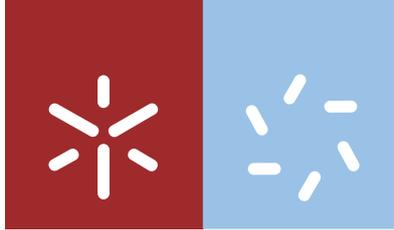


Universidade do Minho
Escola de Ciências

Marisa Antunes Gomes

**Invertebrados e vegetação infestante
em ambiente dunar**



Universidade do Minho
Escola de Ciências

Marisa Antunes Gomes

**Invertebrados e vegetação infestante
em ambiente dunar**

Dissertação de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação do
**Professor Doutor Pedro Alexandre Faria Fernandes
Teixeira Gomes**

e do
Professor José Carlos Lopes de Carvalho

DECLARAÇÃO

Nome: Marisa Antunes Gomes

Endereço eletrónico: marisantunesgomes@gmail.com

Telefone: 925676661

Número do Bilhete de Identidade: 13422486

Título da dissertação: Invertebrados e vegetação infestante em ambiente dunar

Orientadores: Professor Doutor Pedro Alexandre Faria Fernandes Teixeira Gomes e
Professor José Carlos Lopes de Carvalho

Ano de conclusão: 2014

Designação do Mestrado: Mestrado em Ecologia

É autorizada a reprodução integral desta dissertação apenas para efeitos de investigação, mediante declaração escrita do interessado, que a tal se compromete.

Universidade do Minho, 28/11/ 2014

Assinatura: _____

(Marisa Antunes Gomes)

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Pedro Gomes, pela amizade, orientação, pelos momentos proporcionados e por todo o conhecimento transmitido ao longo destes dois anos.

Ao Professor José Carlos Carvalho, pela amizade, orientação, pelo apoio e debate de ideias ao longo destes dois anos, pela paciência e pela ajuda indispensável na escrita desta dissertação sem a qual a mesma não seria possível.

Ao meu colega e amigo Fábio Faria, pela amizade, pela troca de ideias e sugestões no decorrer da escrita, pela constante partilha dos momentos bons e menos bons e pelas gargalhadas nos momentos certos.

Aos meus amigos de sempre, pelas boas energias transmitidas, pelas palavras de apoio, por simplesmente fazerem parte da minha vida.

Ao Carlos, por estar sempre presente e acreditar em tudo o faço.

Aos meus Pais e ao meu Irmão, por acreditarem sempre em mim e naquilo que faço, e por serem parte fundamental da força que me move.

A todos o meu sincero obrigado!

Invertebrados e vegetação infestante em ambiente dunar

Sumário

Perante uma realidade de espécies invasoras, perda de biodiversidade e de extinção de espécies, compreender os reais impactos das invasoras sobre o ecossistema, surge como um importante ramo no estudo da Ecologia das invasões. Porém, não é sequer concebível olhar para a forma de como a biodiversidade se encontra distribuída, ou com que rapidez ela está a desaparecer, a menos que seja possível colocar-lhe valores numéricos, transpondo desta forma o que se passa num ecossistema em números. Uma vez que os processos existentes num ecossistema estão intimamente ligados aos traços funcionais das espécies que o habitam, tem havido uma preocupação crescente na avaliação de outros aspectos como a diversidade funcional (FD) para além da diversidade taxonómica (TD). Entender o que determina os padrões de diversidade funcional em conjunto com a diversidade taxonómica permitirá uma melhor compreensão dos processos existentes em um ecossistema.

Com este trabalho pretendeu-se avaliar o efeito da invasão de dunas por *Acacia longifolia* sobre as comunidades de aranhas, ao nível taxonómico e funcional. Assim, foram amostrados seis locais invadidos e seis locais controlo através da recolha de aranhas seguindo um protocolo *standard*. Os indivíduos capturados foram identificados até à espécie e foram medidos diversos traços funcionais relacionados com a forma de predação, utilização do espaço / vegetação e tamanho corporal. Para o estudo da diversidade funcional utilizaram-se quatro índices; diversidade funcional (FD), riqueza funcional (FRich), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv).

Através da análise dos resultados observou-se que não existem diferenças em termos de riqueza de espécies ou funcional, entre as dunas invadidas e as dunas não invadidas. Porém, existem diferenças notórias no que toca à composição de espécies, entre os dois tipos de dunas, que parecem estar associadas aos traços das espécies (diversidade funcional), sugerindo a atuação dos mecanismos de filtração ambiental. A existência destas diferenças reflete que existem alterações profundas ao nível do funcionamento dos ecossistemas, após uma invasão por parte da *Acacia Longifolia*.

Palavras-chave: *Acacia Longifolia*, aranhas, Divergência funcional (FDiv), Diversidade Funcional (FD), Equitabilidade funcional (FEve), Espécies invasoras, Riqueza Funcional (FRic), Traços funcionais, Zonas dunares.

Invertebrates and alien vegetation in dune environment

Abstract

Facing a reality of invasive species, loss of biodiversity and species, understand the real impacts of aliens on the ecosystem, emerges as an important branch in the study of ecology of invasions. However, it is not even possible to look at how biodiversity is distributed, or how fast it is disappearing, unless it is possible to put it numeric values, transposing this way what happens in an ecosystem in numbers. Since the existing processes in an ecosystem are closely linked to the functional traits of species that inhabit it, there has been a growing concern in assessing other aspects such as functional diversity (FD), beyond the taxonomic diversity. Understanding what determines the functional diversity patterns in conjunction with taxonomic diversity will allow a better understanding of the existing processes in an ecosystem.

This work aims to evaluate the effect of *Acacia longifolia* invasion, in sand dunes, through the study of spider communities, at the taxonomic and functional levels. Thus, we sampled six invaded sites and six local controls by collecting spiders following a standard protocol. The captured individuals were identified to species and various functional features related with predation, space utilization / vegetation and body size were measured. For the study of the functional diversity four indices, functional diversity (FD), functional richness (FRich), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv) were used.

Results showed no difference in terms of species richness and functional, richness (FD and FRich) between the dunes with and without *Acacia longifolia*. However, there were differences in the composition of species between the two types of dunes, which appear to be associated with species traits (functional diversity), suggesting the presence of environmental filtration mechanisms. The existence of these differences reflects that there are profound changes in the ecosystem functioning, after an invasion by the *Acacia longifolia*.

Keywords: *Acacia longifolia*, alien species, functional divergence (FDiv), functional diversity (FD), functional evenness (FEve), functional traits, functional richness (FRic), sand dunes, spiders.

Índice

Agradecimentos.....	III
Sumário.....	V
Abstract.....	VII
Índice.....	IX
Índice de figuras.....	XII
Índice de tabelas	XIV
1. Introdução.....	3
1.1. Espécies invasoras.....	3
1.2. Importância das zonas costeiras.....	6
1.3. Invasão das zonas costeiras: o caso particular da <i>Acacia</i>	6
1.4. Escolha dos bioindicadores: as aranhas como modelo de estudo.....	7
1.5. Diversidade Taxonómica (TD) e Diversidade funcional (FD)	9
1.6. Objetivos gerais	11
2. Material e métodos.....	15
2.1. Área de estudo.....	15
2.2. Locais de amostragem.....	16
2.3 Amostragem biológica.....	17

2.4. Traços biológicos.....	19
2.5. Diversidade.....	21
2.5.1 Diversidade taxonómica.....	21
2.5.2 Diversidade funcional.....	21
2.6. Análise estatística dos dados	22
3. Resultados.....	27
3.1. Diversidade taxonómica (TD).....	27
3.1.1. Riqueza específica (Sobs), abundância e fiabilidade do inventário.....	27
3.1.2. Curvas de acumulação de espécies.....	28
3.1.3. Dominância e equitabilidade.....	29
3.1.4. Análise de dissimilaridade	31
3.1.4.1. Análise de agrupamentos.....	31
3.1.4.2. Análise SIMPER.....	32
3.2. Diversidade funcional (FD).....	33
3.2.1. Número de espécies por cada categoria dos traços biológicos.....	33
3.2.2 Traços funcionais das espécies.....	37

3.2.3. Índices de diversidade funcional.....	39
3.2.3.1. Diversidade funcional (FD).....	39
3.2.3.2. Riqueza funcional (FRic).....	42
3.2.3.3. Equitabilidade funcional (FEve).....	42
3.2.2.3. Divergência funcional (FDiv).....	42
3.2.3. Diversidade funcional (FD) em função do número de espécies observadas (Sobs).....	42
4. Discussão.....	47
4.1. Impacto da invasão de dunas por <i>Acacia longifolia</i> sobre a diversidade taxonómica das comunidades de aranhas.....	47
4.2. Impacto da invasão de dunas por <i>Acacia longifolia</i> sobre a Diversidade funcional das assembleias de aranhas.....	48
4.3. Espécies e traços biológicos distintivos.....	51
4.4. Conclusões.....	52
4.5. Considerações finais.....	53
5. Referências bibliográficas.....	57

Índice de Figuras

Figura 1.1: Passo a passo geral do processo de invasão das espécies invasoras e a sua relação com o processo de gestão/controlo das mesmas	5
Figura 2.1: Localização dos pontos de amostragem no Litoral Norte na Península Ibérica.....	15
Figura 2.2: A- Dunas em presença de vegetação infestante (<i>Acacia longifolia</i>); B- Duna não invadida.....	16
Figura 2.3: Aspeto geral de uma armadilha <i>pitfall</i>	18
Figura 2.4: Esquema geral de um <i>plot</i> , composto por 48 armadilhas, divididas em doze grupos.	18
Figura 3.1: Curva de acumulação de espécies calculadas com base na função de Michaelis-Menten para locais em duna não invadidas e locais invadidos por <i>Acacia longifolia</i>	29
Figura 3.2: Análise de agrupamentos (Cluster) dos locais amostrados, utilizando a distância de Bray-Curtis, sobre a matriz de composição de espécies para cada local.....	31
Figura 3.3: Média da proporção de espécies em função do tamanho do corpo (fêmeas) das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	33
Figura 3.4: Média da proporção de espécies em função da estratégia de caça das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	34
Figura 3.5: Média da proporção de espécies em função do estrato da vegetação das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	35
Figura 3.6: Média da proporção de espécies em função da associação à manta morta das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	35
Figura 3.7. Média da proporção de espécies em função da atividade circadiana das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	36

Figura 3.8. Média da proporção de espécies em função da especialização alimentar das aranhas para dunas sem e com <i>Acacia longifolia</i>	36
Figura 3.9. Dendrograma construído com os traços biológicos das espécies capturadas.....	40
Figura 3.10. Diversidade funcional (FD), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) em função do número de espécies observadas (Sobs).....	43

Índice de tabelas

Tabela 2.1: Dados relativos aos locais onde se realizou a amostragem para este estudo.....	17
Tabela 2.2: Traços biológicos das aranhas, baseado na literatura existente, utilizado neste estudo.....	20
Tabela 3.1: Completude do inventário calculado através do ratio entre o número de espécies observadas e o número de espécies estimadas.....	28
Tabela 3.2: Índice de diversidade (IS) e equitabilidade de Simpson (ISeq) calculados para dunas invadidas por <i>Acacia longifolia</i> e não invadidas.....	30
Tabela 3.3: Resultados da análise SIMPER.....	32
Tabela 3.4 : Matriz com os dados funcionais, estudados, das 10 espécies responsáveis pela dissimilaridade entre locais não invadidos e locais invadidos por <i>Acacia longifolia</i>	38
Tabela 3.5: Valores de FD, FRic, FEve e FDiv nos locais de duna não invadida e nos locais de duna invadida por <i>Acacia longifolia</i>	41

1.Introdução

1. Introdução

1.1 Espécies invasoras

O início das aventuras marítimas e das descobertas de novos continentes abriram novas portas ao Mundo e ao Conhecimento, porém, várias problemáticas surgiram após esse período de descobertas. A importação e a exportação de novos produtos entre culturas e continentes permitiram o acesso aos mesmos mas possibilitaram também o início da proliferação de espécies exóticas, problemática observada atualmente em todos os cantos do Mundo. A invasão por parte das espécies exóticas pode levar a um desequilíbrio nos ecossistemas, uma vez que as espécies autóctones muitas vezes não conseguem competir com as mesmas. Esta realidade é conhecida há já várias décadas tendo sido descrita por Elton (1958), Lodge (1993a,b), Simberloff (1996) e é vista como uma importante componente de todas as alterações atualmente visíveis a nível global (Vitousek *et al.*, 1996).

Nem todas as espécies exóticas se tornam invasoras, mas as que possuem esta capacidade tornam-se grandes adversárias das espécies autóctones, uma vez que possuem uma enorme capacidade de competição e adaptação, acabando assim por substituir as espécies autóctones nos seus habitats naturais. Associado a todos estes fatores as invasoras acabam por possuir ainda uma grande capacidade de dispersão, levando a que o seu impacto não se observe apenas nos locais onde foram introduzidas mas sim ao redor de toda a comunidade invadida (Figura 1.1). Mesmo que a presença de espécies invasoras possa parecer pouco representativa, na realidade elas criam sempre barreiras à conservação de habitats uma vez que podem alterar por completo todo o funcionamento de um ecossistema. Para entender isto basta observar o exemplo das plantas pertencentes ao género *Acacia* que inclui um grande número de espécies denominadas de fixadoras de azoto atmosférico. Por possuírem esta capacidade de fixação, estas plantas, podem alterar a disponibilidade de azoto no solo, afetando assim o desenvolvimento de outras espécies vegetais, favorecendo desta forma a sua própria expansão. Em Portugal encontramos vários locais invadidos por espécies deste género, tanto ao nível dos ecossistemas costeiros como dos ecossistemas interiores (Marchante, 2008).

Estima-se que os impactos das espécies invasoras ronde os milhões de biliões de dólares por ano (U.S. Congr. Off. Technol. Assess., 1993, Pimentel *et al.*, 2000), porém, os impactos causados pelas espécies invasoras nos ecossistemas e na Biodiversidade são

incalculáveis. Inúmeros estudos foram realizados de forma a resumir os impactos das espécies invasoras, quer ao nível estrutural das comunidades, quer sob as espécies autóctones (Williamson, 1996, Wilcove *et al.*, 1998, Parker *et al.*, 1999, Sala *et al.*, 2000, Stein *et al.*, 2000). No caso concreto das plantas invasoras estimou-se que mais de um terço da flora, em alguns países europeus, encontra-se atualmente composta por espécies não europeias, que foram em parte naturalizadas, e que cerca de uma em cem são espécies invasoras. No Reino Unido estimou-se que é o caso de cerca de 39 espécies (Williamson, 1996) e na França, à volta de 60 espécies são considerados espécies de alto risco, uma vez que estão a causar danos nos ecossistemas e mais de 157 espécies são consideradas como potencialmente invasoras (Aboucaya, 2004; Muller, 2004). Porém, devemos ainda ter em conta que estes valores irão sofrer aumentos significativos, uma vez que as temperaturas médias anuais continuam em crescente, o que irá contribuir de forma expressiva para o aumento da proliferação de espécies provenientes da região mediterrânica (U.S. Congr. Off. Technol. Assess., 1993). Desta forma, é fácil entender que as espécies invasoras são um fator negativo, uma vez que conduzem ao desequilíbrio de um ecossistema e conseqüentemente à extinção de várias espécies autóctones. Apesar de todos estes dados, acerca do impacto negativo das invasoras nos ecossistemas, a sociedade em geral encontra-se mal informada sobre os reais perigos da introdução de espécies exóticas. Várias espécies exóticas que já se tornaram invasoras são olhadas com bons olhos por grande parte da sociedade uma vez que possuem um grande valor económico ou ornamental. Ainda, é necessário ter em conta o impacto da reputação de espécie invasora junto da sociedade. Medidas de controlo que visem a eliminação de espécies carismáticas, como algumas espécies de aves ou de mamíferos, encontram sempre uma forte oposição junto da opinião pública. Por sua vez, as medidas que visem a erradicação de invertebrados já não encontram grandes opositores. Perante esta dicotomia existente na sociedade, é difícil criar medidas de controlo que sejam respeitadas por todos, contudo, num Planeta que se encontra em constante globalização o número de espécies invasoras certamente não irá diminuir, e uma vez que inerente a esta realidade estão devastadores efeitos económicos e ecológicos, é necessário uma gestão cuidada que englobe nos seus “*modi operandi*” a prevenção da introdução destas espécies, assim como o controlo das que já se encontram estabelecidas. As espécies invasoras têm sido, alvo de inúmeras pesquisas tanto em meio natural como em ecossistemas controlados pelos investigadores, que testam várias abordagens para o controlo dos impactos provocados por estas espécies.

Embora existam vários estudos que sintetizam as hipóteses já testadas existe um crescente reconhecimento das potenciais contribuições que estudos ainda não realizados podem trazer para um melhor entendimento sobre a ecologia das espécies invasoras (Sakai *et al.*, 2001). Estudar o impacto causado pelas invasoras nos ecossistemas é, assim, fundamental uma vez que para além de ser uma excelente fonte de informação para entendermos melhor a ecologia das mesmas, leva-nos, ainda, a compreender o real impacto que as invasoras exercem sobre as comunidades autóctones.

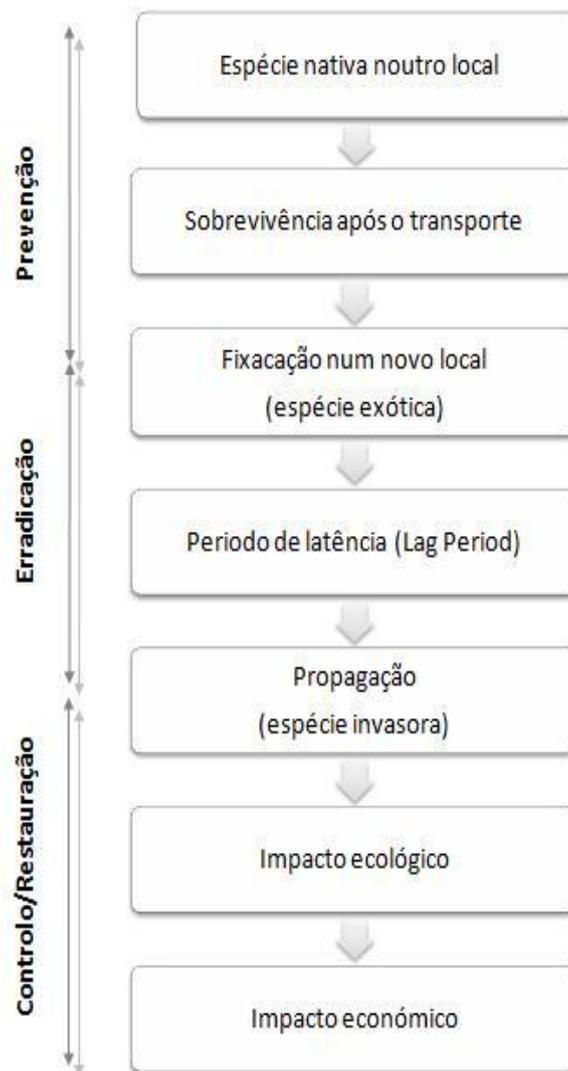


Figura 1.1 Passo a passo geral do processo de invasão das espécies invasoras e a sua relação com o processo de gestão/controlado das mesmas (adaptado de Sakai *et al.*, 2001)

1.2 Importância das zonas costeiras

As dunas da costa Atlântica da Península Ibérica foram classificadas como prioritárias para a conservação, tendo em conta, o grande número de espécies raras e endémicas que nelas existem (Baquero & Telleria, 2001; Garcia-Barros *et al.*, 2002). Este estatuto apenas foi alcançado devido ao enorme avanço na monitorização ambiental e crescente preocupação ambiental. Porém, as zonas costeiras, que possuem habitats extremamente sensíveis e dinâmicos, surgem como um dos mais ameaçados ecossistemas ao redor do globo, sendo perturbadas por vários fatores, sejam eles de origem natural ou antropogénica (Lomba *et al.*, 2004). O avanço progressivo do mar em paralelo com a pressão exercida pelo homem, através das suas construções, assim como a invasão por espécies invasoras, são alguns dos muitos fatores perturbadores dos sistemas dunares. Perante esta realidade, os habitats compostos por “Dunas fixas com presença de vegetação herbácea”, foram classificadas no biótopo CORINE como habitat prioritário no anexo I da Diretiva de Habitats da União Europeia. Este estatuto indica que este tipo de habitat merece especial atenção no que toca a programas de conservação. Ainda, a fauna e a flora das dunas costeiras apresentam características únicas, uma vez que as espécies presentes neste ambiente apresentam adaptações específicas para lidar com as características especiais deste tipo de habitat, nomeadamente a elevada salinidade, ventos fortes, forte insolação, entre outras. Assim entender as relações entre as espécies e as características funcionais das mesmas traz vantagens para um melhor entendimento dos processos existentes no ecossistema. Múltiplos estudos levados a cabo neste tipo de habitat têm revelado ainda uma relação estreita entre a vegetação costeira e a perturbação da paisagem (Araújo *et al.*, 2002), sendo assim fundamental a realização de mais estudos neste tipo de habitat de modo a ser possível a elaboração de protocolos de conservação eficazes.

1.3 Invasão das zonas costeiras: o caso particular da *Acacia*

Ao longo das zonas costeiras do litoral de Portugal é possível observar vários locais infestados por vegetação infestante provenientes dos “quatro cantos” do Mundo. A zona litoral Norte de Portugal, local onde focamos o nosso estudo, é um bom exemplo dessa realidade (Gomes *et al.*, 2002), encontrando-se largamente invadida por vegetação infestante (*Acacia longifolia*), que em parceria com as alterações físicas

provocadas pelo homem, põem em risco todo este ecossistema. Em Portugal, os efeitos provocados pela invasão por parte das espécies de *Acacia*, sobre os ecossistemas, só começaram a ser recentemente analisados, apesar de ser considerada como uma das espécies invasoras mais agressivas sobre os ecossistemas dunares (Marchante *et al.*, 2003).

Mas o que torna a Acacia longifolia uma espécie invasora agressiva?

A *Acacia longifolia* é uma espécie bastante agressiva sobre o ecossistema, uma vez que provoca, efeitos significativos, tanto ao nível da vegetação como do solo, ou seja, tem a capacidade de alterar as comunidades vegetais e as propriedades do solo (Marchante *et al.*, 2003; Marchante *et al.*, 2007). Estudos realizados por Marchante *et al.* (2007) demonstraram que a invasão por parte da *Acacia longifolia* aumenta a biomassa microbiana e a respiração basal do solo invadido provocando ainda alterações sobre o ciclo do azoto e do carbono. Ainda, outros estudos demonstraram que as comunidades microbianas de áreas invadidas e não invadidas são claramente distintas, e que estas diferenças podem ser maiores ou menores dependendo da duração da invasão, sugerindo assim, que a diversidade microbiana é influenciada pela invasão da *Acacia* mas também pelo tempo de duração da mesma (Marchante, 2008). Paralelamente às alterações já observadas espera-se, ainda, que existam também efeitos da invasão de *Acacia* sobre outros grupos taxonómicos, nomeadamente, sobre os invertebrados. Tendo em conta todos estes fatores, é perceptível, então, que a invasão por parte desta espécie altera por completo o ecossistema, provocando uma redução na diversidade de plantas, alterações nos processos microbianos do solo e no ciclo de nutrientes. Estas alterações eliminam as hipóteses de sobrevivência das espécies autóctones, levando por sua vez a alterações drásticas nos processos do ecossistema. Se a esta realidade, juntarmos o facto de que muitas das infestantes presentes foram colocadas de forma propositada, e sem conhecimento base sobre o ciclo de vida da mesma, de forma a diminuir a deslocação e erosão das dunas, apercebemo-nos da enorme dificuldade que existe na proteção dos ecossistemas dunares.

1.4 Escolha dos bioindicadores: as aranhas como modelo de estudo

Várias são as estratégias para avaliar e monitorizar as mudanças e perturbações nos ecossistemas mas uma das mais promissoras baseia-se no uso de bioindicadores.

Nesta perspetiva entende-se por bioindicadores como sendo, regularmente, componentes bióticos de um ecossistema que respondem às alterações/perturbações dos sistemas de forma previsível (McGeoch, 1998). Assim se a amostragem for dirigida ao sistema de bioindicadores, a deteção e monitorização é realizada de forma rápida, simples e é possível com poucos recursos económicos. Para a classificação e priorização das áreas para a conservação, os bioindicadores são geralmente uma espécie ou um grupo de espécies que permitem apurar sobre a biodiversidade global do sistema em estudo (Margules *et al.*, 2002).

Neste estudo, a escolha dos bioindicadores recaiu sobre invertebrados, mais concretamente aracnídeos, uma vez que estes reúnem um conjunto de caracteres fundamentais, tendo em conta o contexto da bioindicação, tais como: i) a facilidade de amostragem; ii) relativa abundância e diversidade taxonómica; iii) importância no funcionamento do ecossistema e iv) e sensibilidade às alterações ambientais, condição essencial à bioindicação (Skerl & Gillespie, 1999; Samways, 2005; Carvalho, 2011, 2012a,b). Devido a todos estes fatores os aracnídeos, em parceria com outros artrópodes, têm sido muitas vezes utilizados como bioindicadores para os mais diversos habitats e cenários ambientais, alguns dos quais na restauração ecológica (Longcore, 2003), conservação em áreas protegidas (Cardoso *et al.*, 2004a, b) e deteção de *hot-spots* de biodiversidade (Fattorini, 2006).

As aranhas são superpredadores generalistas, omnipresentes em todos os sistemas ecológicos terrestres e servem ainda, elas próprias, como importante fonte de alimento para outros animais. Desta forma, os aracnídeos representam um grupo funcional importante dos ecossistemas terrestres, funcionando como um elo fundamental nos processos ecológicos (Wise, 1993). São conhecidas mais de 40 mil espécies de aranhas (Araneae) em todo o mundo (Platnick, 2014) das quais mais de 800 existem em Portugal (Cardoso & Morano, 2010 - ver catálogo ibérico)

Apesar da sua grande diversidade e da importância ecológica, as aranhas, assim como a maioria dos artrópodes, encontram-se entre os grupos menos estudados e documentados (Carvalho, 2011). Aliado ao pouco conhecimento sobre os aracnídeos, a investigação nas zonas costeiras é praticamente inexistente, onde apenas os trabalhos levados a cabo por Bonte *et al.* (2004), Maes & Bonte (2006), Carvalho (2011) , Carvalho *et al.* (2012a,b) e Schirmel *et al.*, (2013) são exemplos, contudo raros, da aplicação de artrópodes como bioindicadores na conservação dos sistemas dunares. A realização destes estudos, em presença de vegetação infestante com aracnídeos como

bioindicadores, constitui ainda uma referência rara na comunidade científica. Assim, espera-se que o estudo das comunidades de aranhas possa revelar importantes dados que permitam um melhor entendimento da complexidade ecológica existente nos ecossistemas onde se observe a presença de vegetação infestante.

1.5 Diversidade Taxonómica (TD) e Diversidade funcional (FD)

Uma das questões chave da Ecologia foca-se na medição da biodiversidade de modo a compreender o que a determina, permitindo assim entender quais os locais que se encontram ameaçados e os locais cuja conservação deve ser prioritária. Porém, entender a biodiversidade não é um processo simples uma vez que não se trata de um conceito linear mas sim de um conceito multifacetado, que vai muito para além do simples número de espécies presentes num determinado local (Gaston & Spicer, 2004). Pelas palavras de Gaston (1996) a biodiversidade é a “ variedade da vida na Terra em todos os seus níveis, partindo dos genes aos ecossistemas, assim como todos os processos ecológicos e evolutivos que a sustentam”. Assim, é perceptível que quantificar um conceito tão amplo pode ser bastante problemático (Mouchet *et al.*, 2010). Tendo em conta todas as alterações que ocorrem atualmente a nível global e perante uma realidade de espécies invasoras, perda de biodiversidade, extinção de espécies, não é possível sequer olharmos para a forma de como a biodiversidade se encontra distribuída, ou com que rapidez ela está a desaparecer, a menos que seja possível colocar-lhe valores numéricos, transpondo desta forma o que se passa num ecossistema em números (Purvis & Hector 2000).

As métricas de cálculo de biodiversidade clássicas, como a riqueza de espécies ou a infinidade de índices de diversidade existentes suportam-se principalmente em três pilares base: i) todas as espécies são iguais; ii) todos os indivíduos são iguais (independentemente do seu tamanho) e iii) a abundância de espécies é sempre avaliada de forma correta e utilizando as ferramentas apropriadas (Magurran, 2004). Contudo, as espécies não são todas iguais nem possuem características ecológicas iguais, existindo em amplas formas de vida, e contribuindo de formas diferentes nos processos dos ecossistemas (e.g. Diaz & Cabido, 2001). Assim, para além da diversidade taxonómica tem havido uma crescente preocupação em avaliar outros aspetos como a diversidade funcional, relacionada com os traços biológicos das espécies, e a diversidade

filogenética relacionada com a sua história evolutiva (Mouchet *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2014a).

Mas o que é diversidade funcional (FD)?

A diversidade funcional (FD) pode ser definida como um sinónimo de traços funcionais, ou seja, é a diversidade de traços funcionais, e é definida como o grau em que as espécies que coexistem variam em termos das suas características funcionais (Weiher, 2010). Os traços funcionais são comumente designados por características fenotípicas que influenciam o desempenho das espécies no ecossistema. Assim, a diversidade funcional, é a extensão das diferenças funcionais entre as espécies existente numa comunidade (Tilman, 2001). A história da diversidade funcional está intimamente ligada ao desenvolvimento das teorias de nicho ecológico, coexistência/competição e evolução de espécies estreitamente relacionadas (Weiher, 2010). Na década de 40, Elton (1946) afirmou que as comunidades tendem a ter elevadas proporções de espécies de diferentes géneros, uma vez que as espécies semelhantes, nomeadamente as que pertencem ao mesmo género possuem uma baixa tendência para coexistir. Surgem assim as primeiras bases da diversidade funcional. Porém, nos finais da década de 70 início da década de 80, a Teoria de Nicho e da centralidade da competição foram postos em causa e criticados uma vez que não eram devidamente testados contra uma hipótese nula (Connor & Simberloff, 1979). Devido a isto a comunidade científica focou os seus estudos maioritariamente na diversidade taxonómica. Todavia, no início da década de 90 ressurgiu o interesse sobre os efeitos da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas (Schulze & Mooney, 1993; Kinzing *et al.*, 2002; Loreau *et al.*, 2002). A diversidade funcional renasce do debate existente, na altura, sobre se e como a diversidade promove o funcionamento dos ecossistemas (Diaz & Cabido, 2001). Compreender como as espécies são filtradas a partir das comunidades de acordo com os seus traços funcionais continua a ser uma das questões chave da ecologia de comunidades (Keddy, 1992; McGill *et al.*, 2007).

A diversidade funcional é uma componente importante da Biodiversidade, mas em comparação com a diversidade taxonómica, os métodos de quantificação que lhe estão associados encontram-se, ainda, pouco desenvolvidos (Petchey & Gaston 2002). Solow & Polasky (1994) sugeriram que a medição da diversidade poderia ser compreendida como sendo o mesmo que caracterizar a distribuição de pontos no espaço. Por conseguinte, medir a diversidade funcional seria o mesmo que quantificar a

distribuição de unidades funcionais num espaço multidimensional (Villegger *et al.*, 2008). Por conformidade com a teoria do nicho ecológico de Hutchinson (Hutchinson, 1957), que descreve este conceito como sendo o espaço ecológico ocupado por uma espécie, Rosenfeld (2002) definiu a diversidade funcional como sendo a distribuição das espécies num espaço funcional cujos eixos representam características funcionais. No entanto, apesar da importância deste tema, não existe consenso sobre a melhor forma de quantificar a diversidade funcional de uma comunidade e as relações entre os vários índices ainda não foram estabelecidas, pelo que a utilização em conjunto de várias métricas se assume como uma abordagem mais aconselhável (Mouchet *et al.*, 2010). Apesar de todo o “background” teórico-matemático (Schleuter *et al.*, 2010), a diversidade funcional, especialmente a partir de múltiplos traços, raramente foi incorporada em estudos ecológicos.

1.6 Objetivos gerais

Este estudo focou-se em dois objetivos principais para os quais tentámos encontrar uma resposta ao longo dos trabalhos. Os objetivos deste estudo foram:

I- Caracterizar os padrões de diversidade taxonómica e funcional das assembleias de aranhas em ambiente dunar na presença de vegetação infestante, utilizando diferentes métricas;

II- Determinar a influência da vegetação infestante sobre a diversidade taxonómica e a diversidade funcional das comunidades de aranhas em ambiente dunar;

III- Inferir sobre os mecanismos que determinam os padrões de diversidade taxonómica e funcional das comunidades de aranhas nos dois tipos de locais amostrados.

Deste modo espera-se encontrar diferenças significativas ao nível da diversidade taxonómica e funcional, das comunidades de aranhas, entre as dunas não invadidas (controlo) e as dunas invadidas por *Acacia longifolia*, uma vez que apesar de as duas zonas se encontrarem em ambiente dunar, a presença da vegetação infestante provoca alterações significativas das condições microclimáticas e estruturais dos locais invadidos.

2.Material e Métodos

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

A amostragem ocorreu ao longo de doze dunas (Figura 2.1), no Sítio Natura 2000 PTCON_ *Litoral Norte*), sendo que seis delas se encontravam na presença de vegetação infestante, mais concretamente *Acacia longifolia* e as restantes seis em locais não invadidos que serviram de controlo.

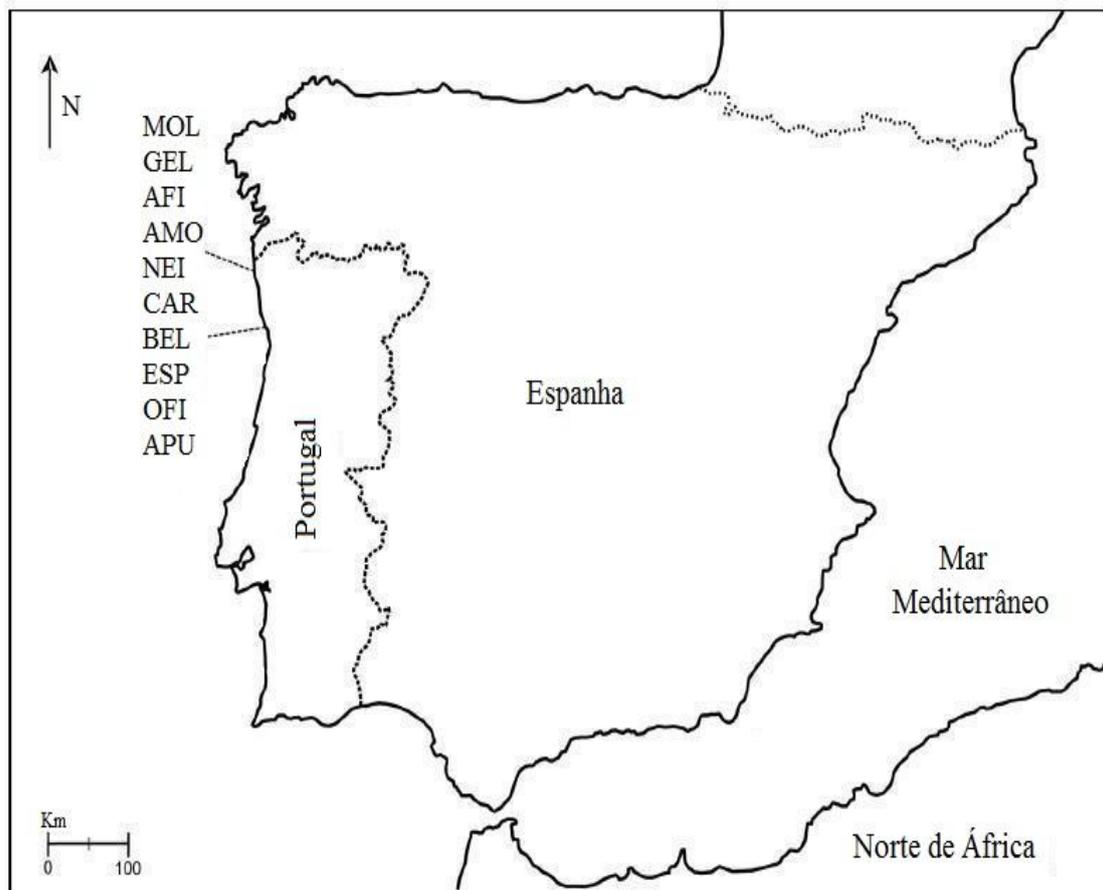


Figura 2.1 Localização dos pontos de amostragem no Litoral Norte na Península Ibérica (MOL- Moledo; GEL- Gelfa; AFI- afife; AMO-Amorosa; NEI-Castelo de Neiva; CAR- Carruagem; BEL-Belinho; ESP- Esposende; OFI-Ofir; APU-Apúlia).

Na figura 2.2 é possível verificar as diferenças existentes nos dois tipos de ambientes. A imagem A diz respeito a uma duna que se encontra invadida por *Acacia longifolia* e a imagem B diz respeito a uma duna não invadida.



Figura 2.2 A- Dunas em presença de vegetação infestante (*Acacia longifolia*); B- Duna não invadida.

2.2 Locais de amostragem

Na tabela 2.1 apresentam-se os dados relativos aos locais onde decorreu a amostragem deste estudo. Os dados correspondentes ao ano 2008 correspondem à amostragem levada a cabo por Carvalho (2011).

Tabela 2.1 Dados relativos aos locais onde se realizou a amostragem para este estudo.

Locais	Código	Ano	Latitude	Longitude	Habitat
Amorosa	amoAC	2013	41.6500°	-8.82365°	Acácia
Afife	afiAC	2013	41.7704°	-8.87257°	Acácia
Neiva	neiAC	2014	41.6200°	-8.81191°	Acácia
Ofir	ofiAC	2014	41.5088°	-8.78578°	Acácia
Moledo	molAC	2008	41.8543°	-8.86588°	Acácia
Gelfa	gelAC	2008	41.8056°	-8.86466°	Acácia
Carruagem	car	2008	41.60401	-8.80616°	Duna
Esposende	esp	2008	41.54913	-8.78997°	Duna
Apúlia	apu	2008	41.47673	-8.77421°	Duna
Belinho	bel	2008	41.58804	-8.80392°	Duna
Afife	afif	2013	41.78598	-8.87003°	Duna
Amorosa	amo	2013	41.65753	-8.82394°	Duna

2.3 Amostragem biológica

As comunidades de aranhas foram amostradas através de um protocolo *standard* de amostragem desenvolvido especialmente para a amostragem de aracnídeos (Cardoso *et al.*, 2008, 2009). Este protocolo consiste na recolha de indivíduos através de armadilhas do tipo *pitfall* (Figura 2.3). Os procedimentos em campo, assim como a colocação de armadilhas, ocorreram durante os meses de Maio e Junho, período em que as comunidades de aranhas se encontram mais ativas neste tipo de ecossistema (Cardoso *et al.*, 2007), tendo sido esta amostragem realizada em dois anos distintos (2013 e 2014).

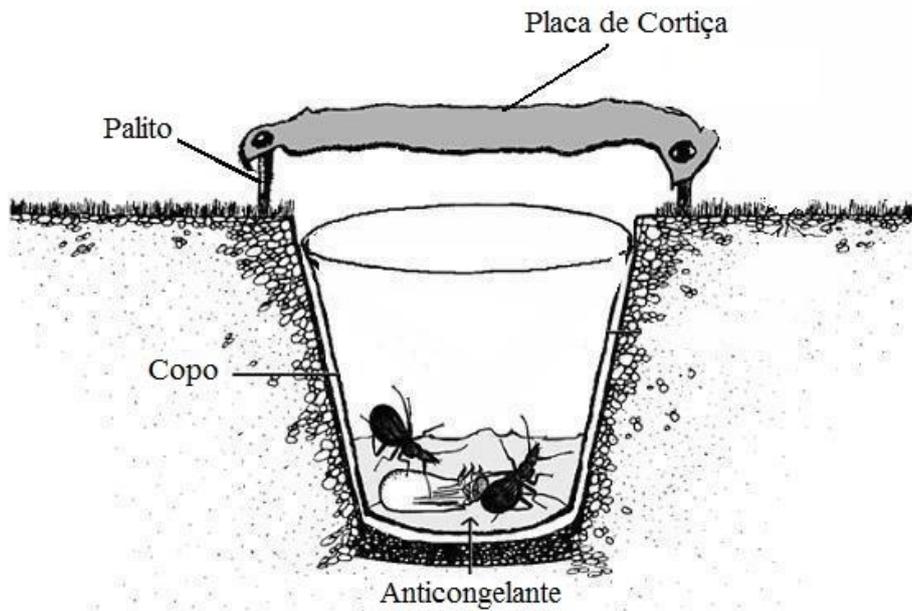


Figura 2.3 Aspeto geral de uma armadilha *pitfall* (adaptado de <http://ecoplexity.org>).

Em cada local de amostragem, foi delimitado um quadrado de 100 m² (*plot*), no qual se colocaram 48 armadilhas. As armadilhas foram divididas em 12 grupos, sendo que cada grupo era constituído por um conjunto de 4 armadilhas. Ainda, cada grupo encontrava-se a uma distância adjacente de 20 metros do grupo seguinte (Figura 2.4).

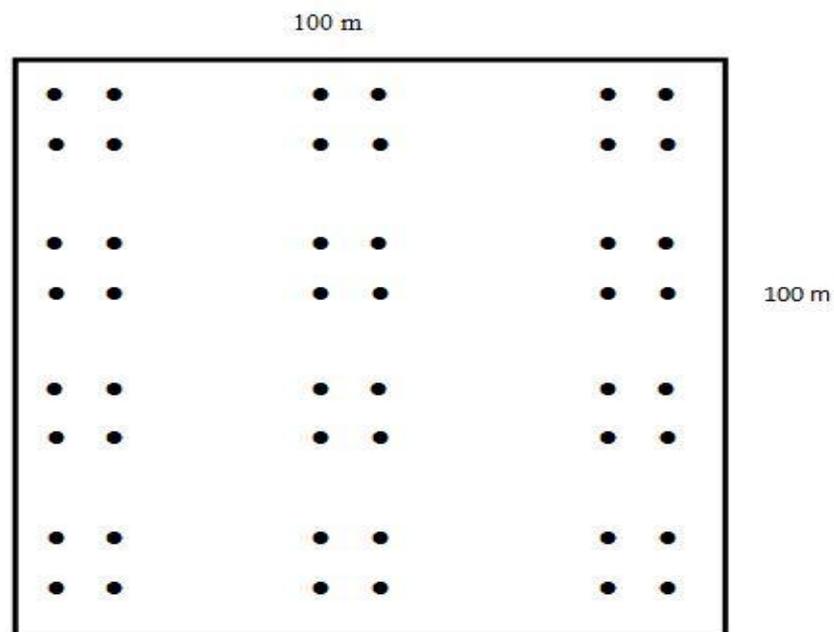


Figura 2.4. Esquema geral de um *plot*, composto por 48 armadilhas, divididas em doze grupos.

As armadilhas eram constituídas por copos de plástico de 8 cm de diâmetro e 12 cm de profundidade que foram enterrados na areia, sendo cobertos, posteriormente, por uma placa de cortiça colocada a aproximadamente 2 cm acima do solo. Para a conservação dos indivíduos utilizou-se anticongelante (etilenoglicol), diluído em água com algumas gotas de detergente para quebrar a tensão superficial. Para evitar o efeito de bordadura (indivíduos que habitam outros tipos de habitats na periferia do local de amostragem) e o efeito de borda fenológico (indivíduos adultos característicos de outras estações fora do período amostrado), as armadilhas foram colocadas num curto período de tempo, de modo a evitar o enviesamento da amostragem (Longino *et al.*, 2002, Scharff *et al.*, 2003). Assim, 15 dias, após a colocação das armadilhas, o material foi recolhido em frascos individuais de plástico devidamente selados e rotulados (dia/mês/ano; local de amostragem) que foram posteriormente transportados até ao laboratório, onde decorreu a triagem dos indivíduos e a identificação dos mesmos. Apenas as aranhas adultas foram identificadas e, desta forma, todas as juvenis foram descartadas, devido à grande complexidade inerente ao processo de identificação dos indivíduos. Para a identificação recorreu-se a bibliografia primária e guias de identificação, nomeadamente Roberts (1996) e ainda, às bases de dados “*Araneae spiders of Europe*” (disponível em <http://www.araneae.unibe.ch/>) e “*Les Araignés de Belgique et de France*” (disponível em <http://arachno.piwigo.com/>), de forma a eliminar dúvidas existentes na identificação de algumas espécies. A nomenclatura foi seguida através de Platnick (2014).

2.4 Traços biológicos

Para o cálculo da diversidade funcional escolhemos cinco categorias de traços biológicos (*life-history trait*), escolhidos tendo em conta a literatura existente e utilizando características morfo-fisiológicas e fenológicas que afetam potencialmente os padrões de ocorrência destas espécies (Ribera *et al.*, 2001; Bonte *et al.*, 2006; Lambeets *et al.*, 2009). Foram assim avaliados os seguintes traços: i) Tamanho do corpo; ii) Estratégia de caça; iii) Estrato da vegetação; iv) Associação à manta morta; v) Atividade circadiana e vi) Especialização alimentar (Tabela 2.2).

Toda a informação recolhida sobre os traços biológicos das espécies identificadas, foi compilada numa base de dados onde se encontram registadas várias informações funcionais das mesmas.

Tabela 2.2 Traços biológicos das aranhas, baseados na literatura existente, utilizados neste estudo.

Traços biológicos	Categorias
Tamanho do corpo da fêmea	Muito pequeno < 3mm
	Pequeno 3 < 5 mm
	Médio 5 < 20 mm
	Grande > 20 mm
Estratégia de caça	Ativo
	Emboscada
	Teia
Estrato da vegetação	Ambos
	Solo
	Vegetação
Associação à manta morta	Sim/ Não
Atividade circadiana	Ambos
	Diurno
	Noturno
Especialização alimentar	Eurífagas
	Crustaceófagas (que se alimentam de isópodes)
	Mirmecófagas (que se alimentam de formigas)

2.5. Diversidade

2.5.1 Diversidade taxonómica

Para o cálculo da diversidade taxonómica recorreremos às métricas de cálculo de biodiversidade clássicas, nomeadamente o número de espécies observadas em cada local (Sobs), o índice de dominância de Simpson e o índice de equitabilidade de Simpson (Magurran, 2004). O índice de Simpson (IS) dá-nos a probabilidade de 2 indivíduos retirados ao caso serem de espécies diferentes (Magurran, 2004) de acordo com a seguinte fórmula:

$$IS = 1 / \sum p_i^2,$$

em que p_i é a proporção de indivíduos da espécie i . O IS aumenta com a diversidade taxonómica da comunidade, variando entre 1 e Sobs (número de espécies observadas).

Dividindo o índice de Simpson (IS) pelo número de espécies total observadas em cada local (Sobs), obtemos um índice de equitabilidade (IS_{eq}):

$$IS_{eq} = IS / Sobs.$$

Este índice varia entre 0 (mínimo de equitabilidade) e 1 (máximo de equitabilidade), sendo que valores baixos indicam comunidades dominadas por poucas espécies, enquanto valores mais altos refletem uma distribuição do número de indivíduos por espécie mais equitativa.

2.5.2 Diversidade funcional

Nenhum dos índices atuais de diversidade funcional satisfaz todos os critérios necessários que permitam a sua utilização de forma generalizada. Para que isto seja possível eles devem ser projetados para lidar com várias características (traços biológicos), terem em conta as abundâncias, e serem capazes de medir todos os aspetos da diversidade funcional. Tendo em conta estas noções Petchey & Gaston (2002, 2006) apresentaram uma medida de diversidade funcional (FD) que se baseia no comprimento total dos ramos de um dendrograma construído sobre a matriz das espécies x traços funcionais de um determinado local. Mais tarde, Villéger *et al.* (2008) propuseram três índices de forma a quantificar diferentes aspetos da diversidade funcional de uma comunidade que se baseiam na distribuição das espécies e das respetivas abundâncias no espaço multidimensional definido pelos traços funcionais considerados: Riqueza

funcional (*Functional richness* - FRic, volume do espaço funcional ocupado pela comunidade), equitabilidade funcional (*Functional evenness* – FEve, regularidade da distribuição da abundância das espécies neste volume), e divergência funcional (*Functional divergence* - FDiv, mede a aproximação das espécies aos limites do espaço funcional). Valores altos de FD e FRic estão associados a comunidades com elevada diversidade funcional. Por sua vez, o índice de FEve é maximizado por uma distribuição regular das espécies e respectivas abundâncias no espaço funcional. Os valores de FEve tendem a ser mais baixos quando uma parte do espaço funcional se encontra relativamente vazia enquanto outra se encontra densamente preenchida. Em relação ao índice FDiv, valores mais altos encontram-se associados a uma grande diferenciação do nicho ecológico das espécies de uma comunidade. As espécies mais abundantes tendem a ser muito dissimilares e por isso tendem a não competir entre si (Mouchet *et al.*, 2010).

Neste trabalho foram utilizados quatro índices para o cálculo da diversidade funcional: FD (Petchey & Gaston, 2002), FRic, FEve, FDiv (Villegger *et al.*, 2008).

2.6 Análise estatística dos dados

De forma a testar a fiabilidade do inventário, foram calculados os seguintes estimadores de riqueza específica: Chao1, Jack1, Jack2, Boot e MM.. Para além disso, foram ainda calculadas curvas de acumulação de espécies para cada local (Magurran 2004).

Para testar se existem diferenças significativas nos índices de diversidade taxonómica e funcional, considerados neste estudo, entre locais controlo e locais invadidos, foi empregado o teste t (Quinn & Keough 2002). Com o objetivo de testar se existem diferenças ao nível da composição de espécies, efetuámos uma análise de dissimilaridade. Esta análise incluiu quatro passos elementares: i) o cálculo de uma matriz de dissimilaridade entre os locais de amostragem com base no índice de Bray-Curtis (Magurran, 2004); ii) análise de agrupamentos (Legendre & Legendre, 2012) com o objetivo de ver se os locais se agrupam conforme o tipo de duna (duna não invadida vs. duna invadida); iii) testar se as comunidades em dunas invadidas e não invadidas eram significativamente diferentes ou não em termos de composição de espécies, através da aplicação do teste ANOSIM (Clarke, 1993); iv) identificar as espécies responsáveis por essas diferenças através do teste SIMPER (Clarke, 1993).

Todas as análises foram realizadas no *software R* (R Core Team, 2014) tendo-se utilizado os pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2014), *Bat* (Cardoso *et al.*, 2014b), o *FD* (Laliberté & Legendre, 2010) e o *ade4* (Dray & Dufour, 2007).

3.Resultados

3. Resultados

3.1 Diversidade taxonómica (TD)

3.1.1 Riqueza específica (Sobs), abundância e fiabilidade do inventário

Ao longo deste estudo foram capturados e identificados um total de 3519 indivíduos adultos pertencentes a 69 espécies, sendo que foram recolhidas dos locais de amostragem 141 amostras constituídas por 564 *pitfalls*. Ao longo do trabalho perderam-se 3 amostras compostas por 12 *pitfalls* nos seguintes locais: Belinho, Moledo/Acácia e Gelfa/Acácia.

A riqueza média de espécies observada por local foi 18,25, tendo o mínimo de espécies observadas ocorrido em Amorosa/Acácia, onde foram observadas apenas 7 espécies. Por sua vez, o máximo de espécies observadas ocorreu em Esposende com um total de 27 espécies identificadas. A abundância variou de 65 indivíduos capturados em Afife/Acácia a 552 indivíduos capturados em Esposende (Tabela 3.1)

Por forma a avaliar a fiabilidade do inventário de espécies, foram calculados diferentes estimadores de riqueza específica. Para cada local calculou-se a completude do inventário, através do ratio entre o número de espécies observadas e o número de espécies estimadas de acordo com os estimadores Chao1, Jack1, Jack2, Boot e MM (Tabela 3.1). De um modo geral, os valores de completude são relativamente altos, podendo-se inferir que o inventário é razoavelmente completo.

Relativamente a riqueza específica verificou-se que a média \pm sd foi de $20,3 \pm 4,97$ em dunas sem *Acacia longifolia* (controlo) e de $16,2 \pm 6,05$ em duna com *Acacia longifolia*. Todavia o teste t indicou que essas diferenças não eram estaticamente significativas ($t = -1,343$; $df = 9,717$; $p = 0,2098$).

Tabela 3.1 Completude do inventário calculado através do ratio entre o número de espécies observadas e o número de espécies estimadas. N – número de amostras; Ninds – números de indivíduos capturados, Sobs – Nº de espécies observadas em cada local; Min e Max – valores mínimo e máximo de completude calculados de acordo com o ratio Sobs / Estimador * 100, usando os estimadores Chao1, Jack1, Jack2, Boot e MM.

Locais	N	Ninds	Sobs	Min	Max
Afife	12	335	12	60,0	88,5
Amorosa	12	479	23	51,1	82,7
Carruagem	12	430	19	76,9	90,5
Belinho	11	434	20	69,2	89,3
Esposende	12	552	27	72,6	92,6
Apúlia	12	427	21	75,8	96,1
Moledo/Acácia	11	147	18	73,7	90,0
Gelfa/Acácia	11	147	13	59,4	84,5
Afife/Acácia	12	65	14	52,9	84,8
Amorosa/Acácia	12	159	7	57,1	90,3
Neiva/Acácia	12	135	23	67,8	86,6
Ofir/Acácia	12	209	22	70,5	88,1

3.1.2 Curvas de acumulação de espécies

Para cada um dos locais de duna sem *Acacia longifolia* (controlo) e para os locais de duna com Acácia foram calculadas curvas de acumulação de espécies, às quais foi ajustada a função de Michaelis-Menten (Figura 3.1).

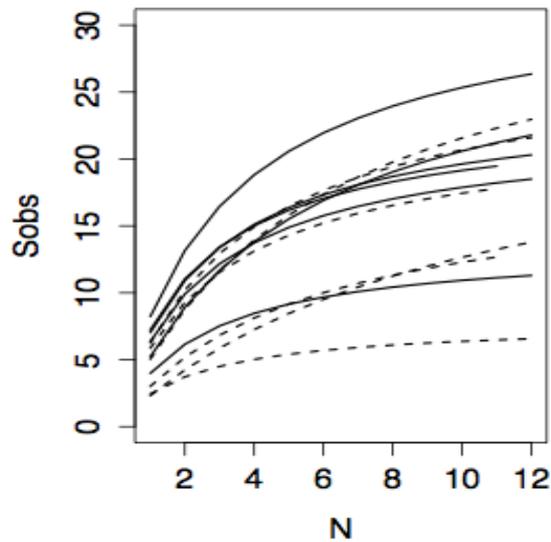


Figura 3.1 Curva de acumulação de espécies calculadas com base na função de Michaelis-Menten para locais em duna não invadidas (linha contínua) e locais invadidos por *Acacia longifolia* (linha tracejada). Sobs- número de espécies observadas; N- número de amostras (1 amostra = grupo de 4 *pitfall*).

Observando as curvas de acumulação de espécies pode-se verificar que, de um modo geral, estas tendem para uma assíntota. Esta tendência permite-nos inferir que os valores obtidos nos inventários realizados estão relativamente próximos da diversidade real. Os padrões exibidos pelas curvas de acumulação de espécies são também reveladores de que não existem diferenças consistentes entre zonas não invadidas e zonas invadidas por *Acacia longifolia* no que diz respeito ao número de espécies observadas.

3.1.3 Dominância e equitabilidade

Na Tabela 3.2 encontram-se descritos os índices de diversidade e de equitabilidade de Simpson.

Tabela 3.2 Índices de diversidade (IS) e equitabilidade de Simpson (ISeq) calculados para dunas invadidas por *Acacia longifolia* e não invadidas.

Locais	IS	ISeq
Afife	3,42	0,29
Amorosa	5,72	0,25
Carruagem	4,14	0,22
Belinho	3,34	0,17
Esposende	6,08	0,23
Apúlia	5,12	0,24
Afife/Acácia	5,37	0,38
Ofir/Acácia	5,61	0,25
Neiva/Acácia	4,8	0,21
Amorosa/Acácia	2,43	0,35
Moledo/Acácia	5,56	0,31
Gelfa /Acácia	3,27	0,25

Em relação ao índice de dominância de Simpson, verificou-se que não existem diferenças significativas entre duna não invadida (média \pm sd: 4,64 \pm 1,17) e duna invadida por *Acacia longifolia* (4,51 \pm 1,34) através de um teste t ($t = -0,179$; $df = 9,821$; $p = 0,861$). De igual modo, se verificou que não existem diferenças significativas, relativamente ao índice de equitabilidade de Simpson, entre duna não invadida (média \pm sd: 0,23 \pm 0,039) e duna invadida por *Acacia longifolia* (0,29 \pm 0,066) através de um teste t ($t = 1,956$; $df = 8,152$; $p = 0,085$).

3.1.4 Análise de dissimilaridade

3.1.4.1 Análise de agrupamentos

Na Figura 3.2 apresenta-se um dendrograma resultante de uma análise de dissimilaridade, utilizando a distância de Bray-Curtis, sobre a matriz de composição de espécies para cada local. Como se pode observar os locais de amostragem agrupam-se claramente conforme o tipo de duna (não invadida vs. invadida). Este resultado indica que as comunidades de aranhas em duna com e sem *Acacia longifolia* são relativamente diferentes.

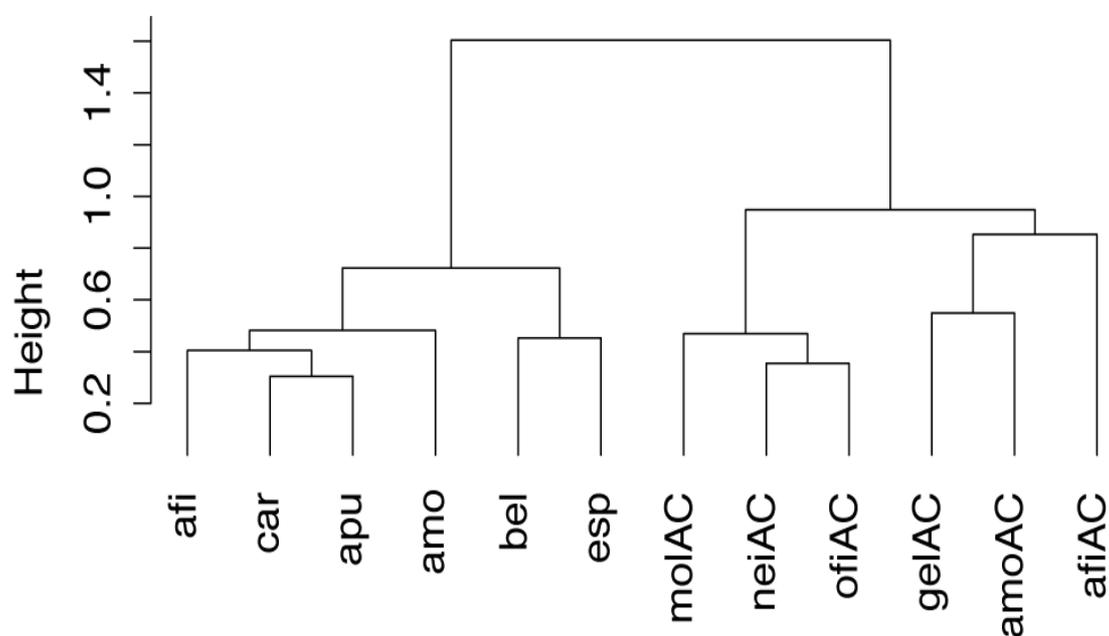


Figura 3.2 Análise de agrupamentos (Cluster) dos locais amostrados, utilizando a distância de Bray-Curtis, sobre a matriz de composição de espécies para cada local.

Este resultado é reforçado pelo teste ANOSIM que indica que as diferenças na composição de espécies entre locais invadidos e não invadidos são significativas (ANOSIM statistic $r = 0,8037$; $p = 0,001$).

3.1.4.2 Análise SIMPER

Na Tabela 3.3 apresentam-se os resultados de uma análise SIMPER levada a cabo sobre a matriz locais x espécies. Assim, podemos afirmar que dez espécies são responsáveis por cerca de 80% da dissimilaridade total, calculada com base no índice de Bray-Curtis, entre dunas invadidas e dunas não invadidas (Tabela 3). Destas, as espécies mais associadas às dunas são *Zodarion machadoi*, *Euophrys gambosa*, *Alopecosa albofasciata*, *Zelotes fulvopilosus*, *Zelotes manius*, *Zodarion atlanticum* e *Haplodrassus dalmatensis*. As espécies mais associadas às dunas com *Acacia* são *Tegenaria montigena*, *Dysdera flavitarsis* e *Dysdera gamarrae*.

Tabela 3.3 Resultados da análise SIMPER levada a cabo sobre a matriz locais x espécies.

Ab – abundância média de uma espécie em duna não invadida e duna invadida; contr – contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total; % Cum – percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Espécies	Ab.duna	Ab.acácia	Contr	% Cum
<i>Zodarion machadoi</i>	130,00	25,17	0,18	0,22
<i>Euophrys gambosa</i>	95,83	0	0,17	0,42
<i>Alopecosa albofasciata</i>	51,00	0,67	0,08	0,52
<i>Zelotes fulvopilosus</i>	38,17	0	0,06	0,59
<i>Tegenaria montigena</i>	23,5	46,33	0,06	0,66
<i>Zelotes manius</i>	20	0	0,03	0,70
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	17,17	0,17	0,03	0,73
<i>Dysdera flavitarsis</i>	0	13,67	0,02	0,76
<i>Dysdera gamarrae</i>	0,5	8	0,01	0,78
<i>Zodarion atlanticum</i>	5,67	1,33	0,01	0,80

3.2 Diversidade funcional (FD)

3.2.1 Número de espécies por cada categoria dos traços biológicos

Para cada categoria dos traços biológicos, considerados neste estudo, calculou-se a média da proporção de espécies de aranhas, tendo em conta a categoria a que pertencem. Após o cálculo das proporções determinou-se a média para os seis locais de duna não invadida e a média para os seis locais de duna invadida por *Acacia longifolia*.

a) Tamanho do corpo

A média da proporção de espécies de aranhas em função do tamanho do corpo encontra-se presente na Figura 3.3. Como se pode observar, as maiores diferenças encontram-se ao nível da categoria “tamanho pequeno” e da categoria “muito pequeno”, sendo que as categorias “tamanho grande” e “tamanho médio” não diferem substancialmente, entre os locais de duna não invadida e duna invadida.

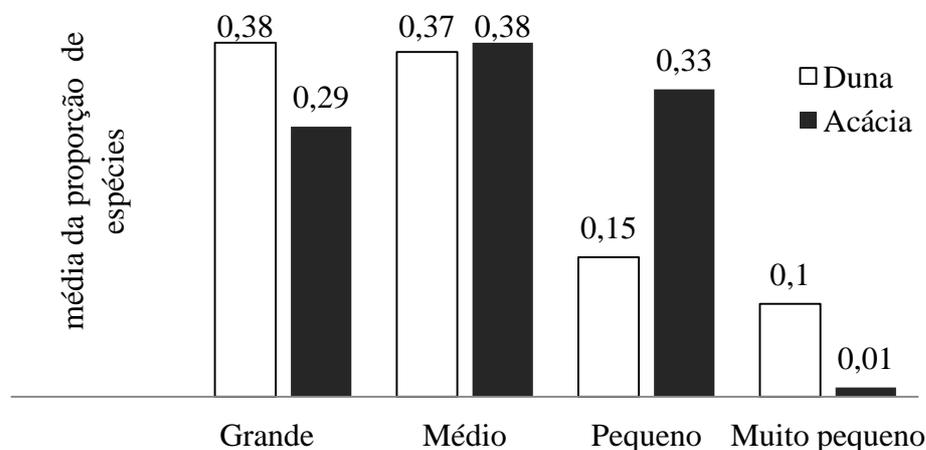


Figura 3.3 Média da proporção de espécies em função do tamanho do corpo (fêmeas) das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

b) Estratégia de caça

A média da proporção de espécies de aranhas em função da estratégia de caça encontra-se presente na Figura 3.4. Como se pode observar, as maiores diferenças na estratégia de caça encontram-se ao nível da categoria “caça por emboscada” e da

categoria “formação de teia” nos diferentes locais, sendo que existem mais espécies que caçam através de emboscada em duna e mais espécies que caçam através do uso de teia em locais de duna não invadida.

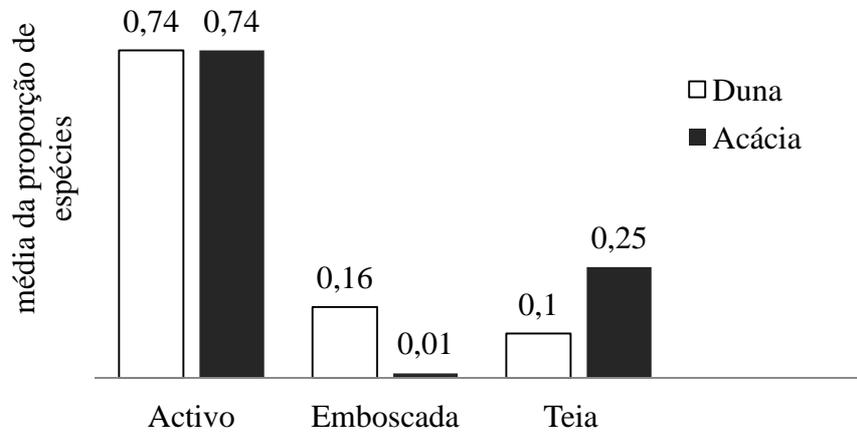


Figura 3. 4 Média da proporção de espécies em função da estratégia de caça das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

c) Estrato da vegetação

A média da proporção de espécies de aranhas em função do estrato da vegetação encontra-se presente na Figura 3.5. Como se pode observar, as maiores diferenças ao nível do estrato da vegetação observam-se principalmente ao nível da categoria “solo” e da categoria “vegetação”. As espécies mais associadas ao solo encontram-se maioritariamente nas zonas invadidas e as espécies mais associadas à vegetação encontram-se maioritariamente na duna.

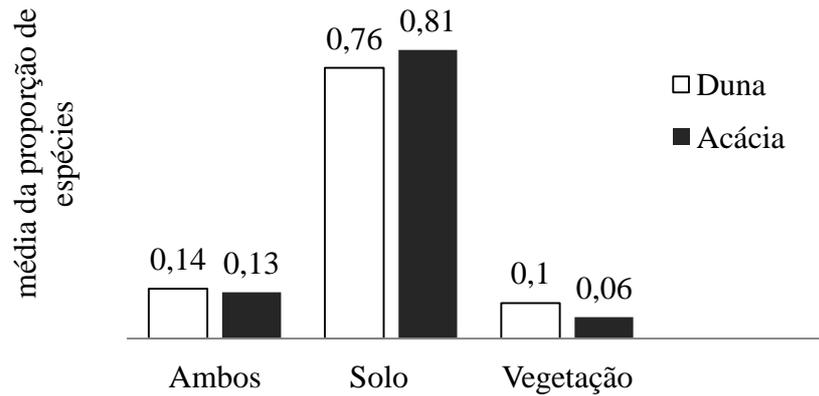


Figura 3.5 Média da proporção de espécies em função do estrato da vegetação das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

d) Associação à manta morta

A média da proporção de espécies de aranhas em função da associação à manta morta encontra-se presente na Figura 3.6. Como se pode observar, a media de proporção de espécies associadas à manta morta é mais elevada nos locais invadidos.

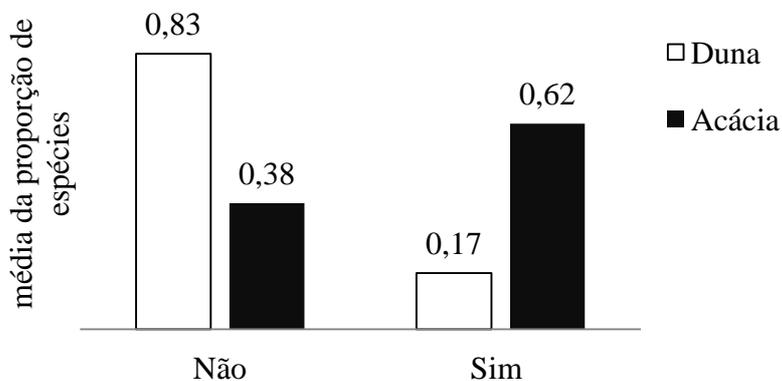


Figura 3.6 Média da proporção de espécies em função da associação à manta morta das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

e) Atividade circadiana

A média da proporção de espécies de aranhas em função da atividade circadiana encontra-se presente na Figura 3.7. Como se pode observar, existem mais espécies diurnas nos locais de controlo do que nos locais invadidos.

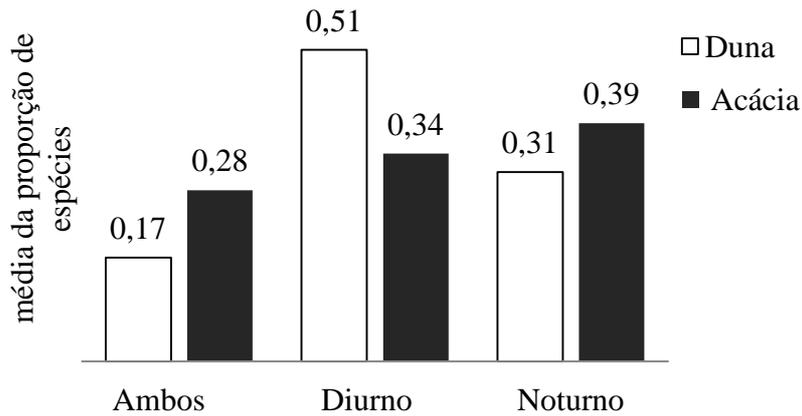


Figura 3.7 Média da proporção de espécies em função da atividade circadiana das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

f) Especialização alimentar

A média da proporção de espécies de aranhas em função da especialização alimentar encontra-se presente na Figura 3.8. Como se pode observar, existem mais espécies do tipo Crustaceófagas (que se alimentam de isópodes, mais concretamente de espécies pertencentes à subordem Oniscidea) nas zonas invadidas do que em dunas. Por sua vez estão presentes mais espécies do tipo Eurífagas (que têm um *spectrum* alimentar mais amplo) nos locais de controlo do que nos locais invadidos.

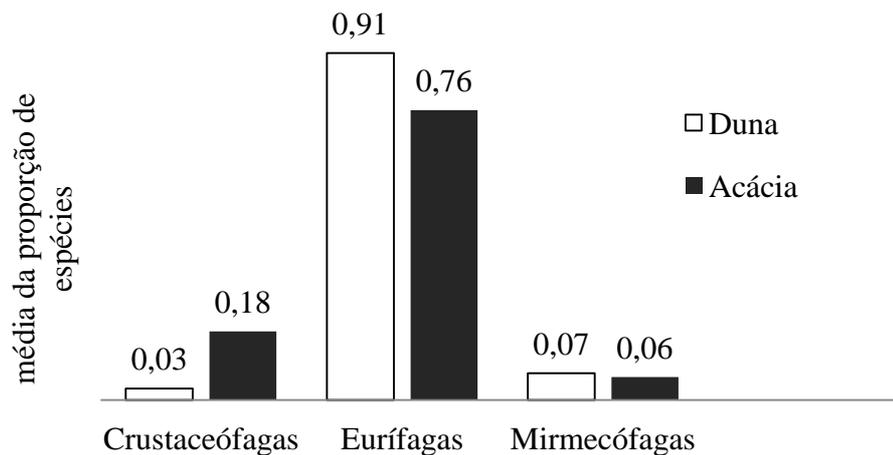


Figura 3.8 Média da proporção de espécies em função da especialização alimentar das aranhas para dunas sem e com *Acacia longifolia*.

3.2.2 Traços funcionais das espécies

Na tabela 3.4 encontram-se descritos os traços funcionais das dez espécies responsáveis pela dissimilaridade entre os locais não invadidos e os locais invadidos, por *Acacia longifolia*. Os dados apresentados são parte integrante de uma matriz sobre os traços funcionais estudados, das 69 espécies identificadas, que foi elaborada ao longo deste estudo.

Tabela 3.4 Matriz com os traços funcionais, estudados, das 10 espécies responsáveis pela dissimilaridade entre locais não invadidos e locais invadidos por *Acacia longifolia* (parte da matriz elaborada, sobre os dados funcionais das espécies, ao longo do estudo).

Família	Género	Espécie	Autor(es)	Data	Código	Distribuição	Tamanho do corpo (mm)	Estratégia de caça	Estrato vegetal	Associação à manta morta	Atividade circadiana	Especialização alimentar
Agelenidae	<i>Tegenaria</i>	<i>montigena</i>	Simon	1937	Teg.mon	Ibérica	15	Teia	Solo	Sim	Ambos	Eurífagas
Dysderidae	<i>Dysdera</i>	<i>gamarrae</i>	Ferrandez	1984	Dys.gam	Ibérica	7,1	Ativa	Solo	Sim	Noturno	Crustaceófagas
Dysderidae	<i>Dysdera</i>	<i>flavitaris</i>	Simon	1882	Dys fla	Ibérica	7,1	Ativa	Solo	Sim	Noturno	Crustaceófagas
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus</i>	<i>dalmatensis</i>	L. Koch	1866	Hap.dal	Global	8	Ativa	Solo	Não	Noturno	Eurífagas
Gnaphosidae	<i>Zelotes</i>	<i>fulvopilosus</i>	Simon	1878	Zel.ful	Mediterrâneo	7,6	Ativa	Solo	Não	Noturno	Eurífagas
Gnaphosidae	<i>Zelotes</i>	<i>manius</i>	Simon	1878	Zel.man	Mediterrâneo	7,1	Ativa	Solo	Não	Noturno	Eurífagas
Lycosidae	<i>Alopecosa</i>	<i>albofasciata</i>	Brullé	1832	Alo.alb	Mediterrâneo	12	Ativa	Solo	Não	Diurno	Eurífagas
Salticidae	<i>Euophrys</i>	<i>gambosa</i>	Simon	1868	Euo.gam	Mediterrâneo	2,7	Ativa	Solo	Não	Diurno	Eurífagas
Zodariidae	<i>Zodarion</i>	<i>atlanticum</i>	Pekar & Cardoso	2005	Zod.atl	Ibérica	3,19	Ativa	Solo	Não	Diurno	Mirmecófagas
Zodariidae	<i>Zodarion</i>	<i>machadoi</i>	Denis	1939	Zod.mac	Ibérica	3,5	Ativa	Solo	Não	Diurno	Mirmecófagas

3.2.3 Índices de diversidade funcional

3.2.3.1 Diversidade funcional (FD)

Na figura 3.9 apresenta-se um dendrograma construído a partir dos traços das espécies de aranhas observadas neste estudo. A sua observação permite constatar que, de um modo geral, as espécies pertencentes ao mesmo género se agrupam no mesmo ramo ou em ramos próximos, no dendrograma.

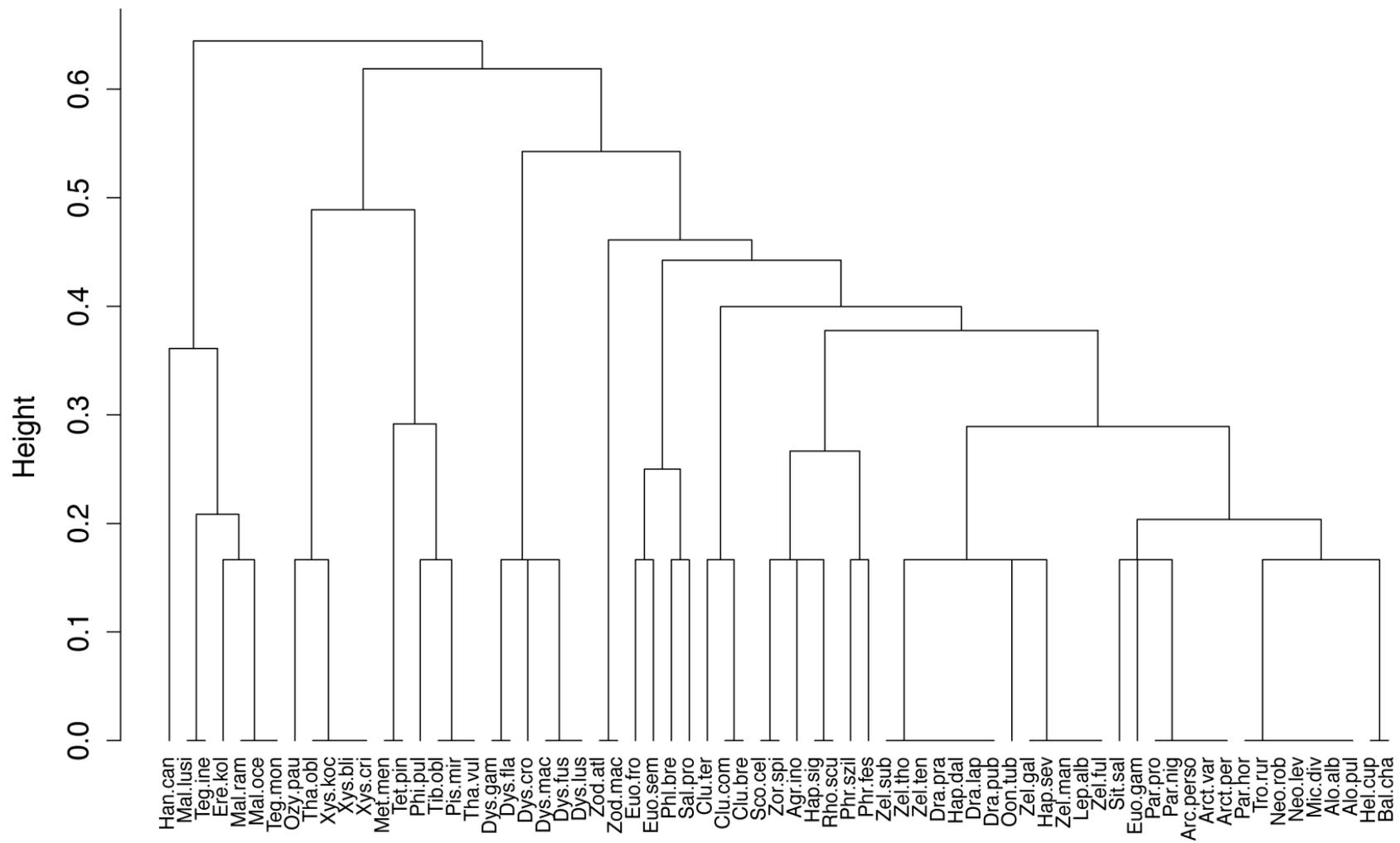


Figura 3.9 Dendrograma construído com os traços biológicos das espécies capturadas.

Na tabela 3.5 estão descritos os valores da diversidade funcional (FD), os valores da riqueza funcional (FRic), os valores da equitabilidade funcional (FEve) e os valores da divergência funcional (FDiv), para os locais amostrados.

Tabela 3.5 Valores de FD, FRic, FEve e FDiv nos locais de duna não invadida e nos locais de duna invadida por *Acacia longifolia*.

Locais	FD	FRic	FEve	FDiv
Afife	3,2	0,0003	0,3441	0,6213
Amorosa	5,7	0,0122	0,4089	0,778
Carruagem	4,54	0,0041	0,4209	0,6654
Belinho	4,79	0,0062	0,4035	0,9449
Esposende	5,91	0,0118	0,3590	0,8195
Apúlia	4,97	0,0054	0,2857	0,6191
Moledo/Acácia	4,97	0,0081	0,5928	0,9369
Gelfa/Acácia	4,94	0,0034	0,5516	0,9831
Afife/Acácia	4,18	0,002	0,5083	0,9256
Amorosa/Acácia	3,03	0,0001	0,4925	0,9483
Neiva/Acácia	5,5	0,0162	0,5837	0,9322
Ofir/Acácia	5,56	0,0121	0,4583	0,9418

O teste t ($t = -0,279$; $df = 9,998$; $p = 0,785$) indicou-nos que a média de FD em dunas não invadidas (média \pm sd: $4,852 \pm 0,968$) não é significativamente diferente da média de FD em dunas invadidas ($4,697 \pm 0,956$).

3.2.3.2 Riqueza funcional (FRic)

O teste t ($t = 0,089$; $df = 9,153$; $p = 0,930$) indica-nos que a média por cada local de FRic em dunas não invadidas (média \pm sd: $0,006 \pm 0,004$) não é significativamente diferente da média de FRic em dunas invadidas ($0,007 \pm 0,006$).

3.2.3.3 Equitabilidade funcional (FEve)

O teste t ($t = 5,320$; $df = 9,981$; $p = 0,0003$) indicou-nos que a média de FEve em dunas não invadidas (média \pm sd: $0,3703 \pm 0,051$) é significativamente inferior à média de FEve por cada local de amostragem em dunas invadidas ($0,531 \pm 0,053$).

3.2.3.3 Divergência funcional (FDiv)

O teste t ($t = 3,794$; $df = 5,247$; $p = 0,011$) indicou-nos que a média de FDiv em dunas não invadidas (média \pm sd: $0,741 \pm 0,129$) é significativamente inferior à média de FDiv em dunas invadidas ($0,944 \pm 0,02$).

3.2.4 Diversidade funcional (FD) em função do número de espécies observadas (Sobs)

Na figura 3.10 apresentam-se graficamente os resultados de regressões lineares tendo como variáveis dependentes a FD, FRic, FEve e FDiv em função da Sobs. Assim, podemos constatar que os valores da diversidade funcional (FD) ($R^2 = 0,815$; $p < 0,001$) e da riqueza funcional (FRic) ($R^2 = 0,728$; $p < 0,001$) estão positivamente e linearmente relacionados com a Sobs, ou seja a diversidade taxonómica influencia a diversidade funcional (FD) e a riqueza funcional (FRic). Por sua vez, a equitabilidade funcional (FEve) ($R^2 = 0,061$; $p = 0,440$) e a divergência funcional (FDiv) ($R^2 = 0,019$; $p = 0,668$) não se encontram linearmente relacionadas com a Sobs.

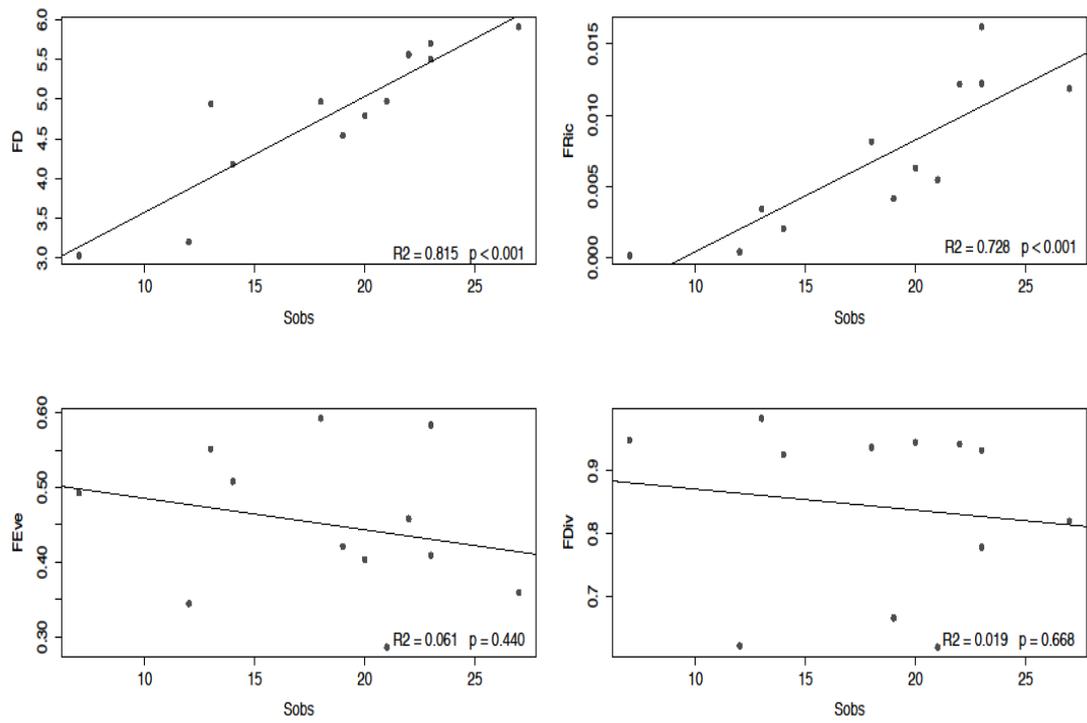


Figura 3.10. Diversidade funcional (FD), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) em função do número de espécies observadas (Sobs).

4.Discussão

4. Discussão

O estudo do efeito das plantas invasoras sobre os processos do ecossistema, assumiu-se como um campo emergente de estudo na Ecologia. Face à análise da literatura sobre espécies invasoras dos últimos anos, sabe-se que muitos são os impactos negativos destas espécies sobre o ecossistema. O efeito das invasoras no ecossistema é variado e complexo, afetando os processos do ecossistema e as espécies de forma diferente. No entanto, nem sempre a invasão de um determinado local se traduz num declínio de diversidade. Em alguns casos, o que se verifica são alterações na abundância das espécies e na composição das comunidades (Samways, 2005). Diversos estudos demonstraram que a diversidade das comunidades de insetos naturais da região foi alterada, após a fixação de espécies invasoras no ecossistema, mas não foi necessariamente empobrecida (Samways *et al.*, 1996; Kinzig & Samways, 2000; Samways & Taylor, 2004;). Ou seja, nem todas as invasões se traduzem na perda de espécies de um habitat, conduzindo, sim, muitas vezes à substituição de espécies autóctones por outras com carácter invasivo.

A maior parte dos estudos em Ecologia das invasões concentraram-se até à última década maioritariamente na diversidade taxonómica ignorando outros aspetos da diversidade, designadamente a diversidade funcional (Cardoso *et al.*, 2014a). Porém sabe-se que as espécies não são todas iguais, nem possuem características funcionais idênticas (Diaz & Cabido 2001). Tendo em mente que os traços das espécies estão relacionados com o funcionamento dos ecossistemas, o seu entendimento permite-nos compreender mais facilmente como funciona o ecossistema, já que alterações ao nível da diversidade funcional refletem alterações mais profundas do funcionamento destes (Weihler, 2010). Porém, ainda muito pouco se sabe sobre os efeitos das invasões sobre alguns grupos taxonómicos, como as aranhas, surgindo assim as bases que motivaram o presente estudo.

4.1. Impacto da invasão de dunas por *Acacia longifolia* sobre a diversidade taxonómica das comunidades de aranhas

Os resultados obtidos mostram que, no que diz respeito à diversidade taxonómica, não existem diferenças significativas entre a riqueza de espécies nos dois tipos de locais em estudo (duna não invadida e duna invadida), tal como se observou em estudos semelhantes (Buddle *et al.*, 2000; Gajdos & Toft, 2000; Mallis & Hurd 2005;

Schirmel *et al.*, 2013). Os resultados de dominância e equitabilidade demonstraram que os locais, duna não invadida (controlo) e duna invadida tendem a ser dominados por poucas espécies de aranhas, não havendo diferenças significativas entre eles. Em termos ecológicos isto poderá estar relacionado com o *stress* fisiológico existente em ambientes dunares caracterizados por ventos fortes, que se traduzem numa mobilidade elevada do substrato e limitações fortes ao crescimento vegetal em altura, forte insolação, que se traduz por elevadas amplitudes térmicas diárias, entre outras, o que leva a uma maior dominância por parte das espécies que estão particularmente adaptadas a este tipo de ambientes. Por outro lado, as dunas com *Acacia longifolia*, tendem a exibir níveis semelhantes de dominância e equitabilidade em virtude da presença de uma extensa manta morta e baixa estruturação vertical da vegetação, de que tiram partido apenas algumas espécies que dominam a comunidade.

As diferenças entre as comunidades de aranhas entre dunas não invadidas e dunas invadidas surgem apenas ao nível da composição de espécies. Estes dois tipos de locais são claramente distintos entre si como se pode observar pelos resultados da análise de dissimilaridade (Figura 3.2). Tal pode-se dever ao facto dos locais amostrados apresentarem características muito diferentes entre si, nomeadamente ao nível da estrutura vertical da vegetação e ao abrigo proporcionado por esta ao vento e à circulação sedimentar. Estas características acabam por induzir a formação de comunidades muito distintas por mecanismos de filtração de espécies em resposta às condições particulares de cada local. Desta forma pode-se concluir, que não se verificou uma homogeneização dos locais invadidos por *Acacia longifolia*, mas sim alterações ao nível da abundância e composição de espécies.

4.2. Impacto da invasão de dunas por *Acacia longifolia* sobre a diversidade funcional das assembleias de aranhas

No que diz respeito à diversidade funcional, os resultados obtidos revelaram-se bastante curiosos. Em termos de riqueza funcional (FD e FRich), os dois tipos de dunas (invadidas e não invadidas) demonstraram que não são significativamente diferentes. Estes resultados são concordantes com as análises realizadas ao nível taxonómico.

Em termos de equitabilidade funcional (FEve) é de salientar que as dunas sem *Acacia longifolia* apresentam assembleias de aranhas significativamente menos “equitativas”. Estes resultados são indicadores de que a distribuição e abundância das

espécies de aranhas das dunas não invadidas, no espaço funcional é menos regular. Tendo em conta, que o índice FEve mede a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional, esta irá ser maximizada por uma distribuição uniforme das espécies e das abundâncias no espaço funcional. Por sua vez, os valores de FEve serão menores quando a distribuição no espaço funcional não for regular, ou seja, quando algumas partes, do espaço funcional, estiverem vazias, e outras estiverem densamente preenchidas (Mouchet *et al.*, 2010). Ora, uma vez que nas dunas não invadidas a distribuição no espaço funcional é menos regular, podemos concluir que as espécies que aí habitam possuem características funcionais semelhantes, características essas, que lhes permitem sobreviver neste tipo de ambientes, em comparação com as aranhas dos locais invadidos onde a distribuição de espécies e abundâncias é mais regular.

Por sua vez, os resultados da divergência funcional (FDiv) parecem indicar que as espécies mais abundantes nas dunas invadidas por *Acacia longifolia* são funcionalmente mais divergentes entre si do que as espécies mais abundantes nas dunas não invadidas, que tendem a ter traços mais semelhantes. Com efeito, as espécies mais abundantes em dunas invadidas, *Tegenaria montigena* e espécies do género *Dysdera* apresentam traços muito distintos entre si, como se pode verificar pela informação presente na Tabela 3.4, o que justifica uma maior divergência funcional nos locais invadidos. É de salientar que altos níveis de divergência funcional (FDiv) encontram-se geralmente associados a um alto grau de diferenciação do nicho ocupado pelas espécies pertencentes a uma comunidade, ou seja as espécies mais abundantes, nessa comunidade, são muito diferentes e por isso não entram em competição (Mouchet *et al.*, 2010).

Mais uma vez, os resultados obtidos através da análise dos diferentes índices de diversidade funcional podem ser interpretados como sendo uma consequência de mecanismos de filtração ambiental (Weiher & Keddy 1999; Cornwell *et al.*, 2006) que parecem estruturar as comunidades de aranhas dunares. Assim, pode-se inferir que a fixação de espécies invasoras em dunas provoca alterações na composição funcional de aranhas criando comunidades com traços biológicos mais heterogéneos (valores de FEve e FDiv mais elevados) (Figura 3.11).

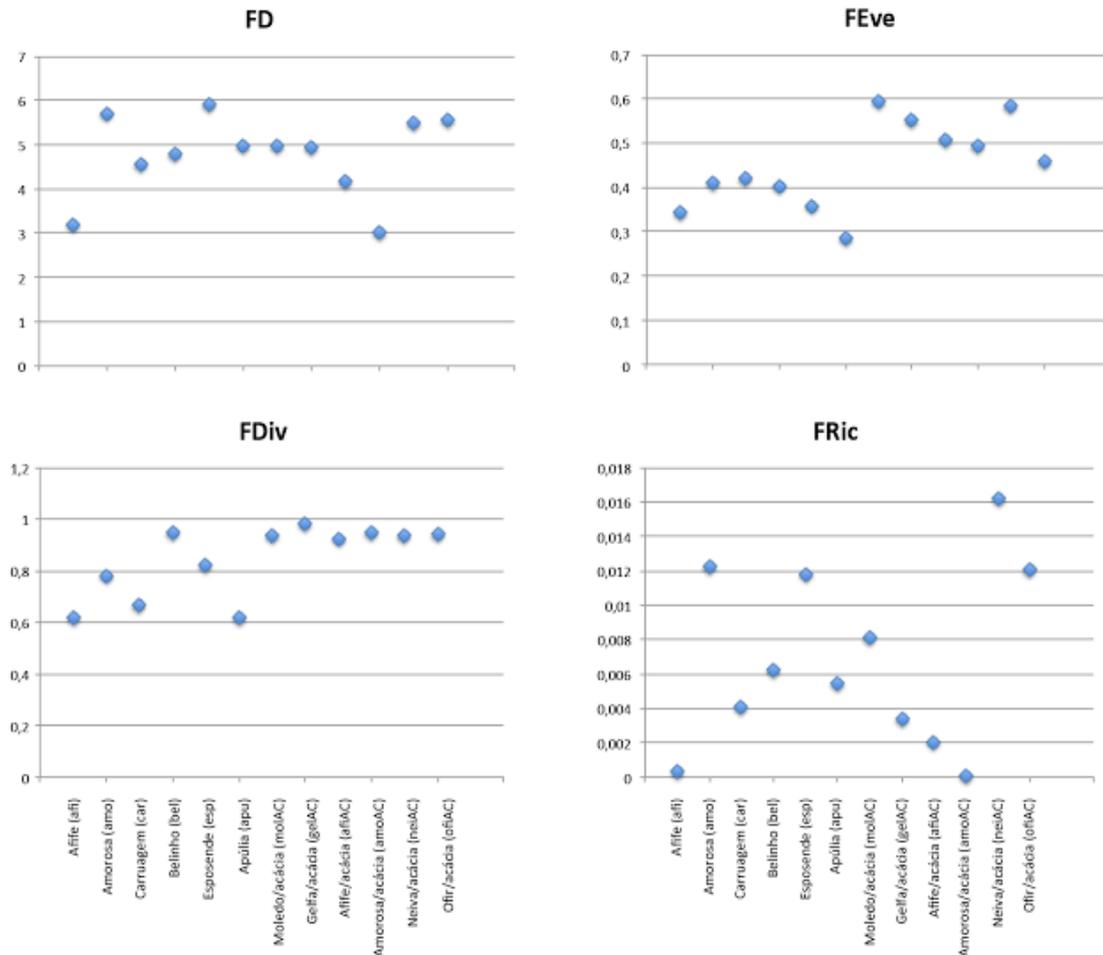


Figura 3.11 Valores de FD, FRic, FEve e FDiv nos locais de duna não invadida e nos locais de duna invadida por *Acacia longifolia*.

Tal facto, parece demonstrar que as várias espécies presentes nas comunidades em locais invadidos resultam de um desaparecimento de espécies, indicando assim um enfraquecimento da filtragem ambiental, que regula normalmente as comunidades típicas e especializadas dos habitats de dunas não invadidos que apresentam valores de FEve e FDiv mais baixos.

Resultados semelhantes foram observados por Schirmel *et al.* (2013), cujo estudo se focou sobre o impacto da espécie *Campylopus introflexus* na diversidade funcional das assembleias de aranhas e de carabídeos nos habitats dunares. Schirmel *et al.* (2013) observou que nos locais invadidos existia uma composição mais heterogênea dos traços funcionais de aranhas, ou seja, os traços biológicos das espécies de aranhas eram mais diversificados nas áreas invadidas. Concluíram que a invasão por parte da *Campylopus introflexus*, em ambiente dunar, altera a diversidade das comunidades de invertebrados e interfere ainda ao nível funcional das comunidades das mesmas.

Assim, os resultados encontrados neste estudo são concordantes com os estudos já citados que apontam para que efeitos das invasões de plantas nos ecossistemas se fazem sentir não só ao nível taxonómico, mas também ao nível da estrutura e dos processos ecológicos do mesmo.

4.3. Espécies e traços biológicos distintivos

As espécies que ocorrem em locais onde se sente a atuação da filtração ambiental, apresentam por norma, características específicas e boa adaptação às condições ambientais predominantes desse local, apresentando, ainda, entre si traços semelhantes e específicos, tendo em conta as características do habitat em que habitam (Holdaway & Sparrow, 2006; Petchey *et al.*, 2007). Tal facto foi observado nas dunas não invadidas, onde as espécies mais abundantes aí presentes detinham traços funcionais bastantes semelhantes entre si, em contraste com os locais da invasão, por parte das acácias, em que os traços biológicos das espécies de aranhas mais abundantes eram menos semelhantes.

A maioria das aranhas vive em habitats estritamente definidos e estruturados, uma vez que estas estão condicionadas por limitações ao nível fisiológico como a temperatura, humidade, vento e intensidade da luz, que se encontram sempre aliadas, ainda, a fatores biológicos como o tipo de vegetação, quantidade de alimento disponível, competidores e predadores (Foelix, 2011).

Do total de 69 espécies capturadas, dez contribuíram com cerca de 80% para a dissimilaridade total existente entre dunas invadidas e não invadidas. Analisando a ecologia destas espécies verificou-se que as espécies encontradas em duna não invadida são muito diferentes das espécies encontradas em dunas invadidas por *Acacia longifolia*, como se pode verificar na tabela 3.4. Por exemplo, as espécies do género *Zodarion* são Mirmeecófagas e encontram-se associadas às dunas sem *Acacia longifolia* em função da disponibilidade de alimento (formigas). Por sua vez as espécies do género *Dysdera* são Crustaceófagas, alimentando-se sobretudo de crustáceos que surgem associados à manta morta bem desenvolvida e que só existe nas dunas invadidas. Ainda, as espécies *Euophrys gambosa*, *Alopecosa albimana* e *Zelotes fulvopilosus* são espécies xerotérmicas, ou seja, vivem em habitats secos e quentes, como é o caso das dunas não invadidas.

Tendo em conta o exposto, entende-se que os dois locais em estudo, duna invadida e duna não invadida, acabam por se apresentar como dois biótopos diferentes, uma vez que as condições ambientais presentes na duna não invadida e na duna invadida apresentam diferenças muito acentuadas. As dunas não invadidas apresentam uma grande amplitude térmica, atingindo elevadas temperaturas durante o dia e baixas temperaturas à noite, e tendo em conta, que os invertebrados possuem um ponto de inatividade térmico, é perceptível que neste tipo de habitat se encontrem espécies mais diurnas do que em dunas com *Acacia longifolia*. Contrapondo com a situação observada ao nível das dunas com *Acacia longifolia*, tal pode-se dever ao facto de as acácias acabarem por provocar alterações da estrutura, modificando ainda as condições ao nível do microclima, estruturação do solo/vegetação da disponibilidade de presas.

Deve-se salientar, que observaram-se mais espécies do tipo pequeno em dunas não invadidas, resultado que pode ser explicado pelo facto das espécies geralmente associadas a flores e a um tipo de cobertura vegetal mais dunar, possuírem geralmente um tamanho inferior a 12 mm (exemplo das espécies pertencentes à família Salticidae).

Ao nível da estratégia de caça, por exemplo, observou-se que nas dunas com *Acacia*, existem mais espécies que caçam por teia, do que em dunas, onde encontramos, por sua vez, espécies que caçam mais por emboscada ou de forma ativa (Figura 3.4). Estas diferenças ao nível do uso da teia, na estratégia de caça, são decifráveis, uma vez que as acácias fornecem estrutura para a formação de teias, o que não acontece nas dunas não invadidas, onde a disponibilidade de estruturas que permitam a formação de teias é menor e onde o habitat se encontra mais exposto a condicionantes ambientais como o vento.

4.4. Conclusões

Concluindo, verificou-se que não existem diferenças em termos de riqueza de espécies ou funcional, entre as dunas invadidas e as dunas não invadidas por *Acacia longifolia*. Existem diferenças notórias no que toca à composição de espécies, entre os dois tipos de dunas, que parecem estar associadas aos traços funcionais das espécies (diversidade funcional), sugerindo a atuação dos mecanismos de filtração ambiental. A existência destas diferenças reflete que existem alterações profundas ao nível do funcionamento dos ecossistemas, após a invasão por parte da *Acacia longifolia*.

A utilização de várias métricas relacionadas com a diversidade taxonómica e a diversidade funcional em conjunto, revelou ser bastante vantajosa, uma vez que se encontram interligadas, já que as diferenças observadas ao nível da diversidade taxonómica, entre dois locais, podem ser explicadas pelas diferenças dos traços funcionais das espécies que aí habitam (Cardoso *et al.*, 2014b). Compreender, assim, as duas facetas da diversidade é fundamental para uma real compreensão sobre o que passa nos ecossistemas.

Neste estudo verificou-se, ainda, que as comunidades de aranhas reagem muito bem, quer em termos taxonómicos quer em termos funcionais, aquando de uma invasão de *Acacia longifolia*, em ambiente dunar, sendo, por isso, potenciais bons bioindicadores (Samways, 2005), tanto para o estudo das invasões como para a monitorização de habitats invadidos por esta espécie.

4.5 Considerações finais

O processo de controlo e conservação dos ecossistemas perante a problemática das espécies invasoras será certamente um caminho com vários obstáculos e árduo, uma vez que para além do grande problema ao nível da biologia destas espécies, enfrentámos ainda o Homem. Apesar dos responsáveis políticos ao longo do globo estarem conscientes de toda a problemática existente à volta das espécies invasoras, e de todas as campanhas de sensibilização levadas a cabo por biólogos e ambientalistas, muitas são as arestas por limar, existindo um fosso entre o conhecimento científico e a aplicação no dia-a-dia, quer pelo cidadão comum como pelos responsáveis políticos, que continuam a por os interesses económicos, a curto prazo, à frente do controlo biológico destas espécies, que caso não sejam controladas se irão traduzir em enormes problemas ecológicos e económicos no futuro.

Assim, novos estudos serão fundamentais para entender quais os reais impactos das espécies invasoras sobre os ecossistemas, e novas abordagens, como as que foram levadas a cabo neste estudo, são necessárias de forma a avaliar os impactos, destas espécies, sobre todos os pilares constituintes da biodiversidade e sobre os processos existentes no ecossistema. O próximo passo deverá ser o estudo das comunidades de aranhas em zonas de pinhal de forma a entender os padrões de distribuição das comunidades de aranhas ao longo das diferentes zonas dunares (duna frontal; duna invadida e duna com pinhal). Ainda, o estudo das comunidades de aranhas, onde a infestação já se encontra estabelecida comparativamente com locais recentemente

invadidos deve ser tida em conta. Deve-se ainda conceber a amostragem em locais onde a infestação foi controlada, de modo a verificar se existe uma recuperação das comunidades de aranhas, após o controlo da *Acacia longifolia*, e se após o seu corte, se observa a recuperação das espécies típicas de dunas. Os resultados obtidos nos diferentes locais permitirão um melhor entendimento sobre o real impacto das invasoras nos ecossistemas e quais as consequências das mesmas sobre os invertebrados.

5.Referências bibliográficas

- Aboucaya, A., (2004). Listes des plantes exotiques invasives sur le territoire français métropolitain. In: *Plantes Invasives en France* (ed. S Muller), 119–123. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683–693.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C. & Swenson, N.G. (2011). Navigating the multiple meanings of biodiversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19–28.
- Baquero, R. & Telleria, J.L. (2001). Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation*, 10, 29-44.
- Bonte, D., Baert, L., Lens, L. & Maelfait, J.-P. (2004). Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. *Ecography*, 27, 343-349.
- Bonte, D., Lens, L., & Maelfait, J. P. (2006). Sand dynamics in coastal dune landscapes constrain diversity and life-history characteristics of spiders. *Journal of Applied Ecology*, 43, 735 – 747.
- Buddle, C. M., Spence, J. R., & Langor, D. W. (2000). Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography*, 23, 424–436.
- Cardoso, P., Silva, I., Oliveira, N.G. & Serrano, A.R.M. (2004a). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120: 517-524.
- Cardoso, P., Silva, I., Oliveira, N.G. & Serrano, A.R.M. (2004b). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation.
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N.G. & Serrano, A.R.M. (2007). Seasonality of spiders (Araneae) in Mediterranean ecosystems and its implications in the optimum sampling period. *Ecological Entomology*, 32, 516-526.

- Cardoso, P., Scharff, N., Gaspar, C., Henriques, S.S., Carvalho, R., Castro, P.H., Schmidt, J.B., Silva, I., Szüts, T., Castro, A. & Crespo, L.C. (2008). Rapid biodiversity assessment of spiders (Araneae) using semi-quantitative sampling, a case study in a Mediterranean forest. *Insect Conservation and Diversity*, 1, 71-84.
- Cardoso, P. (2009). Standardization and optimization of arthropod inventories-the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, 18, 3949-3962.
- Cardoso, P. & Morano, E. (2010). The Iberian spider checklist (Araneae). *Zootaxa*, 2495: 1-52.
- Cardoso, P., Riga, F., & Carvalho, J.C. (2014b). BAT: Biodiversit Assessment Tools. R package version 1.0. <http://CRAN.R-project.org/package=BAT>
- Carvalho, J.C. (2011). Biogeography and macroecology of spiders along a gradient of mediterraneity. Doctoral Thesis. Universidade do Minho 156pp.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Crespo, L.C., Henriques, S., Carvalho, R. & GomesP, (2012a). Determinants of spider species richness in coastal dunes along a gradient of mediterraneity. *Insect Conservation and Diversity*, 5: 127-137.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Gomes, P. (2012b). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 21, no. 7, p. 760-771.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117 –143.
- Connor E.F., Simberloff D.S. (1979). The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60:1132–1140.
- Cornwell WK, Schilck DW, Ackerly DD (2006). A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87:1465–1471
- Dray, S., Dufour, A. B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*. 22(4): 1-20.

- de Bello, F., Lavergne, S., Meynard, C.N., Lepš, J. & Thuiller, W. (2010). The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. *Journal of Vegetation Science*, 21, 992–1000.
- Diaz, S. & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.*, 16, 646–655.
- Diaz, S., Lavorel, S., De Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. & Robson, M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 20684–20689.
- Elton C.S.(1946). Competition and the Structure of Ecological Communities in: *Journal of Animal Ecology*, pp. 54-68
- Elton C.S., (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Methuen pp. 181.
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R. & Nentwig, W. (2007). Niche properties of Central European spiders, shading, moisture, and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 440–448.
- Fattorini S (2006). Detecting biodiversity hotspots by species–area relationships: A case study of Mediterranean beetles. *Conserv Biol* 20: 1169–1180. *Biological Conservation*, 117: 453-459.
- Gajdos, P., & Toft, S. (2000). A twenty-year comparison of epigeic spider communities (Aranae) of Danish coastal heath habitats. *Journal of Arachnology*, 28, 90–96.
- Garcia-Barros, E., Gurrea, P., Lucíañez, M.J., Cano, J.M., Munguira, M.L., Moreno, J.C., Sainz, H., Sanz, M.J., & Simón, J.C. (2002). Parsimony analysis of endemism and its application to animal and plant geographical distributions in the Ibero- Balearic region (western Mediterranean). *Journal of Biogeography*, 29, 109-124
- Gaston, K.J. (1996). *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Science, Oxford.

- Gaston, K. J. and Spicer, J. I. (2004). *Biodiversity: an introduction*, 2nd edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Gomes, P. T. ; Botelho, . C. ; Carvalho, G. S. (2002). *Sistemas dunares do litoral de Esposende*. Braga : Universidade do Minho,
- Holdaway RJ, Sparrow AD (2006). Assembly rules operating along a primary riverbed-grassland successional sequence. *J Ecol* 94:1092–1102
- Hutchinson, G. E. (1957). *Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol.*, 22, pp. 415-427.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2013). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Vegetation Sci.*, 3, 157–164.
- Kinvig, R. and Samways, M. J. (2000). Conserving dragonflies (Odonata) along streams running through commercial forestry. *Odonatologica* **29**, 195--208.
- Kinzig, A., Pacala, S.W. & Tilman, D. (2002). *The Functional Consequences of Biodiversity*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J. (2003). Measuring beta diversity for presence absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367–382.
- Laliberté, E., and P. Legendre (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305.
- Lambeets, K., Vandegehuchte, M. L., Maelfait, J. P., & Bonte, D. (2009). Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. *Biological Conservation*, 142, 625–637.

- Legendre, P. and L. Legendre. (2012). Multiscale analysis: spatial eigenfunctions. Chapter 14 in: *Numerical ecology, 3rd English edition*. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lodge DM. (1993a). Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* 8:133– 37.
- Lodge DM. (1993b). Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. In *Biotic Interactions and Global Change*, ed. PM Kareiva, JG Kingsolver, RB Huey, pp. 367–87. Sunderland, MA: Sinauer. 559 pp.
- Lomba, A., Alves, P. & Honrado, J. (2008) Endemic sand dune vegetation of the Northwest Iberian Peninsula: diversity, dynamics, and significance for bioindication and monitoring of coastal landscapes. *Journal of Coastal Research*, 24, 113-121.
- Longcore, T. (2003). Arthropods as indicators of restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology/Blackwell*. Vol. v.11(4), pp. p.397–409.
- Longino, J.T., Coddington, J. & Colwell, R.K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83, 689–702.
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (2002) *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Maes D. and D. Bonte. (2006). Using distribution patterns of five threatened invertebrates in a highlyfragmented dune landscape to develop a multispecies conservation approach. *Biological Conservation* 133: 490-499.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. African Journal of Aquatic Science.
- Magurran, A. E. (2005). *Evolutionary Ecology: The Trinidadian Guppy*. Oxford University Press. ISBN 0198527853.

- Mallis, R. E., & Hurd, L. E. (2005). Diversity among grounddwelling spider assemblages: Habitat generalists and specialists. *Journal of Arachnology*, 33, 101–109.
- Marchante, H., Marchante, E., Freitas, H., (2003). Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. In: Child, L.E., Brock, J.H., Brundu, G., Prach, K., Pys̆ek, P., Wade, P.M., Williamson, M. (Eds.), *Plant Invasion: Ecological Threats and Management Solutions*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 75-85.
- Marchante, E., Kjoller, A., Struwe, S., Freitas, H., (2007). Soil microbial activity in dune ecosystems in Portugal invaded by *Acacia longifolia*. In: Tokarska-Guzik, B., Brock, J.H., Brundu, G., Child, L., Daehler, C.C., Pys̆ek, P. (Eds.), *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 247–257.
- Marchante H, Marchante E (2008). Rasgos comunes de las mimosas de origen australiano que invaden la Península Ibérica. In: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (Coord.) *Invasiones biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas CSIC, Colección Divulgación. Madrid, pp. 171-174.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. & Williams, P.H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, 27, 309-326.
- Marquet, P.A.; Maurer, B.A.; Ostling, A.; Soykan, C.U., Ugland, K.I. & White, E.P. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10: 995-1015.
- McGeoch, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181-20.
- McGill, B.J.; Etienne, R.S.; Gray, J.S.; Alonso, D.; Anderson, M.J.; Benecha, H.K.; Dornelas, M.; Enquist, B.J.; Green, J.L.; He, F.; Hurlbert, A.H.; Magurran, A.E.,

- Marquet, P.A.; Maurer, B.A.; Ostling, A.; Soykan, C.U., Ugland, K.I. & White, E.P. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10: 995-1015.
- Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2013). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10.<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Mouchet, M.A, Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876.
- Muller, S. (2004). *Plantes Invasives en France*. Museum National d'Histoire Naturelle (Patrimoines naturels, 62), Paris.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, et al. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions* 1:3–19
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402–411.
- Petchey OL, Evans KL, Fishburn IS, Gaston KJ (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *J Anim Ecol* 76:977–985
 Tilman D (2001) Functional diversity. In SA Levin, ed.*Encyclopedia of biodiversity, Vol.3*, pp109-120. Academic Press.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D. (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50:53–65.
- Platnick, N.I. (2014). *The world spider catalog, version 15.0*. American Museum of Natural History.
- Purvis, A. & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405, 212–219.

- Quinn, G.P., Keough, M.J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists* Cambridge University Press
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S., & Foster, G. N. (2001). Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, 82, 1112 – 1129.
- Ricotta, C. & Burrascano, S. (2008). Beta diversity for functional ecology. *Preslia*, 80, 61–71.
- Roberts MJ (1996). *Spiders of Britain and Northern Europe*. Collins
- Rosenfeld, J. S. (2002). Logical fallacies in the assessment of functional redundancy. *Conserv. Biol.* 16: 837–839
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., Kimberly, A., Review, A. (2001). The Population Biology of Invasive Species, 32, 305–332.
- Sala OE, Chapin FS III, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, et al. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–74.
- Samways, M. J. (1996). Insects on the brink of a major discontinuity. *Biodiversity and Conservation* 5, 1047-58.
- Samways, M. J. and Taylor, S. (2004). Impacts of invasive alien plants on red-listed South African dragonflies (Odonata). *South African Journal of Science* **100**, 78-80.
- Samways, M. (2005). *Insect diversity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Scharff, N., Coddington, J.A., Griswold, C.E., Hormiga, G. & Bjørn, P.P. (2003). When to quit? Estimating spider species richness in a Northern European deciduous forest. *Journal of Arachnology*, 31, 246-273.
- Schirmel, J., Buchholz, S. (2013). Invasive moss alters patterns in life-history traits and functional diversity of spiders and carabids. *Biological Invasions*. 15, 1089-1100

- Schleuter, D. et al. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80: 469–484.
- Schulze, E.D. & Mooney, H.A. (1993). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer Verlag, New York.
- Stein, B.A., Kutner, L.S. & Adams, J.S. (2000). *Precious heritage: the status of biodiversity in the United States*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Skerl, K.L. & R.G. Gillespie, (1999). Spiders in conservation - tools, targets and other topics. *J. Insect Conserv.*, 3: 249-250.
- Simberloff D.(1996). Impacts of introduced species in the United States. *Consequences: Nat. Implic. Environ. Change* 2:13–22.
- Solow, A.R. and Polasky, S. (1994). Measuring biological diversity. *Journal of Ecological and Environmental Statistics*, 1: 95-107.
- Swenson, N.G. (2011). Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities.
- U.S. Congr.Off. Technol. Assess. (1993). *Harmful non-indigenous species in the United States*, OTF-F-565. Washington, DC: US GPO.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301.
- Weiher E, Keddy PA (2000). *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University press, Cambridge
- Weiher, E. (2010). A primer of trait and functional diversity. In: A. E. Magurran and B. J. McGill, editors. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, pp. 175-193.
- Whittaker, R.H. (1960). *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*. *Ecological Monographs*, 30, 280–338.

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607–15.

Williamson M. (1996) *Biological Invasions*. New York: Chapman & Hall. 244 pp.

Wise, D.H. (1993). *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press, New York.