



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Uso do Habitat por Lagartixas em Sistemas Agro-silvo-pastoris de Montado

Teresa Isabel Zarcos Teles Afonso

Orientação:

Paulo Sá Sousa (Prof. Auxiliar)

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2015



UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Uso do Habitat por Lagartixas em Sistemas Agro-silvo-pastoris de Montado

Teresa Isabel Zarcos Teles Afonso

Orientação:

Paulo Sá Sousa (Prof. Auxiliar)

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2015

Agradecimentos

Ao chegar ao fim de mais uma etapa, depois de um longo caminho percorrido, não posso deixar de agradecer a todos aqueles que me acompanharam, que me deram força e que torceram por mim. Foi com o vosso apoio que consegui realizar mais este sonho.

Deixo aqui o meu agradecimento a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho:

Ao Professor Paulo Sá-Sousa pela oportunidade de trabalhar com as lagartixas, um grupo fantástico. Pela orientação durante todo o percurso, pela troca de ideias e por toda a ajuda.

Ao Luís Sousa, por tudo o que me ensinaste durante o nosso trabalho de campo, pela companhia e pela partilha dos dados.

A toda a equipa envolvida no projeto onde se inseriu a investigação aqui apresentada “A Gestão da Intensidade do Pastoreio face à Valorização do Montado como Sistema de Elevado Valor Natural”. Um grande obrigado à equipa responsável pela avifauna pela disponibilização dos dados que recolheram em campo.

Ao Departamento de Geociências da Universidade de Évora que, gentilmente, disponibilizou o transporte que permitiu a realização do trabalho de campo.

À Ana e ao Ricardo. A vossa amizade foi das coisas mais valiosas que o mestrado me proporcionou.

À Eng^a Margarida Lourenço pelo enorme apoio, essencial para a conclusão desta dissertação. À minha Ana, pela amizade, cumplicidade, por me ouvires! A todos os Calicenses! Hélder, Consuelo, Diogo, Luís P., Luís S., Camacho, Hugo, Pedro Palma e Pedro Póvoas. Nem imaginam como foi importante as gargalhadas que demos juntos, os desabafos. Serão sempre a minha grande equipa do coração!

Aos meus pais e irmão, sempre presentes em todos os momentos. Obrigado pelo apoio incondicional e por acreditarem tão firmemente em mim.

Aos meus avós por toda a ajuda que permitiu que este projeto se tornasse realidade.

E a ti, que estás sempre lá. Que mais do que todos conheces cada passo do meu caminho, cada tropeção. Que nunca me permites desistir nem fraquejar. Obrigado Fábio.

Avó, que saudades... Esta conquista é para ti.

Índice Geral

Resumo.....	pág.1
Abstract	pág.2
1. Introdução	pág.3
1.1 Alterações Antropogénicas nos Ecossistemas	pág.3
1.1.1 O Contexto Mediterrânico	pág.3
1.1.2 O Montado e o seu Maneio	pág.4
1.2 Ecologia dos Répteis.....	pág.5
1.2.1 Os Répteis e o Maneio do Montado	pág.8
1.2.2 Os Répteis e o Pastoreio	pág.9
1.3 Objetivos do Estudo	pág.11
2. Materiais e Métodos	pág.14
2.1 Caracterização da Área de Estudo.....	pág.14
2.2 Caracterização das Parcelas de Estudo	pág.15
2.3 A Comunidade de Répteis no Sítio de Monfurado.....	pág.16
2.3.1 Espécies Presentes na Área de Estudo.....	pág.16
2.3.2 Espécies de Lagartixas em Estudo.....	pág.16
2.3.2.1 <i>Podarcis virescens</i> (Sauria: Lacertidae)	pág.16
2.3.2.2 <i>Psammodromus algirus</i> (Sauria: Lacertidae)	pág.18
2.3.2.3 <i>Psammodromus occidentalis</i> (Sauria: Lacertidae)	pág.20
2.4 Delineamento Experimental	pág.21
2.4.1 Métodos de Amostragem	pág.21
2.4.2 Recolha de Dados.....	pág.23
2.4.3 Definição dos Níveis de Intensidade do Pastoreio.....	pág.24
2.5 Análise Estatística.....	pág.25
2.5.1 Teste do Qui-Quadrado.....	pág.25
2.5.2 Teste não Paramétrico de U-Mann-Whitney	pág.26
2.5.3 Teste não Paramétrico de ANOVA Kruskal-Wallis.....	pág.27
2.5.4 Análise de Correspondências	pág.27
2.5.5 Teste de Mantel	pág.28
2.6 Tratamento de Dados.....	pág.28
2.6.1 Análise do Número de Indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.28
2.6.2 O Impacto do Pastoreio em <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.29

2.6.3	O Efeito do Coberto Vegetal em <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.30
2.6.4	Descrição do Micro-habitat Selecionado por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.30
2.6.5	O Uso do Micro-habitat por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.32
2.6.6	Descrição dos Locais de Ocorrência de <i>Psammodromus occidentalis</i>	pág.34
3.	Resultados	pág.35
3.1	Análise do Número de Indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.35
3.2	O Impacto do Pastoreio em <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.38
3.3	O Efeito do Coberto Vegetal em <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> ..	pág.39
3.4	Descrição do Micro-habitat Selecionado por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.40
3.5	O Uso do Micro-habitat por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.45
3.6	Descrição dos Locais de Ocorrência de <i>Psammodromus occidentalis</i>	pág.50
4.	Discussão	pág.53
5.	Referências Bibliográficas.....	pág.61
6.	Anexos	pág.71

Índice de Figuras

Figura 1 – Parcelas de estudo localizadas no Sítio de Monfurado.....	pág.15
Figura 2 – Grelha UTM de Portugal continental (10x10 km) – Área de estudo assinalada a vermelho	pág.15
Figura 3 – Macho de <i>Podarcis virescens</i>	pág.17
Figura 4 – Macho de <i>Psammodromus algirus</i>	pág.19
Figura 5 – Macho de <i>Psammodromus occidentalis</i>	pág.20
Figura 6 – Parcela (limitada a amarelo) com as duas cercas assinaladas (Vermelho: cercas H / verde: cercas L) e exemplo de transecto possível.....	pág.22
Figura 7 – Gráfico da variação do número de observações de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) ao longo do dia de amostragem.....	pág.35
Figura 8 – Dendrograma do número de lagartixas, <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> , identificados nas cercas de estudo	pág.36
Figura 9 – Gráfico do número de indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) identificados nas cercas de estudo.....	pág.37
Figura 10 – Esquema sumário dos resultados obtidos: complexidade estrutural do micro-habitat e uso dos elementos que o constituem por <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.40
Figura 11 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) pelos níveis representativos do número de árvores	pág.41
Figura 12 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) pelos níveis representativos da percentagem de cobertura de arbustos	pág.41
Figura 13 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) pelos níveis representativos da disponibilidade de abrigos	pág.41
Figura 14 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) pelos níveis representativos da complexidade estrutural do micro-habitat.	pág.43
Figura 15 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) pela escala de complexidade do micro-habitat	pág.44
Figura 16 – Gráfico de distribuição dos indivíduos de <i>Podarcis virescens</i> (PV) pela escala de complexidade do micro-habitat	pag.44
Figura 17 – Gráfico do Comportamento observado em <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.46

Figura 18 – Gráfico do Poiso ocupado por <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.46
Figura 19 – Gráfico da Situação face ao Poiso em que se encontravam <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.46
Figura 20 – Gráfico da Altura face ao Solo (m) a que se encontravam <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.46
Figura 21 – Gráfico do Porte do Coberto Vegetal onde se encontravam <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.47
Figura 22 – Gráfico do Abrigo utilizado por <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.47
Figura 23 – Gráfico da Distância ao Abrigo (m) percorrida por <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV)	pág.47
Figura 24 – Gráfico representativo do comportamento demonstrado por <i>Psammodromus algirus</i> em cada tipo de poiso, no momento da observação	pág.47
Figura 25 – Gráfico representativo do comportamento demonstrado por <i>Podarcis virescens</i> em cada tipo de poiso, no momento da observação	pág.48
Figura 26 – Mapa da distribuição de <i>Psammodromus occidentalis</i> pelas parcelas de estudo	pág.50
Figura 27 – Gráfico do Comportamento observado em <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.51
Figura 28 – Gráfico do Poiso ocupado por <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.51
Figura 29 – Gráfico da Altura (m) a que se encontrava <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.52
Figura 30 – Gráfico do Porte do Coberto Vegetal presente no local ocupado por <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.52
Figura 31 – Gráfico da Situação face ao Poiso em que se encontrava <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.52
Figura 32 – Gráfico do Abrigo utilizado por <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.52
Figura 33 – Gráfico da Distância ao Abrigo (m) percorrida por <i>Psammodromus occidentalis</i> (PsO)	pág.52

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Espécies de répteis terrestres que ocorrem na área de estudo (A) ou na sua vizinhança (V) de acordo com Malkmus (2004a), Loureiro <i>et al.</i> (2008) e aquelas que foram observadas pela equipa durante o trabalho de campo	pág.16
Tabela 2 – Reclassificação efetuada às características Pisoteio e Tipo de Gado.....	pág.24
Tabela 3 – Reclassificação efetuada aos elementos presentes no micro-habitat (r=5) de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.31
Tabela 4 – Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo.....	pág.33
Tabela 5 – Comparação do impacto dos elementos que definem a intensidade de pastoreio em <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) – Teste U-Mann-Whitney.....	pág.38
Tabela 6 – Comparação do número real e fictício (distribuição uniforme) de indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> identificados nos diferentes níveis de pastoreio – Teste Qui-Quadrado.....	pág.39
Tabela 7 – Comparação dos elementos que definem a complexidade estrutural do micro-habitat selecionado por <i>Psammodromus algirus</i> (PsA) e <i>Podarcis virescens</i> (PV) – Teste U-Mann-Whitney	pág.42
Tabela 8 – Análise de Correspondências – Percentagens de totais de linhas (variável de linha: espécies / variável de coluna: escala de complexidade do micro-habitat).....	pág.43
Tabela 9 – Análise de Correspondências – Percentagens de totais de colunas (variável de linha: espécies / variável de coluna: escala de complexidade do micro-habitat).....	pág.43
Tabela 10 – Comparação do número real e fictício (distribuição uniforme) de indivíduos de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> identificados nos diferentes níveis de complexidade de micro-habitat – Teste Qui-Quadrado	pág.44
Tabela 11 – Relação entre a complexidade do micro-habitat selecionado por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> e os grupos A e B – Teste Qui-Quadrado por Associações.....	pág.45
Tabela 12 – Comparação entre o uso dos elementos que definem o uso do micro-habitat por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> – Teste Qui-Quadrado	pág.48
Tabela 13 – Relação entre a utilização do micro-habitat por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> e o nível de intensidade de pastoreio – Qui-Quadrado por Associações.....	pág.49
Tabela 14 – Relação entre a utilização do micro-habitat por <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> e os grupos A e B – Qui-Quadrado por Associações.....	pág.49

Tabela 15 – Distribuição de *Psammodromus occidentalis* (N=14) pelos vários elementos que definem a complexidade do micro-habitat (r=5m)..... pág.51

Resumo

O montado, sistema agro-silvo-pastoril de extrema importância para várias espécies de répteis, foi moldado pela ação humana desde tempos ancestrais e a manutenção das suas características seminaturais depende diretamente da continuação da gestão tradicional.

A presente investigação teve como principal objetivo a determinação do impacto da gestão do montado, principalmente do pastoreio, no uso do habitat pelas lagartixas *Psammodromus algirus*, *Psammodromus occidentalis* e *Podarcis virescens*. Os resultados atingidos, por meio da realização de testes de hipóteses, apontam para a ausência de impacto dos vários níveis de intensidade de pastoreio no número de indivíduos encontrado em cada cerca, embora, aparentemente, haja uma alteração do comportamento e uso do micro-habitat pelas lagartixas quando expostas às diferentes intensidades. Estas lagartixas mostraram selecionar micro-habitats com uma estrutura simples, sendo que as diferenças entre as espécies se encontram no uso que estas fazem dos elementos que o constituem.

Palavras-chave: lagartixas, montado, seleção de micro-habitat, intensidade de pastoreio

Abstract

Habitat Use by Lizards in Agrosilvopastoral Systems of *Montado*

The *montado* is an extremely important agrosilvopastoral system to several species of reptiles. It has been moulded by the human activity since the primordial times and its characteristics rely directly on the continuity of the traditional ways of management.

The present research's objective has been the measure of the impact inflicted by the management applied on the *montado* upon the use of the habitat by the species of lizards *Psammodromus algirus*, *Psammodromus occidentalis* and *Podarcis virescens*. The results suggests that there is no impact on the population of the species studied due to the intensity of the grazing, although there has been noticed a change in the behaviour and usage of the micro-habitat by them, when exposed to the different intensity levels. The lizards seem to prefer simple structured micro-habitats being the main difference between the species in the usage that they give to its physical elements.

Keywords: lizards, *montado*, micro-habitat selection, grazing intensity

1. Introdução

1.1 Alterações Antropogénicas nos Ecossistemas

Atualmente, as alterações das paisagens, dos biótopos e dos habitats são apontadas como as principais causas para a perda de biodiversidade global e como a maior ameaça à conservação de inúmeros grupos taxonómicos (Duarte *et al.* 2006). Ainda que alguns acontecimentos naturais contribuam circunstancialmente para esta perda, tais como as inundações, os grandes incêndios e as tempestades, a modificação dos habitats deve-se, sobretudo, às ações humanas que, ao longo de centenas de anos, alteraram a superfície terrestre para a obtenção de alimentos e outros recursos (Andrén 1994). Contudo, recentemente, as alterações provocadas atingiram uma extensão e intensidade enormes, ocorrem a uma velocidade de mudança bastante superior àquela verificada no passado e estão, sem dúvida, a exercer efeitos sem precedentes nos ecossistemas naturais e respetivos processos ecológicos (Sala *et al.* 2000). Entre os processos antropogénicos que afetam os habitats destacam-se: agricultura intensiva, desenvolvimento urbano, expansão da rede de transportes, desmatamentos e/ou desflorestação, grandes incêndios, explorações mineiras, entre tantos outros (Munguia-Vega *et al.* 2013). De facto, a adulteração ao uso dos solos atingiu 1/3 a 1/2 de todo o território global, tornando-se na maior alteração artificial da estrutura e composição da paisagem e afetando diretamente a distribuição e a abundância das espécies e as propriedades biofísicas dos ecossistemas (Safner *et al.* 2011).

É sabido que, desde tempos ancestrais, a influência humana afeta a maioria das comunidades ecológicas do planeta; nalguns casos estabeleceu-se gradualmente uma interdependência de modo que alguns desses ecossistemas necessitam dessa intervenção para serem viáveis (Bugalho *et al.* 2011). Assim sendo, vários destes sistemas moldados pelo Homem mantêm grandes níveis de diversidade de flora e fauna (Ramírez & Díaz 2008), dado que um grande número de espécies desenvolveu uma forte preferência pelos habitats seminaturais (Moreira & Russo 2007).

1.1.1 O Contexto Mediterrânico

Exemplo deste equilíbrio entre diversidade biológica e perturbação humana existe na região da Bacia Mediterrânica que sente o impacto das atividades antropogénicas há mais de 10.000 anos (Bugalho *et al.* 2011). Neste bioma a exploração da paisagem natural foi, durante muito tempo, realizada de forma lenta e relativamente sustentável (Cox *et al.* 2006),

permitindo que esta área fosse classificada como um dos 25 *hotspots* de biodiversidade mundial (Ramírez & Díaz 2008). No entanto, nas últimas décadas, a situação tem vindo a inverter-se devido, principalmente, à alteração de habitats causada pela intensificação agrícola, incêndios florestais, pastoreio intensivo e alterações climáticas que se traduz numa perda e fragmentação dos habitats mediterrânicos (Cox *et al.* 2006), uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade existente (Ribeiro *et al.* 2009).

1.1.2 O Montado e o seu Maneio

Um dos mais emblemáticos ecossistemas mediterrânicos, o montado, foi moldado, ao longo de vários séculos, pela intervenção humana (Godinho *et al.* 2011) por meio de desbastes, podas e apuramentos da vegetação nativa que redefiniram a distribuição, estrutura e configuração de um sistema antes natural (Martín & Lopez 2002) que ocupa atualmente, na Península Ibérica, uma área de 3,5 a 4 milhões de hectares (Pinto-Correia *et al.* 2011).

Caracteriza-se pela existência de carvalhos dispersos, sobreiro *Quercus suber* e azinheira *Quercus rotundifolia*, sobre uma matriz de pastagens, culturas anuais, coberto arbustivo ou pousios de duração variável, frequentemente praticadas em regime de rotação (Pereira & Fonseca 2003). Estas unidades de paisagem, marcadas por uma elevada diversidade e por uma dinâmica produtiva complexa (Ferreira 2001), formam uma paisagem heterogenia, rica em endemismos, o que permitiu a este sistema seminatural adquirir um elevado valor para a conservação (Bugalho *et al.* 2011).

Pinto-Correia *et al.* (2011) define o montado como um sistema agro-silvo-pastoril cuja complexidade está dependente da conjugação das diferentes atividades de produção que coexistem numa mesma paisagem, pois a sustentabilidade económica deste sistema é baseada numa grande diversidade de produtos obtidos, a grande maioria das vezes, pela aplicação de técnicas de gestão tradicionais (Marañón 1988).

O maneio tradicional do montado inclui a gestão de árvores para a obtenção de cortiça, que surge como o benefício económico mais relevante (Sá-Sousa 2014), bolota, carvão e lenha (Pereira & Fonseca 2003), sendo que as atividades praticadas em subcoberto, conseguidas através da remoção de arbustos a intervalos regulares (Bugalho *et al.* 2011), incluem o estabelecimento de culturas cerealíferas ou outras combinadas com pousios (Pinto-Correia *et al.* 2011) e o pastoreio em regime extensivo de ovelhas, cabras, vacas ou porco ibérico (Sá-Sousa 2014). Existindo ainda atividades complementares como a apicultura, caça e apanha de cogumelos (Surová & Pinto-Correia 2008). Esta gestão tradicional, marcada por regimes de rotação, conduz à formação de mosaicos, parcelas de

terreno próximas umas das outras que diferem na sua produtividade, estrutura e composição de sub-bosque (Moreno 2013), e permite, assim, que o montado mantenha um carácter natural bastante forte, tornando possível que contenha uma elevada biodiversidade, sendo mesmo um habitat essencial para várias espécies de fauna e flora (Bugalho *et al.* 2011). Contudo, devido a alterações socioeconómicas globais e à baixa competitividade económica dos sistemas extensivos (Caraveli 2000), este maneio tradicional está em declínio devido tanto ao seu abandono, como à intensificação do pastoreio e agricultura (Ferreira 2001; Godinho *et al.* 2011), decisões de gestão que se repercutem no habitat e que podem prejudicar gravemente as espécies presentes, bem como toda a funcionalidade do ecossistema (Pereira & Fonseca 2003).

Ferreira (2001) e Moreira & Russo (2007) demonstram que o abandono destes sistemas conduz ao fim das pastagens devido ao adensamento de matos que propiciam o aparecimento de incêndios de maior intensidade e frequência e que, conseqüentemente, conduzem a uma homogeneização da paisagem com perdas significativas de flora e fauna (Lasanta *et al.* 2006). Por outro lado, a intensificação das práticas agrícolas baseadas no aumento do encabeçamento de gado conduz à formação de grandes extensões de paisagens uniformes (Sá-Sousa 2014), pela eliminação do subcoberto arbustivo, da regeneração natural e de elementos chave do habitat (Stoate *et al.* 2001; Ramírez & Díaz 2008). Ambos os processos, abandono e intensificação, levam, portanto, ao estabelecimento de uma paisagem homogénea, prejudicial para as espécies dependentes de habitats estruturalmente complexos (Benton *et al.* 2003).

1.2 Ecologia dos Répteis

Os répteis constituem um elemento proeminente da fauna de vertebrados presentes nos ecossistemas mediterrânicos (Martín & Lopez 2002). Existem cerca de 355 espécies das quais 170 são endémicas, onde lagartos (52%) e cobras (35%) são os dois grupos com maior representatividade (Cox *et al.* 2006).

A par de outros pequenos vertebrados terrestres, os répteis mostram uma extrema sensibilidade às alterações dos ecossistemas onde vivem, particularmente devido às suas restrições ecológicas e termofisiológicas, baixa capacidade de dispersão ecológica e às preferências de habitat bastante limitadas (Ribeiro *et al.* 2009). Esta situação, associada a outras grandes ameaças como sejam a sobre-exploração, introdução de espécies exóticas, poluição ambiental e perturbação humana (Gibbons *et al.* 2000), tem causado declínio populacional e extinção a nível mundial (Ryan *et al.* 2002).

Presentemente, é cada vez mais frequente que os habitats propícios à ocorrência de répteis se encontrem muito fragmentados (Costa 2013), por vezes convertidos em ilhas isoladas numa matriz de paisagem mais inóspita, situação que torna impossível ou limitada a dispersão de indivíduos, diminuindo-se o contacto entre populações e a ocorrência de novas colonizações (Driscoll 2004). As populações de répteis ficam, assim, com uma porção da sua diversidade genética diminuída (Safner *et al.* 2010) e com um conseqüente aumento da sua sensibilidade às perturbações antropogénicas como os incêndios, as interrupções bruscas na sucessão ecológica e o manejo desadequado, o que pode, em último caso, conduzir ao seu desaparecimento (Lowe *et al.* 2005).

Para além de toda a perda de diversidade e fragilidade genética causadas por este problema, um estudo realizado por Hibbitts *et al.* (2013) indica que, quando se dá uma alteração quer da quantidade, quer da qualidade do habitat ideal para os répteis, estes não alteram as suas preferências para a escolha de um determinado local, ou seja, as espécies não optam por um habitat diferente do ideal, apenas desaparecem no local. Exemplo desta situação é o caso relatado por Martín & Lopez (2002) em Espanha, em que a fragmentação de um ecossistema conduziu ao desaparecimento das populações da lagartixa-do-mato-comum *Psammodromus algirus*. Este facto confirma a sensibilidade de algumas espécies reptilianas especialistas às alterações nos habitats, que por terem preferências mais restritas, são muito mais prejudicadas (Vanhooydonk *et al.* 2007). Contudo é de referir que, no caso dos répteis, apesar de uma espécie poder apresentar um comportamento generalista, estará sempre condicionada pela necessidade de acesso aos locais que ofereçam condições de termorregulação, alimento e refúgio (Hibbitts *et al.* 2013). Estes objetivos, comuns a todos os répteis, tornam a presença destes animais dentro de um mesmo habitat bastante irregular: enquanto que alguns locais suportam uma grande quantidade de indivíduos, outros são raramente utilizados (Edgar *et al.* 2010).

Estes animais não selecionam o seu habitat ao acaso (Nasseri *et al.* 2010; Godinho *et al.* 2011), muito pelo contrário. Segundo os autores Greenberg *et al.* (1994) e Price-Rees *et al.* (2013), esta é uma escolha bastante importante que irá influenciar os processos fisiológicos, a disponibilidade de alimento, a exposição a predadores e as oportunidades reprodutivas de cada indivíduo o que, afirmam Smith & Ballinger (2001), conseqüentemente afetará a dinâmica das populações e os processos ao nível das comunidades.

Por serem animais ectotérmicos, os répteis são afetados pelo ambiente térmico que os rodeia, a sua temperatura corporal influencia processos fisiológicos tão diversos como a sua eficiência digestiva, taxa metabólica e até a velocidade máxima que conseguem atingir

quando se encontram em fuga (Carrascal & Díaz 1989; Smith & Ballinger 2001). Consequentemente, a temperatura local e a existência de boas condições para a termorregulação são fatores decisivos na procura pelo habitat ótimo (Munguia-Vega *et al.* 2013; Price-Rees *et al.* 2013). A busca pelo equilíbrio da temperatura corporal torna, também, necessária a presença de abrigos próximos que permitam que os répteis se movam entre zonas de sombra e zonas diretamente expostas ao sol, estabilizando a temperatura e evitando situações fatais de sobreaquecimento (Beck & Jennings 2003). Também atuam como um refúgio contra condições atmosféricas adversas, por exemplo em climas extremamente quentes e secos os animais necessitam de abrigos húmidos e com uma temperatura estável onde alguns podem mesmo entrar num período de inatividade ou estivação e, também, no Inverno os abrigos são indispensáveis ao proporcionarem locais húmidos, secos e seguros para as espécies que hibernam nesta altura do ano (Bonnet *et al.* 2013).

O importante papel dos abrigos para as várias espécies de répteis não termina por aqui, vários autores (Smith & Ballinger 2001; Popgeorgiev & Kornilev 2009) defendem que este elemento é, de facto, essencial para proteção contra inúmeros predadores, de notar que a maioria das espécies predadoras de aves e mamíferos caçam répteis (Díaz *et al.* 2006). Por serem presas tão “apetecíveis”, estes animais também selecionam o seu micro-habitat com base na disponibilidade e qualidade de abrigos que lhes forneçam segurança junto das áreas ótimas para o desempenho das suas atividades vitais (Greenberg *et al.* 1994; Beck & Jennings 2003). A sensação de segurança transmitida pela presença de abrigos próximos influencia o próprio comportamento dos répteis, por exemplo Smith & Ballinger (2001) referem que a lagartixa-do-mato-comum *Psammodromus algirus* na altura em que a vegetação é escassa (início da Primavera) coloca-se em fuga muito mais cedo ao avistar um predador do que quando a vegetação é densa. Além disso, os abrigos são utilizados para o desenvolvimento de muitas outras atividades de um réptil, tais como a alimentação, reprodução, digestão e repouso, o que torna compreensível que a indisponibilidade deste elemento tenha consequências ao nível da fisiologia destes animais (Bonnet *et al.* 2013).

Por fim, estudos conduzidos por Nasser *et al.* (2010) e Croak *et al.* (2012) indicam que o habitat é escolhido não só pela sua qualidade mas pela sua proximidade aos recursos necessários à sua sobrevivência, como por exemplo a proximidade a possíveis presas.

Ao juntarmos todos os pontos referidos obtemos o habitat ideal para um réptil. Será, então, um local onde podem encontrar espaços abertos e expostos ao sol adjacentes a abrigos frescos e húmidos que lhes permitam refugiar-se de predadores e de situações

atmosféricas adversas, bem como locais onde possam dispor de um adequado fornecimento de alimento (Martín & Lopez 2002). Para o preenchimento de todos estes requisitos é essencial que haja uma heterogeneidade na paisagem com um nível estrutural de vegetação bastante diversificado que permita a coexistência de todas as áreas essenciais para estes animais (Offer *et al.* 2003; Fischer *et al.* 2004).

1.2.1 Os Répteis e o Maneio do Montado

O montado, sistema seminatural que alberga uma grande diversidade de espécies faunísticas (Reis & Calafate 2014), é um biótopo importante para diversos répteis da fauna portuguesa, sendo utilizado por 10 a 15 espécies como local de reprodução (Belo *et al.* 2009).

A gestão dos habitats seminaturais condiciona diretamente a sua manutenção ou alteração e, conseqüentemente, a existência e qualidade do habitat ótimo para os répteis (Hawlena & Bouskila 2006). O montado, por ser um sistema agro-silvo-pastoril onde diversas atividades de produção se conjugam (Pinto-Correia *et al.* 2011), vê a sua biodiversidade dependente de várias áreas de gestão, onde diversas técnicas se cruzam numa mesma paisagem, por exemplo, a agricultura, o controlo de fogos, o corte e a roça de matos e o pastoreio.

É facto aceite que a gestão agrícola influencia a riqueza específica e abundância de *taxa* existentes (Firbank *et al.* 2008) e a agricultura tem sido fortemente apontada como uma das principais causas da perda de biodiversidade global (Culman *et al.* 2010) devido à grande quantidade de área ocupada, à manipulação profunda dos ecossistemas e às adições de produtos químicos sob a forma de pesticidas e fertilizantes (McLaughlin & Mineau 1995). Mas, atualmente, a taxa de expansão abrandou e a grande alteração imposta aos ecossistemas é o aumento dramático da produção (Matson *et al.* 1997) conseguida através de incentivos económicos e tecnológicos (Benton *et al.* 2003). Este aumento exponencial da produção agrícola alcançou-se com base na utilização de variedades de alto rendimento, no aumento da quantidade de fertilizantes e pesticidas químicos e na irrigação e mecanização das atividades e processos agrícolas (Matson *et al.* 1997) e tem como consequência a conversão de sistemas seminaturais complexos em sistemas simplificados geridos de forma intensiva (Tscharntke *et al.* 2005). A simplificação da paisagem, resultante da redução da diversidade de culturas, das áreas não cultivadas e dos elementos presentes (pastagens, linhas de água, bermas, árvores, entre outros) (Stoate *et al.* 2001), afeta negativamente os répteis que, como já vimos, têm como principal requisito uma paisagem heterogênea, com uma estrutura complexa (Garden *et al.* 2007).

Temos, também, a gestão de fogos. Embora estes sejam uma das principais causas de alterações, fragmentações e perdas de habitat (Popgeorgiev & Kornilev 2009), a sua supressão em ecossistemas adaptados a fogos frequentes, onde atua como uma perturbação natural (Romme 1982), pode trazer efeitos negativos para os répteis, dado que conduz à progressão da sucessão ecológica e ao maior desenvolvimento de arbustos e espécies lenhosas (Perry *et al.* 2009), que se traduzem numa diminuição da diversidade da paisagem (Romme 1982), perdendo-se o habitat ideal destes animais. Por outro lado, a ocorrência de incêndios moderados ao nível do solo cria mosaicos na paisagem, combinando zonas de sombra com zonas abertas e evitando os fogos de grande intensidade (Moreira & Russo 2007; Pelegrin & Bucher 2010). De facto, foram encontradas uma maior abundância e diversidade de répteis em locais sujeitos a fogos moderados (Greenberg *et al.* 1994; Perry *et al.* 2009), sendo que em alguns países, como na Austrália e Estados Unidos da América, são utilizadas queimadas no manejo de ecossistemas propícios a incêndios para a manutenção das condições ideais para estes animais (Popgeorgiev & Kornilev 2009).

Outro exemplo que apresenta efeitos semelhantes sobre o habitat e, consequentemente, sobre a fauna existente é o corte e roça de matos, utilizados, de entre outras técnicas, para a manutenção dos estádios iniciais da sucessão ecológica, evitando-se a invasão dos terrenos pela vegetação arbustiva (Durbian 2005).

A remoção mecânica dos arbustos tem como impacto direto a morte dos répteis e, quando realizada de maneira intensiva e indiscriminada, a redução exagerada do coberto vegetal e dos elementos chave do habitat tais como formigueiros, tufos e moitas, entre outros, (Edgar *et al.* 2010) o que pode conduzir a uma fragmentação da paisagem, pela criação de zonas inóspitas (Braschler *et al.* 2009) que os répteis não têm capacidade de atravessar, como no caso de *Egernia cunninghami*, que Martín & Lopez (2002) apresentam, em que a dispersão de indivíduos diminuiu bastante devido à redução de matos. No entanto, se os cortes e roça de matos forem realizados em locais estratégicos, se for tido em conta o tamanho total da área, a época do ano e a altura do corte, estas técnicas podem controlar a sucessão ecológica, criar diversidade estrutural na vegetação e ter um papel importante no combate a fogos de grande intensidade (Edgar *et al.* 2010; Pinto-Correia *et al.* 2011).

1.2.2 Os Répteis e o Pastoreio

O pastoreio, outra situação dependente da gestão humana, quando presente num determinado habitat, exerce um sem número de efeitos sobre esse local afetando, por exemplo, flora, fauna, recursos hídricos e composição do solo (Fleischner 1994) dado que o gado ingere a biomassa vegetal e atua indiretamente sobre a dispersão de sementes, ciclo

de nutrientes e biodiversidade animal e vegetal, ações que irão atuar sobre os processos ecológicos locais, podendo o seu efeito ser negativo ou positivo (Belsky 1987). É com base nestes efeitos do pastoreio sobre os ecossistemas que Offer *et al.* (2003) defende que o gado, indiscutivelmente, conduzirá sempre a uma alteração do habitat que será tão profunda quanto a intensidade com que o pastoreio for praticado e que o facto dessa alteração se apresentar negativa ou positiva irá depender do contexto próprio de cada espécie presente, dado que diferentes organismos apresentam respostas diferentes a um mesmo ambiente (Michael *et al.* 2009), bem como das características do habitat em causa.

Offer *et al.* (2003) demonstra com alguns exemplos a intensidade das alterações sofridas nos locais de pastoreio de acordo com o manejo utilizado. Segundo este, a ação do gado pode conduzir à abertura de clareiras, em locais outrora cerrados, permitindo a germinação de novas sementes e favorecendo a manutenção de microclimas mais quentes mas, com uma maior intensidade, fomentar a disrupção de habitats essenciais a algumas espécies ou grupos. A contínua deposição de excrementos nos solos pode atuar como um suplemento de nutrientes e, também, atrair presas essenciais a algumas espécies mas, com uma maior intensidade, aumentar a turbidez das águas e conduzir à sua eutrofização, sendo de referir ainda a problemática associada à introdução nos ecossistemas dos químicos utilizados na criação destes animais.

Tal como as restantes áreas de gestão apresentadas acima, o pastoreio pode beneficiar ou prejudicar o grupo dos répteis. De acordo com Fuhlendorf & Engle (2001), o pastoreio pode afetar positivamente os répteis quando num nível de intensidade que permita a criação de mosaicos, o que conduz a uma aproximação das condições preferenciais destes animais: aumento do número de abrigos, de alimento e de locais de termorregulação. Ou, pelo contrário, exercer um efeito negativo quando atua intensamente sobre a estrutura da vegetação, dando-se uma simplificação do habitat: diminuição de abrigos e alimento disponível, pois as presas destes animais, insetos, aranhas e caracóis, também necessitam de vegetação abundante que lhes proporcione refúgio (Jeanson & Deneubourg 2007).

É, então, compreensível a relação bastante complexa que o pastoreio mantém com a vida selvagem envolvente e como pode ser ténue o limite de intensidade em que este pode tornar-se prejudicial para os ecossistemas e fauna associada, sendo, no entanto, impossível descurar a importância que, com um manejo adequado, poderá representar para a conservação de inúmeras espécies, proporcionando uma maior diversidade de habitats do que aquela atingida por mobilizações mecânicas ou manuais (Jofré & Reading 2012).

Existem vários estudos científicos que testam o efeito do pastoreio nos indivíduos e populações de répteis e que concluem que este pode exercer efeitos positivos, negativos ou neutros.

Como exemplo de um efeito positivo, Tesauro & Ehrenfeld (2007) descrevem que o pastoreio, numa intensidade baixa, permitiu a manutenção do micro-habitat da espécie *Glyptemys muhlenbergii* ao diminuir o grau de cobertura de plantas invasoras que se instalaram no local devido ao enriquecimento nutricional criado por escorrências agrícolas.

Strijbosch (2002) apresenta-nos os efeitos negativos causados pelo pastoreio ao afirmar que o lagarto *Zootoca vivipara* apresenta populações três a cinco vezes superiores em locais não pastoreados e que, após a introdução de gado numa reserva natural holandesa para impedir a sucessão ecológica, deu-se uma diminuição drástica das populações de *Lacerta agilis*, enquanto que as espécies *Anguis fragilis* e *Coronella austriaca* se extinguíram no local, possivelmente devido à redução de presas como resultado da diminuição da cobertura vegetal. Também Hellgren *et al.* (2010) relata que a implementação de gado com objetivos conservacionistas num determinado local do Texas, conduziu à redução da taxa de sobrevivência do *Phrynosoma cornutum*, uma espécie ameaçada.

Relativamente aos estudos onde os efeitos do pastoreio sobre os répteis se mostraram neutros, todos eles concluíram que os resultados se deveram à necessidade de investigações mais aprofundadas, com programas com uma maior duração temporal e espacial (Jofré & Reading 2012).

1.3 Objetivos do Estudo

Dada a enorme influência do pastoreio na existência e manutenção do habitat ótimo para os répteis, é o nosso objetivo principal compreender qual o real impacto da gestão de um sistema agro-silvo-pastoril, o montado, designadamente dos diferentes níveis de intensidade com que o pastoreio é aplicado, no uso do habitat pelas lagartixas presentes neste mesmo sistema.

Para tal selecionámos três espécies alvo, *Podarcis virescens*, *Psammodromus algirus* e *Psammodromus occidentalis* que, à partida, segundo a bibliografia herpetológica consultada, apesar de poderem coexistir num mesmo habitat, neste caso o montado, apresentam diferentes requisitos para a seleção do respetivo micro-habitat. De referir que aplicámos a definição de micro-habitat apontada por Anderson (2007) em que este é o local onde ocorre pelo menos uma das tarefas básicas desempenhadas por um animal: alimentação, fuga a

predadores, proteção das condições atmosféricas e reprodução. Será com base nas preferências de micro-habitat conhecidas para cada uma das espécies alvo, que iremos determinar o impacto do pastoreio nas lagartixas em sistemas agro-silvo-pastoris de montado.

Partindo do pressuposto de que as análises efetuadas revelarão diferenças relativas ao número de indivíduos das espécies alvo observados entre as cercas amostradas, definimos um conjunto de hipóteses a testar que de seguida enunciamos.

De maneira a compreender qual o real impacto dos diversos níveis de intensidade de pastoreio em *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*, as hipóteses formuladas foram:

1. O número de indivíduos de *Ps. algirus* e *P. virescens* identificado em cada cerca sofre alterações consoante a intensidade com que o pastoreio é aplicado;
2. Os diversos níveis de intensidade de pastoreio causam perturbações/alterações na utilização dos elementos constituintes do micro-habitat pelas espécies alvo;
3. Devido à ecologia própria de *Ps. algirus* e *P. virescens*, existem diferenças entre as espécies quanto à reação demonstrada por cada uma face aos diferentes tipos de pastoreio.

Para uma definição do efeito do coberto vegetal nas variações do número de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* registado em cada cerca, as hipóteses formuladas foram:

4. As cercas amostradas apresentam diferentes atributos ao nível do coberto vegetal;
5. O número de indivíduos de cada espécie alvo altera-se consoante o coberto vegetal presente em cada cerca;
6. Devido à ecologia própria de *Ps. algirus* e *P. virescens*, existem diferenças entre as espécies quanto à reação demonstrada por cada uma face às diferenças de coberto vegetal.

Relativamente à seleção de micro-habitat realizada pelas espécies alvo, formulámos as seguintes hipóteses:

7. A complexidade estrutural do micro-habitat onde se encontram *Ps. algirus* e *P. virescens* enquadra-se no anteriormente descrito pelos diversos autores herpetológicos;

8. A utilização que as espécies alvo fazem dos elementos presentes no seu micro-habitat está de acordo com o conhecimento existente sobre a ecologia destes animais;

8.1 *Podarcis virescens*, uma espécie comum que, segundo a maioria dos autores (Arnold & Burton 1978; Sá-Sousa 2000; Salvador & Carretero 2014), apresenta um comportamento maioritariamente saxícola (habita rochas, amontoados de pedras, muros e outras construções humanas), apresenta, na verdade, um comportamento fissurícola: presente em habitats rochosos e pedregosos onde utiliza as fissuras entre as rochas ou, quando este elemento rareia ou não existe, surge em árvores maduras ou descortiçadas, utilizando as fissuras que nelas existem;

8.2 *Psammodromus algirus*, espécie bastante comum que se encontra em diversos habitats mas que, segundo vários autores (Díaz *et al.* 2000; Salvador & Pleguezuelos 2002; Godinho *et al.* 2011), está sujeita à existência de vegetação arbustiva, não sendo encontrada em locais onde esta não existe. Com esta investigação pretendemos compreender o que sucede a esta espécie quando o tipo de vegetação ideal desaparece, aqui supostamente pela ação do pastoreio. Formulámos duas hipóteses: (1ª) no caso de não existir vegetação arbustiva num determinado local, as populações de *Ps. algirus* entram em declínio podendo mesmo desaparecer do local; (2ª) a espécie consegue procurar alternativas que lhes forneçam abrigo tal como árvores ou amontoados rochosos;

9. Devido à ecologia própria de *Ps. algirus* e *P. virescens*, existem diferenças entre as espécies quanto ao nível de complexidade estrutural do seu micro-habitat e, também, em relação ao uso que estas fazem dos elementos que o constituem;

Por fim, *Psammodromus occidentalis*, espécie pouco comum e com poucos registos que segundo Almeida *et al.* (2001) e Godinho *et al.* (2011) prefere áreas abertas e secas com vegetação mais ou menos dispersa. Aqui, definimos como objetivos:

10. Determinação da área de distribuição desta espécie dentro das nossas parcelas de estudo;

11. Confirmar as suas preferências de seleção de micro-habitat e respetiva utilização dos elementos presentes tendo em conta o conhecimento existente sobre a ecologia destes animais.

2. Materiais e Métodos

2.1 Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo localiza-se no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de Monfurado que, com uma área total de 23.946 ha, abrange parte dos concelhos de Montemor-o-Novo (16.349 ha) e de Évora (7.607 ha) (ICNF s/d).

Enquadrado no clima mediterrânico, caracteriza-se por ter um Inverno húmido e fresco e um Verão quente e seco, apresentando, pelo menos, dois meses onde o valor de precipitação mensal é inferior ao dobro da temperatura mensal do respetivo mês (Pereira 2009). Apresenta, também, uma complexidade edafo-climática característica de outras zonas montanhosas portuguesas, recebendo influências continentais e atlânticas. De acordo com a mais recente revisão da tipologia biogeográfica da Península Ibérica por Rivas-Martínez (2005), Monfurado inclui-se na Região Mediterrânica, Sub-região Mediterrânica Ocidental, Província Mediterrânica Ibérica Ocidental, Subprovíncia Luso-Extremadurense, Sector Mariânico-Monchiquense e Distrito Alentejano (CMMN 2010).

É uma área dominada por montados extensos e bem conservados maioritariamente de sobre (*Quercus suber*), mas também de azinho (*Quercus rotundifolia*) ou mistos (ICNF s/d), com ocorrência residual de carvalhais de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* e *Quercus pyrenaica* nas encostas e vales com clima fresco e húmido (Silva *et al.* 2009). Em subcoberto encontram-se arrelvados mediterrânicos xerófilos, de floração primaveril ou estival, dominados por *Poa bulbosa*. O SIC de Monfurado é atravessado por várias ribeiras com vegetação ripícola de amiais e salgueirais que apresentam um estado de conservação razoável (ICNF s/d). De referir também, o registo de presenças de espécies de flora com interesse para a conservação e vários endemismos ibéricos e lusitanos (CMMN 2010).

A presença de biótopos pouco comuns ou particularmente bem conservados faz de Monfurado uma área riquíssima em comunidades faunísticas com 301 espécies identificadas, algumas ameaçadas e valiosas para a conservação (CMMN 2010), de destacar a sua importância para diversas espécies de quirópteros, como o morcego-rato-grande *Myotis myotis* e o morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehelyi*, assim como para o rato-de-Cabrera *Microtus cabreræ* e a existência de habitats adequados para a reintrodução e promoção a médio/longo prazo de lince-ibérico *Lynx pardinus* (ICNF s/d).

2.2 Caracterização das Parcelas de Estudo

A presente investigação decorreu num total de 29 parcelas (Figura 1) pertencentes a 17 herdades localizadas no Sítio de Monfurado (vide Anexo I), pré-selecionadas genericamente pela equipa do projeto onde se insere este estudo (Projeto “ A Gestão da Intensidade do Pastoreio face à Valorização do Montado como Sistema de Elevado Valor Natural” – INALENTEJO-ALENT-07-0224-FEDER-001744).

As parcelas são constituídas, predominantemente, por montados de sobreiro que apresentam condições relativamente homogéneas de densidade de coberto do arvoredado (30 – 50%), declive do terreno (0 – 15%) e limitações estruturais do solo (ausentes). Em cada uma das parcelas foram delimitadas pela equipa duas áreas distintas – cercas – com o objetivo de representarem locais onde se supõe que o pastoreio é realizado com níveis opostos de intensidade, ou seja, temos um total de 29 cercas com um elevado grau de intensidade de pastoreio (cercas *High* - H) e 29 cercas com um baixo grau de intensidade de pastoreio (cercas *Low* - L), todas com uma área total de 1,5 ha.

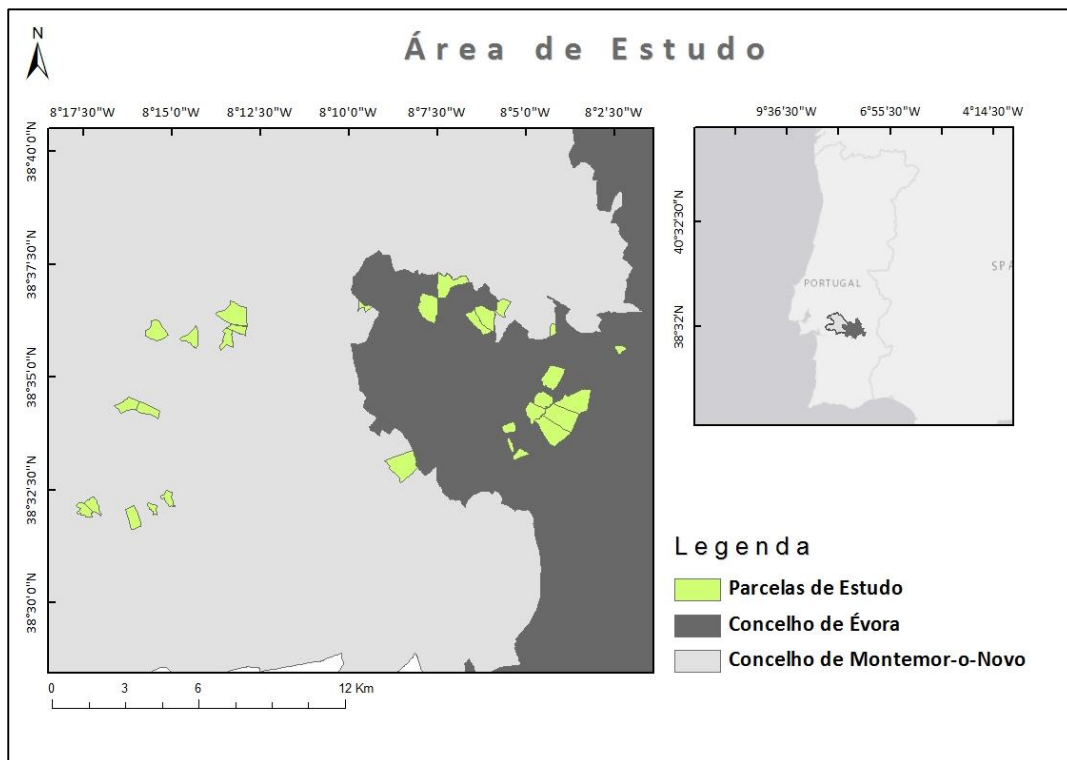


Figura 1 – Parcelas de estudo localizadas no Sítio de Monfurado

2.3 A Comunidade de Répteis no Sítio de Monfurado

2.3.1 Espécies presentes na área de estudo

Na tabela 1 apresentam-se as espécies de répteis terrestres referidas para a nossa área de estudo e zona envolvente (Figura 2) de acordo com Malkmus (2004a) e Loureiro *et al.* (2008), bem como aquelas que foram observadas pela nossa equipa durante o trabalho de campo.

Tabela 1 – Espécies de répteis terrestres que ocorrem na área de estudo (A) ou na sua vizinhança (V) de acordo com Malkmus (2004a), Loureiro *et al.* (2008) e aquelas que foram observadas pela equipa durante o trabalho de campo.

*A nomenclatura científica das espécies de répteis segue as últimas atualizações (2014)

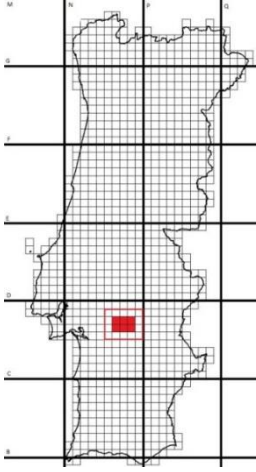
	Grupo	Espécie	Malkmus (2004a)	Loureiro <i>et al.</i> (2008)	Equipa (2014)
	Serpentes	<i>Coronella girondica</i>	V	V	-
		<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	A	A	-
		<i>Macroprotodon brevis</i>	A	A	A
		<i>Malpolon monspessulanus</i>	A	A	A
		<i>Natrix maura</i>	A	A	A
		<i>Natrix natrix</i>	-	A	A
		<i>Rhinechis scalaris</i>	A	A	A
	Licranço	<i>Blanus mariae*</i>	A	A	A
	Escincos	<i>Chalcides bedriagai</i>	-	-	A
		<i>Chalcides striatus</i>	A	A	A
	Osgas	<i>Hemidactylus turcicus</i>	V	A	-
		<i>Tarentola mauritanica</i>	A	A	-
	Lagartos e Lagartixas	<i>Podarcis virescens*</i>	A	A	A
		<i>Psammodromus algirus</i>	A	A	A
		<i>Psammodromus occidentalis*</i>	V	V	A
		<i>Timon lepidus</i>	A	A	-

Figura 2 - Grelha UTM de Portugal continental (10x10 km) – Área de estudo assinalada a vermelho

2.3.2 Espécies de lagartixas em estudo

2.3.2.1 *Podarcis virescens* (Sauria: Lacertidae)

Lagartixa-ibérica

Espécie anteriormente conhecida como *Podarcis hispanicus*, a qual se demonstrou, com base em estudos genéticos e morfológicos, ser na realidade composta por várias linhagens geneticamente distintas, o que conduziu à renomeação da espécie localizada na nossa área de estudo como *Podarcis virescens*, que se encontra distribuída pela zona centro-sul de Espanha e sudoeste de Portugal (Geniez *et al.* 2014).

Segundo Arnold & Burton (1978), esta lagartixa pode atingir cerca de 65 mm de comprimento cabeça-corpo, sendo um animal de estatura delicada, com um focinho tipicamente pontiagudo. Apresenta uma coloração base entre o acastanhado e o acinzentado, com padrões reticulados nos flancos bastante variáveis (Figura 3). O ventre é geralmente esbranquiçado, mas pode atingir outras tonalidades como o alaranjado ou amarelado.



Figura 3 – Macho de *Podarcis virescens*

O dimorfismo sexual nesta espécie existe em relação ao tamanho de machos e fêmeas, sendo os primeiros ligeiramente maiores e com a cabeça mais larga e patas mais compridas (Salvador & Carretero 2014), e nos padrões e coloração dorsal (López *et al.* 2002), pois as fêmeas podem não apresentar o padrão reticulado característico dos machos, mas sim bandas dorsolaterais nítidas, cuja cor oscila entre o branco e o verde intenso. No entanto, é de notar que existe uma forte variabilidade de padrões entre linhagens, populações e indivíduos (Salvador & Carretero 2014).

Ativa durante todo o ano, desde que a temperatura ultrapasse os 13 °C, apresenta um período de máxima intensidade durante a Primavera (Almeida *et al.* 2001), principalmente durante o período reprodutor. Em locais em que o Inverno é mais rigoroso, hibernam nas fendas das rochas em grupos até 45 indivíduos (Salvador & Pleguezuelos 2002).

O período de acasalamento estende-se desde Fevereiro a Abril e as posturas ocorrem de Abril a Julho (Almeida *et al.* 2001), o que permite que muitas fêmeas sejam capazes de realizar duas e até mesmo três posturas por ano, cada uma contendo até cinco ovos (Miras *et al.* 2009), cujo período de incubação dura cerca de dois meses (Salvador & Pleguezuelos 2002). Apresenta uma longevidade de cerca de cinco anos (López-García *et al.* 1992).

Espécie que se alimenta de presas pequenas como dípteros, aracnídeos, homópteros, himenópteros, coleópteros e também de formigas e larvas de insetos, embora tenha sido observada a ingestão de restos de alimentos e detritos em zonas urbanas. É predada por répteis (sardão, cobra-rateira, víbora-cornuda, entre outros), aves (rapinas, garças, cegonhas e picanços) e mamíferos (sacarrabos e gineto), sendo que os seus principais mecanismos de defesa são a fuga e a libertação voluntária da cauda (Sá-Sousa 2000; Almeida *et al.* 2001).

Esta espécie é geralmente encontrada sobre pedras e amontoados rochosos em zonas com coberto arbustivo variável, estando também presente em muros, paredes de pedra e outras construções humanas (Sá-Sousa 2000; Miras *et al.* 2009). Alguns autores, como Salvador e Pleguezuelos (2002), defendem que, na falta de substratos pedregosos e rochosos, esta espécie pode ser encontrada nas árvores e arbustos.

2.3.2.2 *Psammodromus algirus* (Sauria: Lacertidae)

Lagartixa-do-mato-comum

Psammodromus algirus ocorre na Península Ibérica, sul de França e norte de África. Em Portugal encontra-se por todo o país, exceto numa pequena área no litoral norte (Salvador 2010). Embora tenha surgido a hipótese de existirem outras duas espécies diferentes na Península Ibérica, *Ps. manuelae* descrita para o centro e *Ps. jeanae* no sul por Busack *et al.* (2006), Verdú-Ricoy *et al.* (2010) demonstraram que todas são sinónimos de *Ps. algirus* (Salvador 2014).

Esta é uma lagartixa bastante comum (Díaz *et al.* 2000) que pode atingir os 90 mm de comprimento cabeça-corpo e apresenta uma cabeça robusta, com escamas imbricadas e carenadas e ausência de colar. No dorso e flancos tem uma tonalidade acastanhada com duas linhas dorsolaterais amarelas ou esbranquiçadas, manchas alaranjadas na zona de inserção das patas posteriores e faces laterais da cauda e uma coloração ventral esbranquiçada ou bege (Figura 4). Principalmente nos machos pode encontrar-se desde uma a nove manchas azuis junto às axilas (Almeida *et al.* 2001).

Segundo Arnold & Burton (1978), esta espécie tem um dimorfismo sexual bastante evidente, machos com maiores proporções corporais e cores mais vivas, que se acentuam durante a época reprodutiva quando estes apresentam padrões avermelhados, amarelados ou alaranjados na zona da garganta e lados da cabeça. Os juvenis são muito semelhantes aos

adultos, mas podem ter linhas dorsolaterais menos marcadas e manchas laranja mais intensas na zona de inserção das patas posteriores e nas faces laterais da cauda.



Figura 4 – Macho de *Psammodromus algirus*

Está ativa entre a Primavera e o Outono, embora, em zonas mais quentes, possa exibir atividade durante todo o ano (Salvador 2010). É na Primavera que tem início a sua época de reprodução (Abril – Julho), após a qual as fêmeas efetuam a postura entre Maio e Julho, composta por dois a 11 ovos que eclodem depois de três meses de incubação, sendo assim, as fêmeas desta espécie podem realizar até três posturas por ano. Têm uma longevidade entre os cinco e os sete anos (Almeida *et al.* 2001).

Alimenta-se essencialmente de invertebrados, como escaravelhos, aranhas, formigas, gafanhotos e pseudoescorpiões mas, ocasionalmente, pode alimentar-se de lagartixas jovens, da mesma espécie ou outras, e de restos vegetais. É predada por répteis (cobra-rateira, cobra-de-ferradura, entre outros), aves (cegonha, mocho-galego, peneireiros, entre outros) e alguns mamíferos (raposa e gineto). Os seus principais mecanismos de defesa são as suas notáveis capacidades trepadoras e a libertação voluntária da cauda (Salvador 2010).

Prefere matos baixos de montado, pinhais e carvalhais, utilizando as zonas de folhada, herbáceas e arbustos (Salvador & Pleguezuelos 2002). No entanto, e apesar de esta ser uma espécie muito comum, encontrando-se numa grande diversidade de habitats, segundo alguns autores, está bastante associada à existência de vegetação arbustiva densa, deixando de ocorrer onde escasseia este elemento da paisagem (Díaz *et al.* 2000).

2.3.2.3 *Psammodromus occidentalis* (Sauria: Lacertidae)

Lagartixa-do-mato-ibérica

Anteriormente denominada *Psammodromus hispanicus*, esta espécie foi renomeada após estudos filogenéticos, fenotípicos, geográficos e ambientais demonstrarem a existência de três linhagens distintas correspondentes a três espécies independentes, estando a nova espécie *Psammodromus occidentalis* descrita para a nossa área de estudo (Fitze *et al.* 2011; Fitze *et al.* 2012).

Ocorre na zona ocidental da Península Ibérica (Fitze 2012). Em Portugal, a sua distribuição apresenta-se um pouco fragmentada, com registos na bacia do Tejo, na região Oeste, nas Beiras interiores, em Trás-os-Montes e parte do Alentejo e Algarve (Godinho *et al.* 1999).

Animal pequeno, com cerca de 50 mm de comprimento cabeça-corpo e cabeça de aspeto curto e robusto (Figura 5). Apresenta as escamas laterais do pescoço não imbricadas, lisas ou apenas ligeiramente carenadas com colar mais ou menos diferenciado. As escamas dorsais, por sua vez, são imbricadas, pontiagudas e bastante carenadas. A sua coloração de fundo é predominantemente acinzentada, esverdeada ou acastanhada com duas linhas longitudinais amareladas ou esverdeadas nos flancos e duas linhas dorsais esbranquiçadas, interrompidas por manchas escuras que lhe conferem uma aparência segmentada. O ventre é branco ou amarelado, podendo apresentar pequenas manchas escuras principalmente na zona da garganta, pescoço e linhas longitudinais mais externas (Almeida *et al.* 2001).



Figura 5 – Macho de *Psammodromus occidentalis*

Possui algum dimorfismo sexual. As fêmeas são geralmente maiores do que os machos e têm o reticulado dorsal menos marcado e uma coloração geral mais suave, os machos têm uma cabeça mais elevada e robusta e, durante a reprodução, apresentam nos flancos uma coloração de fundo amarelada ou esverdeada intensa (Fitze 2014). Também se observam

diferenças ao nível dos poros femorais, que nos machos se revelam maiores e com secreções visíveis, o que não acontece nas fêmeas. Os juvenis são semelhantes aos adultos mas com colorações menos intensas (Fitze 2012).

Esta lagartixa encontra-se ativa durante todo o ano nas zonas mais quentes, hibernando durante o Inverno nas zonas mais frias do norte e interior (Fitze 2014), após a qual tem início a época de reprodução, entre Março e Julho (Carretero & Llorente 1991a), com as posturas a ocorrerem entre Abril e Junho, onde as fêmeas conseguem realizar até duas posturas com dois a seis ovos cada. O período de incubação dura dois meses, no máximo, e as novas lagartixas terão uma longevidade de apenas três anos de idade (Almeida *et al.* 2001; Fitze 2012).

Segundo Almeida *et al.* (2001), *Psammodromus occidentalis* alimenta-se de invertebrados de pequeno tamanho, principalmente aranhas, escaravelhos, gafanhotos e formigas. É predada por cobras e aves e apresenta como principais mecanismos de defesa a fuga e a capacidade de libertar a cauda voluntariamente.

Ocorre preferencialmente em terrenos arenosos áridos ou semiáridos de matos, pinhais e dunas litorais, podendo ainda surgir em locais rochosos ou mesmo em áreas florestais (Cabral *et al.* 2008), onde ocupa habitats abertos constituídos por manchas de solo nu adjacentes a manchas de vegetação composta por herbáceas e arbustos com, no máximo, 10cm de altura (evita zonas de vegetação muito densa e/ou alta) (Carretero & Llorente 1991b). Fitze (2012) aponta, também, para a utilização de locais humanizados, degradados e próximos a culturas cerealíferas.

2.4 Delineamento experimental

2.4.1 Métodos de Amostragem

Como referido no capítulo 2.2, a realização da presente investigação teve lugar em 29 parcelas previamente selecionadas onde, em cada uma, foram demarcadas duas cercas representativas de áreas afetadas por um pastoreio intensivo (H) e áreas onde o pastoreio se realiza em intensidades inferiores (L).

Tendo como base de delimitação as referidas cercas, foram realizados transectos pedestres em ziguezague, de maneira a cobrir a totalidade das mesmas. Vide o exemplo esquemático esboçado na figura 6. Os principais focos da nossa amostragem foram a correta

identificação específica das lagartixas e a deteção do uso que estas faziam do micro-habitat no instante em que foram observadas. Assim sendo, a repetição de locais/cercas amostrados dias/semanas mais tarde não foi considerado problemático para a independência dos dados. Todavia, tentou evitar-se ao máximo esta situação, pela repetição dos transectos sempre ao acaso.

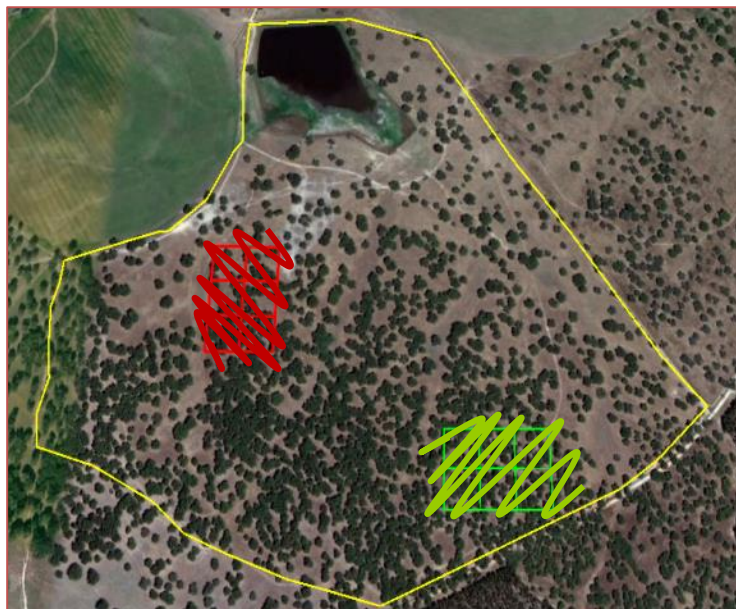


Figura 6 – Parcela (limitada a amarelo) com as duas cercas assinaladas (vermelho: cercas H / verde: cercas L) e exemplo de transecto possível

Cada transecto, por questões de homogeneização, teve uma duração média de 40 a 50 minutos e consistiu numa caminhada a pé em ziguezague (vide Figura 6) onde, para além das observações diretas dos indivíduos, foi realizada uma procura ativa em possíveis abrigos e esconderijos das espécies alvo (Godinho *et al.* 2011).

Adotámos a metodologia descrita por Hill *et al.* (2005) referida como a mais indicada para as espécies abordadas nesta investigação. Os transectos foram realizados a passo lento, mantendo-se o sol de frente para o observador (para se evitar que a sombra o denuncie, afugentando o animal). Tal sempre feito com o intuito de observar os répteis com a maior antecedência possível. Em todas as saídas de campo as condições meteorológicas foram tidas em conta, pois as espécies alvo estão mais ativas com temperaturas entre os 10 e os 25°C, com pouco ou nenhum vento e, preferencialmente, com luz solar intermitente. Portanto os transectos foram realizados nos dias em que estas condições (ou próximas) se observaram.

O trabalho de campo ocorreu entre os meses de Maio e Outubro do ano de 2014, com início dos trabalhos por volta das nove horas e término por volta das 17 horas, salvo raras exceções. Cada cerca foi visitada duas vezes durante o período de amostragem.

2.4.2 Recolha de Dados

As observações foram registadas numa ficha de campo, que pode ser consultada no Anexo II. Nesta consta a informação pormenorizada passível de ser registada sobre cada indivíduo aquando da sua observação visual e sobre a respetiva utilização do micro-habitat:

- **Espécie:** *Podarcis virescens* / *Psammodromus algirus* / *Psammodromus occidentalis*
- **Idade:** juvenil / adulto
- **Género:** macho / fêmea
- **Comportamento:** atividade desenvolvida pelo animal no momento da observação, sem predefinição de classes (fuga, alimentação, ativa, termorregulação, entre outros)
- **Poiso:** local exato onde se encontrava no momento da observação, sem predefinição de classes (rocha, folhada, tronco de árvore, arbusto, entre outros – vide Anexo III)
- **Situação face ao poiso:** de lado / sobre / debaixo / dentro / a trepar
- **Porte do Coberto Vegetal:** porte do coberto vegetal no local exato onde se encontrava a lagartixa – ruderal (<20cm) / herbáceo (20-50cm) / arbustivo (50-100cm) / arbóreo (>100cm)
- **Altura face ao solo (m):** 0 / 0-0.2 / 0.2-0.5 / 0.5-1 / 1-2 / 2-5
- **Inclinação:** horizontal (<20°) / inclinada (21°-67°) / trepante (68°-90°)
- **Abrigo:** local onde o animal se refugiou após a perturbação causada por nós, sem predefinição de classes (arbusto, rocha, fissura na árvore, o próprio poiso, entre outros – vide Anexo IV)
- **Distância ao abrigo (m):** 0-0.2 / 0.2-0.5 / 0.5-1 / 1-2 / 2-3 / 3-7 / Não houve fuga

Foi, também, realizada uma breve caracterização da área envolvente (r=5m), registando-se número total de árvores, grau de cobertura de arbustos e disponibilidade de abrigos, nomeadamente materiais rochosos ou lenhosos, estivessem eles aglomerados ou isolados.

Sempre que possível foi, também, realizado um registo fotográfico da situação observada.

2.4.3 Definição dos Níveis de Intensidade do Pastoreio

Estando a presente investigação inserida num projeto já estabelecido, utilizámos, numa primeira fase, a caracterização de cercas, H e L, definidas pela equipa. Contudo, dado que estas foram determinadas em laboratório pela utilização de *softwares* de Sistemas de Informação Geográfica e não foram baseadas em observações diretas no campo, realizámos uma nova caracterização das cercas visitadas. Para tal, baseámo-nos em dados recolhidos em campo pela equipa responsável pela avifauna que consistiram na definição do número médio de dejetos por metro-quadrado, grau de pisoteio e tipo de gado encontrado em cada uma das cercas.

Os dados referentes ao número de dejetos por metro-quadrado e grau de pisoteio foram obtidos pela amostragem em três locais definidos dentro de cada cerca, sendo que o segundo foi medido em valores qualitativos (muito ou pouco pisoteio). Para as nossas análises utilizámos o número médio de dejetos por metro-quadrado (média dos três locais amostrados dentro de cada cerca) e realizámos uma reclassificação do grau de pisoteio e tipo de gado, tal como demonstrado na Tabela 2.

A cerca 29 foi excluída da análise por não ter sido alvo de estudo pela equipa da avifauna.

Tabela 2 – Reclassificação efetuada às características Pisoteio e Tipo de Gado

Características	Valores Reais	Reclassificação
Pisoteio	Pouco/Pouco/Pouco	1
	Muito/Muito/Pouco	2
	Muito/Muito/Muito	3
Tipo de Gado	Ovelhas	1
	Porcos	2
	Vacas	3

Para a nova caracterização das cercas somámos, para cada uma delas, o valor de cada um dos elementos apresentados acima. Obtivemos, então, um *ranking* onde o valor mínimo simboliza um pastoreio de fraca intensidade e o valor máximo a situação contrária. Esta

ordenação das cercas permitiu-nos realizar uma nova reclassificação pela seguinte lógica (Anexo I):

- Níveis [1 a 4] – cercas com baixa intensidade de pastoreio (*Low* – L);
- Níveis [5 a 6] – cercas com intensidade moderada de pastoreio (*Middle* – M);
- Níveis [7 a 10] – cercas com intensidade elevada de pastoreio (*High* – H).

2.5 Análise Estatística

As análises estatísticas foram realizadas com recurso aos *softwares SigmaPlot 12.0, Statistica 12.0 e NTSYSpc 2.1* e testadas para um grau de confiança de 95% ($\alpha=0,05$). Para a realização dos gráficos apresentados e do teste do qui-quadrado por associações recorreu-se ao *software* da folha de cálculo *Excell*.

Os testes usados e as hipóteses associadas foram:

2.5.1 Teste do Qui-quadrado

O teste do qui-quadrado é utilizado para determinar a distância entre os resultados observados (ou seja, os reais) e os resultados teoricamente esperados (Kaye & Freedman 2011).

Para a realização deste projeto, utilizámo-lo para a compreensão da variação do número de indivíduos das espécies *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* em função do grau de intensidade do pastoreio e da complexidade estrutural do micro-habitat, pela comparação dos dados reais com os valores esperados caso estas duas características não exercessem um papel decisivo na sua distribuição (H_0 = as frequências observadas e as esperadas não diferem entre si).

Para a aplicação deste teste utilizámos dados não trabalhados, ou seja, contagens simples e não percentagens ou proporções (Strode & Brokaw 2015), apresentados em tabela onde figuraram os valores observados e os esperados para diversas categorias, isoladas ou agrupadas (Dytham 2011).

Os valores esperados podem ser obtidos por diversas técnicas, neste caso assumimos que se tratava de uma distribuição uniforme criada a partir da equação $E = \frac{n}{k}$ (onde n representa o total de indivíduos de uma espécie e k o número total de classes).

Foi tido em conta o tamanho da amostra e, sempre que necessário, agrupámos categorias similares, pois este teste apresenta dificuldades na deteção de diferenças estatísticas significativas entre resultados esperados e observados numa amostra pequena (Strode & Brokaw 2015) e não permite que nenhum valor esperado seja inferior a um, ou que mais de 20% dos valores esperados sejam inferiores a cinco (Dytham 2011).

O teste foi também utilizado para a comparação do uso do micro-habitat entre as duas espécies alvo. Neste caso os dados foram inseridos em bruto, existindo uma coluna para a espécie e outra para a categoria resultando numa linha para cada observação individual (SigmaPlot 2006), onde a hipótese nula formulada foi que não existem diferenças entre o uso dado pelas espécies alvo aos elementos presentes no micro-habitat.

O teste do qui-quadrado foi também aplicado como teste de associações como forma de verificar uma possível dependência entre a variável que define as linhas e a variável que define as colunas (Motulsky 2003). Utilizámo-lo para testar possíveis relações entre os dois grupos de cercas (definidos com base no número de indivíduos por cerca) e a complexidade do micro-habitat selecionado por *Ps. algirus* e *P. virescens*, bem como o uso que estas espécies fazem dos elementos que o constituem, e entre o uso do micro-habitat pelas espécies alvo e o grau de intensidade com que o pastoreio é aplicado. Aqui, a hipótese nula formulada foi que as variáveis em análise são independentes.

Os dados, números de observações, foram introduzidos numa tabela de dupla entrada e os valores esperados calculados através da equação $E = \frac{\sum \text{linha} * \sum \text{coluna}}{\text{Total indivíduos}}$. Sempre que necessário, para que se cumprissem os pressupostos do teste, as categorias foram agrupadas (Dytham 2011).

2.5.2 Teste não paramétrico de U-Mann-Whitney

O teste de U-Mann-Whitney é um método não paramétrico equivalente ao teste-t de *student* que, ao contrário deste, não pressupõe a homogeneidade da variância ou a normalização da distribuição (Dytham 2011).

Esta análise estatística é utilizada na comparação de médias de dois grupos independentes (TBA 2009) e, nesta investigação, aplicámo-lo na comparação entre o número de indivíduos identificados de ambas as espécies alvo tendo em conta a complexidade estrutural do micro-habitat e, também, os elementos que o compõem e os elementos que caracterizam a intensidade do pastoreio praticado em cada cerca.

A hipótese nula formulada foi que ambos os grupos possuem a mesma média, ou seja, não existe diferença significativa entre o número de indivíduos de *Ps. algirus* e *P. virescens* identificados por cerca, quando afetadas pelas variáveis enumeradas acima.

Os dados foram inseridos em bruto, pois este é um típico teste de *ranking*, onde, antes da realização do teste, os dados são ordenados (Dytham 2011).

2.5.3 Teste não paramétrico de ANOVA Kruskal-Wallis

O teste Kruskal-Wallis é o equivalente não paramétrico da ANOVA fator único, em que a principal diferença é que este não assume a homogeneidade da variância ou normalidade da distribuição (Dytham 2011) e, ao contrário do teste U-Mann-Whitney, está capacitado para a análise de vários grupos independentes simultaneamente (Motulsky 2003). Sempre que o resultado apontou para a existência de diferenças significativas, automaticamente foi realizado o teste de Tukey, um teste *post hoc* utilizado na determinação de quais os grupos que diferem entre si (Dytham 2011).

Aplicámos este teste na comparação do número de indivíduos de *Ps. algirus* e *P. virescens* em cada cerca (H vs L e H vs L vs M), de maneira a verificar qual a sua reação face às várias intensidades de pastoreio e qual o seu impacto na distribuição de ambas as espécies.

A hipótese nula formulada foi que todas as amostras foram retiradas em populações com a mesma média, ou seja, as espécies reagem de maneira semelhante ao pastoreio exercido, não estando condicionadas pelas diversas intensidades existentes.

Tal como no teste anterior, também o Kruskal-Wallis é um teste de *ranking* (Dytham 2011) e os dados foram inseridos em bruto.

2.5.4 Análise de Correspondências

A análise de correspondências pode ser definida como uma análise multivariada, adequada para dados categóricos, que permite explorar graficamente as relações existentes num grupo de variáveis, através da redução da dimensionalidade do conjunto de dados (Souza *et al.* 2010).

Utilizámos este método para a representação da disposição de *Ps. algirus* e *P. virescens* pelos diferentes níveis representativos do grau de complexidade do micro-habitat e, também, tendo em conta os elementos que definem essa complexidade (número de árvores, percentagem de cobertura de arbustos e disponibilidade de abrigos). Os dados foram

inseridos em forma de tabela de contingência (Souza *et al.* 2010), onde as linhas representam as espécies alvo e as colunas os graus de complexidade do micro-habitat.

Os resultados são apresentados sob a forma de gráfico, onde estão representadas as categorias de cada variável e onde se pode observar as relações entre si pela distância entre os pontos desenhados (Carvalho & Sochnier 1992).

2.5.5 Teste de Mantel

O teste de Mantel é uma estimativa linear da relação entre duas matrizes quadradas de distância ou dissimilaridade, baseada no grau da relação entre a composição estrutural de dois conjuntos de variáveis recolhidas no mesmo local de amostragem (Fortin *et al.* 2002).

Neste projeto foi utilizado na análise da relação entre matrizes de distância Bray-Curtis construídas para o número de indivíduos de lagartixas por cerca, para os níveis de intensidade de pastoreio e para a complexidade do coberto vegetal por cerca.

A aplicação do teste de Mantel atestará a existência e significância de relações entre o número de lagartixas por cercas e o pastoreio aí aplicado e entre o número de lagartixas por cercas e a complexidade de coberto vegetal existente.

2.6 Tratamento de Dados

De maneira a descrevermos o uso do habitat por lagartixas em sistemas agro-silvo-pastoris de montado procedemos à realização de uma análise estatística baseada em várias fases: (i) análise do número de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados em cada cerca do projeto, (ii) o impacto do pastoreio nas espécies alvo, (iii) o efeito do coberto vegetal nas espécies alvo, (iv) descrição do micro-habitat utilizado, (v) o uso que ambas as espécies fazem desse mesmo micro-habitat e (vi) descrição dos locais de ocorrência de *Psammodromus occidentalis*, a esta espécie apenas se aplicou esta análise devido ao reduzido número de indivíduos registado.

2.6.1 Análise do Número de Indivíduos de *Psammodromus algirus* e de *Podarcis virescens*

Numa primeira abordagem, utilizámos uma matriz de distância de Bray-Curtis como medida de similaridade entre as cercas, L e H, definidas no projeto quanto ao número de

lagartixas *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* registado em cada uma delas. Como o dendrograma resultante apontou para a existência de dois grupos de cercas distintos, definidos como A e B, aplicámos o teste de hipóteses Kruskal-Wallis que nos permitiu verificar a significância das diferenças entre os referidos grupos. Previamente, dado que os grupos resultantes não se igualaram em número (Grupo A: 25 cercas / Grupo B: 33 cercas), utilizámos a função ALEATÓRIO disponibilizada na folha de cálculo *Excel* de maneira a escolhermos aleatoriamente 25 cercas do Grupo B, processo que foi repetido, originando-se o grupo B1 e o grupo B2.

2.6.2 O Impacto do Pastoreio em *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Para a determinação do impacto do pastoreio sobre as espécies alvo, comparámos o número de indivíduos registado nas cercas representantes de um nível de pastoreio intenso (H) com o número registado naquelas representantes de um nível baixo (L).

Numa primeira fase, utilizámos a divisão de cercas, H e L, definida pela equipa do projeto, onde aplicámos o teste de Kruskal-Wallis. Contudo, pelos motivos anteriormente apresentados, realizámos uma nova caracterização das cercas visitadas, tal como descrito no capítulo 2.4.3, pela utilização de dados recolhidos pela equipa responsável pela avifauna: número médio de dejetos por metro-quadrado, grau de pisoteio e tipo de gado encontrado em cada uma das cercas. Após o processo de reclassificação efetuado, o impacto do pastoreio nas espécies alvo foi definido com base em várias etapas.

Primeiro utilizámos o teste U-Mann-Whitney para comparar o impacto de cada elemento (número médio de dejetos, pisoteio e tipo de gado) por si só em *Ps. algirus* e *P. virescens*.

Seguidamente, o teste de Kruskal-Wallis foi novamente realizado agora tendo em conta a nova classificação das cercas. Aqui, como o número de cercas de cada grau de intensidade resultantes da reclassificação não foi igual, antes da aplicação do teste, procedemos a uma escolha aleatória, pela função ALEATÓRIO disponibilizada pela folha de cálculo *Excel*, das cercas L (N=28) e M (N=17), duas vezes aplicada a cada uma, de maneira a igualar o número de cercas H (N=11).

O mesmo procedimento, escolha aleatória de 11 cercas L e 11 cercas M, foi previamente aplicado para a comparação do número real de indivíduos de cada espécie identificado em cada nível de intensidade de pastoreio com o número fictício de indivíduos, caso a sua distribuição espacial pelos diversos níveis fosse uniforme, pelo teste de qui-quadrado.

Utilizámos, também, o teste de Mantel para confirmação do impacto dos diversos níveis de pastoreio na variação do número de lagartixas identificadas. Para tal, com base nos valores do número médio de dejetos, pisoteio e tipo de gado obtidos para cada cerca, efetuámos uma matriz de distâncias Bray-Curtis que foi comparada, pela aplicação do teste referido, com a matriz anteriormente construída para a distribuição do número de lagartixas por cerca.

2.6.3 O Efeito do Coberto Vegetal em *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Para a determinação do efeito do coberto vegetal presente em cada cerca nos indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*, recorreremos a dados recolhidos, uma vez mais, pela equipa responsável da avifauna e que consistem em:

- **ARB1** → percentagem de cobertura de arbustos com uma altura inferior a 0,5m;
- **ARB2** → percentagem de cobertura de arbustos com uma altura entre 0,5 e 2m;
- **ARV1** → percentagem de cobertura de arvoredo com uma altura entre 2 e 8m;
- **ARV2** → percentagem de cobertura de arvoredo com altura superior a 8m.

Com base nos dados referidos, utilizámos uma matriz de Bray-Curtis como medida de similaridade entre cercas. Dado que este processo resultou na definição de dois grupos de cercas, C e D, consoante o coberto vegetal existente em cada uma, aplicámos um teste de Kruskal-Wallis que nos permitiu verificar possíveis diferenças significativas entre o número de indivíduos de *Ps. algirus* e *P. virescens* quando ordenadas com base nos dois grupos de cercas resultantes. Como os grupos não apresentaram números iguais (Grupo C: 25 cercas / Grupo D: 31 cercas), foi novamente utilizada a função ALEATÓRIO tal como explicado em situações acima descritas.

O teste de Mantel foi utilizado na comparação da matriz de coberto vegetal (grupos C e D) com a matriz do número de lagartixas por cerca obtida anteriormente (grupos A e B).

2.6.4 Descrição do Micro-habitat Selecionado por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Para a comparação do micro-habitat utilizado por *P. virescens* e *Ps. algirus* foram utilizados os dados referentes ao número total de árvores, ao grau de cobertura de arbustos

e à disponibilidade de abrigos (rochas/madeiras) presentes numa área envolvente com um raio de cinco metros, centrada no ponto onde se encontrava o animal no momento da observação. Aos dados recolhidos em campo foi aplicada uma reclassificação, como demonstrado na Tabela 3.

Tabela 3 – Reclassificação efetuada aos elementos presentes no micro-habitat (r=5m) de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Elementos do Micro-habitat	Valores Reais	Reclassificação
Número de Árvores	0	1
	1	2
	2	3
	>3	4
Cobertura de Arbustos (%)	[0-25[1
	[25-50[2
	[50-75[3
	[75-100]	4
Disponibilidade de Abrigos (Rochas/ Madeiras)	0 (nem rochas nem madeiras)	1
	1 (só rochas ou só madeiras)	3
	2 (rochas e madeiras)	4

De seguida, para a obtenção de uma escala representativa da complexidade do micro-habitat ocupado pelas lagartixas, foi realizada uma soma dos valores obtidos pela reclassificação de todos os elementos em estudo apresentada acima, onde o valor mais baixo corresponde a um local com uma estrutura bastante simples, ausência de árvores, baixo grau de cobertura arbustiva e indisponibilidade de abrigos, e o valor mais elevado representa um micro-habitat com uma maior complexidade, três ou mais árvores, alto grau de cobertura arbustiva e disponibilidade de abrigos em rochas e madeiras.

De maneira a compararmos as preferências de ambas as espécies quanto aos elementos do micro-habitat e quanto ao nível de complexidade do seu local de ocorrência, aplicámos o teste de U-Mann-Whitney às variáveis número de árvores, percentagem de cobertura de arbustos, disponibilidade de abrigos e, também, à escala desenvolvida. O padrão de disposição das espécies pelos diversos níveis da escala e, também, tendo em conta cada um dos elementos representativos da complexidade do micro-habitat por si só, foi compreendido através da aplicação de uma análise de correspondências.

Dado termos verificado a existência de dois grupos de cercas, A e B, que diferem quanto ao número de indivíduos observados, aplicámos um teste qui-quadrado por associações para

averiguação de possíveis diferenças entre a complexidade estrutural do micro-habitat selecionado por ambas as espécies alvo nos dois grupos de cercas. Foi necessária uma redução dos níveis da escala (vide Anexo V) de maneira a serem cumpridos os pressupostos do teste.

Por fim, para a determinação do efeito da complexidade do micro-habitat sobre a distribuição de cada espécie, aplicámos um teste de qui-quadrado que comparou o número real de indivíduos identificados em cada nível da escala com as frequências esperadas para uma distribuição espacial uniforme.

2.6.5 O Uso do Micro-habitat por *Psammodromus Algirus* e *Podarcis virescens*

As variáveis obtidas em campo, comportamento, poiso, situação face ao poiso, porte do coberto vegetal, altura em relação ao solo, abrigo e distância ao abrigo, permitiram-nos descrever o uso que cada espécie faz do seu micro-habitat, ou seja, dentro área onde se encontra que elemento utiliza para a realização de cada uma das atividades diárias (alimentação, termorregulação, reprodução, repouso, entre outras). Como estes registos foram recolhidos de forma exaustiva, aplicámos-lhe uma simplificação e/ou redução de classes que permitisse a realização dos testes estatísticos (Tabela 4). De seguida foram aplicados testes de hipóteses, nomeadamente o teste do qui-quadrado, para a deteção de diferenças entre *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* face à utilização dos vários elementos.

Utilizámos o teste de qui-quadrado por associações na determinação de possíveis relações entre o uso que as lagartixas fazem dos elementos do micro-habitat e (i) a intensidade de pastoreio e (ii) os grupos de cercas A e B baseados no número de indivíduos identificados por cerca. Este teste permitiu-nos confirmar se a proporção de indivíduos que utiliza o habitat de determinado modo sofre alterações com o aumento de intensidade do pastoreio ou se difere entre o grupo A ou B. Para a aplicação deste método foram necessárias novas reduções de classes de maneira a cumprir os pressupostos do teste apresentadas no Anexo VI e VII.

Tabela 4 – Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo

Elementos	Categorias Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Ativa + Defesa + Acasalar + Muda	Ativa
	Escondida + Inativa	Escondida
	Em Fuga	Em Fuga
	A Termorregular	A Termorregular
Poiso	Árvores + Cortiça + Troncos mortos	Troncos
	Arbustos + Ramos mortos + Traves	Arbustos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Solo	Chão
	Rocha + Bebedouro + Muro + Dejeito seco	Rocha
Situação face ao Poiso	De Lado	De Lado
	Debaixo + Dentro	Debaixo
	A trepar no tronco	No Tronco
	Sobre	Sobre
Porte do Coberto Vegetal	Arbóreo	Arbóreo
	Arbustivo + Subarbustivo	Arbustivo
	Herbáceo	Herbáceo
	Ruderal	Ruderal
Altura (m)	Solo nu	Solo nu
	0	A
	0 – 0,2	B
	0,2 – 0,5	C
	0,5 – 1	D
	1 – 2	E
Abrigo	2 – 5	F
	Árvores (tronco/fissuras) + troncos mortos	Troncos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Tocas	Chão
	Arbustos + Ramos mortos + Poste	Arbustos
	Rocha	Rocha
	Poiso	Poiso
Distância a Abrigo (m)	0 – 0,2	A
	0,2 – 0,5	B
	0,5 – 1	C
	1 – 2	D
	2 – 3	E
	3 – 7	F
	Não houve Fuga	NF

2.6.6 Descrição dos Locais de Ocorrência de *Psammodromus occidentalis*

Psammodromus occidentalis apresentou um reduzido número de indivíduos observados (N=14), o que não permitiu que se incluísse esta espécie no tratamento de dados que aplicámos a *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*. Por este motivo, a análise realizada aos dados recolhidos de *P. occidentalis* consistiu apenas na descrição dos locais de observação da espécie.

Utilizámos o *software ArcGis 10.0* para a criação de um mapa de distribuição da espécie dentro das parcelas de estudo. Com base na informação recolhida, desenhámos gráficos e tabelas na folha de cálculo *Excel* para que se tornasse imediata a compreensão do micro-habitat onde estes animais foram registados, bem como o uso que fizeram dos elementos que o constituem.

3 Resultados

3.1 Análise do Número de Indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Nas 29 parcelas em estudo, num total de 58 cercas, foram identificados 922 indivíduos de lagartixas das seguintes espécies: 453 *Psammodromus algirus*, 455 *Podarcis virescens* e 14 *Psammodromus occidentalis*.

A figura 7 retrata a variação da observação das lagartixas ao longo do período de amostragem, onde podemos verificar que ambas as espécies apresentam um pico de observações na parte da manhã, *P. virescens* entre as 10 e as 11 horas e *Ps. algirus* entre as 11 e as 12 horas e ambas voltam a apresentar um pico entre as 15 e as 16 horas.

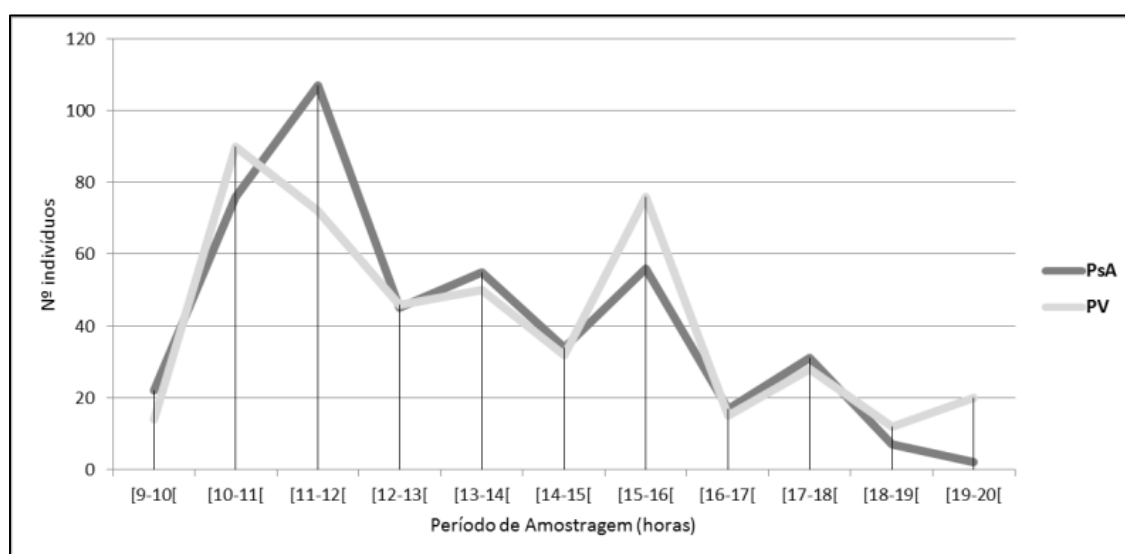


Figura 7 – Gráfico da variação do número de observações de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) ao longo do dia de amostragem

Pela análise do dendrograma representativo do número de lagartixas *Ps. algirus* e *P. virescens* identificados nas cercas em estudo (Figura 8), destaca-se imediatamente a existência de dois grandes grupos distintos. Pela consulta simultânea do gráfico representado na figura 9, temos que o Grupo A agrega cercas onde o registo de indivíduos atingiu valores mais elevados e, naturalmente, o Grupo B agrega aquelas onde o número de indivíduos registado foi menor.

É, portanto, no Grupo A que encontramos representadas as cercas com um maior número de indivíduos registados ($N > 20$). Temos a cerca 22L com um número semelhante de ambas as espécies alvo, as cercas 1L e 20L com um número superior de *Ps. algirus* e as cercas 4H, 4L e 22H com um número superior de *P. virescens*. Pelo contrário, as cercas 8H, 13H, 12H, 12L, 16L, 19L, 25L, 29H e 29L pertencem ao Grupo B, sendo aquelas com apenas uma das espécies alvo registada e, mesmo essa, atingindo valores de representatividade baixos.

O teste de Kruskal-Wallis concluiu que existem diferenças significativas ($H=1,747 / P < 0,001$) entre o grupo A e B, definidos pelo dendrograma. Pela análise posterior através do teste de Tukey realizado (vide Anexo VIII), temos que para *Ps. algirus* as diferenças entre o número de indivíduos identificados nas cercas do grupo A e aqueles identificados nas cercas do grupo B não são significativas. Contudo, são significativas no caso de *P. virescens*. As comparações feitas entre espécies também só apresentam diferenças significativas quando comparadas entre grupos.

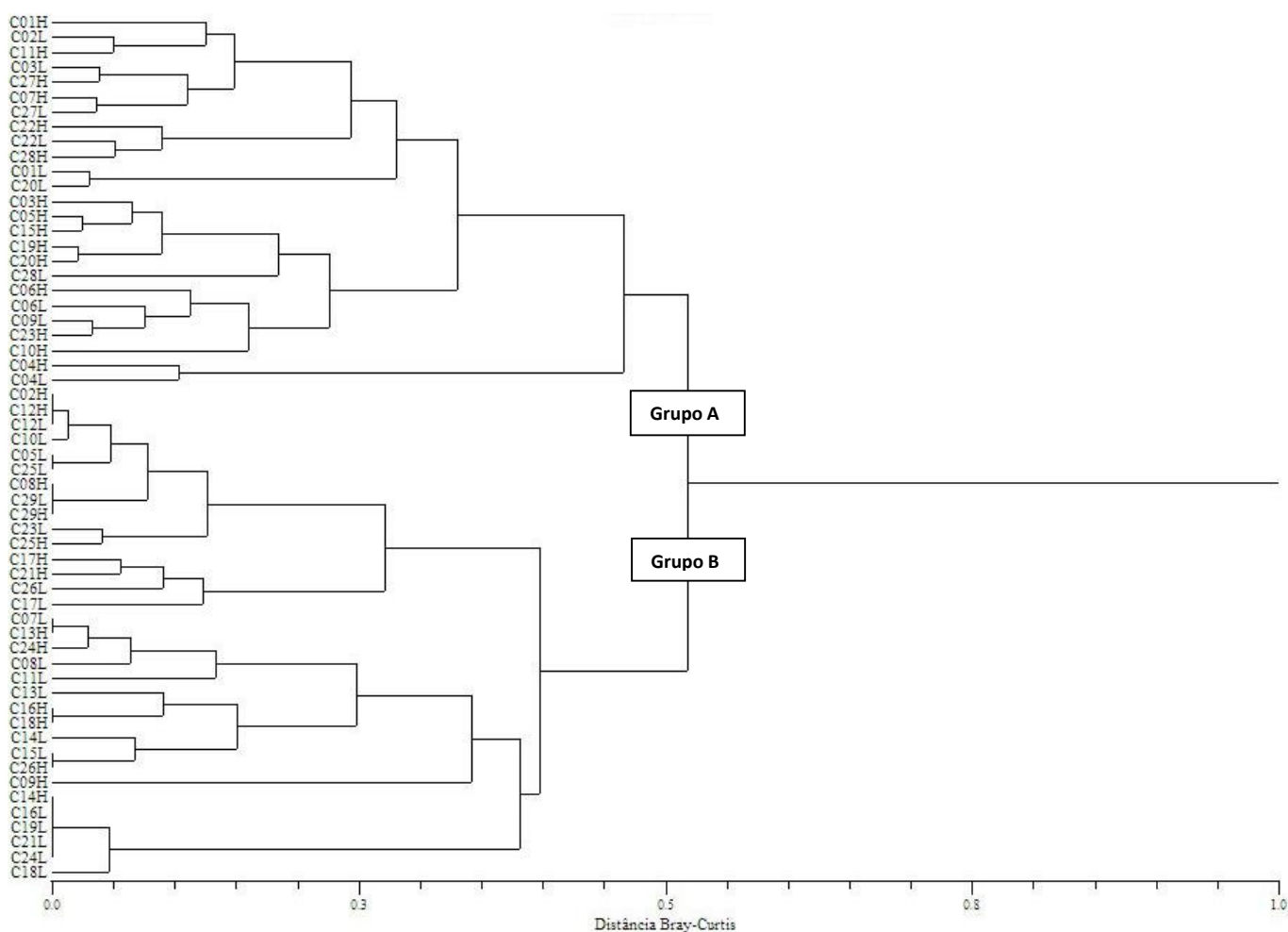


Figura 8 – Dendrograma do número de lagartixas, *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*, identificados nas cercas de estudo

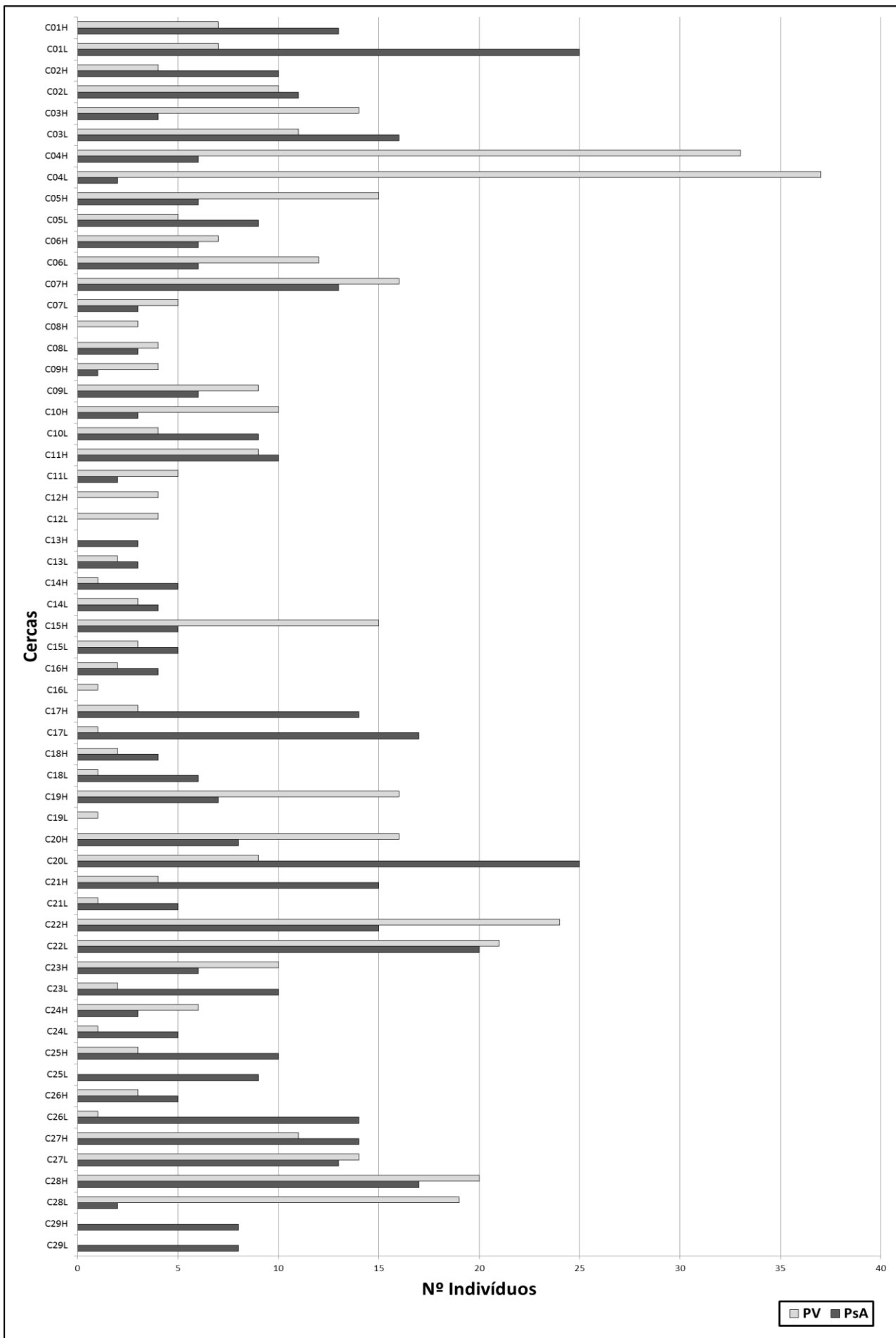


Figura 9 – Gráfico do número de indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) identificados nas cercas de estudo

3.2 O Impacto do Pastoreio em *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

O teste de Kruskal-Wallis aplicado para detetar o impacto dos diversos níveis de intensidade de pastoreio em *Ps. algirus* e *P. virescens*, tendo como base as cercas definidas pelo projeto, revelou que não existem diferenças significativas ($H= 3,438 / GL= 3 / P=0,329$), ou seja, o número de indivíduos observado não difere significativamente entre as cercas com distintos níveis de pastoreio aplicado, seja essa comparação efetuada entre espécies ou dentro da própria espécie.

Como referido anteriormente, dado que as escolhas feitas pelo projeto foram realizadas em laboratório e não definiram categoricamente aquilo observado em campo, optámos pela realização de nova categorização de cercas, tendo como base características indicadoras do grau de intensidade do pastoreio às quais foi aplicada uma reclassificação.

O teste U-Mann-Whitney, realizado para comparação da resposta das espécies a cada característica por si só, concluiu que não existem diferenças significativas (Tabela 5) entre as espécies, ou seja, cada característica (número médio de dejetos, pisoteio e tipo de gado) exerce um efeito semelhante em *Ps. algirus* e *P. virescens*.

Tabela 5 – Comparação do impacto dos elementos que definem a intensidade de pastoreio em *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) – Teste U-Mann-Whitney

Elementos	U	P-value	Valid N PsA	Valid N PV
Nº médio dejetos	97492	0,616768	437	455
Pisoteio	97413	0,602385	437	455
Tipo de Gado	96075,5	0,385023	437	455

Os valores de P-value significativos ($P<0,05$) encontram-se a negrito

De seguida, foi realizada uma soma dos valores obtidos pela reclassificação das características enumeradas o que nos permitiu obter uma escala de intensidade de pastoreio e, com base na dita escala, reclassificar cada cerca amostrada num nível específico de pastoreio. Obtivemos 28 cercas com um nível baixo de pastoreio (*Low* – L), 17 cercas com um nível moderado de pastoreio (*Middle* – M) e 11 cercas com nível alto de pastoreio (*High* – H). Da análise Kruskal-Wallis aplicada concluiu-se que não existem diferenças significativas ($H=1,805 / GL=9 / P=0,994$) entre o número de indivíduos de *Ps. algirus* e *P. virescens* identificados nas cercas H, L e M.

Também o teste de qui-quadrado realizado para comparação do número de indivíduos real com um número fictício, caso seguissem uma distribuição uniforme pelos diversos níveis de pastoreio, se mostrou não significativo (Tabela 6).

Tabela 6 – Comparação do número real e fictício (distribuição uniforme) de indivíduos de *Psammmodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados nos diferentes níveis de pastoreio – Teste Qui-Quadrado

Espécie	χ^2	GL	P-value
<i>Ps. algirus</i>	0,900	2	0,638
<i>P. virescens</i>	0,618	2	0,734

Os valores de P-value significativos ($P < 0,05$) encontram-se a negrito

Por fim, a comparação das matrizes de distância de Bray-Curtis representativas do número de lagartixas identificados nas cercas amostradas e dos níveis de intensidade de pastoreio aplicado em cada uma das cercas pela utilização do teste de Mantel concluiu que não existem diferenças significativas ($r=0,07856 / P=0,0592$), ou seja, os diversos níveis de intensidade de pastoreio não explicam a variação do número de indivíduos das espécies alvo registados em cada cerca.

3.3 O Efeito do Coberto Vegetal em *Psammmodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Os dados fornecidos pela equipa da avifauna permitiram-nos construir uma matriz de distâncias de Bray-Curtis que resultou na divisão das cercas em dois grupos, C e D, consoante o coberto vegetal existente em cada uma. O teste de Kruskal-Wallis foi então aplicado para comparação do número de indivíduos identificado de cada espécie alvo, agora com base nesta nova divisão de cercas. O resultado final aponta para a existência de diferenças significativas ($H=65.066 / P < 0,001$). Pela análise do resultado do teste de Tukey (Anexo IX) temos que para *Ps. algirus* as diferenças entre o número de indivíduos identificados nas cercas do grupo C e aqueles identificados nas cercas do grupo D não são significativas, mas são significativas no caso de *P. virescens*. As comparações feitas entre espécies também só apresentam diferenças significativas quando comparadas entre grupos.

O teste de Mantel aplicado na comparação de matrizes, número de indivíduos por cerca (grupos A e B) e coberto vegetal (grupos C e D), concluiu que não existem diferenças significativas entre elas ($r=0,05516 / P=0,0959$), ou seja, o coberto vegetal característico de cada cerca não explica a variação do número de lagartixas pelas cercas amostradas.

3.4 Descrição do Micro-habitat utilizado por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens*

Na Figura 10 encontra-se representado um esquema sumário dos resultados obtidos em relação à complexidade estrutural do micro-habitat selecionado pelas espécies alvo, bem como do uso que fazem dos elementos que o constituem. Apresentam-se nos próximos capítulos os resultados em maior pormenor.

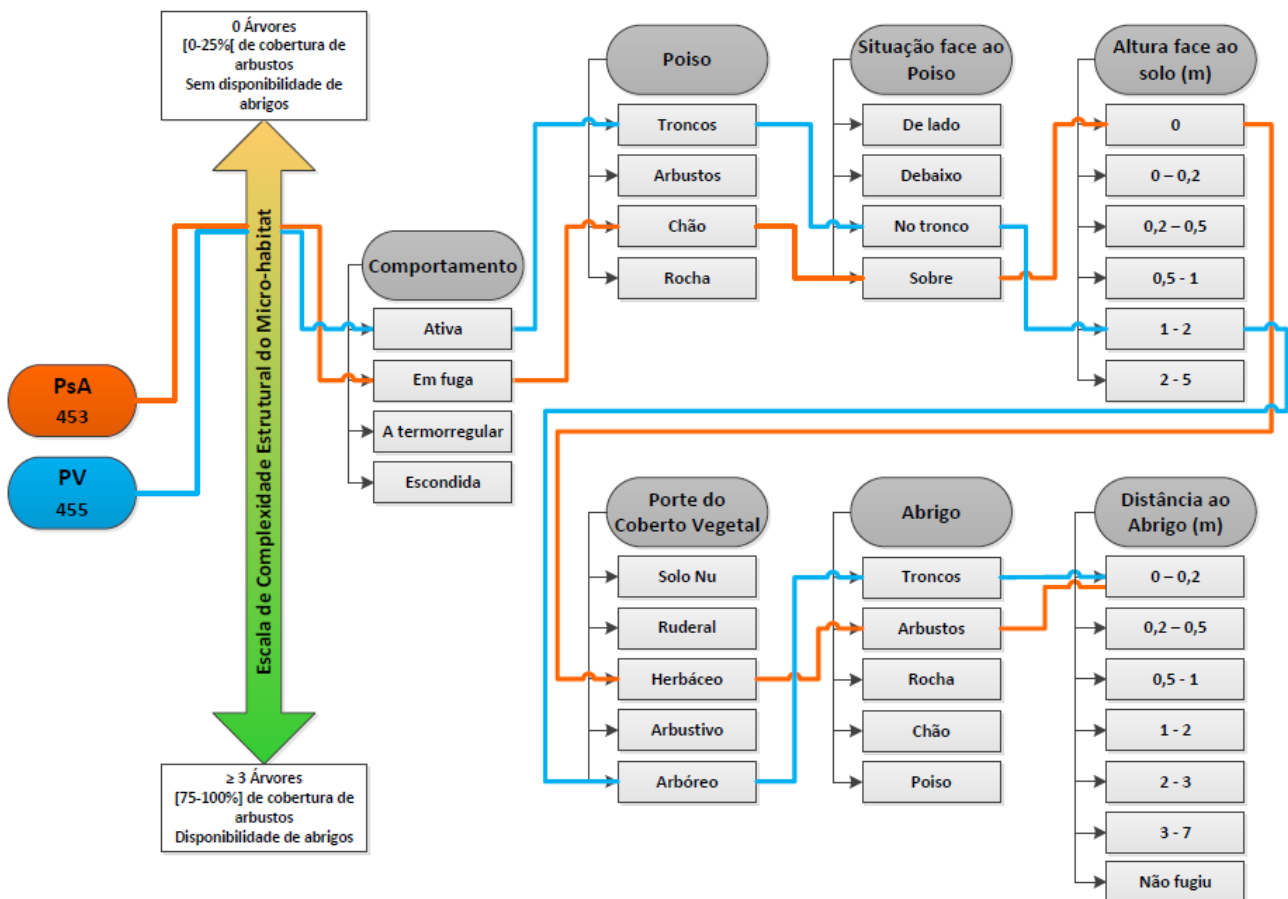


Figura 10 – Esquema sumário dos resultados obtidos: complexidade estrutural do micro-habitat e uso dos elementos que o constituem por *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

Pela observação dos gráficos apresentados abaixo, temos que *Podarcis virescens* e *Psammodromus algirus* aparentam selecionar micro-habitats de maneira virtualmente semelhante tendo em conta o número de árvores (Figura 11), percentagem de cobertura de arbustos (Figura 12) e disponibilidade de abrigos (Figura 13). No entanto, percebe-se que *P. virescens* apresenta preferências, relativas aos elementos referidos, muito mais vincadas que *Ps. algirus*, principalmente quanto ao número de árvores presente no seu micro-habitat.

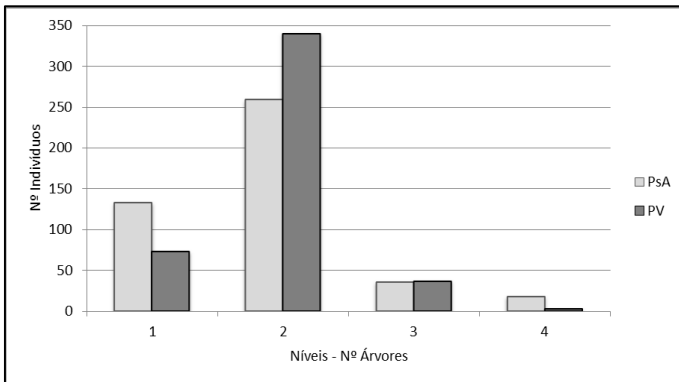


Figura 11 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos do número de árvores

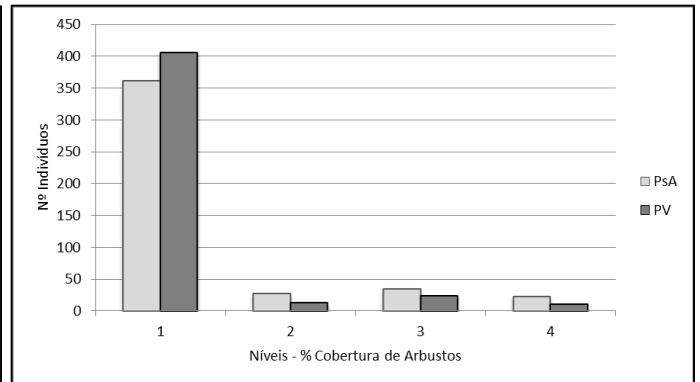


Figura 12 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos da percentagem de cobertura de arbustos

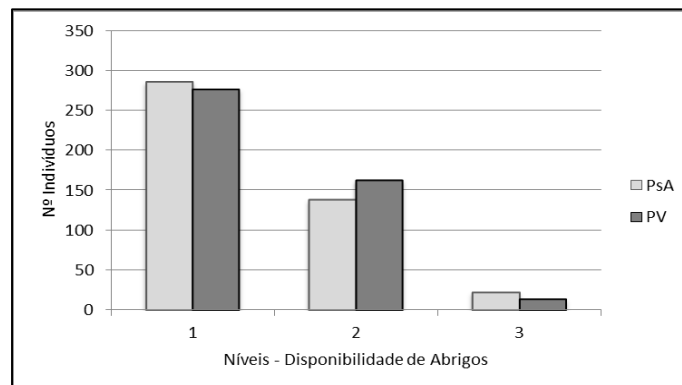


Figura 13 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos da disponibilidade de abrigos

O teste U-Mann-Whitney, efetuado com o intuito de compreender as preferências das espécies alvo quanto aos elementos que definem a estrutura do micro-habitat, aponta para diferenças significativas entre *Ps. algirus* e *P. virescens* quanto ao número de árvores e percentagem de cobertura de arbustos (Tabela 7). Ambas apresentam uma preferência clara por locais com apenas uma árvore, nível 2, e uma fraca cobertura de arbustos, nível 1. No

entanto, *P. virescens* demonstra uma preferência muito mais vincada, com valores muito mais baixos nos restantes níveis. Tal como verificado pela análise dos gráficos.

O teste apresentou-se não significativo ($P > 0,05$) quando comparada a distribuição das espécies nos níveis representativos da disponibilidade de abrigos, ambas exibindo um maior número de observações no nível 1, locais sem rochas nem madeiras (Tabela 7).

Tabela 7 – Comparação dos elementos que definem a complexidade estrutural do micro-habitat selecionado por *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) – Teste U-Mann-Whitney

Elementos	U	P-value	Valid N PsA	Valid N PV
Árvores	91452,50	0,013994	446	453
Arbustos	92228,50	0,023941	446	453
Abrigos	98907,00	0,587523	446	453

Os valores de P-value significativos ($P < 0,05$) encontram-se a negrito

Como referido anteriormente, procedemos à soma dos valores dos elementos representativos do micro-habitat de maneira a obtermos uma escala que simbolize a complexidade estrutural do mesmo. A escala obtida tem como valor mínimo três e como valor máximo 11.

O teste U-Mann-Whitney aplicado a esta escala concluiu que não existem diferenças significativas ($U=100084$ / $Z=-0,24$ / $P=0,810$) entre o número de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados nos diversos níveis, ou seja, ambas ocupam micro-habitats com o mesmo grau de complexidade.

A análise de correspondências realizada tendo em conta a complexidade estrutural do micro-habitat (Tabelas 8 e 9, Figura 14) revelou que as duas espécies apresentam um valor máximo no nível 4 da escala, afirmando a preferência destes animais por locais com uma estrutura mais simples, havendo um registo muito inferior de indivíduos nos níveis médio-alto da escala. No entanto, é de referir que, ao observarmos as percentagens de totais de colunas (Tabela 9), *Ps. algirus* está muito mais representada nos extremos da escala, níveis 3, 8, 9 e 11, do que *P. virescens*, esta com uma distribuição centrada nos níveis médios, 4, 5 e 6. A análise de correspondências realizada tendo em conta cada elemento por si só obteve resultados similares à realizada tendo em conta a escala de complexidade, apresentando-se os resultados no Anexo X.

Tabela 8 – Análise de Correspondências - Percentagens de totais de linhas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: escala de complexidade do micro-habitat)

Espécies	Escala de Complexidade do Micro-habitat									TOTAIS
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<i>Ps. algirus</i>	13,90	32,51	19,28	19,96	6,95	3,81	2,91	0,45	0,22	100
<i>P. virescens</i>	0,66	49,22	19,42	21,41	5,96	2,43	0,44	0,44	0,00	100

Tabela 9 – Análise de Correspondências - Percentagens de totais de colunas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: escala de complexidade do micro-habitat)

Espécies	Escala de Complexidade do Micro-habitat								
	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Ps. algirus</i>	95,38	39,40	49,43	47,85	53,45	60,71	86,67	50,00	100,00
<i>P. virescens</i>	4,62	60,60	50,57	52,15	46,55	39,29	13,33	50,00	0,00
TOTAIS	100	100	100	100	100	100	100	100	100

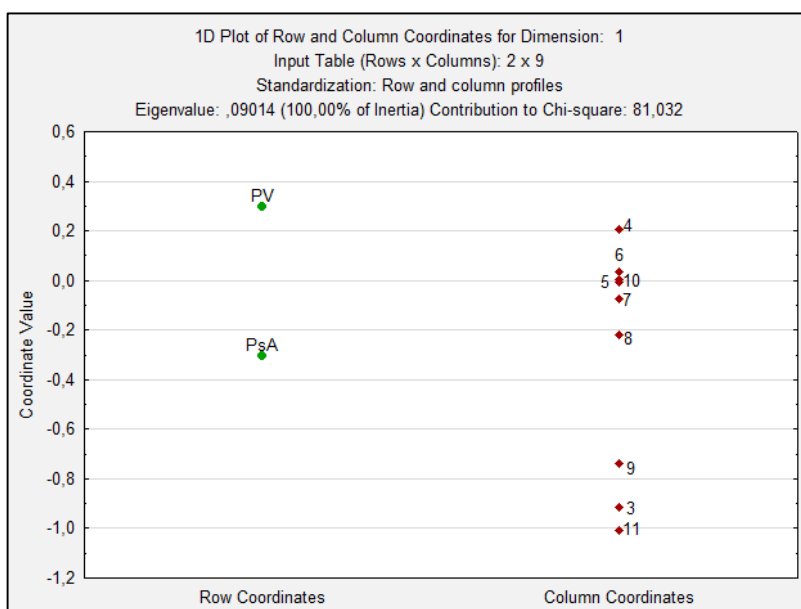


Figura 14 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos da complexidade estrutural do micro-habitat

Os gráficos seguintes representam a distribuição de cada espécie pelos diferentes níveis da escala de complexidade do micro-habitat. Como podemos observar, *Psammodromus algirus* (Figura 15) e *Podarcis virescens* (Figura 16) apresentam uma distribuição visualmente não uniforme pelos diferentes níveis.

Os indivíduos de *Ps. algirus* ocupam principalmente os níveis médio-baixo da escala, com destaque para o nível 4, enquanto que os registos nos níveis de complexidade mais elevada são bastante mais baixos, entre 31 indivíduos no nível 7 e apenas um no nível 11. *P. virescens* apresenta uma distribuição semelhante, mas sendo muito mais marcada a diferença entre os níveis 4, 5 e 6 e os restantes que apresentam valores muito baixos, alguns mesmo perto de zero.

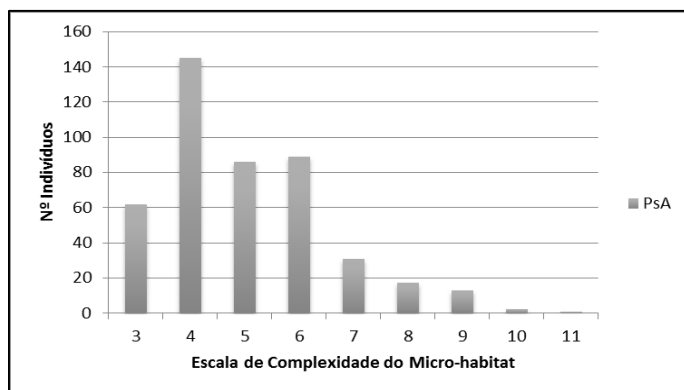


Figura 15 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) pela escala de complexidade do micro-habitat

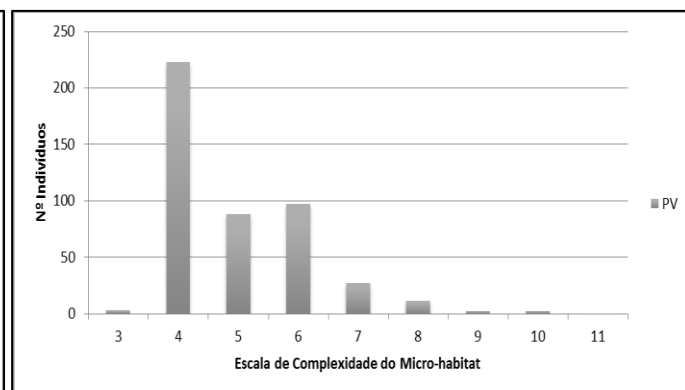


Figura 16 – Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Podarcis virescens* (PV) pela escala de complexidade do micro-habitat

O teste do qui-quadrado aplicado confirmou aquilo que é visível nos gráficos apresentados. As espécies não seguem uma distribuição uniforme pelos diferentes níveis da escala de complexidade do micro-habitat (Tabela 10).

Tabela 10 – Comparação do número real e fictício (distribuição uniforme) de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados nos diferentes níveis de complexidade de micro-habitat – Teste Qui-Quadrado

Espécie	χ^2	GL	P-value
<i>Ps. algirus</i>	201,853	8	<0,001
<i>P. virescens</i>	308,399	7	<0,001

Os valores de P-value significativos ($P < 0,05$) encontram-se a negrito

O teste do qui-quadrado por associações aplicado na averiguação de possíveis relações entre a complexidade estrutural do micro-habitat selecionado pelas espécies alvo e os grupos A e B resultantes da matriz do número de lagartixas por cerca (Tabela 11) concluiu que existe uma relação entre as duas variáveis no caso de *Ps. algirus* mas não no caso de *P.*

virescens. *Psammodromus algirus* não seleciona o mesmo tipo estrutural de micro-habitat no grupo A e no grupo B.

Tabela 11 – Relação entre a complexidade do micro-habitat selecionado por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* e os grupos A e B – Teste Qui-Quadrado por Associações

Espécie	χ^2	GL	P-value
<i>Ps. algirus</i>	17,200	7	0,016
<i>P. virescens</i>	6,639	4	0,156

Os valores de P-value significativos ($P < 0,05$) encontram-se a negrito

3.5 Uso do Micro-habitat por *Psammodromus Algirus* e *Podarcis virescens*

O comportamento demonstrado por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* no momento da observação difere. Pela observação do gráfico (Figura 17), a grande maioria dos indivíduos de *Ps. algirus* foi observada estando já “em fuga”, enquanto *P. virescens* se apresentou maioritariamente “ativa”, sendo muito menos os indivíduos observados “em fuga”.

Relativamente ao poiso utilizado (Figura 18), *Ps. algirus* demonstra uma preferência clara pelo “chão”, enquanto que *P. virescens* pelos “troncos”, sendo assim esperados os resultados obtidos para situação face ao poiso (Figura 19), “sobre” e “no tronco” respetivamente, e altura face ao solo (Figura 20), em que a primeira foi maioritariamente observada a zero metros de altura e a segunda apresentando uma distribuição pelos níveis da categoria mais uniformes, mas com valores máximos para um a cinco metros de altura. Seguindo a mesma linha de raciocínio, também os valores encontrados para o porte do coberto vegetal (Figura 21) se enquadram, com *P. virescens* presente sobretudo em poisos de estrato “arbóreo” e *Ps. algirus* em estrato “herbáceo”.

O abrigo utilizado por *Ps. algirus* e *P. virescens* quando perturbadas por nós, também aparenta diferenças entre as duas espécies (Figura 22). A primeira opta maioritariamente por “arbustos” e a segunda por “troncos”. A mesma diferença se encontrou na distância a que se encontram do referido abrigo (Figura 23), *Ps. algirus* prefere claramente percorrer curtas distâncias (0 – 0,5m) enquanto *P. virescens*, embora para a maioria dos indivíduos essa distância seja também curta (0 – 0,2 m), esse padrão não é tão óbvio, com indivíduos

percorrendo um a dois metros. De referir também que *P. virescens* apresenta, quando comparado com *Ps. algirus*, um maior número de indivíduos que, deparados com a perturbação, não fugiram, optando por permanecer alerta mas imóveis.

As figuras 24 e 25 sintetizam as observações de campo relativas ao comportamento demonstrado pelas espécies *Ps. algirus* e *P. virescens*, respetivamente, agrupadas consoante o poiso onde decorreram.

Como demonstrado acima, *Ps. algirus* foi registada maioritariamente “em fuga”, decorrendo esta atividade sobretudo no “chão”, onde também se registou um maior número de indivíduos “ativos”. No entanto, esta preferência pelo “chão” perde-se ao analisarmos os indivíduos em “termorregulação”, pois aqui há um maior destaque no uso de “troncos”, e os indivíduos “escondidos”, que preferiram abrigos em “arbustos” e “rochas”.

Podarcis virescens, ao contrário de *Psammodromus algirus*, demonstrou uma preferência clara na utilização do mesmo tipo de poiso, neste caso “troncos”, em todas as atividades desenvolvidas, sendo que os restantes tipos de poiso obtiveram frequências bastante inferiores.

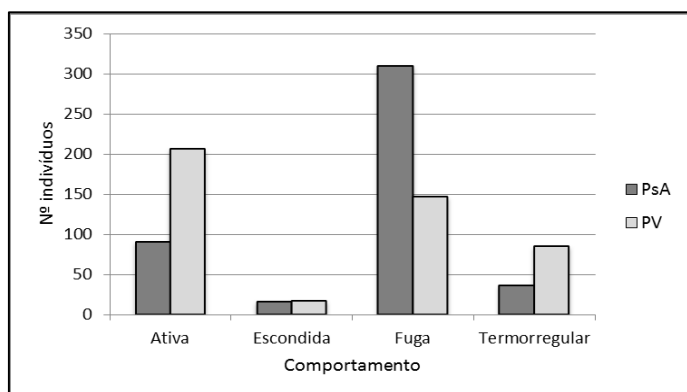


Figura 17 – Gráfico do Comportamento observado em *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

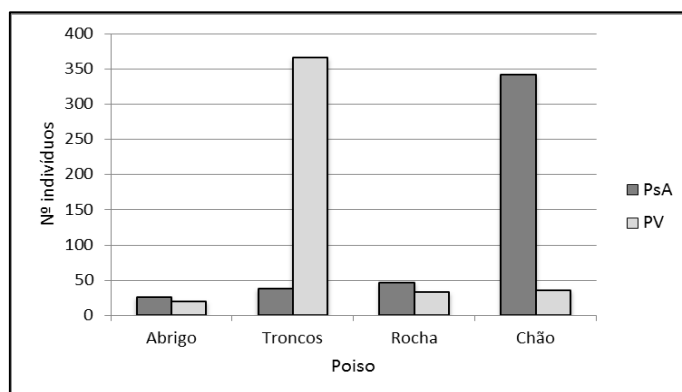


Figura 18 – Gráfico do Poiso ocupado por *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

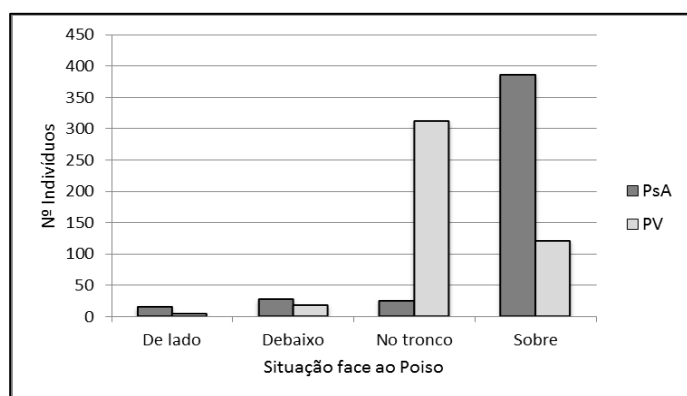


Figura 19 – Gráfico da Situação face ao Poiso em que se encontravam *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

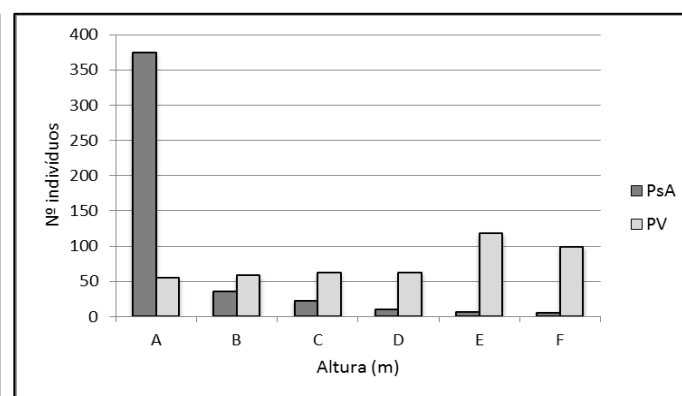


Figura 20 – Gráfico da Altura face ao Solo (m) a que se encontravam *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

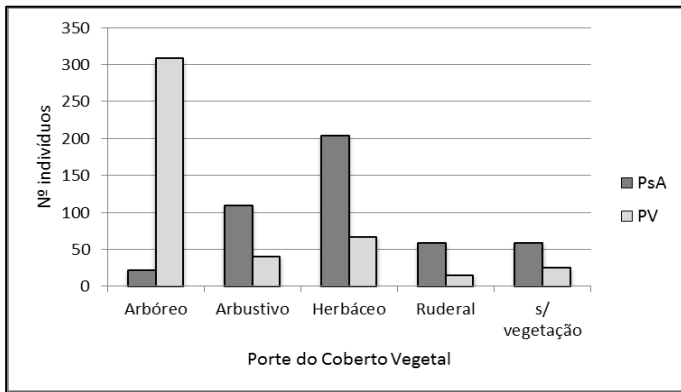


Figura 21 – Gráfico do Porte do Coberto Vegetal onde se encontravam *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

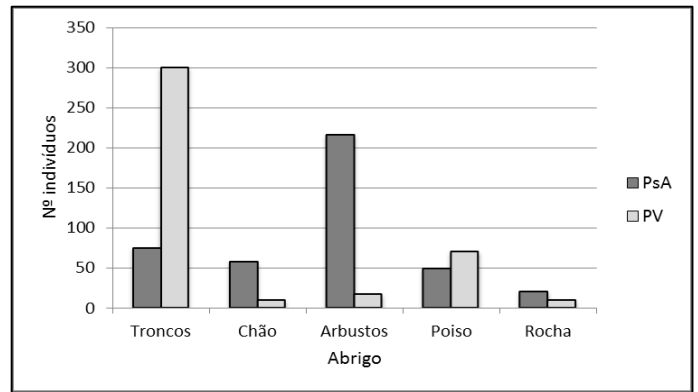


Figura 22 – Gráfico do Abrigo utilizado por *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

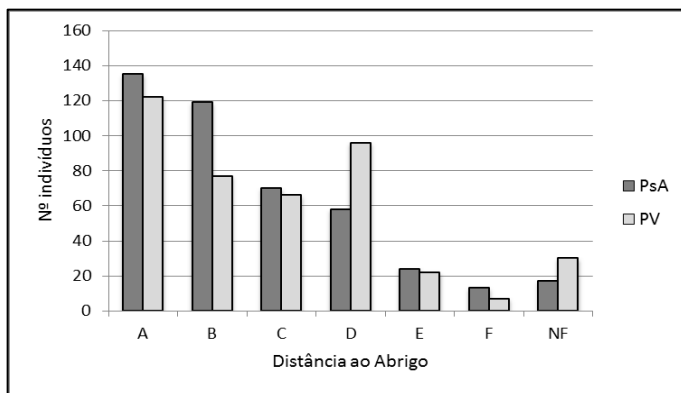


Figura 23 – Gráfico da Distância ao Abrigo (m) percorrida por *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV)

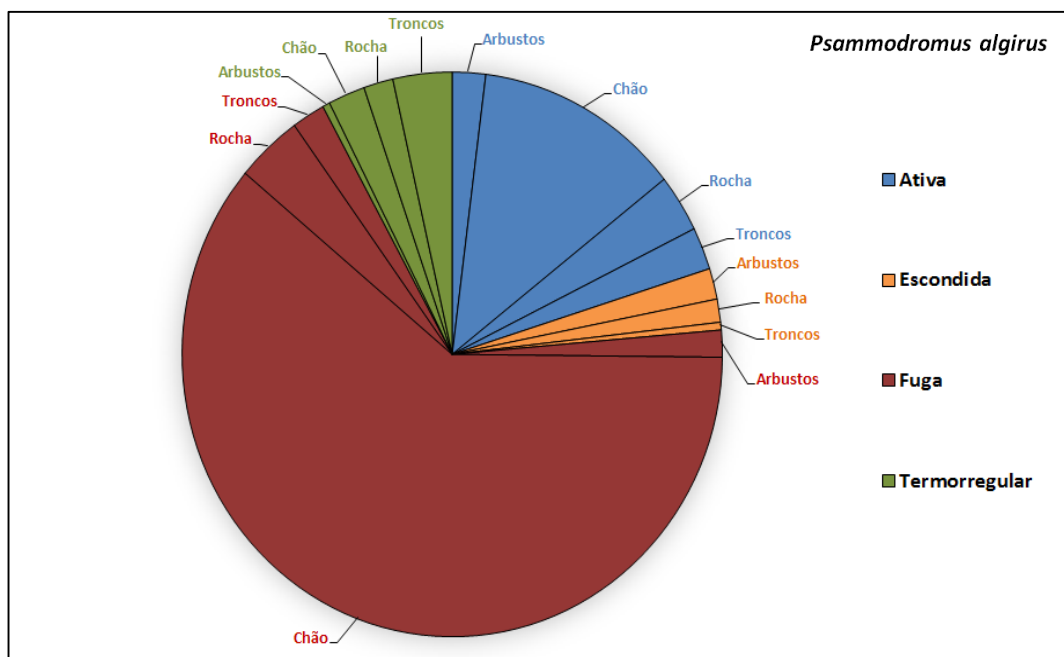


Figura 24 – Gráfico representativo do comportamento demonstrado por *Psammodromus algirus* em cada tipo de poiso, no momento da observação

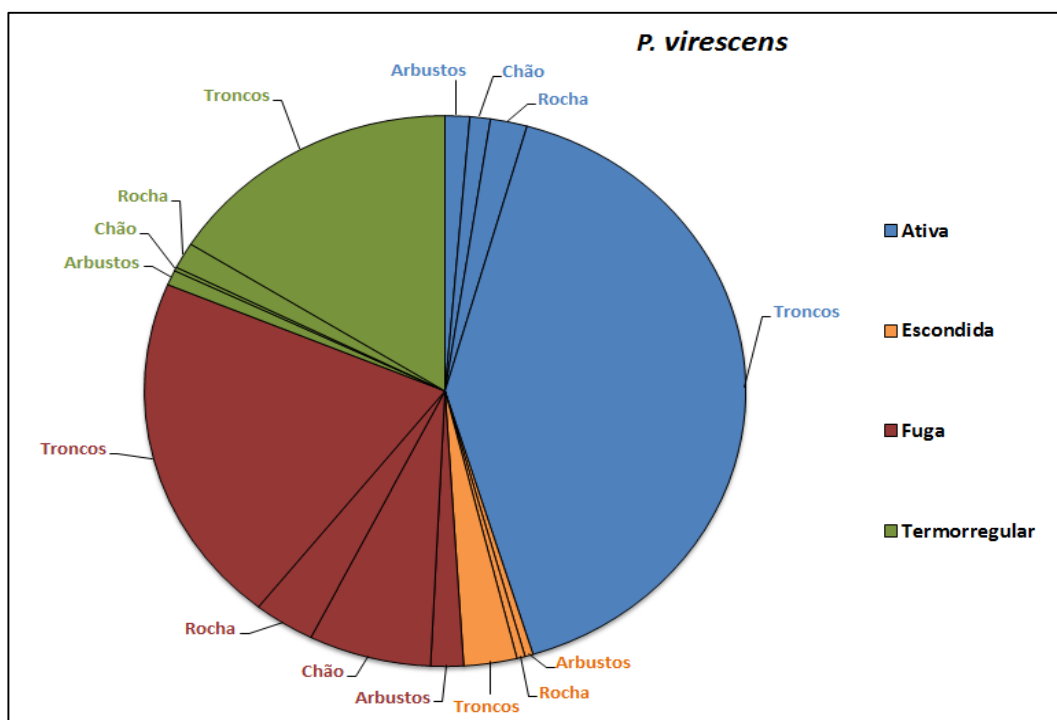


Figura 25 – Gráfico representativo do comportamento demonstrado por *Podarcis virescens* em cada tipo de poiso, no momento da observação

O teste de qui-quadrado aplicado ao comportamento demonstrado pelos animais e à utilização que fazem dos objetos presentes no micro-habitat foi de encontro àquilo previamente verificado pela análise dos gráficos anteriormente apresentados, permitindo compreender as diferenças básicas entre a ecologia das duas espécies alvo. Os resultados apontam para diferenças significativas em todos os elementos tratados (Tabela 12).

Tabela 12 – Comparação entre o uso dos elementos que definem o uso do micro-habitat por *Psammmodromus algirus* e *Podarcis virescens* – Teste Qui-Quadrado

Elementos	χ^2	GL	P
Comportamento	122,536	3	<0,001
Poiso	517,242	3	<0,001
Situação Face ao Poiso	391,095	3	<0,001
Altura	486,553	5	<0,001
Porte do Coberto Vegetal	389,000	4	<0,001
Abrigo	345,798	4	<0,001
Distância a Abrigo	24,344	6	<0,001

Os valores de P-value significativos (P<0,05) encontram-se a negrito

Para averiguação do impacto da intensidade do pastoreio no uso do habitat pelas lagartixas aplicámos o teste do qui-quadrado por associações (Tabela 13) que encontrou para *Ps. algirus* uma relação entre o nível de intensidade de pastoreio e o poiso, altura, situação face ao poiso, porte do coberto vegetal e abrigo. No caso de *P. virescens* a relação existe com a altura, situação face ao poiso e porte do coberto vegetal.

Tabela 13 – Relação entre a utilização do micro-habitat por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* e o nível de intensidade do pastoreio - Qui-Quadrado por Associação

Elementos	<i>Ps. algirus</i>			<i>P. virescens</i>		
	χ^2	GL	P	χ^2	GL	P
Comportamento	9,72	6	0,137	4,82	6	0,57
Poiso	33,33	4	<0,001	11,92	6	0,06
Altura	38,41	6	<0,001	44,41	10	<0,001
Situação face ao Poiso	12,14	4	0,02	18,89	4	<0,001
Porte do Coberto Vegetal	32,48	8	<0,001	24,79	8	0,002
Abrigo	42,24	10	<0,001	14,53	8	0,07
Distância ao Abrigo	14,58	10	0,15	16,36	10	0,09

Os valores de P-value significativos (P<0,05) encontram-se a negrito

Por fim, o teste de qui-quadrado por associações que utilizámos na procura de possíveis relações entre o uso que as espécies fazem dos elementos que constituem o micro-habitat e os grupos de cercas A e B concluiu que apenas existe uma relação quando comparado o porte do coberto vegetal e o abrigo utilizados por *Ps. algirus* e o poiso utilizado por *P. virescens* (Tabela 14).

Tabela 14 – Relação entre a utilização do micro-habitat por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* e os grupos A e B - Qui-Quadrado por Associação

Elementos	<i>Ps. algirus</i>			<i>P. virescens</i>		
	χ^2	GL	P	χ^2	GL	P
Comportamento	3,480	3	0,323	3,195	3	0,363
Poiso	3,877	3	0,275	12,551	3	0,006
Altura	5,280	4	0,260	5,446	5	0,364
Situação face ao Poiso	1,119	3	0,773	0,560	2	0,756
Porte do Coberto Vegetal	11,482	4	0,022	6,281	4	0,179
Abrigo	16,991	4	0,002	3,123	4	0,537
Distância ao Abrigo	11,923	6	0,064	1,993	4	0,737

Os valores de P-value significativos (P<0,05) encontram-se a negrito

3.6 Descrição dos Locais de Ocorrência de *Psammodromus occidentalis*

Como referido anteriormente, foram 14 os indivíduos de *Psammodromus occidentalis* identificados durante o trabalho de campo. Como podemos observar no mapa abaixo, Figura 26, a totalidade dos indivíduos foi registada apenas numa das herdades que integraram o projeto, Guadelim, onde se encontram assinaladas duas parcelas de estudo, C20 e C21.

C20 foi aquela que obteve maior quantidade de registos, com seis animais identificados na cerca H e quatro na cerca L. C21 apresentou três animais na cerca H e um na cerca L.

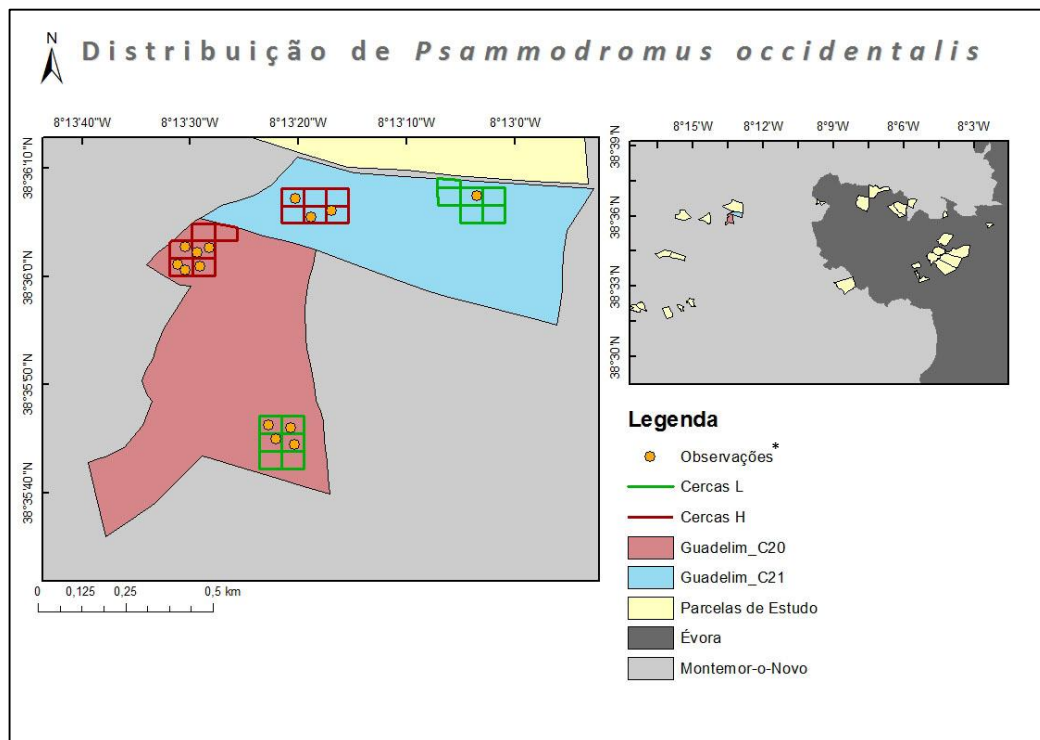


Figura 26 – Mapa da distribuição de *Psammodromus occidentalis* pelas parcelas de estudo.

*A distribuição das observações pelas cercas não representa a posição real dos indivíduos, sendo meramente ilustrativa

A tabela 15 mostra a distribuição dos indivíduos pelos vários elementos que representam a complexidade do micro-habitat que ocupam: número de árvores, percentagem de cobertura de arbustos e disponibilidade de abrigos. Pela observação desta tabela podemos concluir que estes 14 indivíduos foram identificados em micro-habitats com uma estrutura simples, com um reduzido número de árvores (0 – 1) e de percentagem de cobertura de arbustos (0 – 5%) e a grande maioria estava presente em locais com ausência de abrigos (rochas ou madeiras).

Quanto ao uso do micro-habitat observado nestes indivíduos, podemos verificar pela observação dos gráficos que foram registados animais a alimentar-se, escondidos e ativos, mas a grande maioria foi observada já em fuga (Figura 27). As suas atividades realizam-se maioritariamente em folhada (Figura 28), situação reafirmada pela altura registada (0m – Figura 29), porte do coberto vegetal (maioritariamente herbáceo – Figura 30) e situação face ao poiso (sobre – Figura 31). Grande parte dos indivíduos utilizou os arbustos como refúgio (Figura 32). Embora a maioria efetuasse um curto percurso até ao abrigo (0,2 – 1m), alguns chegaram a deslocar-se durante 3m (Figura 33).

Tabela 15 – Distribuição de *Psammodomus occidentalis* (N=14) pelos vários elementos que definem a complexidade do micro-habitat (r=5m)

<i>Ps. occidentalis</i>	Nº de Árvores		% Cobertura de Arbustos					Disponibilidade de Abrigos				
	0	1	0	2	5	40	45	50	Rochas		Madeiras	
									Sim	Não	Sim	Não
Nº Indivíduos	7	7	4	2	4	1	1	2	1	13	4	10

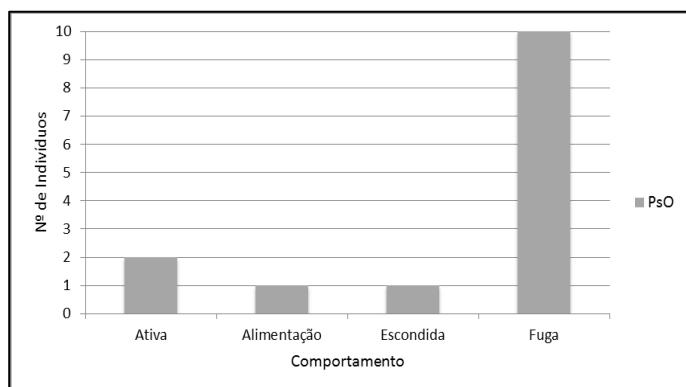


Figura 27 – Gráfico do Comportamento observado em *Psammodomus occidentalis* (PsO)

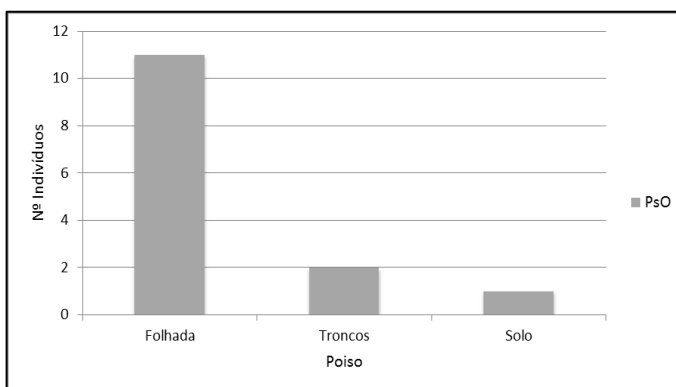


Figura 28 – Gráfico do Poiso ocupado por *Psammodomus occidentalis* (PsO)

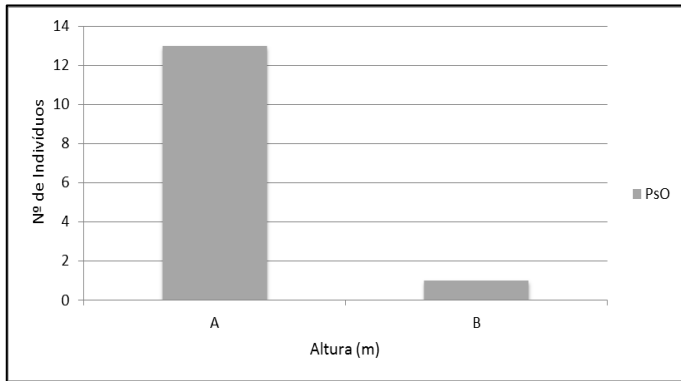


Figura 29 – Gráfico da Altura (m) a que se encontrava *Psammodromus occidentalis* (PsO)

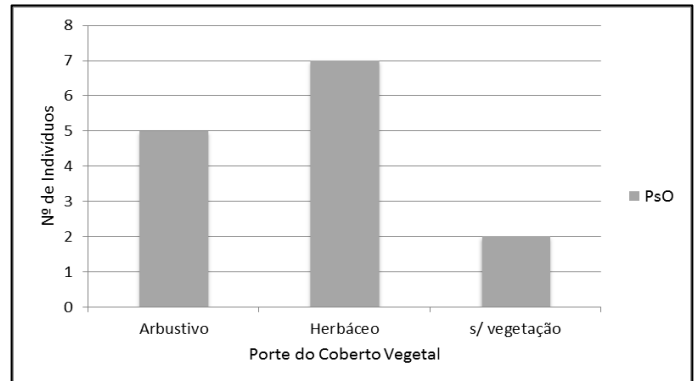


Figura 30 – Gráfico do Porte do Coberto Vegetal presente no local ocupado por *Psammodromus occidentalis* (PsO)

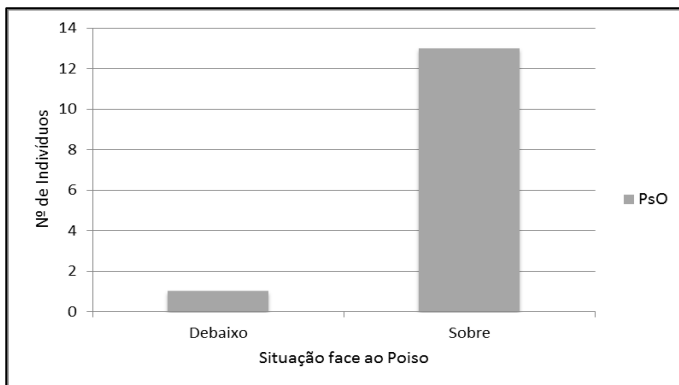


Figura 31 – Gráfico da Situação face ao Poiso em que se encontrava *Psammodromus occidentalis* (PsO)

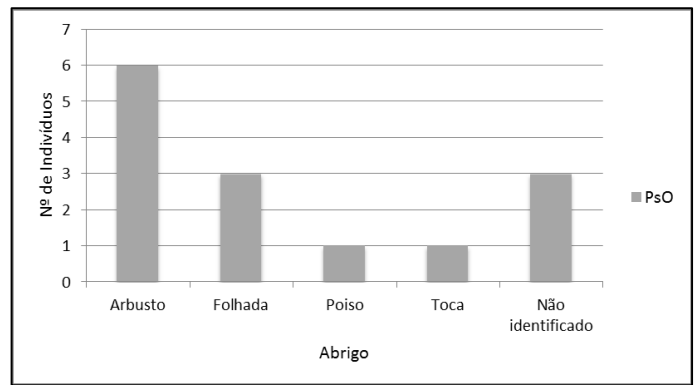


Figura 32 – Gráfico do Abrigo utilizado por *Psammodromus occidentalis* (PsO)

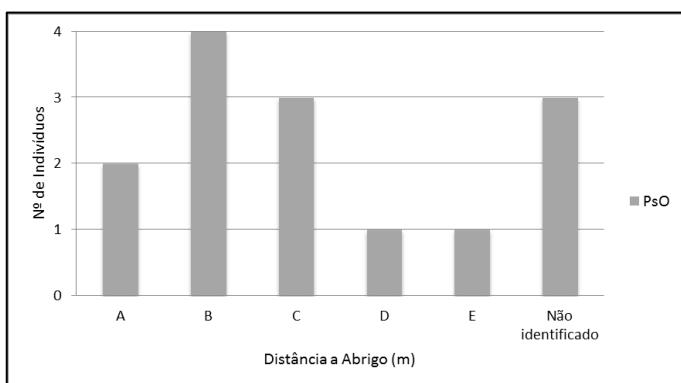


Figura 33 – Gráfico da Distância ao Abrigo (m) percorrida por *Psammodromus occidentalis* (PsO)

4 Discussão

Foi registado um número similar de indivíduos de *Psammodromus algirus* (N=453) e *Podarcis virescens* (N=455), ambas apontadas como presentes na nossa área de estudo por Malkmus (2004a) e Loureiro *et al.* (2008).

Psammodromus occidentalis, descrita pelos referidos autores como presente apenas na vizinhança da nossa área de estudo, obteve um registo de 14 indivíduos, observações que aumentam, portanto, a área de ocorrência desta espécie em Portugal. Esta lagartixa foi identificada apenas numa parcela inserida no nosso projeto, pertencente à herdade de Guadelim, o que apoia a indicação de Carrascal *et al.* (1989) de que esta é uma espécie apenas localmente abundante, sendo o autor da opinião que esta situação se deve à escassez e fragmentação do seu habitat ótimo.

O primeiro conjunto de análises efetuadas permitiu-nos ordenar as cercas em dois grupos distintos com base no número de lagartixas encontradas em cada uma, o que aponta para a possível existência de características nas cercas amostradas que beneficiam ou prejudicam as espécies alvo. Os testes indicam diferenças significativas entre a quantidade de indivíduos de *Podarcis virescens* identificados no grupo A (N=372) e B (N=83). *Psammodromus algirus*, embora a uma primeira vista possa apresentar algumas diferenças entre o grupo A (N=259) e B (N=194), estas não são significativas.

O impacto do pastoreio nas espécies *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* foi primeiramente analisado tendo em conta as cercas pré-definidas pelo projeto, sendo que o resultado obtido foi que não existem diferenças significativas no número de indivíduos das espécies nas cercas H e L, ou seja, as lagartixas não estão condicionadas pelos diferentes níveis de intensidade com que o pastoreio é aplicado. No entanto, por motivos já assinalados, procedeu-se a nova caracterização das cercas consoante o nível de intensidade de pastoreio, o que resultou em 28 cercas L, 17 cercas M e 11 cercas H.

Os testes efetuados apontam, novamente, para a ausência de diferenças significativas entre o número de indivíduos de ambas as espécies identificados nos vários níveis de intensidade de pastoreio, isto é, o pastoreio não condiciona o número de indivíduos de *Ps. algirus* e de *P. virescens* identificado por cerca e ambas apresentam uma reação semelhante quando comparadas. O mesmo resultado foi obtido pela aplicação do teste de Mantel, a

variação do número de indivíduos nas cercas não está significativamente correlacionada com os níveis de intensidade de pastoreio.

Com base nos dados recolhidos pela equipa da avifauna, foi-nos possível organizar as cercas amostradas consoante a estrutura de coberto vegetal presente em cada uma. A divisão dos indivíduos pelos dois grupos de cercas resultantes revelou diferenças significativas no caso de *Podarcis virescens*, mas não (estavelmente) significativas para *Psammodromus algirus*, o que pode apontar para uma certa sensibilidade de *P. virescens* para alterações ao nível do coberto vegetal. Contudo, o teste de Mantel aplicado mostrou-se não significativo para diferenças entre os grupos representativos do coberto vegetal e os grupos representativos do número de indivíduos por cerca, ou seja, o coberto vegetal não explica genericamente a variação das lagartixas nas cercas amostradas.

As espécies *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* indicam não escolher o seu micro-habitat ao acaso, tal como defendido por vários autores (Greenberg *et al.* 1994; Nasser *et al.* 2010; Price-Rees *et al.* 2013). Ambas apresentam uma distribuição espacial dependente do grau de complexidade da estrutura do ecossistema.

Ao analisarmos os elementos que definem a estrutura do micro-habitat, temos que estes animais tendem a preferir locais com apenas uma árvore e uma cobertura de arbustos entre o zero e os 25%. Situação que se mantém ao estudarmos o micro-habitat como um todo, pela aplicação da escala de complexidade por nós desenvolvida. As espécies mantêm a preferência por locais com uma estrutura simples: zero a uma árvore, zero a 25% de cobertura de arbustos.

No caso de *Ps. algirus*, esta situação difere da apontada por Carrascal *et al.* 1989 e Díaz *et al.* 2000 que defendem que esta espécie opta por locais bastante arborizados e com vegetação densa ao nível do solo (arbustos, subarbustos, herbáceas), estando mesmo dependente da existência de cobertura arbustiva. Quanto a *P. virescens*, o resultado é praticamente concordante com os investigadores que defendem que esta opta por paisagens abertas (Geniez *et al.* 2014) com cobertura vegetal variável (Sá-Sousa 2000).

Ao contrário do apontado por alguns autores, principalmente no caso de *P. virescens* conhecida por depender da presença de rochas, pedras e moroiços (Sá-Sousa 2000; Almeida *et al.* 2001; Geniez *et al.* 2014), estas espécies parecem não selecionar o seu micro-habitat com base na disponibilidade de abrigos, neste caso definida como presença de rochas e/ou

madeiras, isoladas ou agrupadas. Os testes mostraram-se não significativos quanto à escolha deste elemento e, quando tida em conta a complexidade estrutural dos locais de observação, os animais selecionaram maioritariamente micro-habitats sem a presença destes refúgios.

No entanto, os testes efetuados apontam para uma maior predisposição de *Ps. algirus* para a ocupação de locais que não os preferidos, demonstrando que, tal como defendido por Godinho *et al.* (2011), esta é uma espécie mais generalista. Por outro lado, *P. virescens* parece concentrar-se em micro-habitats com uma estrutura mais definida, nomeadamente aqueles que ocupam os níveis baixo-médio da escala desenvolvida.

Os indivíduos de *Psammodromus occidentalis* foram encontrados em habitats com uma estrutura simples, entre zero e uma árvore, um grau de cobertura de arbustos entre o zero e os cinco por cento e ausência de abrigos (rochas e/ou madeiras). Esta possível preferência por um micro-habitat simples é confirmada por diversos autores. Salvador & Pleguezuelos (2002), Godinho *et al.* (2011) e Fitze (2012), entre outros, afirmam que esta espécie tem como micro-habitat ideal um local aberto, com manchas de solo nu adjacentes a vegetação, herbáceas e arbustos, que atinjam apenas 10cm de altura máxima, não muito densas.

Ao analisarmos o uso que as espécies alvo fazem do micro-habitat onde se encontram, ou seja, como utilizam os elementos presentes para o desenvolvimento das suas atividades diárias, verificámos diferenças significativas entre *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* em todas as variáveis abordadas. O que nos leva a concluir que, embora ocupem um micro-habitat de complexidade estrutural semelhante, utilizam-no de forma bastante diferente, tal como esperado devido à ecologia própria de cada espécie.

Podarcis virescens foi observada, maioritariamente, a ter um comportamento ativo, deslocando-se pela sua área de ocorrência possivelmente em busca de presas e entre locais de termorregulação e abrigo. De destacar que todos os comportamentos observados nesta espécie ocorreram, sobretudo, em troncos, registando-se frequências muito inferiores na utilização de outros tipos de poiso.

A bibliografia consultada previamente defende que esta espécie apresenta um comportamento maioritariamente saxícola (Kaliontzopoulou *et al.* 2009; Geniez *et al.* 2014), ou seja, prefere substratos rochosos, amontoados de pedras, muros e outras construções humanas. Contudo, a nossa pesquisa originou um resultado diferente, dado que este animal utilizou principalmente o tronco das árvores como poiso durante o desenvolvimento das

suas atividades e, também, como refúgio face a situações de perturbação (preferência de acordo com outras informações tratadas, tais como situação face ao poiso e porte do coberto vegetal). Além do anteriormente referido em que a presença/ausência de abrigos rochosos aparenta não contribuir para a sua seleção de micro-habitat.

A altura face ao solo a que foi observada, também reafirma a sua preferência pelas árvores como poiso, pois embora ocupe vários níveis da escala de forma praticamente semelhante, consegue perceber-se uma tendência para alturas entre um e cinco metros (Malkmus 2004b).

Podarcis virescens, como mencionado, mostrou uma preferência clara pela utilização de árvores como abrigo, tanto pela fuga em altura e em redor do tronco, como pelas fissuras e buracos na madeira onde se escondia. O seu modo de resposta à perturbação por nós causada demonstrou que esta é uma espécie mais destemida que *Ps. algirus* pela utilização de abrigos localizados a uma maior distância, apresentando também um maior número de indivíduos que não fugiram quando expostos ao fator de stresse.

O comportamento arborícola de *P. virescens* foi descrito por Kaliontzopoulou *et al.* (2009), que observou esta espécie na Tunísia a trepar troncos de árvores para termorregulação, alimentação e fuga a ameaças, onde atingiam até 8m de altura ou utilizavam buracos existentes na madeira. O autor propôs que este se comportamento se deve à escassez de rochas e pedras e afirma que o mesmo foi registado na Península Ibérica como accidental, nunca como um procedimento regular para esta espécie. Também Malkmus (2004b) descreve o registo de *P. virescens* nos troncos de pinheiros, ciprestes, aroeira-brava e sobreiro, onde utiliza fissuras e buracos feitos por insetos como abrigo. O autor também defende que o comportamento se deve à ausência do seu elemento preferencial, a rocha, e que, por isso, os animais utilizam os abrigos proporcionados pelas árvores durante o inverno e, apenas possivelmente, durante outros períodos. Salvador & Pleguezuelos (2002) apresentam a mesma opinião.

Psammodromus algirus mostrou desenvolver as suas atividades maioritariamente no chão, preferindo locais com vegetação herbácea e deslocando-se sobre folhada, situação descrita por Carrascal *et al.* (1989) que refere a importância de resíduos vegetais sobre o solo para esta espécie. A preferência pelo uso do chão está também patente noutras variáveis estudadas como a situação face ao poiso (sobre) e altura face ao solo (0m). De fato, a preferência desta espécie pelo solo observa-se durante comportamentos de fuga e atividade geral. No entanto, em situações de refúgio e termorregulação, os locais selecionados são

arbustos e rochas e troncos, respetivamente. De destacar que, embora a maioria das suas atividades se desenrolem no solo, foram observados indivíduos desta espécie a termorregular a alturas bastante mais altas, dois a cinco metros, do que afirmado pela bibliografia (Salvador & Pleguezuelos 2002) que apontam que esta espécie trepa até aos dois metros.

O seu comportamento aponta para que seja uma espécie com um grande instinto de fuga, talvez devido à estrutura simples verificada nos seus locais de ocorrência, tal como apontado por Smith & Ballinger (2001). A grande maioria destes animais foi observada já em fuga, abrigoando-se em locais muito próximos do seu local de atividade (0-0,5m).

Tal como defendido por diversos autores (Arnold & Burton 1978; Díaz *et al.* 2000; Almeida *et al.* 2001), o seu abrigo de eleição foi o estrato arbustivo. Embora não tendo atingindo os valores esperados, que apontavam para uma forte dependência da espécie por este elemento da paisagem. Pois, como verificado anteriormente, os indivíduos surgiram em micro-habitats com uma estrutura simples, apenas zero a 25% de cobertura arbustiva.

Contudo, pela aplicação do teste qui-quadrado por associação, o pastoreio parece influenciar o uso que as espécies alvo fazem dos elementos presentes no micro-habitat. Situação especialmente marcada em *Ps. algirus* em que os testes realizados apontam para diferenças ao nível do poiso, abrigo, altura, porte do coberto vegetal e situação face ao poiso. Em todos estes elementos, as preferências mantêm-se iguais, mas são de alguma forma suavizadas, notando-se um abandono gradual do uso do solo na realização das várias atividades e um aumento do uso de rochas e árvores, acompanhados de um aumento na altura registada e no nível do porte do coberto vegetal. Estas alterações surgem, muito provavelmente, devido ao próprio impacto do pastoreio no ecossistema: diminuição de arbustos e herbáceas (Fleischner 1994), e, também, pode revelar uma fuga por parte destes indivíduos à ameaça de pisoteio.

Dado que o uso do habitat difere consoante o nível de intensidade do pastoreio mas este não implica uma diminuição no número de indivíduos de *Ps. algirus* observado em cada cerca, podemos afirmar que, até à data, estes animais parecem conseguir adaptar-se à situação imposta pelo gado, alterando as suas escolhas sobre os elementos do micro-habitat a utilizar nas suas atividades. Esta adaptação pode, no entanto, ser temporária. Galán (2011) refere o caso da Lagartixa-de-Bocage *Podarcis bocagei*, uma espécie presente maioritariamente no solo e que, devido a uma invasão arbustiva, surgiu no tronco das

árvores presentes. Contudo, esta nova utilização não favoreceu as lagartixas, conduzindo ao declínio da população e, conseqüentemente, à extinção da espécie no local.

Relativamente ao impacto do pastoreio no uso do micro-habitat por *P. virescens*, neste caso mostra-se menos marcado. As diferenças significativas surgem ao nível da altura face ao solo, porte do coberto vegetal e situação face ao poiso. Verificamos, com o aumento de intensidade do pastoreio, um aumento da altura a que os animais se encontram e um aumento do uso de árvores. Para estas lagartixas que já utilizam as árvores como poiso, o pastoreio causa uma subida dos indivíduos e um abandono de outro tipo de poisos.

A aparente intensidade de pastoreio que nos foi permitida avaliar, parece não afetar o número de indivíduos presentes mas sim o uso que eles fazem do micro-habitat, principalmente *Ps. algirus* possivelmente por ser mais encontrada ao nível do solo, o mais afetado pelo pastoreio.

Psammodromus occidentalis foi observada maioritariamente em fuga, dois indivíduos ativos, um escondido e um a alimentar-se de um gafanhoto. Estas atividades foram realizadas ao nível do solo, onde os animais parecem preferir zonas de folhada conjugadas com a proteção de herbáceas e arbustos. Situação de acordo com o descrito por Fitze (2014), que refere que esta espécie se movimenta fundamentalmente ao nível do solo, podendo trepar a pouca altura (registo de um indivíduo numa altura entre 0 e 0,2m), sendo que o seu micro-habitat se baseia em zonas de herbáceas e pequenos arbustos, até aos 10cm de altura, com alguma densidade ao nível do solo.

Como referido anteriormente, a maioria destas lagartixas foi observada em fuga onde podemos observar um padrão diferente de *Ps. algirus* e *P. virescens*, confirmado por Fitze (2014). Estas percorrem distâncias muito superiores até ao local de refúgio (alguns mais de 3m), fazendo pequenos percursos e parando para verificar se a ameaça se mantém, enquanto tiram partido no seu padrão de coloração que lhe fornece uma camuflagem excepcional. Nos seus percursos mostra-se imprevisível, podendo seguir qualquer direção, incluindo a direção da perturbação, este comportamento sugere que deambulam pelo território sem um abrigo definido à partida, como parece ser o caso das outras espécies alvo.

As diferenças observadas quanto ao número de indivíduos de lagartixas encontrado nas cercas amostradas revelam a provável existência de maneios diferenciados que exercem um efeito, positivo ou negativo, na seleção do micro-habitat por parte das espécies alvo.

A prévia caracterização *ex loco* da intensidade de pastoreio aplicada em cada cerca predefinida pelo projeto e, também, aquela estruturada com base nos dados fornecidos pela equipa da avifauna mostraram não influenciar o número de indivíduos presente em cada local, tendo as lagartixas demonstrado reações semelhantes a esta perturbação. Contudo, as espécies aparentam alterar significativamente alguns usos do micro-habitat envolvente consoante a intensidade de pastoreio a que estão sujeitas.

Relativamente ao coberto vegetal presente em cada cerca, foi-nos possível agrupar os locais amostrados consoante a sua estrutura vegetal sem, no entanto, este fator se mostrar decisivo na explicação da variação do número de indivíduos por cerca. Sendo que, de fato, não tivemos a oportunidade de estimar o efeito do coberto vegetal comparando, para a mesma espécie, se haveria uma complexidade variada do micro-habitat ou, até mesmo, um uso diferenciado dos elementos que o constituem.

Tendo observado a existência de diferenças entre o número de indivíduos por cercas sem, no entanto, conseguirmos estabelecer uma opção de manejo que a justificasse, dever-se-á ao fato da equipa inserida no projeto aparentemente não ter acautelado uma melhor caracterização geral das situações em cada cerca, baseadas em descritores mais robustos; como partimos do princípio que essa caracterização base se encontrava feita, a equipa dos répteis também não a realizou. Ou dever-se-á a uma provável debilidade das variáveis cedidas pela equipa da avifauna.

As espécies alvo mostraram selecionar micro-habitats com uma estrutura bastante simples, o que difere daquilo apontado por alguns autores no caso de *Ps. algirus*. Sendo também de notar que, ao contrário do esperado devido à ecologia própria de cada espécie, as lagartixas optaram por micro-habitats com uma complexidade muito semelhante. De fato, as diferenças baseadas na ecologia das espécies fizeram-se notar apenas no uso que estas fazem dos elementos que constituem a sua área vital. Aqui, importa destacar a provável definição de *Podarcis virescens* como uma espécie fissurícola (não apenas saxícola), ocupando tanto rochas como árvores, onde utiliza as fissuras existentes como refúgio. *Psammodromus algirus* afirma-se, como defendido por diversos autores, como uma espécie mais generalista, demonstrando uma certa capacidade de adaptação a micro-habitats que não os preferenciais. Contudo, ao contrário da bibliografia, não aparenta estar tão dependente do estrato arbustivo, selecionando locais onde este elemento rareia.

No montado, tal como em outros sistemas seminaturais, torna-se cada vez mais necessária uma avaliação cuidada e profunda das técnicas de manejo aplicadas, de maneira a salvaguardarmos o sem número de espécies de flora e fauna cuja sobrevivência depende estritamente da manutenção destes locais. Esperamos que a investigação aqui apresentada seja mais um passo na direção de um futuro sustentável, onde a biodiversidade e as atividades humanas não sejam opostos mas, obtendo benefícios mútuos, saibam coexistir numa mesma paisagem.

5 Referências Bibliográficas

- Almeida, N.F., Almeida, P.F., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J. & Almeida, F.F. (2001). *Anfíbios e Répteis de Portugal*. FAPAS. Porto. 249 p.
- Anderson, R.A. (2007). Food Acquisition Modes and Habitat Use in Lizards: Questions from an Integrative Perspective. In Reilly, S.M.; McBrayer, L.B & Miles, D.B. (eds). *Lizard Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 450 – 490 p.
- Andrén, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: a Review. *OIKOS*. 71: 355 – 366
- Arnold, E.N. & Burton, J.A. (1978). *Le Multiguide Nature de Tous les Reptiles et Amphibiens d'Europe en Couleur*. Elsevier Séquoia. Bruxelles. 271 p.
- Beck, D.D. & Jennings, R.D. (2003). Habitat Use by Gila Monsters: The Importance of Shelters. *Herpetologists' League*. 17(2003): 111-129
- Belo, C.C.; Pereira, M.S.; Moreira, A.C.; Coelho, I.S.; Onofre, N. & Paulo, A.A. (2009). Montado. Capítulo 8. In Pereira, H.M.; Domingos, T.; Vicente, L. & Proença, V. (eds.). *Ecosistemas e Bem-estar Humano*. Escolar Editora. 251 – 293 pp
- Belsky, A.J. (1987). The Effects of Grazing: Confounding of Ecosystem Community and Organism Scales. *The American Naturalist*. 129 (5): 777 - 783
- Benton, T.G.; Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003). Farmland Biodiversity: is Habitat Heterogeneity the Key? *Trends in Ecology and Evolution*. 18 (4): 182 – 188
- Bonnet, X.; Fizesan, A. & Michel, C.L. (2013). Shelter Availability, Stress Level and Digestive Performance in the Aspik Viper. *The Journal of Experimental Biology*. 216: 815 – 822
- Braschler, B.; Marini, L.; Thommen, M.H. & Baur, B. (2009). Effects os Small-scale Grassland Fragmentation and Frequent Mowing on Population Density and Species Diversity of Orthopterans: a Long-term Study. *Ecological Entomology*. 34: 321 – 329
- Bugalho, M.N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Aronson, J. & Pausas, J.G. (2011). Mediterranean Cork Oak Savannas Require Human Use to Sustain Biodiversity and Ecosystem Services. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9: 278 – 286

Cabral, M. (coord); Almeida, J.; Almeida, P.; Almeida, N.; Delinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M.; Palmeirim, J.; Queiroz, A.; Rogado, L.; & Santos-Reis, M. (eds.) (2008). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. 3ª ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim. Lisboa. 660 p.

Caraveli, H. (2000). A Comparative Analysis on Intensification and Extensification in Mediterranean Agriculture: Dilemmas for LFAs Policy. *Journal of Rural Studies*. 16 (2000): 231 – 242

Carrascal, L.M. & Díaz, J.A. (1989). Thermal Ecology and Spatio-temporal Distribution of the Mediterranean Lizard *Psammodromus algirus*. *Holarctic Ecology*. 12: 137 – 143

Carrascal, L.M.; Díaz, J.A. & Cano, C. (1989). Habitat Selection in Iberian *Psammodromus* Species along a Mediterranean successional Gradient. *Amphibia- Reptilia*. 10 (1989): 231 – 242

Carretero, M.A. & Llorente, G.A. (1991 a). Reproducción de *Psammodromus hispanicus* en una Arenal Costero del Nordeste Ibérico. *Amphibia-Reptilia*. 12 (1991): 395 – 408

Carretero, M.A. & Llorente, G.A. (1991 b). Alimentación de *Psammodromus hispanicus* en un Arenal Costero del Nordeste Ibérico. *Rev. Esp. Herp.* 6: 31 – 44

Carvalho, M.S & Struchiner, C.J. (1992). Correspondence Analysis: An Application of the Method to the Evaluation of Vaccination Services. *Cad. Saúde Públ.* 8 (3): 287 – 301

CMMN (2010). *Plano de Intervenção no Espaço Rural do Sítio de Monfurado*. Câmara Municipal de Montemor-o-Novo. Montemor-o-Novo

Costa, T. (2013). *Alterações Climáticas e Biodiversidade: Avaliação da Vulnerabilidade e Medidas de Adaptação para a Herpetofauna Portuguesa*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Gestão Animal. Universidade de Lisboa – Faculdade de Ciências. Lisboa

Cox, N., Chanson, J. & Stuart S. (2006). *The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin*. The World Conservation Union. United Kingdom. 43 p.

Croak, B.M., Pike, D.A., Webb, J.K. & Shine, R. (2012). Habitat Selection in a Rocky Landscape: Experimentally Decoupling the Influence of Retreat Site Attributes From That of Landscape Features. *PLoS ONE*. 7(6): e37982

Culman, S.W.; Young-Mathews, A.; Hollander, A.D.; Ferris, H.; Sánchez-Moreno, S.; O'Geen, A.T. & Jackson, L.E. (2010). Biodiversity is associated with Indicators of Soil Ecosystem Functions over a Landscape Gradient of Agricultural Intensification. *Landscape Ecol.* 25: 1333 – 1348

Díaz, J.A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T. & Tellería, J.L. (2000). Effects of Forest Fragmentation on the Distribution of the Lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation.* 3: 235 – 240

Díaz, J.A.; Monasterio, C. & Salvador, A. (2006). Abundance, Microhabitat Selection and Conservation of Eyed Lizards (*Lacerta lepida*): a Radiotelemetric Study. *Journal of Zoology.* 268 (2006): 295 – 301

Driscoll, D.A. (2004). Extinction and Outbreaks Accompany Fragmentation of a Reptile Community. *Ecological Applications.* 14(1): 220-240

Duarte, C.M. (coord.); Alonso, S.; Benito, G.; Dachs, J.; Montes, C.; Pardo, M.; Ríos, A.F.; Simó, R. & Valladares, F. (2006). *Cambio Global – Impacto de la Actividad Humana sobre el Sistema Tierra*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Madrid. 165 p.

Durbian, F.E. (2005). Effects of Mowing and Summer Burning on the Massasauga (*Sistrurus catenatus*). *The American Midland Naturalist.* 155: 329 – 334

Dytham, C. (2011). *Choosing and Using Statistics – a Biologist's Guide*. Third Edition. Wiley-Blackwell. Oxford. 298 p.

Edgar, P., Foster, J. & Baker, J. (2010). *Reptile Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation. Bournemouth. 84 p.

Ferreira, D.B. (2001). Evolução da Paisagem de Montado no Alentejo Interior ao Longo do Século XX: Dinâmica e Incidências Ambientais. *Finisterra.* 72: 179 – 193

Firbank, L.G.; Petit, S.; Smart, S.; Blain, A. & Fuller, R.J. (2008). Assessing the Impacts of Agricultural Intensification on Biodiversity: a British Perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.* 363: 777 – 787

Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. & Cowling, A. (2004). The Challenge of Managing Multiple Species at Multiple Scales: Reptiles in an Australian Grazing Landscape. *Journal of Applied Ecology.* 41: 32 – 44

Fitze, P. S. (2012). Lagartija Cenicienta – *Psammmodromus hispanicus*. In *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Acedido em:

<http://www.vertebradosibericos.org/reptiles/psahis.html>, em: 9 de Março de 2014

Fitze, P.S. (2014). *Psammmodromus hispanicus* (Fitzinger, 1826). In *Reptiles*, 2ª edición, revisada y aumentada. Salvador, A. (coord.). Fauna Ibérica, vol. 10. Ramos, M.A. et al. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 89 – 108 p.

Fitze, P.S., Gozalez-Jimena, V., San-Jose, L.M., San Mauro, D., Aragón, P., Suarez, T. & Zardoya, R. (2011). Integrative Analyses of Speciation and Divergence in *Psammmodromus hispanicus* (Squamata: Lacertidae). *BMC Evolutionary Biology*. 11:347

Fitze, P.S., Gozalez-Jimena, V., San-Jose, L.M., San Mauro, D., Suarez, T. & Zardoya, R. (2012). A New Species of Sand Racer, *Psammmodromus* (Squamata: Lacertidae), from the Western Iberian Peninsula. *Zootaxa*. 3205: 41-52

Fleischner, T.L. (1994). Ecological Costs of Livestock Grazing in Western North America. *Conservation Biology*. 8 (3): 629 – 644

Fortin, M.J.; Dale, M.R.T. & ver Hoef, J. (2002). Spatial Analysis in Ecology. *Encyclopedia of Environmetrics*. 4: 2051 - 2058

Fuhlendorf, S.D. & Engle, D.M. (2001). Restoring Heterogeneity on Rangelands: Ecosystem Management Based on Evolutionary Grazing Patterns. *BioScience*. 51 (8): 625 – 632

Galán, P. (2011). Comportamiento Arborícola en *Podarcis bocagei*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 22 (6): 54 - 56

Garden, J.G.; McAlpine, C.A.; Possingham, H. & Jones, D.N. (2007). Habitat Structure is More Important than Vegetation Composition for Local-level Management of Native Terrestrial Reptile and Small Mammal Species Living in Urban Remnants: A Case Study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*. 32: 669 – 685

Geniez, P., Sá-Sousa, P., Guillaume, C.P., Cluchier, A. & Crochet, P.A. (2014). Systematics of the *Podarcis hispanicus* Complex (Sauria, Lacertidae) III: Valid Nomina of the Western and Central Iberian Forms. *Zootaxa*. 3794 (1): 001 - 051

Gibbons, J.W.; Scott, D.E.; Ryan, T.J.; Buhlmann, K.A.; Tuberville, T.D.; Metts, B.S.; Greene, J.L.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S. & Winne, C.T. (2000). The Global Decline os Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience*. 50 (8): 653 – 666

Godinho, R.; Teixeira, J.; Rebelo, R.; Segurado, P.; Loureiro, A.; Álvares, F.; Gomes, N.; Cardoso, P.; Camilo-Alves, C. & Brito, J.C. (1999). Atlas of the Continental Portuguese Herpetofauna: na Assemblage of Published and New Data. *Rev. Esp. Herp.* 13: 61 – 82

Godinho, S., Santos, A.P. & Sá-Sousa, P. (2011). Montado Management Effects on the Abundance and Conservation of Reptiles in Alentejo, Southern Portugal. *Agroforest Systems*. 82(2): 197 - 207

Greenberg, C.H., Neary, D.G. & Harris, L.D. (1994). Effect of High-Intensity Wildfire and Silvicultural Treatments on Reptile Communities in Sand-Pine Scrub. *Conservation Biology*. 8(4): 1047 - 1057

Hawlena, D. & Bouskila, A. (2006). Land Management Practices for Combating Desertification Cause Species Replacement of Desert Lizards. *Journal of Applied Ecology*. 43: 701 – 709

Hellgren, E.C.; Burrow, A.L.; Kazmaier, R.T. & Ruthven, D.C. (2010). The Effects of Winter Burning and Grazing on Resources and Survival of Texas Horned Lizards in a Thornscrub Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*. 74: 300 - 309

Hibbitts, T.J., Ryberg, W.A., Adams, C.S., Fields, A.M., Lay, D. & Young, M.E. (2013). Microhabitat Selection by a Habitat Specialist and a Generalist in Both Fragmented and Unfragmented Landscapes. *Herpetological Conservation and Biology*. 8(1): 104 - 113

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M. & Shaw, P. (2005). *Handbook of Biodiversity Methods – Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press. New York. 573 p.

ICNF (s/d). Plano Sectorial da Rede Natura 2000. In *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas*. Acedido em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/sic-cont/monfurado>, em: 3 de Janeiro de 2015

Jeanson, R. & Deneubourg, J.L. (2007). Conspecific Attraction and Shelter Selection in Gregarious Insects. *The American Naturalist*. 170 (1): 47 – 58

Jofré, G.M. & Reading, C.J. (2012). *An assessment of the impact of conservation grazing on reptile populations*. ARC Research Report 12/01. 48 p.

Kaliontzopoulou, A., Sillero, N., Martínez-Freiría, F., Carretero, M.A. & Brito, J.C. (2009). *Podarcis hispanica* Complex (North African Wall Lizard) – Arboreal Behavior. *Herpetological Review*. 40 (2): 224 – 225

Kaye, D.H & Freedman, D.A. (2000). Reference Guide on Statistics. *In* National Research Council (eds). *Reference Manual on Scientific Evidence*. The National Academies Press. Washington D.C. 1016 p.

Lasanta, T.; González-Hidalgo, J.C.; Vicente-Serrano, S.M. & Sferi, E. (2006). Using Landscape Ecology to Evaluate an Alternative Management Scenario in Abandoned Mediterranean Mountain Areas. *Landscape and Urban Planning*. 78 (2006): 101 – 114

López, P.; Martín, J. & Cuadrado, M. (2002). Pheromone-Mediated Intrasexual Aggression in Male Lizards, *Podarcis hispanicus*. *Aggressive Behavior*. 28: 154 – 163

López-García, C.; Molowny, A.; Martínez-Guijarro, F.J.; Blasco-Ibáñez, J.M.; Luis de la Iglesia, J.A.; Bernabeu, A. & García-Verdugo, J.M. (1992). Lesion and Regeneration in the Medial Cerebral Cortex of Lizards. *Histology and Histopathology*. 7: 725 – 746

Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M.A. & Paulo, O.S. (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade. Lisboa. 257p.

Lowe, A.J.; Boshier, D.; Ward, M.; Bacles, C.F.E. & Navarro, C. (2005). Genetic Resource Impacts of Habitat Loss and Degradation; Reconciling Empirical Evidence and Predicted Theory for Neotropical Trees. *Heredity*. 95: 255 – 273

Malkmus, R. (2004 a). *Amphibians and Reptiles of Portugal, Madeira and the Azores Archipelago. Distribution and Natural History*. ARG Gantner Verlag KG, Ruggell (distributed by Koeltz Scientific Books). 447 p.

Malkmus, R. (2004 b). Cork Oaks, *Quercus suber*, as Hibernation Choice of the Southern Spanish Wall Lizard, *Podarcis hispanica*. *Pod@rcis*. 5: 12 - 14

Marañón, T. (1988). Agro-Sylvo-Pastoral Systems in the Iberian Peninsula: *Dehesas* and *Montados*. *Rangelands*. 10 (6): 255 – 258

- Martín, J. & Lopez, P. (2002). The Effect of Mediterranean Dehesa Management on Lizard Distribution and Conservation. *Biological Conservation*. 108(2002): 213 – 219
- Matson, P.A.; Parton, W.J.; Power, A.G. & Swift, M.J. (1997). Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*. 277: 504 – 509
- McLaughlin, A. & Mineau, P. (1995). The Impact of Agricultural Practices on Biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 55 (1995): 201 – 212
- Michael, D.R., Cunningham, R.B. & Lindenmayer, D.B. (2009). Microhabitat Relationships Among Five Lizard Species Associated with Granite Outcrops in Fragmented Agricultural Landscapes of South-eastern Australia. *Austral Ecology*. 35(2): 214-225
- Miras, J.A.M.; Cheylan, M.; Noura, M.S.; Sá-Sousa, P.; Pérez-Mellado, V.; Martínez-Solano, I. (2009). *Podarcis hispanicus*. In *The IUCN Red List of Threatened Species*. Acedido em: 02 de Abril de 2015, em: <http://www.iucnredlist.org/details/61548/0>
- Moreira, F. & Russo, D. (2007). Modeling the Impact of Agricultural Abandonment and Wildfires on Vertebrate Diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecol* 22: 1461 – 1476
- Moreno, G. (2013). Key Factors for Nature Value in *Dehesas* in Universidade de Évora. Proceedings of the ICAAM International Conference 2013 – *Montados and Dehesas as High Nature Value Farming Systems: Implications for Classification and Policy Support*. 77 p.
- Motulsky, H. (2005). *PRISM – Statistics Guide: Statistical Analyses for Laboratory and Clinical Researchers*. GraphPad Software, Inc. 148 p.
- Munguia-Vega, A., Rodriguez-Estrella, R., Shaw, W.W. & Culver, M. (2013). Localized Extinction of an Arboreal Desert Lizard Caused by Habitat Fragmentation. *Biological Conservation*. 157 (2013): 11-20
- Nasser, N.A., McBrayer, L.D. & Schulte, B.A. (2010). The Impact of Tree Modification by African Elephant (*Loxodonta africana*) on Herpetofaunal Species Richness in Northern Tanzania. *African Journal of Ecology*. 49: 133-140
- Offer, D., Edwards, M. & Edgar, P. (2003). *Grazing Heathland: a Guide to Impact Assessment for Insects and Reptiles*. English Nature Research Reports. Report Number 497. 89 p.

- Pelegrin, N. & Bucher, E.H. (2010). Long-term Effects of a Wildfire on a Lizard Assemblage in the Arid Chaco Forest. *Journal of Arid Environments*. 74(2010): 368-372
- Pereira, M. (2009). A Flora e Vegetação da Serra de Monfurado (Alto Alentejo – Portugal). *Guineana*. 15 (2009): 317
- Pereira, P.M. & Fonseca, M.P. (2003). Nature vs. Nurture: the Making of the Montado Ecosystem. *Conservation Ecology*. 7 (3): 7
- Perry, R.W., Rudolph, D.C. & Thill, R.E. (2009). Reptile and Amphibian Responses to Restoration of Fire-Maintained pine Woodlands. *Restoration Ecology*. 17(6): 917 – 927
- Pinto-Correia, T.; Ribeiro, N. & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the *Montado*, the Cork and Holm Oak Agroforestry System of Southern Portugal. *Agroforest System*. 82: 99 – 104
- Popgeorgiev, G.S. & Kornilev, Y.V. (2009). Effects of a High Intensity Fire on the Abundance and Diversity of Reptiles in the Eastern Rhodopes Mountains, Southeastern Bulgaria. *Ecologia Balkanica*. 1: 41 - 50
- Price-Rees, S.J., Brown, G.P. & Shine, R. (2013). Habitat Selection by Bluetongue Lizards (*Tiliqua, Scincidae*) in Tropical Australia: a Study Using GPS Telemetry. *Animal Biotelemetry*. 1(7): 1 - 14
- Ramírez, J.A. & Díaz, M. (2008). The Role of Temporal Shrub Encroachment for the Maintenance of Spanish Holm Oak *Quercus ilex* Dehesas. *Forest Ecology and Management*. 255 (2008): 1976 – 1983
- Reis, D.G. & Calafate, L.C. (2014). Os Montados – Conciliação entre Homem e Natureza. *Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos*. 4.1 (1): 13- 26
- Ribeiro, R., Santos, X., Sillero, N., Carretero, M.A. & Llorente, G.A. (2009). Biodiversity and Land Uses at a Regional Scale: Is Agriculture the Biggest Threat for Reptile Assemblages?. *Acta Oecologica*. 35(2009): 327 – 334
- Romme, W.H. (1982). Fire and Landscape Diversity in Subalpine Forest of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*. 52 (2): 199 – 221

Ryan, T.J., Philippi, T., Leiden, Y.A., Dorcas, M.E., Wigley, T.B. & Gibbons, J.W. (2002). Monitoring Herpetofauna in a Managed Forest Landscape: Effects of Habitat Types and Census Techniques. *Forest Ecology and Management*. 167(2002): 83-90

Safner, T., Miaud, C., Gaggiotti, O., Decout, S., Rioux, D., Zundel, S. & Manel, S. (2011). Combining Demography and Genetic Analysis to Assess the Population Structure of an Amphibian in a Human-dominated Landscape. *Conserv Genet* 12: 161-173

Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*. 287: 1770 – 1774

Salvador, A. & Carretero, M.A. (2014). *Podarcis hispanicus* (Steindachner, 1870). In Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada. Salvador, A. (coord.). Fauna Ibérica, vol. 10. Ramos, M.A. et al. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 89 – 108 p.

Salvador, A. & Pleguezuelos, J. (2002). *Reptiles Españoles – Identificación, Historia Natural y Distribución*. Canseco Editores. Talavera de la Reina. 493 p.

Salvador, A. (2010). Lagartija Colilarga – *Psammmodromus algirus*. In *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Acedido em: 13 de Janeiro, em: http://www.lacerta.de/AS/Bibliografie/BIB_5164.pdf

Salvador, A. (2014). *Psammmodromus algirus* (Linnaeus, 1758). In Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada. Salvador, A. (coord.). Fauna Ibérica, vol. 10. Ramos, M.A. et al. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 89 – 108 p.

Sá-Sousa, P. (2000). A Predictive Distribution Model for the Iberian Wall Lizard (*Podarcis hispanicus*) in Portugal. *Herpetological Journal*. 10: 1-11

Sá-Sousa, P. (2014). The Portuguese *Montado*: Conciliating Ecological Values with Human Demands within a Dynamic Agroforestry System. *Annals of Forest Science*. 71: 1 – 3

SigmaPlot (2006). *SigmaPlot User's Manual*. Systat Software, Inc.

Silva, V., Pinto-Cruz, C. & Espírito-Santo, M.D. (2009). Temporary Ponds and Hygrophilous Grasslands Plant Communities in Monfurado Site of Community Importance. *Lazaroa*. 30: 81-

Smith, G.R. & Ballinger, R.E. (2001). The Ecological Consequences of Habitat and Microhabitat Use in Lizards: a Review. *Contemporary Herpetology*. 3 (2001): 1 - 37

Souza, A.C.; Bastos, R.R. & Vieira, M.T. (2010). Análise de Correspondência Simples e Múltipla para Dados Amostrais Complexos *in* Associação Brasileira de Estatística ata da 19^o Sinape. São Pedro

Stoate, C.; Boatman, N.D.; Borralho, R.J.; Carvalho, C.R.; Snoo, G.R. & Eden, P. (2001). Ecological Impacts of Arable Intensification in Europe. *Journal in Environmental Management*. 63: 337 – 365

Strijbosch, H. (2002). Reptiles and Grazing. *Vakblad Naturreheer*. 2002: 28 – 30

Strode, P. & Brokaw, A. (2015). Using Biointeractive Resources to Teach Mathematics and Statistics in Biology. Acedido em: 15 de Março de 2015, em:

<http://media.hhmi.org/biointeractive/guides/statistics/Statistics-Teacher-Guide.pdf?download=true>

Surová, D. & Pinto-Correia, T. (2008). Landscape Preferences in the Cork Oak Montado Region of Alentejo, Southern Portugal: Searching for Valuable Landscape Characteristics for Different User Groups. *Landscape Research*. 33 (3): 311 – 330

TBA (2009). *A Simple Guide to Statistics*. Tropical Biology Association. Cambridge. 22 p.

Tesauro, J. & Ehrenfeld, D. (2007). The Effects of Livestock Grazing on the Bog Turtle [*Glyptemys (=Clemmys) Muhlenbergii*]. *Herpetologica*. 63 (3): 293 – 300

Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005). Landscape Perspectives on Agricultural Intensification and Biodiversity – Ecosystems Service Management. *Ecology Letters*. 8: 857 – 874

Vanhooydonck, B., Herrel, A. & Van Damme, R. (2007). Interactions Between Habitat Use, Behavior and the Trophic Niche of Lacertid Lizards. *In* Reilly, S.M, McBrayer, L.B. & Miles, D.B. (eds). *Lizard Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. pp 427-449

Anexos

Anexo I – Parcelas de Estudo	pág.i
Anexo II – Ficha de Campo.....	pág.iv
Anexo III – Exemplos de Poiso Utilizados pelas Espécies Alvo – Registo Fotográfico	pág.v
Anexo IV – Exemplos de Abrigo Utilizados pelas Espécies Alvo – Registo Fotográfico	pág.vi
Anexo V – Qui-Quadrado por Associações – Redução de Classes – Complexidade do Micro-habitat vs. Grupos A e B.....	pág.vii
Anexo VI – Qui-Quadrado por Associações – Redução de Classes – Uso do Micro-habitat vs. Intensidade de Pastoreio.....	pág.viii
Anexo VII – Qui-quadrado por Associações – Redução de Classes – Uso do Micro-habitat vs. Grupos A e B.....	pág.x
Anexo VIII – Teste de Tukey – Comparação do número de indivíduos das espécies alvo identificados nas cercas do grupo A e do grupo B	pág.xii
Anexo IX – Teste de Tukey – Comparação do número de indivíduos das espécies alvo identificados nas cercas do grupo C e do grupo D.....	pág.xiii
Anexo X – Análise de Correspondências – A distribuição de <i>Psammodromus algirus</i> e <i>Podarcis virescens</i> tendo em conta cada elemento representativo da complexidade estrutural do micro-habitat	pág.xiv

Anexo I
Parcelas de Estudo

Tabela 1 – Herdades e respetivas parcelas de estudo: cercas, tipo de gado e coordenadas GPS

Herdade	Parcela	Cerca	Cerca_Aves	Tipo de Gado	Coordenadas GPS
Olheiro	P01	L	M	Vacas	38.540616 -8.251661
		H	M	Vacas	38.536896 -8.251283
	P02	L	H	Vacas	38.533979 -8.258310
		H	H	Vacas	38.535632 -8.258722
	P03	L	H	Vacas	38.528825 -8.265931
		H	H	Vacas	38.534295 -8.269052
Sousa	P04	L	M	Vacas	38.608330 -8.094487
		H	M	Vacas	38.612006 -8.096288
	P05	L	H	Vacas	38.607299 -8.104852
		H	M	Vacas	38.604616 -8.100161
	P06	L	M	Vacas	38.607007 -8.108852
		H	M	Vacas	38.603761 -8.106060
Terra de Freiras	P07	L	L	Vacas	38.553817 -8.142182
		H	L	Vacas	38.551066 -8.146292
Giblaceira	P08	L	M	Vacas	38.602006 -8.158486
		H	M	Vacas	38.612006 -8.161535
Valadas de Baixo	P09	L	L	Vacas	38.600172 -8.070551
		H	M	Vacas	38.602157 -8.070707
São Mateus	P10	L	L	Vacas	38.604680 -8.217895
		H	L	Vacas	38.609472 -8.221923
Paicão	P11	L	H	Vacas	38.594351 -8.039985
		H	H	Vacas	38.592737 -8.039722
Gouveia	P12	L	L	Vacas	38.598308 -8.255204
		H	L	Vacas	38.600278 -8.259556
Freixial	P13	L	L	Vacas	38.587045 -8.069762
		H	L	Vacas	38.582623 -8.074531

Freixial	P14	L	L	Vacas	38.574422 -8.057198
		H	L	Vacas	38.573550 -8.068646
	P15	L	L	Vacas	38.568903 -8.063286
		H	L	Vacas	38.569870 -8.071040
	P16	L	M	Vacas	38.560519 -8.068761
		H	L	Vacas	38.5668667 -8.073900
Chaminé	P17	L	M	Vacas	38.556088 -8.085963
		H	M	Vacas	38.554349 -8.087104
Serrã	P18	L	H	Vacas	38.533614 -8.293584
		H	M	Vacas	38.534651 -8.290505
	P19	L	H	Vacas	38.536939 -8.289531
		H	H	Vacas	38.536157 -8.285370
Guadelim	P20	L	L	Vacas	38.595730 -8.222752
		H	L	Vacas	38.600782 -8.225021
	P21	L	L	Vacas	38.601835 -8.217596
		H	L	Vacas	38.601799 -8.221891
Gouveia de Cima	P22	L	L	Ovelhas	38.592006 -8.239017
		H	L	Ovelhas	38.592006 -8.241527
Pégoras de Cima	P23	L	L	Porcos	38.610010 -8.130637
		H	L	Porcos	38.609636 -8.125845
	P24	L	L	Porcos	38.618726 -8.115319
		H	L	Porcos	38.617784 -8.119421
Azinheira	P25	L	H	Vacas	38.566405 -8.090522
		H	M	Porcos	38.564940 -8.093984
	P26	L	L	Vacas	38.558148 -8.091221
		H	L	Vacas	38.560419 -8.091839
Pinheiro do Mato	P27	L	L	Ovelhas	38.570772 -8.077842
		H	M	Vacas	38.572998 -8.081886
	P28	L	L	Porcos	38.576085 -8.072902
		H	M	Porcos	38.575804 -8.078417

Água-todo-o-ano	P29	L	-	Vacas	38.573401
		H	-	Vacas	-8.263977
					38.571238
					-8.259869

Anexo III

Exemplos de Poiso Utilizados pelas Espécies Alvo - Registo Fotográfico




Figura 1 – Exemplos de poiso utilizados por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* (registo fotográfico de campo)

<p style="text-align: center;">Herbáceas</p>  <p><i>Psammodromus occidentalis</i> macho</p>	<p style="text-align: center;">Solo Nu</p>  <p><i>Podarcis virescens</i> fêmea</p>
<p style="text-align: center;">Folhada</p>  <p><i>Psammodromus algirus</i> juvenil</p>	<p style="text-align: center;">Arbusto</p>  <p><i>Psammodromus algirus</i> macho</p>
<p style="text-align: center;">Tronco de Árvore</p>  <p><i>Podarcis virescens</i> macho</p>	<p style="text-align: center;">Tronco de Árvore Caído</p>  <p><i>Podarcis virescens</i> macho</p>
<p style="text-align: center;">Amontoado de Ramos Mortos</p>  <p><i>Psammodromus algirus</i> fêmea</p>	<p style="text-align: center;">Rocha</p>  <p><i>Psammodromus algirus</i> juvenil</p>

Anexo IV

Exemplos de Abrigo Utilizados pelas Espécies Alvo - Registo Fotográfico

Figura 1 – Exemplos de abrigo utilizados por *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* (registo fotográfico de campo)

<p style="text-align: center;">Herbáceas</p>  <p style="text-align: center;"><i>Psammodromus algirus</i> fêmea</p>	<p style="text-align: center;">Tocas</p>  <p style="text-align: center;"><i>Psammodromus algirus</i> juvenil</p>
<p style="text-align: center;">Amontoado de Ramos Mortos</p> 	<p style="text-align: center;">Arbustos</p> 
<p style="text-align: center;">Buracos nas Árvores</p>  <p style="text-align: center;"><i>Podarcis virescens</i> macho</p>	<p style="text-align: center;">Cortiça</p>  <p style="text-align: center;"><i>Podarcis virescens</i> macho</p>
<p style="text-align: center;">Moroço</p> 	<p style="text-align: center;">Rocha</p>  <p style="text-align: center;"><i>Podarcis virescens</i> juvenil</p>

Anexo V

Qui-quadrado por Associações – Redução de Classes
Complexidade do Micro-habitat vs. Grupos A e B

Psammodromus algirus

Tabela 1 - Simplificação de classes aplicada à escala de complexidade estrutural de micro-habitat – *Psammodromus algirus*

Escala - complexidade do Micro-habitat	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Escala simplificada	3	4	5	6	7	8	9	10+11	

Podarcis virescens

Tabela 2 - Simplificação de classes aplicada à escala de complexidade estrutural de micro-habitat – *Podarcis virescens*

Escala - complexidade do Micro-habitat	3	4	5	6	7	8	9	10
Escala simplificada	3+4		5	6	7	8+9+10		

Anexo VI

Qui-quadrado por Associações – Redução de Classes
Uso do Micro-habitat vs. Intensidade de Pastoreio

Psammmodromus algirus

Tabela 1 - Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo – *Psammmodromus algirus*

Elementos	Categorias Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Ativa + Defesa + Acasalar + Muda	Ativa
	Escondida + Inativa	Escondida
	Em Fuga	Em Fuga
	A Termorregular	A Termorregular
Poiso	Árvores + Cortiça + Troncos mortos+ Arbustos + Ramos mortos + Traves	Madeiras
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Solo	Chão
	Rocha + Bebedouro + Muro + Dejeito seco	Rochas
Situação face ao Poiso	Debaixo + Dentro + De lado	Debaixo + De lado
	A trepar no tronco	No Tronco
	Sobre	Sobre
Porte do Coberto Vegetal	Arbóreo	Arbóreo
	Arbustivo + Subarbustivo	Arbustivo
	Herbáceo	Herbáceo
	Ruderal	Ruderal
	Solo nu	Solo nu
Altura (m)	0	A
	0 – 0,2	B
	0,2 – 0,5	C
	0,5 – 5	D
Abrigo	Árvores (tronco/fissuras) + troncos mortos	Troncos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Tocas	Chão
	Arbustos + Ramos mortos + Poste	Arbustos
	Rocha	Rochas
	Poiso	Poiso
Distância a Abrigo (m)	0 – 0,2	A
	0,2 – 0,5	B
	0,5 – 1	C
	1 – 2	D
	2 – 3	E
	3 – 7	F
	Não houve Fuga	NF

Podarcis virescens

Tabela 2 - Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo – *Podarcis virescens*

Elementos	Categorias Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Ativa + Defesa + Acasalar + Muda	Ativa
	Escondida + Inativa	Escondida
	Em Fuga	Em Fuga
	A Termorregular	A Termorregular
Poiso	Árvores + Cortiça + Troncos mortos	Troncos
	Arbustos + Ramos mortos + Traves	Arbustos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Solo	Chão
	Rocha + Bebedouro + Muro + Dejeto seco	Rochas
Situação face ao Poiso	De Lado + Debaixo + Dentro	De Lado + Debaixo
	A trepar no tronco	No Tronco
	Sobre	Sobre
Porte do Coberto Vegetal	Arbóreo	Arbóreo
	Arbustivo + Subarbustivo	Arbustivo
	Herbáceo	Herbáceo
	Ruderal	Ruderal
	Solo nu	Solo nu
Altura (m)	0	A
	0 – 0,2	B
	0,2 – 0,5	C
	0,5 – 1	D
	1 – 2	E
	2 – 5	F
Abrigo	Árvores (tronco/fissuras) + troncos mortos	Troncos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Tocas	Chão
	Arbustos + Ramos mortos + Poste + Rocha	Aglomerados
	Poiso	Poiso
Distância a Abrigo (m)	0 – 0,2	A
	0,2 – 0,5	B
	0,5 – 1	C
	1 – 2	D
	2 – 3	E
	Não houve Fuga	NF

Anexo VII

Qui-quadrado por Associações – Redução de Classes
Uso do Micro-habitat vs. Grupos A e B

Psammodromus algirus

Tabela 1 - Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo – *Psammodromus algirus*

Elementos	Categorias Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Ativa + Defesa + Acasalar + Muda	Ativa
	Escondida + Inativa	Escondida
	Em Fuga	Em Fuga
	A Termorregular	A Termorregular
Poiso	Árvores + Cortiça + Troncos mortos	Troncos
	Arbustos + Ramos mortos + Traves	Arbustos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Solo	Chão
	Rocha + Bebedouro + Muro + Dejeito seco	Rochas
Situação face ao Poiso	Debaixo + Dentro	Debaixo
	De lado	De lado
	A trepar no tronco	No Tronco
	Sobre	Sobre
Porte do Coberto Vegetal	Arbóreo	Arbóreo
	Arbustivo + Subarbustivo	Arbustivo
	Herbáceo	Herbáceo
	Ruderal	Ruderal
	Solo nu	Solo nu
Altura (m)	0	A
	0 – 0,2	B
	0,2 – 0,5	C
	0,5 – 1	D
	1 - 5	E
Abrigo	Árvores (tronco/fissuras) + troncos mortos	Troncos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Tocas	Chão
	Arbustos + Ramos mortos + Poste	Arbustos
	Rocha	Rochas
	Poiso	Poiso
Distância a Abrigo (m)	0 – 0,2	A
	0,2 – 0,5	B
	0,5 – 1	C
	1 – 2	D
	2 – 3	E
	3 – 7	F
	Não houve Fuga	NF

Podarcis virescens

Tabela 2 - Simplificação aplicada aos elementos representativos do uso do micro-habitat recolhidos em campo – *Podarcis virescens*

Elementos	Categorias Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Ativa + Defesa + Acasalar + Muda	Ativa
	Escondida + Inativa	Escondida
	Em Fuga	Em Fuga
	A Termorregular	A Termorregular
Poiso	Árvores + Cortiça + Troncos mortos	Troncos
	Arbustos + Ramos mortos + Traves	Arbustos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Solo	Chão
	Rocha + Bebedouro + Muro + Dejeto seco	Rochas
Situação face ao Poiso	De Lado + Debaixo + Dentro	De Lado + Debaixo
	A trepar no tronco	No Tronco
	Sobre	Sobre
Porte do Coberto Vegetal	Arbóreo	Arbóreo
	Arbustivo + Subarbustivo	Arbustivo
	Herbáceo	Herbáceo
	Ruderal	Ruderal
	Solo nu	Solo nu
Altura (m)	0	A
	0 – 0,2	B
	0,2 – 0,5	C
	0,5 – 1	D
	1 – 2	E
	2 – 5	F
Abrigo	Árvores (tronco/fissuras) + troncos mortos	Troncos
	Herbáceas + Pasto + Folhada + Tocas	Chão
	Arbustos + Ramos mortos + Poste	Arbustos
	Rochas	Rochas
	Poiso	Poiso
Distância a Abrigo (m)	0 – 0,2	A
	0,2 – 0,5	B
	0,5 – 1	C
	1 – 7	D
	Não houve Fuga	NF

Anexo VIII

Teste de Tukey

Comparação do número de indivíduos das espécies alvo identificados nas cercas do grupo A e do grupo B

Tabela 1 – Comparação entre o número de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados nas cercas dos grupos A e B – Teste de Tukey

Comparação		q	P<0,05
PV_A	PV_B1	9,596	Sim
PV_A	PV_B2	9,354	Sim
PV_A	PsA_B1	6,254	Sim
PV_A	PsA_B2	5,685	Sim
PsA_A	PV_B1	7,078	Sim
PsA_A	PV_B2	6,836	Sim
PV_A	PsA_A	2,518	Não
PsA_A	PsA_B1	3,736	Não
PsA_A	PsA_B2	3,167	Do not test
PsA_B2	PV_B1	3,911	Não
PsA_B2	PV_B2	3,669	Do not test
PsA_B2	PsA_B1	0,569	Do not test
PsA_B1	PV_B1	3,342	Do not test
PsA_B1	PV_B2	3,100	Do not test
PV_B2	PV_B1	0,242	Do not test

Anexo IX

Teste de Tukey

Comparação do número de indivíduos das espécies alvo identificados nas cercas do grupo C e do grupo D

Tabela 1 – Comparação entre o número de indivíduos de *Psammodromus algirus* e *Podarcis virescens* identificados nas cercas dos grupos C e D – Teste de Tukey

Comparação		q	P<0,05
PV_A	PV_B1	8,958	Sim
PV_A	PV_B2	8,657	Sim
PV_A	PsA_B2	6,129	Sim
PV_A	PsA_B1	5,779	Sim
PsA_A	PV_B1	6,976	Sim
PsA_A	PV_B2	6,675	Sim
PV_A	PsA_A	1,982	Não
PsA_A	PsA_B1	3,797	Não
PsA_A	PsA_B2	4,147	Sim
PsA_B2	PV_B1	2,828	Do not test
PsA_B2	PV_B2	2,527	Do not test
PsA_B2	PsA_B1	0,350	Do not test
PsA_B1	PV_B1	3,178	Não
PsA_B1	PV_B2	2,877	Do not test
PV_B2	PV_B1	0,301	Do not test

Anexo X

Análise de Correspondências

A distribuição de *Psammmodromus algirus* e *Podarcis virescens* tendo em conta cada elemento representativo da complexidade estrutural do micro-habitat

A análise de correspondências aplicada permitiu-nos compreender a distribuição das espécies pelos diferentes níveis de cada elemento pela análise dos gráficos finais, bem como das tabelas de percentagens de linhas e colunas.

A análise revelou que, para o número de árvores (Tabelas 1 e 2, Figura 1), *P. virescens* obteve um máximo de observações (75%) no nível 2 (1 árvore), sendo que nos restantes registou frequências bastante mais baixas. *Ps. algirus* apresenta também um máximo para o nível 2 (58%), mas com um registo de 30% de indivíduos no nível 1 (0 árvores), sendo que também nos níveis representativos de um maior número de árvores as frequências foram baixas. O nível 3 foi aquele que obteve resultados semelhantes para as duas espécies.

Em relação à percentagem de cobertura de arbustos (Tabelas 3 e 4, Figura 2), ambas as espécies apresentam uma frequência bastante superior no nível 1 (0 – 25%) quando comparado com os restantes níveis, principalmente *P. virescens* com 89% de indivíduos registados. Pela observação dos restantes níveis, embora com percentagens muito inferiores, denota-se uma disposição de *Ps. algirus* de ocupar uma maior diversidade de níveis.

A disponibilidade de abrigos apresenta valores muito semelhantes para as duas espécies alvo. (Tabelas 5 e 6, Figura 3) Ambas apresentam uma maior representatividade em habitats sem madeiras nem rochas (nível 1), com uma percentagem que ronda os 60%, logo seguido de habitats com apenas uma qualidade de abrigo disponível (nível 3), com uma percentagem de 30%. O nível 4 é aquele que apresenta um menor número de indivíduos, embora com uma maior percentagem de *Ps. algirus*.

Tabela 1 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de linhas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: nº árvores)

Espécies	Níveis – Nº Árvores				TOTAIS
	1	2	3	4	
<i>Ps. algirus</i>	29,82	58,07	8,07	4,04	100
<i>P. virescens</i>	16,11	75,06	8,17	0,66	100

Tabela 2 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de colunas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: nº árvores)

Espécies	Níveis – Nº Árvores			
	1	2	3	4
<i>Ps. algirus</i>	64,56	43,24	49,32	85,71
<i>P. virescens</i>	35,44	56,76	50,68	14,29
TOTAIS	100	100	100	100

Tabela 3 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de linhas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: % cobertura de arbustos)

Espécies	Níveis – % Cobertura de Arbustos				TOTAIS
	1	2	3	4	
<i>Ps. algirus</i>	80,94	6,05	7,85	5,16	100
<i>P. virescens</i>	89,62	2,87	5,30	2,21	100

Tabela 4 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de colunas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: % cobertura de arbustos)

Espécies	Níveis – % Cobertura de Arbustos			
	1	2	3	4
<i>Ps. algirus</i>	47,07	67,50	59,32	69,70
<i>P. virescens</i>	52,93	32,50	40,68	30,30
TOTAIS	100	100	100	100

Tabela 5 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de linhas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: disponibilidade de abrigos)

Espécies	Níveis – Disponibilidade de Abrigos			TOTAIS
	1	3	4	
<i>Ps. algirus</i>	64,13	30,94	4,93	100
<i>P. virescens</i>	61,15	35,98	2,87	100

Tabela 6 - Análise de Correspondências - Percentagens de totais de colunas (variável de linha: espécies / variáveis de coluna: disponibilidade de abrigos)

Espécies	Níveis – Disponibilidade de Abrigos		
	1	3	4
<i>Ps. algirus</i>	50,80	45,85	62,86
<i>P. virescens</i>	49,20	54,15	37,14
TOTAIS	100	100	100

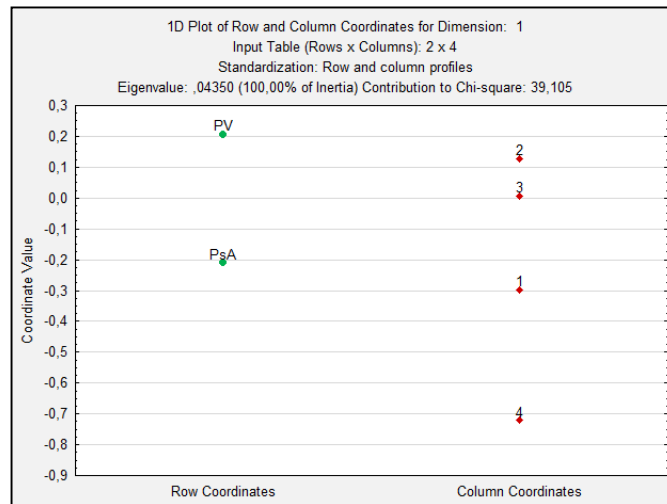


Figura 1 - Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos do número de árvores

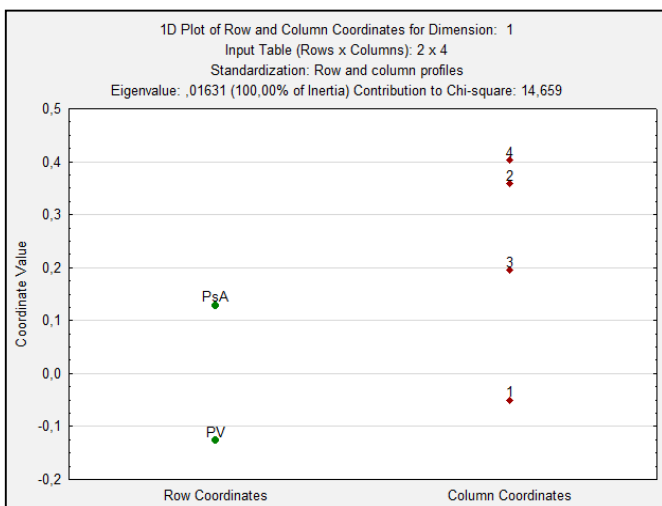


Figura 2 - Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos da % de cobertura de arbustos

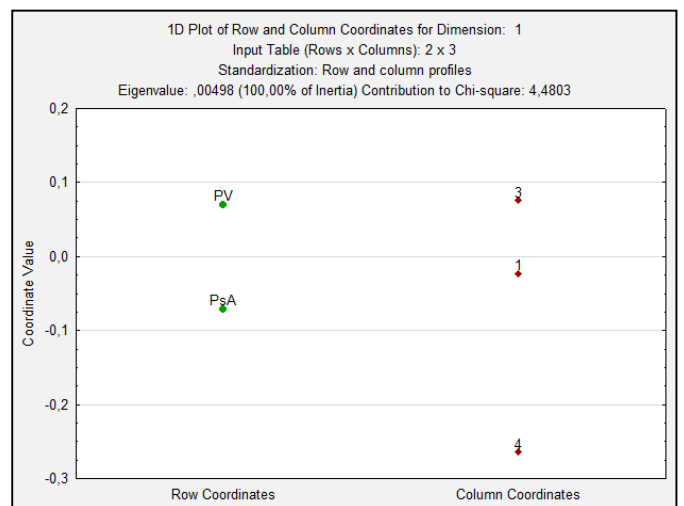


Figura 3 - Gráfico da distribuição dos indivíduos de *Psammodromus algirus* (PsA) e *Podarcis virescens* (PV) pelos níveis representativos da disponibilidade de abrigos