

Populações de passeriformes de áreas ardidas e os seus hábitos alimentares

-

Relatório de Pesquisa

João Daniel Fernandes Nunes Vaz da Conceição, nº mecanográfico 84517

Orientador: Prof. Dr. António Manuel da Silva Luís

Ano Letivo 2018/2019



Populações de passeriformes de áreas ardidas e os seus hábitos alimentares

-

Relatório de Pesquisa

João Daniel Fernandes Nunes Vaz da Conceição, nº mecanográfico 84517

Orientador: Prof. Dr. António Manuel da Silva Luís

Relatório realizado no âmbito da Unidade Curricular Pesquisa, código 49975, da Licenciatura em Biologia da Universidade de Aveiro; orientada pelo Prof. Dr. António Manuel da Silva Luís, Professor Auxiliar no Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Ano Letivo 2018/2019



Índice

Resumo.....	4
1. Introdução.....	5
1.1. Fogo.....	5
1.2. Vegetação.....	7
1.3. Aves.....	8
1.4. Insetos.....	9
2. Material e Métodos.....	11
2.1. Censos.....	11
2.2. Áreas de estudo.....	11
2.3. Recolha e análise de dejetos.....	11
2.4. Análise de dados.....	12
3. Resultados.....	13
3.1. Diversidade e Equidade.....	13
3.2. Presença/ausência de espécies e riqueza específica.....	14
3.3. Densidade.....	16
3.4. Capturas de aves e hábitos alimentares.....	18
4. Discussão.....	21
4.1. Presença/ausência de espécies e riqueza específica.....	21
4.2. Diversidade e Equidade.....	23
4.3. Densidade.....	24
4.4. Hábitos alimentares.....	25
5. Conclusão.....	26
6. Referências.....	27
Anexos.....	33

Resumo

O fogo é um distúrbio natural com um papel crucial na estruturação de habitats consequentemente, na estruturação das comunidades biológicas que habitam os locais afetados por esta perturbação. Esta estruturação é mediada por alterações da complexidade estrutural e composição da vegetação. Alterações na vegetação provocadas por incêndio dependem do tipo de fogo e da severidade do mesmo e podem afetar diretamente a avifauna, nomeadamente em termos de abrigo, nidificação e alimentação. No decorrer do presente estudo analisaram-se populações de passeriformes de duas áreas queimadas (uma por fogo natural e outra por fogo controlado) e os seus hábitos alimentares, utilizando o método de censo por pontos e análise de dejetos de passeriformes. As duas áreas apresentaram alguma variação em termos de densidade diversidade, equidade, e riqueza específica de avifauna.

Palavras-chave: Fogos florestais; Densidade; Diversidade; Fauna; Análise de dejetos; Carvalhal.

1. Introdução

1.1. Fogo

O fogo é um processo ecológico que faz parte da dinâmica de um habitat, de um conjunto de distúrbios que afetam os elementos do biota (Brawn, Robinson, & Thompson III, 2001; Brotons, Pons, & Herrando, 2005; Herrando & Brotons, 2002b; Lindenmayer et al., 2008) promovendo e mantendo as estruturas dos ecossistemas, as suas funções e a sua biodiversidade a várias escalas (Smucker, Hutto, & Steele, 2005; Vandvik, Heegaard, Måren, & Aarrestad, 2005) e alterando a disponibilidade de recursos (Smucker et al., 2005), podendo criar fragmentação de habitats (Herrando & Brotons, 2002b; Smucker et al., 2005) e levando ao desencadeamento de processos de sucessão secundária (Brotons & Herrando, 2010; Fontaine, Donato, Robinson, Law, & Kauffman, 2009). Muitas espécies de aves estão adaptadas aos distúrbios ou até dependentes destes (Saab & Powell, 2005; Valentim, Santos, & Luís, 2004) e estudos revelaram que muitas espécies têm uma resposta positiva ao fogo (Smucker et al., 2005). Distúrbios naturais como o fogo podem perturbar espécies dominantes e assim criar oportunidades para o aparecimento de novas espécies ou crescimento de espécies não dominantes. O estudo de Apfelbaum e Haney (1981) demonstrou isto, verificando um aumento da equitabilidade das espécies na área queimada, dados que são similares a outros estudos. Adicionalmente, após o incêndio estudado Apfelbaum e Haney (1981), a avifauna passou a ser dominada por mais espécies e, apesar de ter havido diminuição da densidade e biomassa, a riqueza específica aumentou. Barlow, Haugaasen e Peres (2002) descreveram os mesmos resultados e relacionaram-nos, em parte, com o distúrbio em mosaico gerado pelo fogo. No entanto, estes distúrbios podem levar à proliferação de espécies exóticas e invasoras (Hobbs & Huenneke, 1992).

Apesar de os efeitos da fragmentação serem muito menos severos em florestas mediterrânicas do que noutros tipos de floresta (Brotons & Herrando, 2010), estes distúrbios naturais moldam a estrutura e a função dos sistemas biológicos (Valentim et al., 2004), sendo fundamentais para manter a heterogeneidade das condições ambientais (Brawn et al., 2001; Fontaine et al., 2009; Smucker et al., 2005). Brotons e Herrando (2001) observaram que a maioria das aves (não ubíquas) da sua área de estudos mediterrânica são influenciadas pelo arranjo espacial de fragmentos de floresta, especialmente o tamanho. Encontraram também a influência de alguns fatores indiretos como a distância a corredores ecológicos (que pode causar isolamento). Dependendo do tipo das características locais - topografia, vegetação, entre outros - e do fogo, a paisagem pode ser também moldada no sentido da homogeneização dos mosaicos (Brotons & Herrando, 2010). A homogeneidade ou heterogeneidade da cobertura vegetal que se desenvolve no pós-fogo dependem da capacidade de regeneração e colonização das espécies vegetais presentes antes do fogo e da capacidade de colonização de novas espécies (Rodrigo, Retana, & Picó, 2004). Diferentes severidades de fogo levam a diferentes estruturas vegetais pós-fogo e, conseqüentemente, a diferentes comunidades de aves (Smucker et al., 2005). A frequência e intensidade de fogos repetidos podem reter ou excluir certas espécies e regular a estrutura e estágio seral da floresta (Pyne, Andrews, & Laven, 1996). Um fogo secundário pode



fazer recomeçar a sucessão ecológica e criar comunidades completamente diferentes das anteriores ao fogo (Fontaine et al., 2009). Lindenmayer *et al.* (2008) observaram um decréscimo significativo na riqueza específica da avifauna em locais onde houve aumento no número de fogos, independentemente do tipo de vegetação, e com o aumento da severidade dos fogos, apesar de que na maioria dos tipos de vegetação verificaram uma recuperação quase completa em dois anos. Foram mostrados efeitos importantes da severidade dos fogos na avifauna. Kotliar *et al.* (2007) e Smucker *et al.* (2005) descreveram diferenças interespecíficas em resposta à severidade do fogo. O fogo tem sido fortemente ligado aos ecossistemas mediterrânicos e a periodicidade com que afeta largas extensões das paisagens mediterrânicas, leva a pensar que algumas destas são mantidas via incêndios selvagens recorrentes (Moreno & Oechel, 2004).

Já foram registados efeitos positivos de distúrbios ecológicos a nível local e regional, através de prevenção de dominância competitiva e criação de heterogeneidade ambiental, respetivamente (Townsend, Begon, & Harper, 2003). Mas alguns outros estudos demonstraram que a fragmentação tem consequências negativas para a avifauna. Nos estudos de Herrando e Brotons (2002), as características dos fragmentos e da paisagem afetaram a ocorrência de espécies reprodutoras em florestas fragmentadas, associando o maior tamanho dos fragmentos a uma maior riqueza específica. Nos seus estudos, Herrando e Brotons (2002), não observaram efeitos do isolamento de manchas de floresta consequente da fragmentação na avifauna, sugerindo que a fragmentação provocada por incêndios não causa isolamento das populações de aves. Já em 2001, estes investigadores concluíram que a diminuição da área florestal leva à diminuição do número de espécies nos fragmentos sobretudo devido à perda de habitat, mas também devido a aumento do isolamento e aumento das áreas que limitam as florestas (*edges*) e que, em sistemas mediterrânicos, as aves especialistas que dependem da exploração de vegetação arbórea são as mais afetadas pelo isolamento associado a fragmentação de habitat.

Normalmente, assume-se que os ecossistemas mediterrânicos são resilientes ao fogo (Lloret, Verdu, Flores-Hernandez, & Valiente-Banuet, 1999; Zozaya, Brotons, & Vallecillo, 2011). A resiliência é a habilidade da comunidade de um ecossistema de voltar ao estado pré-distúrbio (Lincoln, Boxshall, & Clark, 1998; Zozaya et al., 2011). A avaliação dos impactos de um fogo na biodiversidade é uma tarefa complexa (Lindenmayer et al., 2008), uma vez que são altamente variáveis e dependem de vários fatores como as características do fogo (Sousa, 1984), o estado inicial do ecossistema e os ambientes bióticos e abióticos (Foster, Knight, & Franklin, 1998). Contudo, podem mediar-se os impactos de um incêndio na avifauna observando os padrões de recuperação da estrutura e da composição vegetal (Lindenmayer et al., 2008). As espécies perdidas na floresta queimada são as que têm probabilidade de estar em risco de outros padrões de distúrbio florestal (Canaday, 1996), normalmente são as menos comuns, as mais sensíveis e as mais especializadas (Barlow et al., 2002; Clavero, Brotons, & Herrando, 2011), uma vez que costumam ser as mais vulneráveis às alterações no habitat e se veem com as suas distribuições muito limitadas (Díaz, 2006). Vários fatores têm vindo a alterar a sequência de fogos em muitas paisagens (Andersen et al., 2005) e, desta forma, alterando um conjunto de fatores bióticos, podem provocar efeitos negativos na biodiversidade (Noss et al., 2006).



1.2. Vegetação

A organização das comunidades ecológicas está muito dependente da disponibilidade e distribuição de recursos, levando à criação de micro-habitats e divisão das espécies de acordo com os seus requisitos ecológicos (Acharya & Vijayan, 2017). A estratificação dos habitats (horizontal e vertical) é uma das formas de criação de nichos ecológicos (Acharya & Vijayan, 2017), representando um importante fator de determinação das estruturas das comunidades de aves (Brotons & Herrando, 2001; Smucker et al., 2005). A estrutura vegetal pode ter uma grande influência na diversidade de avifauna (Acharya & Vijayan, 2017; Apfelbaum & Haney, 1981; Brawn et al., 2001; Brotons & Herrando, 2001; Brotons et al., 2005; Fontaine et al., 2009) e na presença de espécies (Brotons & Herrando, 2001). Díaz (2006) mostrou que diferentes tipos de vegetação numa mesma região podem suportar diferentes comunidades de aves, o que potencialmente reflete diferenças na distribuição de recursos (Bergner et al., 2015). Considera-se que a diversidade, a densidade e a complexidade vegetais são as características que mais influenciam positivamente a riqueza específica das aves (Brotons & Herrando, 2010; Cody, 2001) e parece haver uma maior riqueza específica da avifauna em locais onde a complexidade vertical da vegetação é maior (Acharya & Vijayan, 2017; Bergner et al., 2015; Lindenmayer et al., 2008; Machtans & Latour, 2003) e em habitats mais heterogêneos (Connell, 1978; Tews et al., 2004). Uma maior complexidade vegetal cria uma diversidade de possíveis locais de alimentação, aumentando o número possível de espécies (Latta, Rimmer, & McFarland, 2003). Para além disto, a heterogeneidade espacial determina a distribuição dos animais e pode reduzir a competição entre espécies coexistentes (Carvalho, Fabián, & Menegheti, 2013; Vieira & Monteiro-Filho, 2003). O estudo de Bergner et al. (2015), levado a cabo em florestas da Turquia, observou riqueza específica e diversidade e número de espécies únicas maiores em florestas de carvalho do que em florestas de pinheiro, mas ambos os tipos de floresta suportavam números similares de territórios de avifauna por hectare. O fogo aumenta frequentemente a riqueza específica e a complexidade estrutural de comunidades vegetais, uma vez que os fogos não queimam uniformemente e as espécies vegetais são afetadas de forma diferente (Apfelbaum & Haney, 1981; Brotons et al., 2005). A heterogeneidade vegetal pode ser criada através da variação, ao longo do tempo, da severidade, extensão e frequência dos fogos (Smucker et al., 2005). A idade das florestas pode afetar a riqueza, a diversidade e a composição das espécies de aves (Bergner et al., 2015).

A especialização relativamente a recursos ou a tolerâncias fisiológicas ao microclima, é um fator determinante das espécies que habitam nos diferentes estratos e cada estrato tem um papel significativo na manutenção da diversidade e estabilidade das populações de aves (Stork & Grimbacher, 2006). Nos Himalaias Orientais, é perceptível um padrão de distribuição da avifauna ao longo do plano de vegetação. Foi observada que a riqueza específica, abundância e diversidade são maiores entre os 0 e os 5 metros de altura (Acharya & Vijayan, 2017). A distribuição vertical da folhagem não é uniforme (Acharya & Vijayan, 2017) e influencia a distribuição vertical das aves, uma vez que a maioria das espécies utiliza estratos verticais específicos (Jayson & Mathew, 2003a). As zonas mais altas das copas das árvores podem



apresentar maiores desvantagens para as aves, por estarem mais expostas a condições climáticas (p.e. chuva, vento) e biológicas (p.e. predação) adversas (Turton & Siegenthaler, 2004). Acharya e Vijayan (2017) observaram que a maioria das espécies de aves se localizavam nas alturas de concentração máxima da folhagem, à semelhança de estudos em outros ecossistemas. Herrando e Brotons (2002) observaram que o desenvolvimento vertical das árvores está positivamente relacionado com as espécies de aves de copa, enquanto que a densidade não afetou e que a cobertura arbustiva está altamente associada com as espécies de sub-bosque.

Os fogos afetam habitats com cobertura e estrutura vegetais diferentes fazendo-os convergir em vegetação aberta estruturalmente mais simples e similar, que tendem a progressivamente voltar à sua estrutura pré-fogo (Herrando, Brotons, Del Amo, & Llacuna, 2002). Os fogos que queimam no solo progridem mais lentamente pelos resíduos de folhas do que os incêndios que queimam as copas e as chamas são pequenas em altura (Cochrane & Schulze, 1999), ainda assim estes incêndios podem resultar em grandes alterações na estrutura florestal e em geral este tipo de fogos é muito prejudicial para as espécies mais preocupantes a nível de conservação (Cochrane et al., 1999).

A resposta da vegetação ao fogo em florestas tem-se dado por desenvolvimento de rebentos epicórmicos a partir dos troncos e grandes ramos (Lindenmayer et al., 2008) e este processo pode ser um fator importante para uma rápida recuperação da avifauna (Lindenmayer et al., 2008; Prodon, Fons, & Peter, 1984). Condições pós-fogo que promovam o crescimento vegetal, como altos níveis de chuva, podem ajudar na recuperação da avifauna (Lindenmayer et al., 2008). A fauna torna-se mais estável à medida que a flora recupera e as comunidades se aproximam da estrutura e composição ápice (Whittaker, 1970).

1.3. Aves

As aves são integrantes fundamentais dos ecossistemas florestais (Sekercioglu, 2006; Valentim et al., 2004), contribuindo para a manutenção das populações de outros grupos faunísticos (p.e. artrópodes) e para a dispersão de espécies vegetais (Almeida, 1991). A estrutura da comunidade de avifauna pode ser explicada por fatores determinantes das distribuições das populações de aves em várias escalas espaciais (Özkan, Svenning, & Jeppesen, 2013). Devido à capacidade de voo, as aves são normalmente capazes de evitar os efeitos diretos dos fogos (Zozaya et al., 2011).

Diferentes fatores fisiológicos e comportamentais das aves como a filopatria, a habilidade de colonização e tolerância ao habitat definem quais as espécies que ocupam locais perturbados recentemente (Brotons et al., 2005; Zozaya et al., 2011). A filopatria em casos de incêndios já foi demonstrada em estudos anteriores (Pons & Prodon, 1996). Dependendo também da presença de árvores que mesmo mortas continuem “em pé”, algumas espécies de aves conseguem voltar a habitar locais recém-queimados na primeira época de reprodução após o fogo, mas desaparecem progressivamente voltando apenas quando a vegetação começa a retornar às características pré-fogo (Pons & Prodon, 1996). A colonização também depende da distância a

potenciais fontes de colonização e da capacidade de dispersão dos colonizadores (Brotons et al., 2005). As aves pioneiras em áreas recentemente abertas tendem a preferir habitats de vegetação aberta e baixa, coexistindo com as espécies de forte fidelidade local (Brotons et al., 2005). As aves respondem às alterações na vegetação provocadas por incêndios e as que parecem ser mais afetadas são as de floresta, enquanto que as espécies que preferem habitats abertos parecem beneficiar deste distúrbio e são as primeiras a surgir após os fogos (Zozaya et al., 2011). Respostas a longo prazo são mais variáveis, resultando em reações específicas da comunidade (Valentim et al., 2004).

A avifauna de zonas queimadas por fogos naturais de alta severidade tende a ser única, havendo espécies que estão de alguma forma restritas a áreas queimadas (Kotliar et al., 2002) e outras que são frequentemente detetadas em habitats queimados não estando restritas a estes, sugerindo que estes habitats possam importantes para espécies mais generalistas (Smucker et al., 2005).

1.4. Insetos

Os insetos, devido à sua sensibilidade, podem ser considerados bioindicadores de fogo (Villa-Castillo & Wagner, 2002). A biodiversidade de insetos pode ser afetada por incêndios diretamente ou indiretamente (Elia, Laforteza, Tarasco, & Sanesi, 2016). Os efeitos diretos são causados pelo calor e pelo fumo (Elia, Laforteza, et al., 2016; Love & Cane, 2016), enquanto que os efeitos indiretos são devidos a alteração das estruturas de ecossistemas, nomeadamente vegetação (Elia, Lovreglio, Ranieri, Sanesi, & Laforteza, 2016) e solo (Elia, Laforteza, et al., 2016). Muitos insetos podem ser capazes de sobreviver aos incêndios voando, outros, não voadores, sobrevivem utilizando outras estratégias, incluindo a exploração de micro refúgios tais como, aglomerados de arbustos, rochas e áreas pantanosas (Uys, Hamer, & Slotow, 2006), tocas (Dippenaar-Schoeman, 2002) ou movendo-se no subsolo (Villani, Allee, Díaz, & Robbins, 1999). Os estudos realizados sobre os efeitos do fogo nos insetos não permitem generalizar. Alguns estudos concluíram que, na área mediterrânica, a abundância das populações de carabídeos (família Carabidae) tende a diminuir nos dois anos após o fogo (Elia, Laforteza, Tarasco, Colangelo, & Sanesi, 2012), no entanto, outros estudos observaram um padrão de aumento de abundância (García-Tejero, Taboada, Tárrega, & Salgado, 2013). Assim, diversas comunidades podem mostrar diferentes respostas durante o período pós-fogo, relacionadas com a resiliência da comunidade e com a taxa de alteração da vegetação (Elia, Laforteza, Lovreglio, & Sanesi, 2015). Os efeitos negativos dos fogos nos insetos podem estender-se até alguns anos após o fogo (Elia, Laforteza, et al., 2016; Rohde, Pilliod, & Novak, 2019; Sousa, 1984), podendo ficar comprometida a alimentação de algumas aves.

Por outro lado, muitas espécies vegetais características dos ecossistemas mediterrânicos (como os carvalhos e os sobreiros) são bastante resilientes ao fogo e frequentemente sobrevivem a este distúrbio, mas podem ficar suscetíveis ao aparecimento de insetos xilófagos (i.e., que se alimentam de madeira) (Cтры et al., 2017) e saproxílicos (i.e., que dependem de madeira em algum momento dos seus ciclos de vida) (Hjältén et al., 2018).



Algumas espécies de insetos podem beneficiar do fogo, uma vez que este distúrbio cria substratos em árvores mortas ou enfraquecidas durante anos após um incêndio (reduzindo a competição), destrói colonizadores anteriores ao fogo e abre a cobertura vegetal, mudando os microclimas (Hjältén et al., 2018). Se por um lado estes insetos causam problemas à recuperação da vegetação podendo causar mortalidade das espécies vegetais (Catry et al., 2017), por outro lado podem ajudar na recuperação da avifauna, uma vez que representam uma fonte de alimentação para espécies de aves insetívoras.

Com esta pesquisa pretende-se avaliar as características das comunidades de aves de áreas ardidas, as suas populações e hábitos alimentares e as diferenças entre áreas ardidas, recorrendo a censos e recolha de dejetos.

2. Material e Métodos

2.1. Censos

Os censos foram realizados seguindo o método de censo por pontos. Em cada ponto de contagem foram registadas a presença e abundância de todas as espécies observadas e/ou ouvidas num raio de 50 metros durante 10 minutos e após 5 minutos de habituação. Os pontos foram distribuídos por forma a ficarem separados por pelo menos 200 metros de distância para evitar sobre contagem entre pontos. A distribuição dos pontos foi feita com o programa Google Earth Pro e foi verificada e acertada em campo a ajuda de GPS, uma vez que alguns estavam inacessíveis devido à densidade de vegetação. Os censos foram realizados, sempre que possível, durante a parte da manhã, quando as aves estão mais ativas e se torna mais fácil a observação, a partir do nascer do sol. As atividades de censo começaram em janeiro de 2019 e terminaram em junho do mesmo ano. Foram também feitos censos durante as capturas (ver secção 2.3)

2.2. Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em duas áreas. A área no Baldio de Carvalhais é uma área cuja vegetação é dominada por eucalipto e giestas altas e que está sob gestão da MONTIS – associação para a conservação da natureza sediada em Vouzela; esta está dividida em 3 subáreas nas quais a associação faz fogo controlado para limpeza, alternando com periodicidade de 4 anos, e replantação com espécies autóctones. Esta área tem cerca de 100ha e a vegetação é muito densa, pelo que foram distribuídos 2 pontos de contagem por subárea. Dentro desta área, a subárea Baldio-A não está ardida, a subárea Baldio-B foi queimada em janeiro deste ano e a subárea Baldio-C foi queimada há 4 anos.

A outra área localiza-se perto da aldeia de Covas, nesta área foram realizados censos e capturas. Distribuíram-se 2 pontos de contagem e 2 zonas de captura. Esta zona ardeu parcialmente e a subárea Covas-B (mais a Este) apresenta maior área queimada do que a subárea Covas-A (mais a Oeste).

2.3. Recolha e análise de dejetos

Realizaram-se capturas de aves com 5 redes nevoeiro na área de Covas (3 na subárea A e 2 na subárea B). As aves capturadas foram colocadas em sacos de pano forrados com papel de filtro, com o intuito de recolher dejetos. Todas as aves capturadas foram identificadas, anilhadas e os seus dados biométricos registados. Os papeis de filtro foram armazenados em envelopes identificados com o nº da anilha colocada em cada a ave e data de captura. As atividades de captura permitiram também a confirmação da existência de algumas espécies cuja observação durante o censo suscitou dúvidas.

Foi feita amostragem dos artrópodes da área para coleção de referência; contudo, esta amostragem só foi possível na área de Covas. Foram realizados 1000 varrimentos com rede de captura em cada subárea de Covas em 2 dias (500 por dia).

A análise dos dejetos foi feita segundo o protocolo em anexo (Anexo 1).

2.4. Análise de dados

Para cada uma das áreas e em cada dia de censo foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), o índice de diversidade máxima ($H_{máx}$) e a equidade (E) de acordo com as seguintes fórmulas, respetivamente, $H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$, $H_{máx} = \ln(S)$, $E = \frac{H'}{H_{máx}}$; nas quais “ p_i ” representa a abundância relativa de cada espécie e “ S ” representa o número de espécies. Para as áreas do Baldio de Carvalhais e de Covas, estes índices foram calculados por subárea. Para comparar estatisticamente o índice de Shannon-Wiener e a equidade em cada subárea foram realizados o teste Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica) e o teste de Dunn (teste de comparações múltiplas não paramétrico) como post-hoc (segundo o método de Bonferroni). Para este último teste, consideram-se significativamente diferentes os valores quando as comparações originam um valor p menor que $\alpha/2$ e em que α é de 5%. A presença e ausência de espécies foram registadas numa tabela e comparadas usando o Índice de Similaridade de Jaccard. Foram ainda calculadas as densidades de indivíduos para cada área e subárea. As diferenças entre as áreas foram calculadas através do teste de Mann-Whitney e as diferenças entre subáreas foram também comparadas utilizando o teste Kruskal-Wallis e o teste de Dunn. Para o cálculo das densidades, consideram-se zonas de censo circulares e as áreas das zonas calculadas pela fórmula de cálculo da área do círculo.

Os índices de diversidade Shannon-Wiener e diversidade máxima, a equidade e as densidades foram calculadas com recurso ao Microsoft Office Excel e os testes de Kruskal-Wallis e Dunn, o Índice de Similaridade de Jaccard e teste de Mann-Whitney foram calculados com recurso ao programa estatístico R. No R foram utilizados pacotes adicionais para os alguns cálculos: o “vegan” (Oksanen et al., 2019), o “dunn.test” (Dinno, 2017) e o “readxl” (Wickham & Bryan, 2019). Os *scripts* utilizados e os *outputs* do programa podem ser encontrados em anexo (Anexo 2).

3. Resultados

3.1. Diversidade e Equidade

As tabelas de cálculo dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), da diversidade máxima e da equidade podem ser encontradas em anexo (Anexo 3). Quanto à área do Baldio, as subáreas A, B e C têm Índices de Diversidade de Shannon-Wiener médios de aproximadamente 1,137; 0,873 e 0,736; respetivamente (Tabela 6 do Anexo 3). Quanto à área de Covas, as subáreas A, e B têm Índices de Diversidade de Shannon-Wiener médios de aproximadamente 1,787 e 0,975; respetivamente (Tabela 6 do Anexo 3). Estes resultados podem ser observados no gráfico apresentado na Figura 1, que parece mostrar algumas diferenças nos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') entre subáreas. A existência de diferenças significativas foi confirmada com o teste de Kruskal-Wallis que apresentou $X^2 = 14,45$ e valor- $p = 0,005988$ (nível de significância 5%). Assim, confirmaram-se quais as subáreas cujos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') são significativamente diferentes usando o teste de Dunn. A Tabela 1 apresenta estes resultados e pode verificar-se que as zonas em que H' difere significativamente são:

- Covas-A e Baldio-B com valor- p de 0,0139, menor que $\alpha/2$;
- Covas-A e Baldio-C com valor- p de 0,0022, menor que $\alpha/2$.

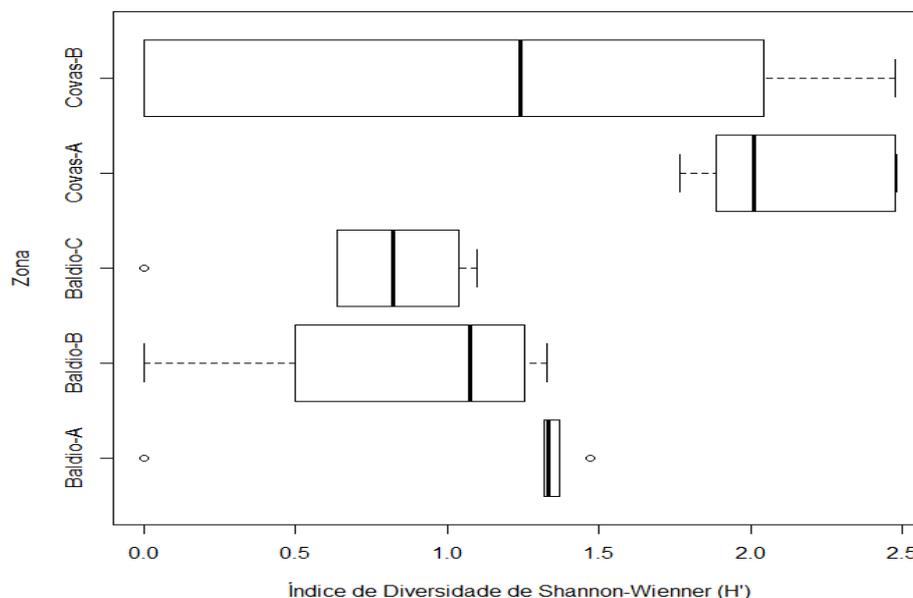


Figura 1. Gráfico de caixas de bigodes que representa os Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') em função da zona. Este gráfico pretende resumir a informação apresentada na Tabela 1, em anexo.

A equidade média nas subáreas A, B e C do Baldio foi de aproximadamente 0,962, 0,758 e 0,783, respetivamente (Tabela 7 do Anexo 3). As subáreas A, B de Covas apresentaram equidade média de aproximadamente 0,782 e 0,656, respetivamente (Tabela 7 do Anexo 3). Estes resultados estão sumarizados no gráfico apresentado na Figura 2, que não sugere diferenças significativas na equidade entre subáreas e o teste de Kruskal-Wallis confirma este resultado, apresentando $X^2 = 2,1242$ e valor- $p = 0,7129$ (nível de significância 5%).

Tabela 1. Tabela representativa do resultado do teste de Dunn de comparações múltiplas não paramétrico dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') de cada área para $\alpha = 5\%$. Em cada comparação está apresentado o valor da estatística (em cima) e o valor-p (em baixo). Os valores marcados com * são os valores-p menores que $\alpha/2$.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A
Baldio-B	1.002703 p=1.0000			
Baldio-C	1.528711 p=0.6317	0.526008 p=1.0000		
Covas-A	-1.988968 p=0.2335	-2.991671 p=0.0139*	-3.517679 p=0.0022*	
Covas-B	0.115064 p=1.0000	-0.887638 p=1.0000	-1.413646 p=0.7873	2.104032 p=0.1769

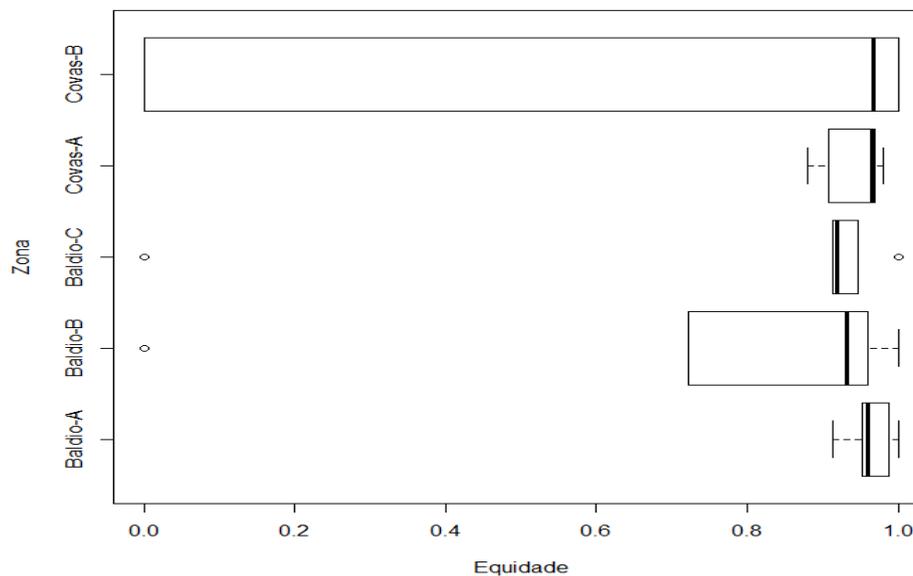


Figura 2. Gráfico de caixas de bigodes que representa a Equidade em função da zona. Este gráfico pretende resumir a informação apresentada na Tabela 2, em anexo.

3.2. Presença/ausência de espécies e riqueza específica

A presença ou ausência de cada espécie em cada subárea foram registadas na Tabela 2. Pode verificar-se que apenas as espécies *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula* e *Cyanistes caeruleus* foram observadas em todas as subáreas, enquanto que outras espécies foram encontradas exclusivamente em uma área ou subárea. A matriz utilizada para calcular o Índice de Similaridade de Jaccard entre cada subárea foi elaborada a partir desta tabela. Os resultados deste cálculo são apresentados na Tabela 3. Pode verificar-se que a maior similaridade acontece entre as subáreas B e C do Baldio. As subáreas A e B de Covas têm uma similaridade de apenas 57,89% (Tabela 3). A riqueza específica variou entre subáreas, sendo que o menor valor observado foi de 5 (Figura 3), nas subáreas B e C do Baldio; a maior riqueza específica observada foi de 17 (Figura 3), na subárea A de Covas.

Tabela 2. Tabela que representa a presença/ausência de espécies por subárea. A presença de uma espécie está representada com "1" e a ausência de uma espécie está representada com "0". Para facilitar a observação, marcou-se a presença com um fundo verde e a ausência com um fundo vermelho.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A	Covas-B
<i>Fringilla coelebs</i>	1	1	1	1	1
<i>Erithacus rubecula</i>	1	1	1	1	1
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	1	1	0	0	0
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1	1	1	1
<i>Corvus corax</i>	1	0	0	0	0
<i>Parus major</i>	1	1	1	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	0	0	0	1
<i>Lullulla arborea</i>	0	1	1	0	0
<i>Lophophanes cristatus</i>	0	0	1	1	1
<i>Serinus serinus</i>	0	0	0	1	1
<i>Sylvia atricapilla</i>	0	0	0	1	1
<i>Sitta europaea</i>	0	0	0	1	1
<i>Apus apus</i>	0	0	0	1	0
<i>Dendrocopos major</i>	0	0	0	1	1
<i>Corvus corone</i>	0	0	0	1	1
<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	0	1	1
<i>Emberiza cia</i>	0	0	0	1	0
<i>Certhia brachydactyla</i>	0	0	0	1	0
<i>Cuculus canorus</i>	0	0	0	1	0
<i>Picus viridis</i>	0	0	0	1	0
<i>Periparus ater</i>	0	0	0	1	0
<i>Turdus merula</i>	0	0	0	1	0

Tabela 3. Resultados do cálculo dos Índices de Similaridade de Jaccard para a presença/ausência de espécies entre cada subárea das zonas de estudo em percentagem.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A
Baldio-B	66,67%			
Baldio-C	50,00%	75,00%		
Covas-A	18,00%	19,05%	25,00%	
Covas-B	33,33%	26,67%	35,71%	57,89%

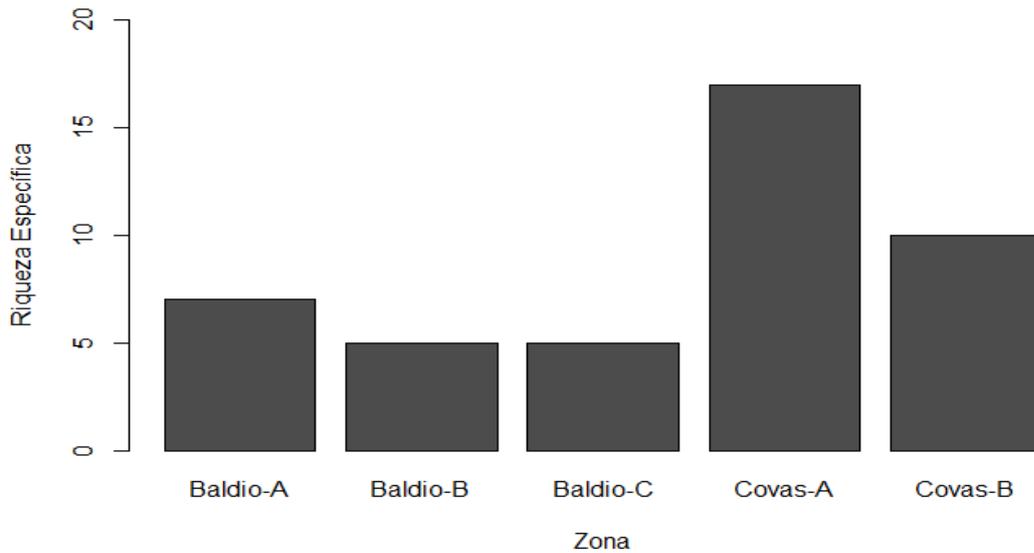


Figura 3. Gráfico de barras representativo da riqueza específica observada em cada subárea.

3.3. Densidade

Quando comparadas uma com a outra, a área do Baldio de Carvalhais e a área de Covas apresentam diferentes densidades. Esta diferença pode ser observada, de forma resumida, no gráfico da figura 4 e na tabela 9 (do Anexo 3), de forma mais detalhada. Neste gráfico é possível

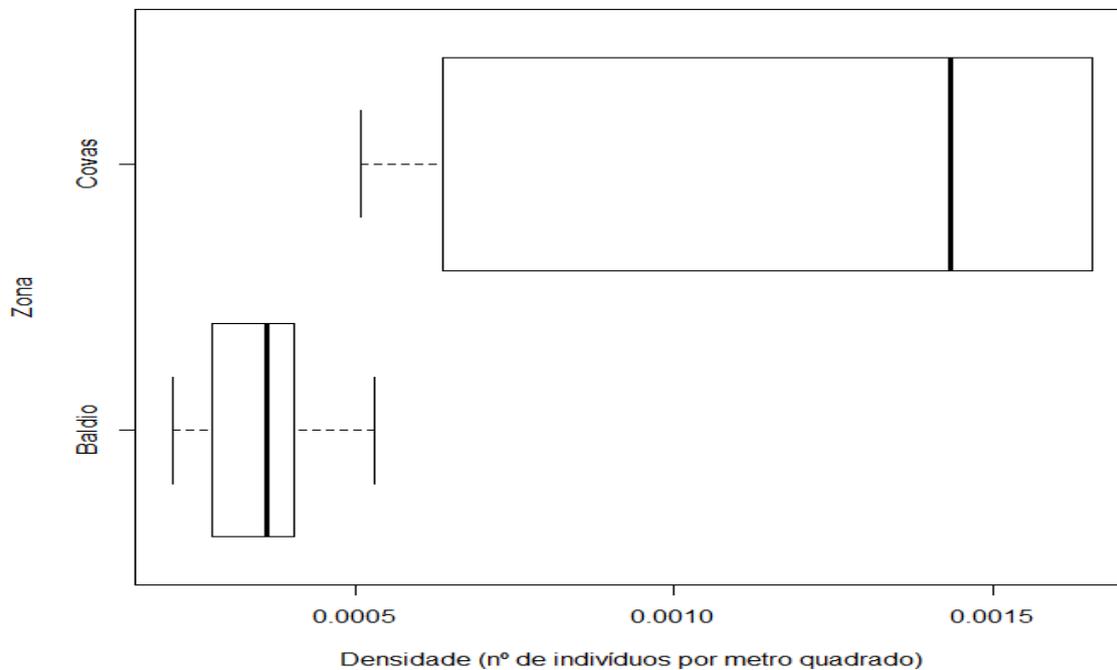


Figura 4. Gráfico de caixas de bigodes que pretende resumir a informação da tabela 9 (em axexo) e comparar, em termos gerais, as densidades das áreas de Covas e Baldio de Carvalhais.

observar uma diferença clara entre as densidades das duas áreas estudadas. A área do Baldio de Carvalhais apresenta, em média, uma densidade de aproximadamente 0,000357

indivíduos/m² e a área de Covas apresenta uma densidade média de aproximadamente 0,001220 indivíduos/m². Para confirmar se esta diferença é significativa foi realizado um teste de Mann-Whitney, cujo *output* do software estatístico pode ser encontrado em anexo. Este teste obteve valor-p = 0.01563 e, uma vez que o teste foi realizado a um nível de significância de 5%, confirma que a diferença de densidade entre a área do Baldio de Carvalhais e a área de Covas é significativa.

Comparam-se também as densidades de cada subárea. A tabela de cálculo da densidade média em cada subárea pode ser encontrada em anexo (Anexo 3). Quanto à área do Baldio, as subáreas A, B e C têm diversidade média de aproximadamente 0,000519905; 0,000329; 0,000223 indivíduos/m², respetivamente (Tabela 10 do Anexo 3). Quanto à área de Covas, as subáreas A, e B têm densidade média de aproximadamente 0,001931; 0,000509 indivíduos/m², respetivamente (Tabela 10 do Anexo 3). Estes resultados podem ser observados no gráfico apresentado na Figura 5. A existência de diferenças significativas foi confirmada com o teste de Kruskal-Wallis que apresentou $X^2 = 15,594$ e valor-p = 0,003615 (nível de significância 5%). Confirmaram-se quais as subáreas cujas densidades são significativamente diferentes usando o teste de Dunn. A Tabela 4 apresenta estes resultados, pode verificar-se que as zonas em que a densidade difere significativamente são:

- Covas-A e Baldio-B com valor-p de 0.0116, menor que $\alpha/2$;
- Covas-A e Baldio-C com valor-p de 0.0012, menor que $\alpha/2$.

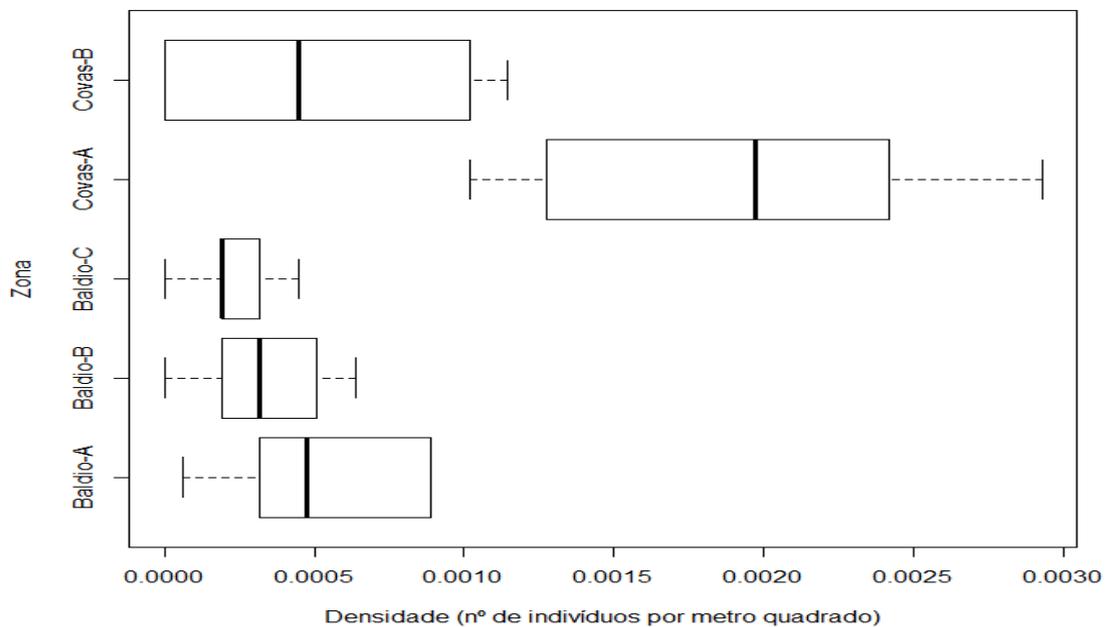


Figura 5. Gráfico de caixas de bigodes que representa a densidade em função da zona. Este gráfico pretende resumir a informação apresentada na Tabela 8, em anexo.

Tabela 4. Tabela representativa do resultado do teste de Dunn de comparações múltiplas não paramétrico das densidades de cada área para $\alpha = 5\%$. Em cada comparação aparece em cima o valor da estatística e em baixo o valor-p. Os valores marcados com * são os valores-p menores que $\alpha/2$.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A
Baldio-B	0,724395 p=1.0000			
Baldio-C	0,350010 p=0.8851	0,625614 p=1.0000		
Covas-A	-2.321359 p=0.1013	-3.045755 p=0.0116*	-3.671370 p=0.0012*	
Covas-B	0,246953 p=1.0000	-0,477442 p=1.0000	-1,103057 p=1.0000	2,568312 p=0.0511

3.4. Capturas de aves e hábitos alimentares

As informações relativas à captura de aves podem ser observadas na Tabela 5. É possível ver que houve algumas recapturas e que algumas aves mostravam pelada de incubação, o que significa que existem na área pares reprodutores. Excluindo as recapturas, aproximadamente 42% das 19 aves capturadas apresentavam pelada de incubação. Durante as sessões de captura foi ainda possível localizar um ninho de *Dendrocopos major*, confirmado pela entrada e saída regular de dois indivíduos da espécie.

Infelizmente, não foi possível a identificação dos fragmentos de insetos presentes nos dejetos e, por isso, não será possível avaliar com precisão os hábitos alimentares das espécies de aves capturadas. Contudo, a amostragem de artrópodes recolhidos para a coleção de referência, pode ainda dar uma ideia geral da disponibilidade de alimento para as aves insetívoras. Também não foi possível concluir a análise de todas as amostras recolhidas para a coleção de referência. Os resultados possíveis são apresentados na Tabela 6.

Não foi possível realizar capturas de aves nem recolha de artrópodes na área do Baldio de Carvalhais, portanto, não é possível comparar as duas áreas.

Tabela 5. Dados relativos à captura de aves. Os números de anilhas assinalados com * indicam que esta ave foi recapturada. As aves que apresentavam pelada de incubação estão assinaladas com "SIM" na coluna correspondente.

Data	Espécie	Anilha	Idade	Sexo	Asa (mm)	Peso (g)	Gordura (0-8)	Músculo (0-4)	Pelada de incubação	Hora
15/4/2019	<i>Sitta europaea</i>	C39	2	M	89	20	0	2	-	18:07
16/4/2019	<i>Certhia brachydactyla</i>	082	2	F	62	10,5	0	2	SIM	9:04
16/4/2019	<i>Certhia brachydactyla</i>	083	2	M?	64	9	0	2	-	9:04
29/4/2019	<i>Certhia brachydactyla</i>	083*	2	M?	64	9,5	0	2	-	17:28
29/4/2019	<i>Serinus serinus</i>	A84	4	F	68	11	0	2	SIM	18:37
30/4/2019	<i>Turdus merula</i>	F63	4	M	127	71	0	1	-	8:59

30/4/2019	<i>Sitta europaea</i>	C40	2	M	89	21	0	2	-	8:59
30/4/2019	<i>Periparus ater</i>	A94	4	-	58	8	0	3	-	8:59
30/4/2019	<i>Certhia brachydactyla</i>	082*	2	F	62	10	0	2	SIM	8:59
30/4/2019	<i>Sylvia communis</i>	A95	4	M	69	12,5	0	1	-	10:33
29/5/2019	<i>Cyanistes caeruleus</i>	A96	4	M	67	10	0	1	-	15:00
29/5/2019	<i>Sylvia atricapilla</i>	A97	4	F	75	18,5	0	1	SIM	15:05
29/5/2019	<i>Sitta europaea</i>	C41	4	F	81	20,5	0	1	SIM	16:20
29/5/2019	<i>Periparus ater</i>	A98	4	F	56	8	0	2	-	16:20
29/5/2019	<i>Fringilla coelebs</i>	A99	5	M	83	20	0	1	SIM	16:20
29/5/2019	<i>Sylvia atricapilla</i>	A00	4	F	76	22	0	1	SIM	16:20
29/5/2019	<i>Sylvia atricapilla</i>	A01	4	M	73	14,5	0	2	-	16:20
29/5/2019	<i>Certhia brachydactyla</i>	083*	2	M?	64	9	0	2	-	16:50
30/5/2019	<i>Fringilla coelebs</i>	A02	5	F	80	19,5	0	1	SIM	7:14
30/5/2019	<i>Troglodytes troglodytes</i>	085	4	-	44	8	0	2	SIM	7:30
30/5/2019	<i>Lophophanes cristatus</i>	A03	4	M	63	11	0	2	-	7:45
30/5/2019	<i>Fringilla coelebs</i>	A04	4	M	85	19,5	0	2	-	9:50

Tabela 6. Resultados relativos à coleção de referência de artrópodes da área de Covas e o número total de indivíduos de cada ordem. Na impossibilidade de identificar a espécie de um espécime, foi registada apenas a ordem; estes espécimes foram contabilizados estão indicados na tabela com "ni".

Data e Subárea	Ordem	Espécie	Número
29/5/2019 - A	Coleoptera	<i>Coccinella septempunctata</i>	1
29/5/2019 - B	Coleoptera	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	1
29/5/2019 - B	Coleoptera	<i>Coccinella septempunctata</i>	3
29/5/2019 - B	Coleoptera	<i>Coccinella septempunctata</i> (larva)	1
29/5/2019 - B	Coleoptera	<i>Phyllotreta nemorum</i>	2
29/5/2019 - A	Coleoptera	ni	4
29/5/2019 - B	Coleoptera	ni	14
TOTAL (Coleoptera)			26
29/5/2019 - A	Diptera	<i>Melanostoma scalane</i>	1
29/5/2019 - A	Diptera	ni	15
29/5/2019 - B	Diptera	ni	17
TOTAL (Diptera)			33
29/5/2019 - B	Hymenoptera	<i>Messor barbarus</i>	1
29/5/2019 - B	Hymenoptera	ni	1



29/5/2019 - A	Hymenoptera	ni	1
TOTAL (Hymenoptera)			3
29/5/2019 - B	Hemiptera	<i>Lygaeus equestris</i>	1
29/5/2019 - A	Hemiptera	ni	7
TOTAL (Hemiptera)			8
29/5/2019 - A	Orthoptera	ni	1
TOTAL (Orthoptera)			1
29/5/2019 - B	Homoptera	<i>Elymana sulphurella</i>	1
TOTAL (Homoptera)			1
29/5/2019 - B	Neuroptera	<i>Wesmaelius quadrifasciatus</i>	1
TOTAL (Neuroptera)			1

4. Discussão

4.1. Presença/ausência de espécies e riqueza específica

As comunidades de passeriformes diferem bastante entre as duas áreas estudadas, havendo apenas algumas espécies existentes em ambas as áreas. Estas espécies são bastante generalistas em termos de habitat. *Fringilla coelebs* geralmente reproduz-se em todos os tipos de bosques, mas pode ter preferência por bosques abertos, alimentando-se geralmente no chão (Svensson, Mullarney, & Zetterström, 2017); em termos de vegetação pode mostrar preferência por faia (*Fagus*), carpino (*Carpinus*), carvalho maturo (*Quercus*), abeto (*Picea*) e pinheiro (*Pinus*) (BirdLife International, 2015); ao contrário da área em Covas, a área no Baldio de Carvalhais tem uma composição vegetal pela qual esta espécie não tem preferência e provavelmente os encontros com a espécie naquela área podem estar relacionados com a vegetação nas áreas adjacentes que integra na sua composição algumas espécies de pinheiro. *Erithacus rubecula* pode ser encontrado por toda a Europa em vários tipos de habitats (BirdLife International, 2018), pode reproduzir-se em matas, jardins e parques, preferindo vegetação densa com algumas áreas abertas (Svensson et al., 2017); assim, seria expectável encontrá-lo em ambas as áreas de estudo. *Cyanistes caeruleus* reproduz-se em bosques, preferencialmente com árvores de folhas caduca ou mistas (Svensson et al., 2017), preferindo florestas contendo carvalho (*Quercus*) e bétula (*Betula*), evitando grandes florestas de coníferas (BirdLife International, 2017); pode, se houverem cavidades adequadas à construção dos ninhos ou caixas ninho, ser encontrado mesmo dentro das cidades (BirdLife International, 2017); a presença desta espécie na área de Covas seria expectável, no entanto, seria importante aprofundar os estudos para perceber a presença da população desta espécie na área do Baldio de Carvalhais (e noutras áreas do país), uma vez que segundo, a bibliografia já citada, esta espécie evitaria esta área e o facto de não o fazer pode significar uma possível adaptação. Por outro lado, outros autores registaram a presença desta espécie em algumas zonas dominadas por espécies de pinheiro (Herrando & Brotons, 2002b).

A presença destas e de outras espécies que normalmente não são encontradas nestes tipos de vegetação, pode estar relacionada com a vegetação circundante ou com os fogos ocorridos. No caso da área do Baldio de Carvalhais, é mais provável que a vegetação seja o principal fator de variação, uma vez que o fogo naquela área foi controlado, dando origem a uma mancha queimada cuja área pode ser considerada pequena quando comparada com área não ardida circundante. Apesar de que este fogo possa ter criado oportunidades para as espécies de aves encontradas naquela área que tenham preferência por áreas mais abertas - *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Cyanistes caeruleus*, *Lullula arborea* – e para os artrópodes de que algumas delas se alimentam, há que considerar as diferenças fundamentais entre os incêndios naturais e os fogos controlados. Em primeiro lugar, é necessário ter em conta que as metodologias de fogo controlado são normalmente utilizadas durante o inverno, por isso, ocorrem em épocas diferentes dos incêndios naturais que se dão entre junho e setembro (podendo começar mais cedo e/ou acabar mais tarde em anos atípicos). Esta diferença pode afetar as comunidades de artrópodes que normalmente surgem após o fogo, uma vez que algumas das



espécies de artrópodes que beneficiam ou dependem de madeira queimada conseguem detetar compostos emitidos por madeira queimada e colonizar rapidamente áreas queimadas, podendo servir de alimento a espécies insetívoras. No entanto, podem não estar ativos no inverno e não serem capazes de colonizar ou detetar áreas de fogo controlado passado algum tempo, fazendo com que estas áreas não representem uma vantagem para espécies que se alimentem destes artrópodes (Rota, Millspaugh, Rumble, Lehman, & Kesler, 2014). Em segundo lugar, há que considerar que, normalmente, esta metodologia dá origem a fogos de baixa severidade (com poucas árvores queimadas) e áreas ardidas mais pequenas relativamente às áreas afetadas por incêndios naturais, o que pode resultar em maior incidência de predadores (Rota et al., 2014). Rota *et al.* (2014) concluíram que nos casos em que os *timings* dos fogos controlados afetaram as espécies de artrópodes beneficiadas por madeira queimada ou dependentes desta, podia estar comprometida a disponibilidade alimentar para a espécie de pica-pau por eles estudada ("Black-backed woodpeckers", *Picoidea arcticus*) comprometendo também a sobrevivência da espécie (principalmente dos juvenis) e a sua abundância nestas zonas; concluíram ainda que a sobrevivência da espécie nestas áreas podia estar também limitada por uma maior incidência de uma ave predadora conhecida ("Nothorn Goshawk") destes pica-paus que preferencialmente nidifica em zonas de copa mais fechada e pode ser menos abundante em zonas queimadas mais severamente e maiores. Talvez estas diferenças possam ser as razões pelas quais algumas das espécies encontradas na área de Covas como *Dendrocopos major* e *Picus viridis* que nidificam em buracos feitos nos troncos das árvores (Svensson et al., 2017) (que são mais fáceis de fazer em madeira queimada, mais frágil) e são maioritariamente insetívoras, não foram encontradas na área do Baldio de Carvalhais. A ausência de *Dendrocopos major* na área do Baldio de Carvalhais foi especialmente intrigante uma vez que este tem preferência por bosques com áreas de pinheiros, sendo as sementes de conífera importantes para esta espécie no inverno (Svensson et al., 2017), mas talvez as áreas com pinheiro encontradas junto ao Baldio de Carvalhais fossem poucas e/ou pouco extensas para permitir a sobrevivência desta espécie nesta área.

A ausência, na área do Baldio de Carvalhais, de outras espécies existentes na área de Covas pode dever-se a diferenças de vegetação, disponibilidade alimentar, ou de locais de nidificação. Seria expectável, devido à vegetação da área do Baldio de Carvalhais, que houvesse espécies como *Sylvia atricapilla*, *Garrulus glandarius*, *Certhia brachydactyla*, *Periparus ater* e *Turdus merula*. No entanto, perceber as razões da ausência destas espécies naquela área, requer que sejam feitos estudos mais aprofundados e continuados.

Algumas espécies como *Troglodytes troglodytes*, *Lullulla arborea* e *Lophophanes cristatus* foram detetadas apenas uma vez, na área do Baldio de Carvalhais e outras como *Periparus ater* e *Lophophanes cristatus* foram observadas apenas uma vez na área de Covas. Seriam necessários estudos continuados e mais aprofundados para perceber se estes encontros foram ocasionais (no sentido de ser uma ave "de passagem") ou se apenas terem sido detetadas uma vez se deve a uma baixa abundância destas espécies nas áreas estudadas.

Em termos de riqueza específica, verifica-se que existem mais espécies de aves na área de Covas do que na área do Baldio de Carvalhais. Quando comparadas as subáreas dentro de cada área observa-se uma maior riqueza específica na subárea A do Baldio de Carvalhais relativamente às subáreas B e C, nas quais se observa igual riqueza específica, e maior número de espécies na subárea A de Covas do que na subárea B. Apfelbaum e Haney (1981) e Barlow, Haugaasen e Peres (2002) verificaram nos seus estudos que a riqueza específica nas áreas estudadas aumentou após os incêndios; no entanto, não é possível concluir o mesmo para as áreas estudadas no decorrer desta pesquisa, uma vez que não são conhecidas as riquezas específicas pré-fogo nessas áreas. Noutros estudos, foram também verificados maiores números de espécies de aves em maiores fragmentos de vegetação não ardida (Herrando & Brotons, 2002b), em locais com maior diversidade, maior densidade (Brotons & Herrando, 2010; Cody, 2001), maior complexidade (Acharya & Vijayan, 2017; Bergner et al., 2015; Brotons & Herrando, 2010; Cody, 2001; Lindenmayer et al., 2008; Machtans & Latour, 2003) e maior heterogeneidade vegetais (Connell, 1978; Tews et al., 2004). Por outro lado, Lindenmayer *et al.* (2008) encontraram evidências de que um maior número de fogos ou fogos mais severos podem causar menor riqueza específica de aves. Não se conhece detalhadamente a vegetação da área de Covas (em termos de diversidade, densidade e heterogeneidade) nem o tamanho do fragmento de área não ardida; no entanto, a complexidade da estrutura vegetal é claramente maior na subárea A, uma vez que esta foi atingida pelo incêndio de forma menos severa do que a subárea B, e talvez este conjunto de fatores possa explicar a maior riqueza específica da subárea A relativamente à subárea B. Contudo, seria necessário estudar melhor a vegetação da área e realizar estudos continuados para sustentar esta conclusão.

Quanto à área no Baldio de Carvalhais, não se conseguiu obter informação detalhada acerca da vegetação; contudo, a complexidade da vegetação era maior na subárea A do que na subárea B e C, mas também nas áreas circundantes àquela área de estudos. Para além disto, a área queimada é menor do que a área não queimada (se for considerada a área circundante). É possível que todos estes fatores possam explicar a maior riqueza específica da subárea A. No entanto, para avaliar com mais precisão a riqueza específica daquela área, seriam necessários estudos sobre a vegetação da área e das áreas circundantes, assim como sessões de censo de aves nas áreas circundantes.

4.2. Diversidade e Equidade

Seria expectável que tanto a diversidade como a equidade fossem maiores nas áreas ardidadas com mais severidade, uma vez que, tal como referenciado anteriormente, o fogo é um tipo de distúrbio que cria áreas abertas nas quais a vegetação que surge após o fogo, normalmente, é estruturalmente mais complexa, vertical e horizontalmente, e mais heterogénea (Apfelbaum & Haney, 1981; Brawn et al., 2001; Brotons et al., 2005; Fontaine et al., 2009; Lindenmayer et al., 2008; Townsend et al., 2003). De um modo geral, a heterogeneidade e complexidade vegetais aumentam com a severidade do fogo (Smucker et al., 2005), já que, na maioria dos casos, quanto mais severo é um incêndio, maior é a mortalidade observada nas



espécies vegetais (Rota et al., 2014), havendo, assim, oportunidade para que surjam mais espécies e diferentes no pós-fogo. A complexidade e heterogeneidade vegetais, normalmente, aumentam a diversidade (Acharya & Vijayan, 2017; Bergner et al., 2015; Herrando & Brotons, 2002a; Jayson & Mathew, 2003b; Smucker et al., 2005) e equidade (Apfelbaum & Haney, 1981; Barlow et al., 2002; Carvalho et al., 2013; Herrando & Brotons, 2002a; Townsend et al., 2003) das espécies de aves e, por isso, é provável que fogos mais severos possam dar origem a avifaunas com maior diversidade e maior equidade. Apfelbaum e Haney (1981) verificaram que tanto a diversidade como a equitabilidade aumentaram na sua área de estudos após o fogo.

Relativamente à área de Covas, os resultados mostram que a subárea A (atingida pelo fogo de forma menos severa) tem uma maior diversidade e uma maior equidade do que a subárea B. Ainda que estas diferenças não sejam estatisticamente significativas, era esperado que acontecesse o contrário. No entanto, a vegetação da subárea B está ainda em recuperação e é, por enquanto, estruturalmente muito simples, sendo constituída maioritariamente por plantas de porte arbustivo, alguns espécimes de espécies carvalho (*Quercus*) que sobreviveram ao incêndio e algumas árvores queimadas que continuam em pé. Por outro lado, a severidade com que fogo atingiu a subárea A foi menor, a recuperação da vegetação naquela área foi mais rápida e a complexidade vegetal é, por agora, maior de que a complexidade vegetal da subárea B. Não se conhecem a diversidade nem a equitabilidade da avifauna que existiam antes do fogo e, por isso, não é possível determinar se estes parâmetros são maiores após o fogo. Para ser possível uma avaliação mais precisa destas populações seriam necessários mais estudos e estudos mais aprofundados, que incluíssem a avaliação precisa da vegetação e da progressão da sucessão ecológica.

Relativamente à área do Baldio de Carvalhais, os resultados obtidos em termos de diversidade e equidade para as diferentes subáreas apresentam-se de forma semelhante aos resultados obtidos na área de Covas. A subárea A do Baldio de Carvalhais (não ardida) apresenta maior diversidade e maior equidade do que as subáreas B e C. Quando comparadas as subáreas B e C, verifica-se que a subárea B (queimada este ano) apresenta maior diversidade do que a subárea C (queimada há 4 anos), mas a equidade observa-se, ligeiramente, menor na subárea B do que na subárea C. Estes resultados podem estar, de certa forma, influenciados pelos fatores que diferenciam um fogo controlado de um incêndio natural, uma vez que há a possibilidade de a diversidade ser mais reduzida nas subáreas ardidas dado que as áreas ardidas são pequenas e possuem uma complexidade vegetal ainda pouco desenvolvida comparativamente à área não ardida circundante. Assim, para melhor concluir acerca dos fatores que de facto influenciam a área no Baldio de Carvalhais seriam necessários estudos continuados naquela área e nas áreas circundantes.

4.3. Densidade

O fogo pode contribuir para diminuir a densidade das espécies (Hobbs & Huenneke, 1992). No seu estudo, Apfelbaum & Haney (1981) verificaram uma diminuição de densidade após o fogo. A diferença significativa verificada entre a área do Baldio de Carvalhais e a área de Covas

é clara, mas não permite tirar conclusões, já que há vários fatores que podem afetar a densidade das aves em cada área e que são diferentes nas duas áreas. Para além da tipologia de fogo a área do Baldio de Carvalhais e a área de Covas diferem em termos de vegetação em: tipo, estrutura, composição e densidade. Assim, não é possível perceber com este estudo quais destes fatores afetam mais a densidade das aves em cada área e, por isso, a comparação entre as duas áreas não é possível. Uma vez que não há dados relativos à densidade de anos anteriores aos fogos nem de anos imediatamente após o fogo, por isso, não é possível concluir se a densidade nas áreas estudadas é menor após o fogo. No entanto, pode verificar-se que, na área de Covas, a subárea que ardeu mais severamente tem uma menor densidade do que a subárea que ardeu menos severamente. Já na área de Covas, a subárea A (não ardida) apresentou maior densidade do que a subárea B (ardida recentemente) e do que a subárea C (ardida há quatro anos). Apesar de não haver dados relativos à diversidade das subáreas B e C anteriores ao fogo. A densidade observada na subárea B (recentemente ardida) é maior do que a observada na subárea C (ardida há quatro anos). Contudo, estes dados podem estar relacionados com o facto de que, apesar de ter sido queimada mais recentemente, a subárea B ter mais densidade vegetal do que a subárea C e, por isso, mais locais possíveis para a construção de ninhos e para abrigo contra predadores e/ou condições climáticas. Esta pode também ser a razão pela qual a subárea B de Covas apresenta menor densidade de avifauna do que a subárea A, contudo, nesta subárea, a menor densidade vegetal pode estar em parte relacionada com o incêndio de 2017.

4.4. Hábitos alimentares

Apesar de a amostragem recolhida não ser suficiente para avaliar este fator, talvez seja possível tirar algumas conclusões a partir das capturas de aves e da coleção de referência que foi possível obter. A presença de aves que apresentam indícios de reprodução, indicam que a área de Covas apresenta condições favoráveis à nidificação de pelo menos algumas espécies. As aves capturadas mostram, na sua maioria, uma boa condição física, indicando que a disponibilidade alimentar também é favorável à nidificação e permanência das aves na área de Covas. Verifica-se a manutenção da condição física nas aves recapturadas, havendo apenas algumas variações de peso no caso da *Certhia brachydactyla* com anilha 083, confirmando assim que possivelmente a disponibilidade alimentar é adequada. A coleção de referência de artrópodes que foi possível obter indica que existe disponibilidade alimentar para espécies de aves com diferentes formas de procura de alimento, favorecendo a diversidade e riqueza específica da avifauna da área de Covas.

5. Conclusão

Apesar de as atividades práticas associadas a esta pesquisa nem sempre terem corrido como o esperado, é possível tirar algumas conclusões importantes. É possível a permanência, sobrevivência e reprodução de populações de passeriformes em áreas ardidas recentes, dependendo principalmente da complexidade e diversidade vegetal que se mantêm e/ou conseguem recuperar logo após o fogo. A disponibilidade alimentar para espécies, totalmente ou parcialmente insetívoras, em áreas ardidas pode ser suficiente para permitir a manutenção da condição física de algumas espécies de aves. Devido às alterações na estrutura vegetal, o fogo pode causar alterações na densidade das aves, podendo as diferenças ser notadas mesmo em áreas geograficamente próximas. Apesar de não ter sido possível concluir o método de análise de dejetos, este parece ser adequado, e é provável que pudesse ter originado melhores resultados se a amostragem fosse maior.

Contudo, para ser possível obter mais conclusões e/ou mais precisas seria necessário:

- realizar um estudo mais aprofundado dos fatores avaliados;
- realizar sessões de censo e captura de passeriformes e amostragem de artrópodes em áreas de controlo (áreas não ardidas recentemente);
- realizar sessões de captura e amostragem de artrópodes em todas as áreas de estudo;
- realizar sessões de captura de aves, para aumentar a amostragem e a probabilidade de encontrar mais partes de artrópodes identificáveis;
- começar as sessões de captura de passeriformes e amostragem para coleção de referência de artrópodes mais cedo, por forma a haver mais tempo para realizar mais sessões e analisar as amostras.

6. Referências

- Acharya, B. K., & Vijayan, L. (2017). Vertical stratification of birds in different vegetation types along an elevation gradient in the Eastern Himalaya, India. *Ornithological Science*, 16(2), 131–140. <https://doi.org/10.2326/osj.16.131>
- Almeida, J. (1991). Some effects of forests fires on birds: notes from the Margaraça wood case, Portugal. *Ardeola*, 2(38), 233–238.
- Andersen, A. N., Cook, G. D., Corbett, L. K., Douglas, M. M., Eager, R. W., Russel-Smith, J., ... Woinarski, J. C. Z. (2005). Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. *Austral Ecology*, 30(2), 155–167. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01441.x>
- Apfelbaum, S., & Haney, A. (1981). Bird Populations before and after Wildfire in a Great Lakes Pine Forest. *The Condor*, 83(4), 347. <https://doi.org/10.2307/1367504>
- Barlow, J., Haugaasen, T., & Peres, C. A. (2002). Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*, 105(2), 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00177-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00177-X)
- Bergner, A., Avci, M., Eryiğit, H., Jansson, N., Niklasson, M., Westerberg, L., & Milberg, P. (2015). Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management*, 336, 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.025>
- Brawn, J. D., Robinson, S. K., & Thompson III, F. R. (2001). *The Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds*.
- Brickle, N. W., & Harper, D. G. C. (1999). Diet of nestling corn buntings *miliaria calandra* in southern England examined by compositional analysis of faeces. *Bird Study*, 46(3), 319–329. <https://doi.org/10.1080/00063659909461145>
- Brotons, L., & Herrando, S. (2001). Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. *Acta Oecologica*, 22(1), 21–31. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(00\)01095-X](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(00)01095-X)
- Brotons, L., & Herrando, S. (2010). Mediterranean Forest Bird Communities and the Role of Landscape Heterogeneity in Space and Time. In *Ecology and Conservation of Forest Birds* (pp. 318–349). <https://doi.org/10.1017/9781139680363.012>
- Brotons, L., Pons, P., & Herrando, S. (2005). Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: Where do birds come from after fire? *Journal of Biogeography*, 32(5), 789–798. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01195.x>
- Calver, M. C., & Wooller, R. D. (1982). A technique for assessing the taxa, length, dry weight and energy content of the arthropod prey of birds. *Wildlife Research*, 9(2), 293–301. <https://doi.org/10.1071/WR9820293>
- Canaday, C. (1996). Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation*, 77(1), 63–77. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00115-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00115-8)
- Carvalho, F., Fabián, M. E., & Menegheti, J. O. (2013). Vertical structure of an assemblage of bats (Mammalia: Chiroptera) in a fragment of Atlantic Forest in Southern Brazil. *Zoologia*



- (Curitiba), 30(5), 491–498. <https://doi.org/10.1590/s1984-46702013000500004>
- Catry, F. X., Branco, M., Sousa, E., Caetano, J., Naves, P., & Nóbrega, F. (2017). Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in a Mediterranean cork oak forest following fire. *Forest Ecology and Management*, 404(June), 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.029>
- Clavero, M., Brotons, L., & Herrando, S. (2011). Bird community specialization, bird conservation and disturbance: The role of wildfires. *Journal of Animal Ecology*, 80(1), 128–136. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01748.x>
- Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Souza Jr., C. M., Nepstad, D. C., Lefebvre, P., & Davidson, E. A. (1999). Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. *Science*, 284. Retrieved from <https://liverpool.idm.oclc.org/login?url=https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsjrs&AN=edsjrs.2898051&site=eds-live&scope=site>
- Cochrane, M. A., & Schulze, M. D. (1999). Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. *Biotropica*, 31(1), 2–16. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00112.x>
- Cody, M. L. (2001). *Bird Diversity Components in Australian Eucalyptus and North-Temperate Quercus Woodlands*. 118(2), 443–456. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2001\)118](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2001)118)
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199, 1302–1310. <https://doi.org/10.1890/0012-9623-91.4.464>
- Deloria-Sheffield, C. M., Millenbah, K. F., Bocetti, C. I., Sykes, P. W., & Kepler, C. B. (2001). Kirtland's Warbler Diet as Determined through Fecal Analysis. *The Wilson Bulletin*, 113(4), 384–387.
- Díaz, L. (2006). Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management*, 223(1–3), 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.061>
- Dinno, A. (2017). *dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=dunn.test>
- Dippenaar-Schoeman, A. S. (2002). Baboon and Trapdoor Spiders of Southern Africa: An Identification Manual. In *Agricultural Research Council, Pretoria*.
- Elia, M., Laforteza, R., Lovreglio, R., & Sanesi, G. (2015). Developing Custom Fire Behavior Fuel Models for Mediterranean Wildland–Urban Interfaces in Southern Italy. *Environmental Management*, 56(3), 754–764. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0531-z>
- Elia, M., Laforteza, R., Tarasco, E., Colangelo, G., & Sanesi, G. (2012). The spatial and temporal effects of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 263, 262–267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.034>
- Elia, M., Laforteza, R., Tarasco, E., & Sanesi, G. (2016). *Response of Beetle Communities Five Years After Wildfire in Mediterranean Forest Ecosystems*. 107–116.
- Elia, M., Lovreglio, R., Ranieri, N. A., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2016). Cost-effectiveness of

- fuel removals in mediterraneanwildland-urban interfaces threatened by wildfires. *Forests*, 7(149), 1–11. <https://doi.org/10.3390/f7070149>
- Fontaine, J. B., Donato, D. C., Robinson, W. D., Law, B. E., & Kauffman, J. B. (2009). Bird communities following high-severity fire: Response to single and repeat fires in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *Forest Ecology and Management*, 257(6), 1496–1504. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.030>
- Foster, D. R., Knight, D. H., & Franklin, J. F. (1998). Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems*, 1(6), 497–510. <https://doi.org/10.1007/s100219900046>
- García-Tejero, S., Taboada, Á., Tárrega, R., & Salgado, J. M. (2013). Land use changes and ground dwelling beetle conservation in extensive grazing dehesa systems of north-west Spain. *Biological Conservation*, 161, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.017>
- Herrando, S., & Brotons, L. (2002a). Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography*, 25(2), 161–172. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250204.x>
- Herrando, S., & Brotons, L. (2002b). Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: A multi-scale approach. *Ecography*, 25(2), 161–172. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250204.x>
- Herrando, S., Brotons, L., Del Amo, R., & Llacuna, S. (2002). Bird community succession after fire in a dry mediterranean shrubland. *Ardea*, 90(2), 303–310.
- Hjältén, J., Dynesius, M., Hekkala, A.-M., Karlsson-Tiselius, A., Löfroth, T., & Mugerwa-Pettersson, R. (2018). *Saproxyllic Insects and Fire*. 669–691. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_20
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance , and Invasion : Diversity , Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337.
- International, B. (2015). *Fringilla coelebs*. In *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*.
- International, B. (2017). *Cyanistes caeruleus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*.
- International, B. (2018). *Erithacus rubecula*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*.
- Jayson, E. A., & Mathew, D. N. (2003a). Vertical Stratification and its Relation to Foliage in Tropical Forest Birds in Western Ghats (India). *Acta Ornithologica*, 38(2), 111–116. <https://doi.org/10.3161/068.038.0207>
- Jayson, E. A., & Mathew, D. N. (2003b). Vertical Stratification and its Relation to Foliage in Tropical Forest Birds in Western Ghats (India). *Acta Ornithologica*, 38(2), 111–116. <https://doi.org/10.3161/068.038.0207>
- Kotliar, N. B., Hejl, S. J., Hutto, R. L., Saab, V. A., Melcher, C. P., & McFadzen, M. E. (2002). Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology*, 25, 49–64.
- Kotliar, N. B., Kennedy, P. L., & Ferree, K. (2007). *Avifaunal Responses to Fire in Southwestern Montane Forests Along a Burn Severity Gradient*. 17(2), 491–507.
- Latta, S. C., Rimmer, C. C., & McFarland, K. P. (2003). Winter bird communities in four habitats



- along an elevational gradient on Hispaniola. *The Condor*, 105, 179–197. [https://doi.org/10.1650/0010-5422\(2003\)105\[0179:WBCIFH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2003)105[0179:WBCIFH]2.0.CO;2)
- Lincoln, R., Boxshall, G., & Clark, P. (1998). *A Dictionary of Ecology, Evolution and Systematics*. Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., Cunningham, R. B., Macgregor, C., Crane, M., Michael, D., ... Gill, A. M. (2008). Testing hypotheses associated with bird responses to wildfire. *Ecological Applications*, 18(8), 1967–1983. <https://doi.org/10.1890/07-1943.1>
- Lloret, F., Verdu, M., Flores-Hernandez, N., & Valiente-Banuet, A. (1999). Fire and Resprouting in Mediterranean Ecosystems: Insights from an External Biogeographical Region, the Mexical Shrubland. *American Journal of Botany*, 86(12), 1655. <https://doi.org/10.2307/2656663>
- Love, B. G., & Cane, J. H. (2016). Limited direct effects of a massive wildfire on its sagebrush steppe bee community. *Ecological Entomology*, 41(3), 317–326. <https://doi.org/10.1111/een.12304>
- Machtans, C. S., & Latour, P. B. (2003). Boreal forest songbird communities of the Liard Valley, Northwest Territories, Canada. *The Condor*, 105, 27–44. [https://doi.org/10.1650/0010-5422\(2003\)105](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2003)105)
- Moreby, S. J. (1988). An aid to the identification of arthropod fragments in the faeces of gamebird chicks (Galliformes). *Ibis*, 130(6), 519–526. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1988.tb02717.x>
- Moreno, J. M., & Oechel, W. C. (2004). *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8395-6_3
- Noss, R. F., Beier, P., Wallace Covington, W., Edward Grumbine, R., Lindenmayer, D. B., Prather, J. W., ... Vosick, D. J. (2006). Recommendations for Integrating Restoration Ecology and Conservation Biology in Ponderosa Pine Forests of the Southwestern United States. *Restoration Ecology*, 14(1), 4–10. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00099.x>
- Oksanen, J., Blanchet, F. Guillaume Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., ... Wagner, H. (2019). *R package “vegan: Community Ecology Package.”* Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Özkan, K., Svenning, J. C., & Jeppesen, E. (2013). Environmental species sorting dominates forest-bird community assembly across scales. *Journal of Animal Ecology*, 82(1), 266–274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02019.x>
- Pons, P., & Prodon, R. (1996). Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after wildfire. *Acta Oecologica*, 17(1), 29–41.
- Prodon, R., Fons, R., & Peter, A.-M. (1984). *L'Impact du Feu sur la Vegetation, les Oiseaux et les Micromammiferes dans Diverses Formations Mediterraneennes des Pyrenees-Orientales: Premiers Resultats.* Retrieved from http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/55159/LATERREETLAVIE_1984_3_9_2_129.pdf?sequence=1
- Pyne, S. J., Andrews, P. L., & Laven, R. D. (1996). *Introduction to Wildland Fire*. Wiley, New York.
- Ralph, C. P., Nagata, S. E. ., & Ralph, C. J. (1985). Analysis of Droppings To Describe Diets of



- Small Birds. *Journal of Field Ornithology*, 56(2), 165–174.
- Rodrigo, A., Retana, J., & Picó, F. X. (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, 85(3), 716–729. <https://doi.org/10.1890/02-0492>
- Rohde, A. T., Pilliod, D. S., & Novak, S. J. (2019). Insect communities in big sagebrush habitat are altered by wildfire and post-fire restoration seeding. *Insect Conservation and Diversity*, 12(3), 216–230. <https://doi.org/10.1111/icad.12329>
- Rota, C. T., Millspaugh, J. J., Rumble, M. A., Lehman, C. P., & Kesler, D. C. (2014). The role of wildfire, prescribed fire, and mountain pine beetle infestations on the population dynamics of black-backed woodpeckers in the Black Hills, South Dakota. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094700>
- Saab, V. A., & Powell, H. D. W. (2005). Fire and avian ecology in North America: process influencing pattern. *Studies in Avian Biology*, 30, 1–13.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8), 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Smucker, K. M., Hutto, R. L., & Steele, B. M. (2005). Changes in bird abundance after wildfire: Importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications*, 15(5), 1535–1549. <https://doi.org/10.1890/04-1353>
- Sousa, W. P. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15, 353–391.
- Stork, N. E., & Grimbacher, P. S. (2006). Beetle assemblages from an Australian tropical rainforest show that the canopy and the ground strata contribute equally to biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1596), 1969–1975. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3521>
- Svensson, L., Mullarney, K., & Zetterström, D. (2017). *Guia de Aves - Guia de Campo das Aves de Portugal e da Europa (3ª)*. Assírio & Alvim.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79–92. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2003). *Essentials of Ecology* (2nd ed.).
- Turton, S. M., & Siegenthaler, D. T. (2004). of Tropical Ecology : Immediate impacts of a severe tropical cyclone on the microclimate of a rain-forest canopy in north-east Australia Immediate impacts of a severe tropical cyclone on the microclimate of a rain-forest canopy in north-east Australia. *Journal of Tropical Ecology*, 20(5), 583–586. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001622>
- Uys, C., Hamer, M., & Slotow, R. (2006). Effect of burn area on invertebrate recolonization in grasslands in the Drakensberg, South Africa. *African Zoology*, 41(1), 51–65. [https://doi.org/10.3377/1562-7020\(2006\)41\[51:eobaoi\]2.0.co;2](https://doi.org/10.3377/1562-7020(2006)41[51:eobaoi]2.0.co;2)
- Valentim, H., Santos, C., & Luís, A. (2004). O Fogo nos Ecosistemas Mediterrânicos. *Biologia*



Vegetal e Agro-Industrial, 1.

- Vandvik, V., Heegaard, E., Måren, I. E., & Aarrestad, P. A. (2005). Managing heterogeneity: The importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 42(1), 139–149. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.00982.x>
- Vieira, E. M., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2003). Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19(5), 501–507. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003559>
- Villa-Castillo, J., & Wagner, M. R. (2002). Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Species Assemblage as an Indicator of Forest Condition in Northern Arizona Ponderosa Pine Forests. *Environmental Entomology*, 31(2), 242–252. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-31.2.242>
- Villani, M. G., Allee, L. L., Díaz, A., & Robbins, P. S. (1999). Adaptive Strategies of Edaphic Arthropods. *Annual Review of Entomology*, 44, 233–256. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.44.1.233>
- Whittaker, R. H. (1970). *Communities and Ecosystems* (2nd ed.).
- Wickham, H., & Bryan, J. (2019). *readxl: Read Excel Files*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=readxl%0A>
- Wooller, R. D., & Calver, M. C. (1981). Feeding segregation within an assemblage of small birds in the Karri Forest Understorey. *Wildlife Research*, 8(2), 401–410. <https://doi.org/10.1071/WR9810401>
- Zozaya, E. L., Brotons, L., & Vallecillo, S. (2011). Bird Community Responses to Vegetation Heterogeneity Following Non-Direct Regeneration of Mediterranean Forests after Fire. *Ardea*, 99(1), 73–84. <https://doi.org/10.5253/078.099.0109>

Anexos

Anexo 1 – Protocolo para armazenamento e análise de dejetos fecais de aves

Tratamento

Lavar o papel de filtro com água destilada e deixar o material amolecer em água num recipiente adequado ao tamanho da amostra (p.e. tubo falcon) por pelo menos 1 dia (Moreby, 1988).

Passar as amostras por uma peneira de malha 210 µm com a ajuda de agulhas e pinças de dissecação (Brickle & Harper, 1999; Moreby, 1988). Armazenar o material selecionado pela peneira em álcool 70% até ser observado para evitar fermentação (Moreby, 1988).

Observação

Distribuir as amostras uniformemente numa placa de Petri, se possível com grelha de 1cm e régua ocular para medir o melhor possível os fragmentos encontrados.

Observar o material à lupa binocular (Brickle & Harper, 1999; Calver & Wooller, 1982; Deloria-Sheffield, Millenbah, Bocetti, Sykes, & Kepler, 2001; Moreby, 1988; Ralph, Nagata, & Ralph, 1985; Wooller & Calver, 1981).

Usar chaves de identificação e se possível uma coleção de artrópodes das áreas de estudo para ajudar na identificação. Identificar o táxon até à classificação mais baixa possível.

Se houver uma coleção de artrópodes da área de estudos, usar fazer medições de partes chave pode ajudar a inferir o tamanho das presas consumidas pelas aves.

Anexo 2 – *Script* e *outputs* do programa de estatística R

Script

```
library(readxl)

#Introdução de dados
dados.h <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Baldio_data",
                    range = "AK3:AO9")
dados.h2 <- data.frame(
  zona = c( rep("Baldio-A",6),
            rep("Baldio-B",6),
            rep("Baldio-C",6),
            rep("Covas-A",6),
            rep("Covas-B",6) ),
  diversidade = c( 0.000000, 1.470132, 1.332179, 1.368922, 1.320888, 1.329661,
                  1.2554823, 1.3296613, 0.5004024, 1.0549202, 1.0986123, 0.0000000,
                  1.0397208, 1.0986123, 0.6365142, 0.0000000, 1.0042425, 0.6365142,
                  1.886697, 2.110842, 1.906155, 2.479122, 1.767195, 2.476247,
                  0.000000, 1.098612, 0.000000, 1.386294, 2.476247, 2.043192 ))
```

```

dados.pa <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Matrix2",
                      range = "A1:W6")

dados.e <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Baldio_data",
                    range = "AK12:AO18")
dados.e2 <- data.frame(
  zona = c( rep("Baldio-A",6),
            rep("Baldio-B",6),
            rep("Baldio-C",6),
            rep("Covas-A",6),
            rep("Covas-B",6) ),
  diversidade = c( 1.0000000, 0.9134443, 0.9609640, 0.9874688, 0.9528195, 0.9591479,
                  0.9056391, 0.9591479, 0.7219281, 0.9602297, 1.0000000, 0.0000000,
                  0.9463946, 1.0000000, 0.9182958, 0.0000000, 0.9141009, 0.9182958,
                  0.9695704, 0.8802894, 0.9795698, 0.9665386, 0.9081586, 0.9654176,
                  0.0000000, 1.0000000, 0.0000000, 1.0000000, 0.9528195, 0.9825676 ))

dados.re <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Baldio_data",
                     range = "AW2:BA3")

m.re <- as.matrix(dados.re)
barplot(m.re, width = 1, xlab = "Zona", ylab = "Riqueza Específica", ylim = c(0, 20))
boxplot(dados.h2$diversidade~dados.h2$zona, xlab="Índice de Diversidade de
Shannon-Wiener (H)", ylab="Zona", varwidth = TRUE, horizontal = TRUE)
boxplot(dados.e2$diversidade~dados.e2$zona, xlab="Equidade", ylab="Zona", varwidth
= TRUE, horizontal = TRUE)

dados.den <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Baldio_data",
                      range = "AY8:BC14")
m.den <- as.matrix(dados.den)
boxplot(m.den, xlab = "Densidade (nº de indivíduos por metro quadrado)", ylab = "Zona",
varwidth = TRUE, horizontal = TRUE)

dados.den2 <- read_excel("Pesquisa2.xlsx", sheet = "Baldio_data",
                       range = "BE8:BF14")
boxplot(m.den2, xlab = "Densidade (nº de indivíduos por metro quadrado)", ylab = "Zona",
varwidth = TRUE, horizontal = TRUE)
m.den2 <- as.matrix(dados.den2)

```



```
#Cálculo das ANOVAS
install.packages("dunn.test")
library(dunn.test)
kruskal.test(dados.h2$diversidade~dados.h2$zona, data = dados.h2)
dunn.test(dados.h2$diversidade, dados.h2$zona, kw=FALSE, method="bonferroni")

kruskal.test(dados.e2$diversidade~dados.e2$zona, data = dados.E)
dunn.test(dados.e2$diversidade, dados.e2$zona, kw=FALSE, method="bonferroni")

kruskal.test(dados.den)
dunn.test(dados.den, kw=FALSE, method="bonferroni")

#Cálculo de Índice de Jaccard
install.packages("vegan")
library(vegan)
matrix <- as.matrix(Pesquisa3)
matrix
jaccard <- betadiver(matrix, "j")
jaccard
mean(jaccard)
distancia <- vegdist(jaccard, method="jaccard")
cluster <- hclust(distancia)
plot(cluster)

#Teste Mann-Whitney
wilcox.test(dados.den2$Baldio, dados.den2$Covas, paired = TRUE, alternative = "less")
```

Outputs

Foram excluídos os gráficos já apresentados ao longo do relatório.

```
kruskal-wallis rank sum test
```

```
data: dados.h2$diversidade by dados.h2$zona
kruskal-wallis chi-squared = 14.45, df = 4, p-value = 0.005988
```

Figura 6. *Output* do R. Resultado do teste de Kruskal-Wallis para os Índices de Diversidade de Shannon-Wiener.

```

                                Comparison of x by group
                                (Bonferroni)
Col Mean-|
Row Mean |   Baldio-A   Baldio-B   Baldio-C   Covas-A
-----|-----
Baldio-B |   1.002703
          |   1.0000
Baldio-C |   1.528711   0.526008
          |   0.6317     1.0000
Covas-A  |  -1.988968  -2.991671  -3.517679
          |   0.2335     0.0139*   0.0022*
Covas-B  |   0.115064  -0.887638  -1.413646   2.104032
          |   1.0000     1.0000     0.7873     0.1769

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2
  
```

Figura 7. *Output* do R. Resultado do teste de Dunn para os Índices de Diversidade de Shannon-Wiener.

```

kruskal-wallis rank sum test

data: dados.e2$diversidade by dados.e2$zona
kruskal-wallis chi-squared = 2.1242, df = 4, p-value = 0.7129
  
```

Figura 8. *Output* do R. Resultado do teste de Kruskal-Wallis para as equidades

```

                                Comparison of x by group
                                (Bonferroni)
Col Mean-|
Row Mean |   Baldio-A   Baldio-B   Baldio-C   Covas-A
-----|-----
Baldio-B |   1.151931
          |   1.0000
Baldio-C |   1.168387   0.016456
          |   1.0000     1.0000
Covas-A  |   0.394947  -0.756983  -0.773439
          |   1.0000     1.0000     1.0000
Covas-B  |   0.411404  -0.740527  -0.756983   0.016456
          |   1.0000     1.0000     1.0000     1.0000

alpha = 0.05
Reject Ho if p <= alpha/2
  
```

Figura 9. *Output* do R. Resultado do teste de Dunn para as equidades.



```
      1      2      3      4
2 0.6666667
3 0.5000000 0.7500000
4 0.1818182 0.1904762 0.2500000
5 0.3333333 0.2666667 0.3571429 0.5789474
```

Figura 10. *Output* do R. Resultado dos Índices de Similaridade de Jaccard entre subáreas.

Anexo 3 – Outras tabelas

Tabela 7. Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') por área e dia de observação. Apresentam-se em baixo as respetivas médias e variâncias por área.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A	Covas-B
	0	1,255482	1,039721	1,886697	0
	1,470132	1,329661	1,098612	2,110842	1,098612
	1,332179	0,500402	0,636514	0	0
	1,368922	1,05492	0	2,479122	1,386294
	1,320888	1,098612	1,004242	1,767195	1,320888
	1,329661	0	0,636514	2,476247	2,043192
Média	1,136964	0,87318	0,735934	1,786684	0,974831
Variância	0,313312	0,267957	0,171436	0,852534	0,669273

Tabela 8. Equidade por área e dia de observação. Apresentam-se em baixo as respetivas médias e variâncias por área.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A	Covas-B
	1	0,905639	0,946395	0,96957	0
	0,913444	0,959148	1	0,880289	1
	0,960964	0,721928	0,918296	0	0
	0,987469	0,96023	0	0,966539	1
	0,95282	1	0,914101	0,908159	0,95282
	0,959148	0	0,918296	0,965418	0,982568
Média	0,962307	0,757824	0,782848	0,781662	0,655898
Variância	0,000909	0,147517	0,148135	0,147996	0,258418

Tabela 9. Densidade em número de indivíduos por m2 em cada área por dia de observação. Apresentam-se em baixo as respetivas médias e variâncias por área.

	Baldio	Covas
	0,00033953	0,000636618
	0,000530515	0,001655208
	0,000275868	0,000509295
	0,000403192	0,001464222
	0,000381971	0,00140056
	0,000212206	0,001655208
Média	0,000357214	0,001220185
Variância	1,01196E-08	2,19416E-07

Tabela 10. Densidade em número de indivíduos por m² em cada subárea por dia de observação. Apresentam-se em baixo as respetivas médias e variâncias por área.

	Baldio-A	Baldio-B	Baldio-C	Covas-A	Covas-B
	6,36618E-05	0,000637	0,000318	0,001273	0
	0,000891266	0,000509	0,000191	0,002928	0,000382
	0,000318309	0,000318	0,000191	0,001019	0
	0,000891266	0,000318	0	0,002419	0,000509
	0,000509295	0,000191	0,000446	0,001783	0,001019
	0,000445633	0	0,000191	0,002165	0,001146
Média	0,000519905	0,000329	0,000223	0,001931	0,000509
Variância	8,83742E-08	4,24E-08	1,86E-08	4,29E-07	2E-07

Tabela 11. Dados relativos às sessões de censo e cálculos dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener relativos à subárea A do Baldio de Carvalhais, organizados por dada.

Baldio – A 08/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	1	1146/1201	5	08/01/19
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	1	0	0
N total de indivíduos	1			
Total de espécies	1			
H'	0			
H máx	0			
Equidade	1			
Baldio – A 09/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	1	0922/0937	5	09/01/19
<i>Erithacus rubecula</i>	2			
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	5			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4	0854/0909	6	09/01/19
<i>Corvus corax</i>	2			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,071428571	-2,6390573	-0,18850409
<i>Erithacus rubecula</i>	2	0,142857143	-1,9459101	-0,27798716
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	5	0,357142857	-1,0296194	-0,36772122
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4	0,285714286	-1,252763	-0,35793228
<i>Corvus corax</i>	2	0,142857143	-1,9459101	-0,27798716
N total de indivíduos	14			
Total de espécies	5			



H'	1,47013192
H máx	1,609437912
Equidade	0,913444321

Baldio – A 20/01/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Erithacus rubecula</i>	1	1044/1059	5	20/01/19
<i>Parus major</i>	2	1110/1125	6	
<i>Fringila coelebs</i>	1			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,2	-1,6094379	-0,32188758
<i>Parus major</i>	2	0,4	-0,9162907	-0,36651629
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,2	-1,6094379	-0,32188758
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,2	-1,6094379	-0,32188758

N total de indivíduos	5
Total de espécies	4
H'	1,33217904
H máx	1,386294361
Equidade	0,960964047

Baldio – A 23/02/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0833/0848	5 (NORTE)	23/02/19
<i>Erithacus rubecula</i>	5			
<i>Corvus corax</i>	2			
<i>Parus major</i>	1			

<i>Erithacus rubecula</i>	1	0757/0802	6 (SUL)	23/02/19
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2			
<i>Parus major</i>	2			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0,222222222	-1,5040774	-0,33423942
<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,333333333	-1,0986123	-0,3662041
<i>Corvus corax</i>	2	0,222222222	-1,5040774	-0,33423942
<i>Parus major</i>	2	0,222222222	-1,5040774	-0,33423942

N total de indivíduos	9
Total de espécies	4
H'	1,368922361
H máx	1,386294361
Equidade	0,987468751

Baldio – A 02/03/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	1	0951/1006	5	02/03/19
<i>Erithacus rubecula</i>	3			

<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	1016/1031	6	02/03/19
<i>Parus major</i>	2			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,125	-2,0794415	-0,25993019
<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,375	-0,9808293	-0,36781097
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0,25	-1,3862944	-0,34657359
<i>Parus major</i>	2	0,25	-1,3862944	-0,34657359
N total de indivíduos	8			
Total de espécies	4			
H'	1,320888343			
H máx	1,386294361			
Equidade	0,952819531			
Baldio – A 06/04/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0855/0910	5	06/04/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Corvus corax</i>	2			
<i>Parus major</i>	1			
<i>Parus major</i>	1	0724/0739	6	06/04/19
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Corvus corax</i>	2	0,333333333	-1,0986123	-0,3662041
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,166666667	-1,7917595	-0,29862658
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0,333333333	-1,0986123	-0,3662041
<i>Parus major</i>	1	0,166666667	-1,7917595	-0,29862658
N total de indivíduos	6			
Total de espécies	4			
H'	1,329661349			
H máx	1,386294361			
Equidade	0,959147917			

Tabela 12. Dados relativos às sessões de censo e cálculos dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener relativos à subárea B do Baldio de Carvalhais, organizados por dada.

Baldio – B 08/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	2	1116/1131	10	08/01/19
<i>Lullulla arborea</i>	1			
<i>Fringila coelebs</i>	1	1046/1101	7	08/01/19
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	3			
<i>Erithacus rubecula</i>	3			



Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,125	-2,07944	-0,259930193
<i>Lullulla arborea</i>	1	0,125	-2,07944	-0,259930193
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	3	0,375	-0,98083	-0,36781097
<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,375	-0,98083	-0,36781097
N total de indivíduos	8			
Total de espécies	4			
Shannon	1,255482			
H máx	1,386294			
Equidade	0,905639			

Baldio – B 09/01/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	1	1000/1015	10	09/01/19
<i>Erithacus rubecula</i>	2			
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	2			
<i>Erithacus rubecula</i>	2	1048/1103	7	09/01/19
<i>Parus major</i>	1			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,166666667	-1,79176	-0,298626578
<i>Erithacus rubecula</i>	2	0,333333333	-1,09861	-0,366204096
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	2	0,333333333	-1,09861	-0,366204096
<i>Parus major</i>	1	0,166666667	-1,79176	-0,298626578
N total de indivíduos	6			
Total de espécies	4			
Shannon	1,329661			
H máx	1,386294			
Equidade	0,959148			

Baldio – B 20/01/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Parus major</i>	1	0949/1004	7	20/01/19
<i>Erithacus rubecula</i>	4			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Parus major</i>	1	0,2	-1,60944	-0,321887582
<i>Erithacus rubecula</i>	4	0,8	-0,22314	-0,178514841
N total de indivíduos	5			
Total de espécies	2			
Shannon	0,500402			
H máx	0,693147			
Equidade	0,721928			

Baldio – B 23/02/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
---------	----	------	-------	------

<i>Parus major</i>	2	0933/0948	10	23/02/19
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Erithacus rubecula</i>	2	1005/1020	7	23/02/19
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Parus major</i>	2	0,4	-0,91629	-0,366516293
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,2	-1,60944	-0,321887582
<i>Erithacus rubecula</i>	2	0,4	-0,91629	-0,366516293
N total de indivíduos	5			
Total de espécies	3			
Shannon	1,05492			
H máx	1,098612			
Equidade	0,96023			
Baldio – B 02/03/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	1	0920/0935	10	02/03/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Parus major</i>	1			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,366204096
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,366204096
<i>Parus major</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,366204096
N total de indivíduos	3			
Total de espécies	3			
Shannon	1,098612			
H máx	1,098612			
Equidade	1			

Tabela 13. Dados relativos às sessões de censo e cálculos dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener relativos à subárea C do Baldio de Carvalhais, organizados por dada.

Baldio – C 08/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringila coelebs</i>	2	0900/0915	12	08/01/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Parus major</i>	1	0831/0841	13	08/01/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0831/0841		
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringila coelebs</i>	2	0,5	-0,693147	-0,34657359



<i>Eritachus rubecula</i>	1	0,25	-1,386294	-0,34657359
<i>Parus major</i>	1	0,25	-1,386294	-0,34657359
N total de indivíduos	4			
Total de espécies	3			
Shannon	1,039721			
H máx	1,098612			
Equidade	0,946395			
Baldio – C 09/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1210/1225	12	09/01/19
<i>Lullulla arborea</i>	1	1133/1148	13	
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,333333333	-1,098612	-0,366204096
<i>Lullulla arborea</i>	1	0,333333333	-1,098612	-0,366204096
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,333333333	-1,098612	-0,366204096
N total de indivíduos	3			
Total de espécies	3			
Shannon	1,098612			
H máx	1,098612			
Equidade	1			
Baldio – C 20/01/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Parus major</i>	1	0814/0826	13	20/01/19
<i>Lophophanes cristatus</i>	2			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Parus major</i>	1	0,333333333	-1,098612	-0,366204096
<i>Lophophanes cristatus</i>	2	0,666666667	-0,405465	-0,270310072
N total de indivíduos	3			
Total de espécies	2			
Shannon	0,636514			
H máx	0,693147			
Equidade	0,918296			
Baldio – C 02/03/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0730/0745	12	02/03/19
<i>Eritachus rubecula</i>	3			
<i>Parus major</i>	1	0806/0821	13	02/03/19
<i>Erithacus rubecula</i>	2			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	3	0,428571429	-0,847298	-0,363127654
<i>Parus major</i>	1	0,142857143	-1,94591	-0,277987164



<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,428571429	-0,847298	-0,363127654
N total de indivíduos	7			
Total de espécies	3			
Shannon	1,004242			
H máx	1,098612			
Equidade	0,914101			
Baldio – C 06/04/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Parus major</i>	2	1036/1051	13	06/04/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Parus major</i>	2	0,666666667	-0,405465	-0,270310072
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,333333333	-1,098612	-0,366204096
N total de indivíduos	3			
Total de espécies	2			
Shannon	0,636514			
H máx	0,693147			
Equidade	0,918296			

Tabela 14. Dados relativos às sessões de censo e cálculos dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener relativos à subárea A de Covas, organizados por dada.

Covas-A 05/02/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringilla coelebs</i>	2	1730/1800		05/02/19
<i>Serinus serinus</i>	2			
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Sylvia atricapilla</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	1			
<i>Apus apus</i>	2			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringilla coelebs</i>	2	0,2	-1,60944	-0,32189
<i>Serinus serinus</i>	2	0,2	-1,60944	-0,32189
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,1	-2,30259	-0,23026
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,1	-2,30259	-0,23026
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0,1	-2,30259	-0,23026
<i>Sitta europaea</i>	1	0,1	-2,30259	-0,23026



<i>Apus apus</i>	2	0,2	-1,60944	-0,32189
N total de indivíduos	10			
Total de espécies	7			
Shannon	1,886697			
H máx	1,94591			
Equidade	0,96957			

Covas-A 16/04/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Dendrocopos major</i>	1		A	16/04/19
<i>Serinus serinus</i>	2			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	2			
<i>Fringilla coelebs</i>	2			
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Corvus corone</i>	1			
<i>Sylvia atricapila</i>	1			
<i>Garrulus glandarius</i>	8			
<i>Emberiza cia</i>	2			
<i>Certhia brachydactyla</i>	2			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Dendrocopos major</i>	1	0,043478261	-3,13549	-0,13633
<i>Serinus serinus</i>	2	0,086956522	-2,44235	-0,21238
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,043478261	-3,13549	-0,13633
<i>Sitta europaea</i>	2	0,086956522	-2,44235	-0,21238
<i>Fringilla coelebs</i>	2	0,086956522	-2,44235	-0,21238
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,043478261	-3,13549	-0,13633
<i>Corvus corone</i>	1	0,043478261	-3,13549	-0,13633
<i>Sylvia atricapila</i>	1	0,043478261	-3,13549	-0,13633
<i>Garrulus glandarius</i>	8	0,347826087	-1,05605	-0,36732
<i>Emberiza cia</i>	2	0,086956522	-2,44235	-0,21238
<i>Certhia brachydactyla</i>	2	0,086956522	-2,44235	-0,21238

N total de indivíduos	23			
Total de espécies	11			
Shannon	2,110842			
H máx	2,397895			
Equidade	0,880289			

Covas-A 29/04/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cuculus canorus</i>	1			29/04/19
<i>Certhia brachydactyla</i>	2			
<i>Picus viridis</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	1			

<i>Dendrocopus major</i>	1
<i>Serinus serinus</i>	1
<i>Sylvia atricapila</i>	1

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cuculus canorus</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Certhia brachydactyla</i>	2	0,25	-1,38629	-0,34657
<i>Picus viridis</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Sitta europaea</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Dendrocopus major</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Serinus serinus</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Sylvia atricapila</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
N total de indivíduos	8			
Total de espécies	7			
Shannon	0			
H máx	1,94591			
Equidade	0			

Covas-A 30/04/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	3			30/04/19
<i>Sylvia atricapila</i>	1			
<i>Serinus serinus</i>	2			
<i>Dendrocopus major</i>	1			
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	1			
<i>Periparus ater</i>	1			
<i>Fringilla coelebs</i>	2			
<i>Turdus merula</i>	2			
<i>Picus viridis</i>	1			
<i>Corvus corone</i>	1			
<i>Cuculus canorus</i>	2			
<i>Garrulus glandarius</i>	1			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	3	0,157894737	-1,84583	-0,29145
<i>Sylvia atricapila</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Serinus serinus</i>	2	0,105263158	-2,25129	-0,23698
<i>Dendrocopus major</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Sitta europaea</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Periparus ater</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Fringilla coelebs</i>	2	0,105263158	-2,25129	-0,23698
<i>Turdus merula</i>	2	0,105263158	-2,25129	-0,23698
<i>Picus viridis</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Corvus corone</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
<i>Cuculus canorus</i>	2	0,105263158	-2,25129	-0,23698



<i>Garrulus glandarius</i>	1	0,052631579	-2,94444	-0,15497
N total de indivíduos	19			
Total de espécies	13			
Shannon	2,479122			
H máx	2,564949			
Equidade	0,966539			

Covas-A 29/05/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Picus viridis</i>	1			29/05/19
<i>Sylvia atricapilla</i>	2			
<i>Dendrocopos major</i>	2			
<i>Apus apus</i>	5			
<i>Serinus serinus</i>	1			
<i>Cuculus canorus</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	2			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Picus viridis</i>	1	0,071428571	-2,63906	-0,1885
<i>Sylvia atricapilla</i>	2	0,142857143	-1,94591	-0,27799
<i>Dendrocopos major</i>	2	0,142857143	-1,94591	-0,27799
<i>Apus apus</i>	5	0,357142857	-1,02962	-0,36772
<i>Serinus serinus</i>	1	0,071428571	-2,63906	-0,1885
<i>Cuculus canorus</i>	1	0,071428571	-2,63906	-0,1885
<i>Sitta europaea</i>	2	0,142857143	-1,94591	-0,27799

N total de indivíduos	14			
Total de espécies	7			
Shannon	1,767195			
H máx	1,94591			
Equidade	0,908159			

Covas-A 30/05/19

Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Serinus serinus</i>	2			30/05/19
<i>Garrulus glandarius</i>	1			
<i>Erithacus rubecula</i>	3			
<i>Lophophanes cristatus</i>	1			
<i>Emberiza cia</i>	1			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Fringilla coelebs</i>	1			
<i>Sitta europaea</i>	1			
<i>Sylvia atricapilla</i>	2			
<i>Cuculus canorus</i>	1			
<i>Corvus corone</i>	1			
<i>Picus viridis</i>	1			
<i>Dendrocopos major</i>	1			

Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
----------------	-----------------	-----------	---------------	------------------

<i>Serinus serinus</i>	2	0,117647059	-2,14007	-0,25177
<i>Garrulus glandarius</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,176470588	-1,7346	-0,30611
<i>Lophophanes cristatus</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Emberiza cia</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Fringilla coelebs</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Sitta europaea</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Sylvia atricapilla</i>	2	0,117647059	-2,14007	-0,25177
<i>Cuculus canorus</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Corvus corone</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Picus viridis</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
<i>Dendrocopus major</i>	1	0,058823529	-2,83321	-0,16666
N total de indivíduos	17			
Total de espécies	13			
Shannon	2,476247			
H máx	2,564949			
Equidade	0,965418			

Tabela 15. Dados relativos às sessões de censo e cálculos dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener relativos à subárea B de Covas, organizados por dada.

Covas-B 16/04/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Garrulus glandarius</i>	1	0730/1100	B	16/04/19
<i>Erithacus rubecula</i>	1			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
Espécie	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Garrulus glandarius</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,3662
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,3662
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,333333333	-1,09861	-0,3662
N total de indivíduos	3			
Total de espécies	3			
Shannon	1,098612			
H máx	1,098612			
Equidade	1			
Covas-B 30/04/19				
Espécie	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Serinus serinus</i>	1			30/04/19
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Corvus corone</i>	1			
<i>Dendrocopus major</i>	1			



<i>Espécie</i>	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Serinus serinus</i>	1	0,25	-1,38629	-0,34657
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,25	-1,38629	-0,34657
<i>Corvus corone</i>	1	0,25	-1,38629	-0,34657
<i>Dendrocopus major</i>	1	0,25	-1,38629	-0,34657
N total de indivíduos	4			
Total de espécies	4			
Shannon	1,386294			
H máx	1,386294			
Equidade	1			

Covas-B 29/05/19

<i>Espécie</i>	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			29/05/19
<i>Fringilla coelebs</i>	3			
<i>Serinus serinus</i>	2			
<i>Sylvia atricapilla</i>	2			

<i>Espécie</i>	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,125	-2,07944	-0,25993
<i>Fringilla coelebs</i>	3	0,375	-0,98083	-0,36781
<i>Serinus serinus</i>	2	0,25	-1,38629	-0,34657
<i>Sylvia atricapilla</i>	2	0,25	-1,38629	-0,34657
N total de indivíduos	8			
Total de espécies	4			
Shannon	1,320888			
H máx	1,386294			
Equidade	0,95282			

Covas-B 30/05/19

<i>Espécie</i>	Nº	Hora	Ponto	Data
<i>Fringilla coelebs</i>	1			30/05/19
<i>Serinus serinus</i>	1			
<i>Dendrocopus major</i>	1			
<i>Sylvia atricapilla</i>	2			
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1			
<i>Garrulus glandarius</i>	1			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1			
<i>Lophophanes cristatus</i>	1			

<i>Espécie</i>	Nº médio	pi	ln(pi)	pi*ln(pi)
<i>Fringilla coelebs</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<i>Serinus serinus</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<i>Dendrocopus major</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<i>Sylvia atricapilla</i>	2	0,222222222	-1,50408	-0,33424
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414



<i>Garrulus glandarius</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<i>Trogodytes troglodytes</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<i>Lophophanes cristatus</i>	1	0,111111111	-2,19722	-0,24414
<hr/>				
N total de indivíduos	9			
Total de espécies	8			
Shannon	2,043192			
H máx	2,079442			
Equidade	0,982568			
<hr/>				