemas *fynbos* invadidos por *Acacia* (Musil e Midgley, 1990), o azoto total, no horizonte orgânico, é aproximadamente 1,6 vezes mais elevado nas parcelas invadidas. No horizonte mineral, onde as concentrações são muito reduzidas, esta diferença não se verifica. Olff e colaboradores (1993), detectaram também concentrações de azoto muito baixas no horizonte mineral, e superiores no horizonte orgânico. A elevada taxa de mineralização associada a uma forte lixiviação, característica das areias (Gerlach *et al.*, 1994), podem explicar a grande diferença encontrada entre as quantidades de azoto observadas na folhada e na areia.

O azoto total da areia apresenta-se positivamente relacionado com a matéria orgânica, sugerindo que a maior parte do azoto é orgânico, o que se confirma quando se verifica que os componentes minerais do azoto constituem uma pequena fracção do azoto total (Figura 3.10). Segundo Carranca (2000) cerca de 98% do azoto no solo encontra-se na forma orgânica. As concentrações de NO_3^- e NH_4^+ detectadas são da mesma ordem de grandeza das encontradas por Cain e colaboradores (1999), em sistemas dunares, os quais salientam a variabilidade quer espacial quer temporal, destes iões no sistema.

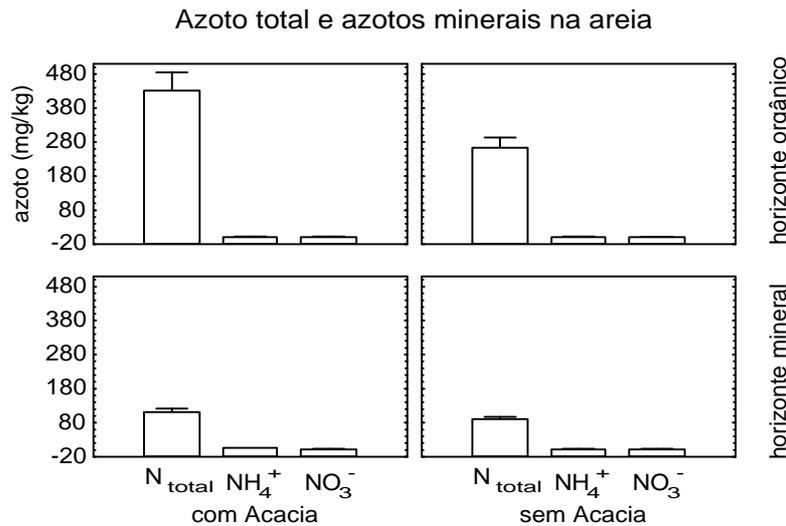


Figura 3.10 Comparação do azoto total com os iões minerais NH_4^+ e NO_3^- . Notar a escala com início em -20 para se conseguir visualizar os iões minerais do azoto, com concentrações extremamente reduzidas.

Os dois iões, NH_4^+ e NO_3^- , foram detectados em concentrações superiores no horizonte mineral, enquanto que o azoto total aparece em maior quantidade no horizonte orgânico. O azoto total e o NH_4^+ apresentam maiores diferenças entre horizontes nas parcelas invadidas por *Acacia*. O NO_3^- , pelo contrário, apresenta maior diferença nas parcelas sem *Acacia*. Estes resultados são parcialmente explicados pelo facto do ião NO_3^- , além de ser mais

móvel que o NH_4^+ , ser mais facilmente perdido por lixiviação e particularmente vulnerável num solo sem coberto vegetal (Bazzaz, 1996; Carranca, 2000).

Devido às concentrações muito baixas em argilas e matéria orgânica, os solos dunares têm uma fraca capacidade para reter iões de NO_3^- e NH_4^+ (Cain *et al.*, 1999), o que pode explicar as concentrações muito baixas, quando comparados com outros ecossistemas.

As diferenças encontradas na razão C:N, entre horizontes, apenas na presença de *Acacia* vem confirmar que esta espécie está a aumentar a disponibilidade de azoto, principalmente no horizonte orgânico.

A invasão por *Myrica faya*, espécie também fixadora de azoto, de vários ecossistemas das ilhas do Hawai, também está a resultar num aumento da disponibilidade do azoto (Vitousek *et al.*, 1987), alterando o ciclo dos nutrientes e aumentando a folhada acumulada, com efeitos negativos para as outras espécies. Nesta situação, *Myrica faya* é classificada como “espécie-chave”, uma vez que a sua presença altera a comunidade e os processos do ecossistema (Lodge, 1993).

O enriquecimento da areia em azoto, pode ter um efeito prejudicial na sobrevivência das espécies indígenas adaptadas a ambientes empobrecidos neste nutriente (Musil e Midgley, 1990), podendo mesmo alterar o próprio ritmo da sucessão (Bazzaz, 1996). À medida que o fornecimento de azoto vai excedendo as necessidades das plantas, pode tornar-se mesmo venenoso (Bazzaz, 1996). Apesar de não haver ainda estudos neste ecossistema em particular, estudos em *fynbos* apontam para uma inferior taxa de regeneração das plantas indígenas em locais invadidos por *Acacia*, quando comparados com situações naturais (Musil, 1993). O aumento da disponibilidade de um recurso limitante, aumenta a vulnerabilidade de uma comunidade à invasão (Davis *et al.*, 2000). Assim, este enriquecimento, pode ainda estar a facilitar a invasão, quer por *Acacia*, quer por outras espécies (Maron e Jefferies, 1999) em detrimento das espécies nativas (Wall, 1999).

O aumento de acumulação de folhada, associado ao aumento da biomassa da parte aérea ainda viva (ver capítulo 2) podem estar a contribuir para a redução da riqueza específica inibindo o estabelecimento de plântulas, devido à capacidade de reduzir a penetração da

luz. A folhada pode ainda afectar negativamente as outras espécies actuando como barreira mecânica ou promovendo o aumento da actividade de patógenos (Foster, 1998).

Conclusão

A produção de grande quantidade de folhada rica em azoto e a sua rápida decomposição, relativamente às espécies indígenas, é provavelmente o principal factor responsável pelo aumento dos níveis de azoto encontrados no sistema dunar em estudo. Além deste aumento em azoto, *Acacia* está também a promover o aumento de matéria orgânica. Este enriquecimento, além de potencialmente retardar o crescimento das espécies nativas, e alterar a própria sucessão, pode ser responsável por facilitar a invasão por *Acacia* ou mesmo por outras espécies exóticas. A acumulação das elevadas quantidades de folhada, enriquecida em azoto e carbono, constituem também um impedimento para o desenvolvimento normal das outras espécies.

Este estudo, apesar de ainda não ser conclusivo, aponta para um aumento da disponibilidade de azoto no ecossistema, devido à presença de *Acacia*. No futuro, será importante uma avaliação mais detalhada das alterações da dinâmica do ciclo do azoto, nomeadamente considerando a variação temporal.

Referências bibliográficas

- Bazzaz, F.A. 1996. *Plants in Changing Environments*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beare, M.H.; Coleman, D.C.; Crossley, Jr.; Hendrix, P.F. e Odum, E.P. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *In*: Collins, H.P.; Robertson, G.P. e Klug, M.J. *The significance and regulation of soil biodiversity*. 5-22. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Bremner, J.M. 1965a. Inorganic forms of Nitrogen. *In*: Black, C.A. et al (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. pp. 1179-1232. American Society of Agronomy, Inc. Publisher. Madison. USA.
- Bremner, J.M. 1965b. Total Nitrogen. *In*: Black, C.A. et al. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. pp. 1149-1176. American Society of Agronomy, Inc. Publisher. Madison. USA.
- Cain, M.L.; Subler, S.; Evans, J.P. e Fortin, M-J. 1999. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability. *Oecologia*. **118**: 397-404.
- Carranca, C. 2000. Principais processos do ciclo do azoto numa agricultura sustentável. Avaliação através do marcador ¹⁵N. EAN. Oeiras.
- Compton, J.E.; Boone, R.D.; Motzkin, G. e Foster, D.R. 1998. Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: Role of vegetation and land-use history. *Oecologia*. **116**: 536-542.
- D'Antonio, C.M. e Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* . **23**: 63-87.
- Davis, M.A.; Grime, J.P. e Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology*. **88**: 528-534.
- Dighton, J. 1995. Nutrient cycling in different terrestrial ecosystems in relation to fungi. *Canadian Journal of Botany*. **73(Suppl.1)**: S1349-S1360.

- Ehrenfeld, J.G. 1990. Dynamics and processes of barrier island vegetation. *Rev. Aquatic Science*. **2**: 437-480.
- Foster, B.L. 1998. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology*. [online]: <http://www.findarticles.com>.
- Garten Jr., C.T., Huston, M.A. e Thoms, C.A. 1994. Topographic variation of soil nitrogen dynamics at Walker Branch watershed, Tennessee. *Forest Science*. **40 (3)**: 497-512.
- Gerlach, A.; Albers, E.A. e Broedlin, W. 1994. Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. *Acta Botanica Neerlandica*. **43(2)**: 189-203.
- Gill, R.A. e Burke, I.C. 1999. Ecosystem consequences of plant life form changes at three sites in the semiarid United States. *Oecologia*. **121**: 551-563.
- Hopmans, L.; Douglas, L.A. e Chalk, P.M. 1983. Nitrogen fixation associated with *Acacia dealbata* Link. Seedlings as estimated by the acetylene reduction assay. *Australian Journal of Botany*. **31**: 331-339.
- Huston, M. 1993. Biological diversity, soils, and economics. *Science*. **262**: 1676-1680.
- Huston, M.A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*. **110**: 449-460.
- Jackson, R.B. e Caldwell, M.M. 1993. Geostatistical patterns of soil heterogeneity around individual perennial plants. *Journal of Ecology*. **81**: 683-692.
- Lawrie, A.C. 1981. Nitrogen fixation by native Australian legumes. *Australian Journal of Botany*. **29**: 143-57.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. **8(4)**: 133-137.
- Marchante, H.; Campelo, F. e Freitas, H. 1999. Ecologia do género *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses. Ed. SPCF/ADERE. *1º Encontro Sobre Invasoras Lenhosas*. Gerês.
- Maron, J.L. e Jefferies, R.L. 1999. Bush lupine mortality, altered resource availability, and alternative vegetation states. *Ecology*. **80(2)**: 443-454.

- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd.Ed. Academic press. London.
- Milton, S.J. 1981. Litterfall of the exotic acacia in the South Western Cape. *Journal of South African Botany*. **47(2)**: 147-155.
- Molles Jr, M.C. 1999. *Ecology: concepts and applications*.1st Ed. WCB/McGraw-Hill.
- Musil, C.F. 1993. Effect of invasive Australian acacias on the regeneration, growth and nutrient chemistry of South African lowland fynbos. *Journal of Applied Ecology*. **30**: 361-372.
- Musil, C.F. e Midgley, G.F. 1990. The relative impact of invasive Australian acacias, fire, and season on the soil chemical status of a sand plain lowland fynbos community. *Journal of South African Botany*. **56(4)**: 419-427.
- Nakos, G. 1977. Acetylene reduction [nitrogen fixation by nodules of *Acacia cyanophylla* (= *A.saligna* (Labill.)Wendl.)]. *Soil Biology & Biochemistry*. **9**: 131-133.
- Olf, H.; Huisman, J. e van Tooren, B.F. 1993. Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal dunes. *Journal of Ecology*. **81**:1-14.
- Pavlik, B.M. 1983. Nutrient and productivity relations of the dune grasses *Ammophila arenaria* and *Elymus mollis* I. Blade photosynthesis and nitrogen use efficiency in the laboratory and field. *Oecologia*. **57**: 227-232.
- Raven, P.H.; Evert, R.F. e Eichhorn, S.E. 1999. *Biology of Plants*. 6^a. Ed. W.H. Freeman and Company/ Worth Publishers, Nova York.
- Ross, J.H. 1975. The naturalized and cultivated exotic *Acacia* species in South Africa. *Bothalia*. **11(4)**: 463-470.
- Scherer-Lorenz, M.; Elend, A.; Nöllert, S. e Schulze, E.-D. 2000. Plant invasions in Germany: general aspects and impact of nitrogen deposition. In: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Silva, R. da. 1977. Sector Fertilidade do Solo. Documentação 2. Laboratório Químico-Agrícola. Ministério da Agricultura e Pescas.

- Specht, R.L. 1963. Dark Island heath (Ninety-mile plain, South Australia). VII. The effect of fertilizers on composition and growth, 1950-1960. *Journal of South African Botany*. **11**: 64-94.
- Stevens, M.H.H. 1999. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. *Ecology*. [online]: <http://www.findarticles.com>.
- Stock, W.D. e Allsopp, N. 1992. Functional perspective of ecosystems. In COWLING, R. (Ed.) *The ecology of Fynbos: nutrients, fire and diversity*, pp.241-259. Oxford University Press. Cape Town. South Africa.
- Stock, W.D. e Lewis, O.A.M. 1986. Atmospheric input of nitrogen to a coastal fynbos ecosystem of the south-western Cape Province, South Africa. *Journal of South African Botany*. **52**: 273-276.
- Stock, W.D.; Wienand, K.T. e Baker, A.C. 1995. Impacts of invading N₂-fixing *Acacia* species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. *Oecologia*. **101**: 375-382.
- van Wijnen, H.J. e Bakker, J. P. 1999. Nitrogen and phosphorus limitation in a coastal barrier salt marsh: the implications for vegetation succession. *Journal of Ecology*. **87**: 265-272.
- Vitousek, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*. **199**: 553-572.
- Vitousek, P.M.; Walker, L.R.; Whiteaker, L.D.; Mueller-Dombois, D. e Matson, P.A. 1987. Biological invasions by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science*. **238**: 802-804.
- Wall, D.H. 1999. Interactions underground: soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. *BioScience*. [Online]: http://www.findarticles.com/cf_0/m1042/2_49/53889672/print.html
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rdEd. Prentice Hall International Editions.

CONCLUSÕES GERAIS

A invasão dos sistemas dunares estudados, principalmente por *A.longifolia*, está a resultar na drástica alteração estrutural florística e funcional das comunidades. Os resultados mostram que a alteração é progressiva e está relacionada com a idade da invasão e com a perturbação, nomeadamente o fogo. Comunidades com invasões mais antigas e sujeitas a fogos recentes mostram alterações mais pronunciadas. De salientar que, neste estudo, foram evitadas as áreas onde a cobertura por acácias é de 100%, situações em que a maioria das espécies indígenas foram já eliminadas.

Os resultados demonstram claramente que está a ocorrer diminuição da diversidade vegetal (Figura 4.1), nos 4 sistemas invadidos, traduzindo-se por a) diminuição da riqueza específica, b) aumento da área de cobertura ocupada por uma só espécie, *A.longifolia*, c) diminuição da abundância relativa das outras espécies, d) diminuição da equitabilidade de distribuição das espécies, e e) alteração da estrutura da vegetação, com introdução de um tipo fisionómico diferente – microfanerófitos - que passou a dominar, e diminuição dos terófitos e hemicriptófitos. A vegetação nativa, caracterizada por uma estrutura pouco densa, herbácea e arbustiva, com elevada diversidade de espécies, está a ser substituída por uma estrutura de vegetação muito mais densa, arbustiva alta a arbórea e depauperada em espécies. Esta alteração da estrutura da vegetação pode resultar em alterações da frequência e intensidade do fogo, com possíveis consequências na germinação das outras espécies. Pode ainda ser responsável pela alteração do processo de formação das dunas, considerando a estreita interdependência deste processo com o tipo de vegetação.

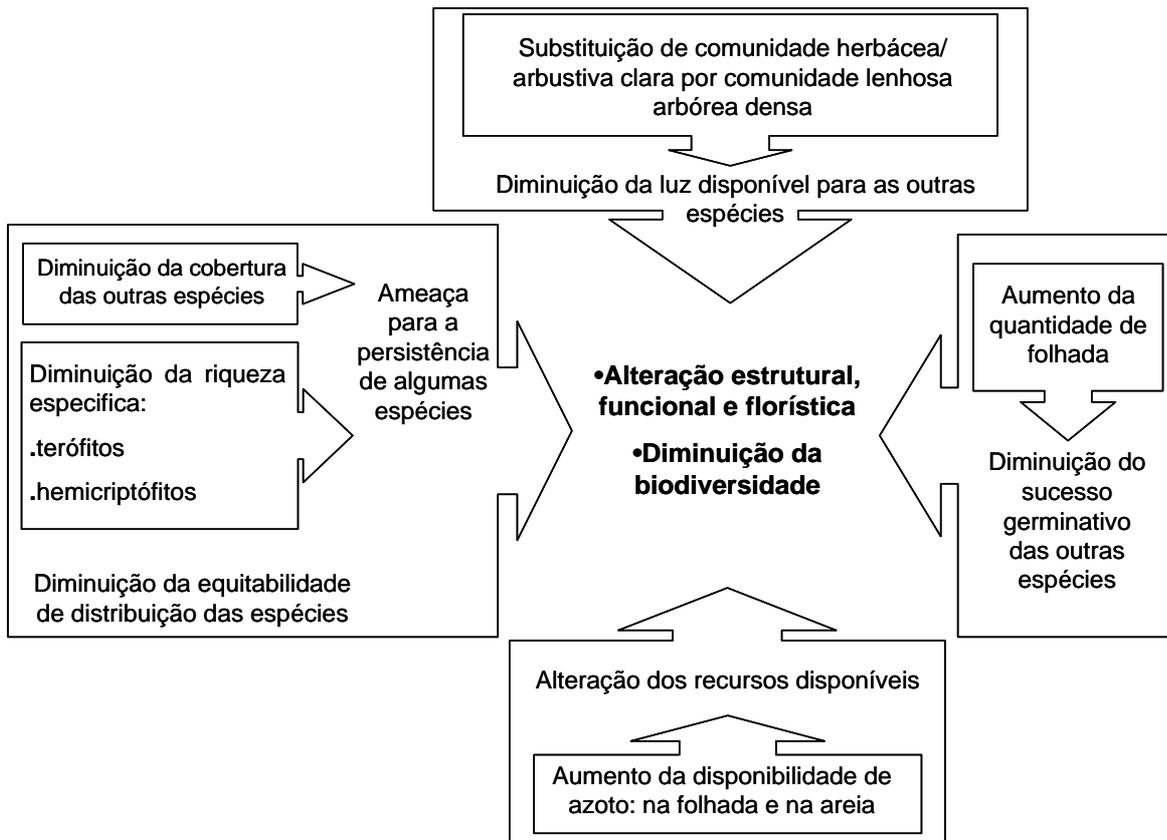


Figura 4.1 Resumo dos principais impactos verificados devido à presença de *Acacia* nos sistemas dunares estudados.

Sendo *Acacia* fixadora de azoto, esta invasão biológica, além das evidentes alterações estruturais atrás referidas, está também a ter consequências ao nível funcional do ecossistema. Estas alterações traduzem-se no aumento da quantidade de folhada, por sua vez enriquecida em azoto, e no aumento das taxas de decomposição dessa folhada, que se vão reflectir no aumento da disponibilidade de carbono e azoto - principalmente na forma orgânica - na areia. O aumento da quantidade de folhada pode dificultar, ou mesmo impedir, o acesso das sementes de outras espécies ao solo, diminuindo ainda mais o seu sucesso. As perturbações que actuam de forma a aumentar um recurso limitante podem promover

novas oportunidades para a invasão (Hobbs, 2000; Davis *et al*, 2000). Neste estudo particular, o aumento da disponibilidade de azoto e carbono no solo, pode estar a facilitar a invasão quer pela própria *Acacia* quer por outras espécies exóticas. A alteração da disponibilidade destes nutrientes, terá certamente repercussões a nível da própria estrutura da vegetação, nomeadamente porque as espécies nativas deste ecossistema estão adaptadas a viver em condições de limitação de carbono e azoto.

O aumento da folhada acumulada, associado à maior cobertura da parte aérea de *Acacia*, estão provavelmente a promover a diminuição da temperatura do solo. Esta diminuição da temperatura pode prejudicar a germinação das sementes, a sobrevivência das plântulas, assim como o crescimento e desenvolvimento das plantas (Pritchett e Fisher, 1987).

Dos 4 sistemas estudados, S.Jacinto é o que apresenta maior alteração comparativamente ao sistema não invadido, seguido de Palheirão e Quiaios, com impactos muito semelhantes, e por fim Foz dos Ouriços com um menor grau de invasão e menos alterações.

A realização deste trabalho permitiu uma avaliação concreta dos impactos da invasão de *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses, suscitando algumas sugestões para a sua futura recuperação.

Apesar dos sistemas mais invadidos serem potencialmente recuperáveis, é importante realçar que, sendo os recursos disponíveis geralmente limitados, a prioridade de controlo deverá ser dada às áreas que se encontrem num estágio mais precoce da invasão. Sugere-se, assim, que a Foz dos Ouriços seja a primeira área a ser controlada. Isto porque os custos implicados na recuperação serão menores, já que ainda não existe uma grande densidade de acácias a controlar, e a maioria das espécies ainda não foi muito afectada, pelo que a sua recuperação será maximizada. Os custos implicados serão muito menores nesta fase.

Quanto aos outros sítios, sugere-se S.Jacinto, Palheirão e Quiaios pela ordem indicada. Apresentando situações relativamente semelhantes, S.Jacinto e Palheirão são provavelmente os locais com maior prioridade, quer pelo seu elevado valor para a

Conclusões gerais

conservação, quer pela maior protecção que têm em relação a fontes de perturbação humana. Apesar dos impactos significativos a nível estrutural (composição, tipos fisionómicos e cobertura da vegetação), e funcional (disponibilidade de azoto, no Palheiro), nos sistemas dunares invadidos, os resultados deste trabalho não indicam que tenha sido ultrapassado o limite da irreversibilidade, ainda que se caminhe rapidamente para a eliminação das espécies indígenas. A determinação das metodologias de controlo mais adequadas exige estudos prévios, envolvendo a experimentação de várias metodologias e a avaliação da capacidade de recuperação dos sistemas.

Para melhorar a velocidade de recuperação destes sistemas gravemente invadidos, combinado com metodologias de controlo, pode considerar-se a introdução de propágulos das espécies nativas mais representativas do ecossistema e/ou mais ameaçadas. Tal, iria certamente aumentar a probabilidade de se reestabelecer um ecossistema estruturalmente diverso e funcionalmente mais próximo dos ecossistemas pré-existentes. Também a considerar será a eliminação da folhada das acácias, enriquecida em azoto, que pode dificultar a regeneração da vegetação nativa. Há a salientar que, tratando-se de sistemas dunares, não se deve considerar a irradicação radical das invasoras, o que corresponderia a um agravamento dos problemas de erosão, de grande importância nestes sistemas.

Sugere-se ainda que se invista na informação e educação dos importadores de espécies exóticas, assim como do público em geral, relativamente aos potenciais riscos ambientais, económicos e agrícolas, associados à importação e movimentação de espécies exóticas potencialmente invasoras. Alertar as populações será uma forma de encorajar ajuda voluntária, o que é uma das formas menos dispendiosas de contribuir para a protecção dos ecossistemas nativos de espécies invasoras.

A proposta de um programa de recuperação eficaz destes sistemas deverá ser fundamentada em estudos das metodologias de controlo mais adequadas, assim como na avaliação da capacidade de recuperação dos sistemas. Estes constituem as perspectivas futuras de continuação deste trabalho.

Referências bibliográficas

- Davis, M.A.; Grime, J.P. e Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*. **88**: 528-534.
- Hobbs, R.J. 2000. Land-Use Changes and Invasions. *In*: Mooney, H.A. e Hobbs, R.J. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington, DC USA.
- Pritchett, W.L. e Fisher, R.F. 1987. *Properties and management of forest soil*. 2ª Ed. John Wiley & Sons. USA. Pp.31