



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

O efeito do hidroperíodo na atividade e diversidade dos morcegos: comparação entre charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes

Joana Mafalda Ribeiro Silva

Orientação: João Tiago Marques
Carla Pinto Cruz

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2017

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

UNIVERSIDADE DE ÉVORA
Escola de Ciências e Tecnologia
Departamento de Biologia

O efeito do hidroperíodo na atividade e diversidade dos morcegos: comparação entre charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes

Joana Mafalda Ribeiro Silva



Orientação: João Tiago Marques

Carla Pinto Cruz

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

Agradecimentos

Quero agradecer em especial ao meu orientador, Tiago Marques, por toda a ajuda dada, quer durante as saídas de campo, quer ao longo da realização da tese. Agradeço também à professora e orientadora Carla Cruz pela revisão manuscrita e sugestões para a mesma e ao Luis Sousa pelo o apoio dado nas saídas de campo e pela revisão da tese. Agradeço ainda ao Bruno Silva pelas identificações de morcegos em alguns charcos e à Carmo Silva pelo apoio e esclarecimento de dúvidas. Por último, mas não menos importante, agradeço ao Projeto LIFE+ "Conservação de Charcos Temporários na Costa Sudoeste de Portugal" (LIFE12NAT/PT/997), no qual o estudo se insere, por todo o apoio logístico sem o qual não seria possível a realização das saídas de campo.

Índice

1. Enquadramento.....	1
• 1.1 Zonas húmidas.....	2
○ 1.1.1 Charcos temporários mediterrânicos.....	3
○ 1.1.2 Charcos permanentes.....	6
○ 1.1.3 Comparação entre charcos temporários e permanentes – características biofísicas e biodiversidade.....	7
○ 1.1.4 Ameaças e conectividade entre charcos.....	8
• 1.2 Morcegos.....	9
○ 1.2.1 Estatutos de conservação e ameaças dos morcegos.....	11
• 1.3 Área de estudo - Sítio Costa Sudoeste.....	12
• 1.4 Objetivos.....	14
2. Artigo científico - “O efeito do hidroperíodo na atividade e diversidade dos morcegos: comparação entre charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes”	15
• 2.1 Resumo.....	15
• 2.2 Abstract.....	15
• 2.3 Introdução.....	16
• 2.4 Metodologia.....	19
○ 2.4.1 Área de estudo.....	19
○ 2.4.2 Amostragem em campo.....	20
▪ 2.4.2.1 Amostragem de morcegos.....	21
▪ 2.4.2.2 Amostragem de artrópodes.....	22
▪ 2.4.2.3 Parâmetros abióticos.....	22
○ 2.4.3 Análise de dados.....	22
▪ 2.4.3.1 Identificação dos morcegos e atividade de caça.....	22
▪ 2.4.3.2 Identificação dos artrópodes.....	23
▪ 2.4.3.3 Análise espacial.....	23
▪ 2.4.3.4 Análise estatística.....	24
• 2.5 Resultados.....	28
○ 2.5.1 Caracterização biofísica dos charcos.....	28
○ 2.5.2 Utilização dos charcos pelos morcegos.....	29
○ 2.5.3 Atividade de morcegos nos charcos.....	32
○ 2.5.4 Atividade de caça de morcegos.....	35
○ 2.5.5 Riqueza específica de morcegos.....	38
• 2.6 Discussão.....	41
○ 2.6.1 Caracterização biofísica dos charcos.....	41
○ 2.6.2 Utilização dos charcos pelos morcegos.....	42
○ 2.6.3 Atividade de morcegos nos charcos.....	43
○ 2.6.4 Atividade de caça de morcegos.....	44
○ 2.6.5 Riqueza específica de morcegos.....	45
• 2.7 Implicações para a conservação.....	47
• 2.8 Referências bibliográficas.....	48
3. Considerações finais.....	55
4. Referências bibliográficas citadas no enquadramento e considerações finais.....	56

5. Anexos.....	63
• 5.1 Anexo 1 – Atividade de morcegos.....	63
• 5.2 Anexo 2 – Atividade de caça.....	65
• 5.3 Anexo 3 – Riqueza específica.....	67

Índice de figuras

Figura 1 – Localização da área de estudo - SIC da Costa Sudoeste.....	14
Figura 2 – Localização da área de estudo e sinalização dos 32 charcos amostrados.....	20
Figura 3 – Exemplo de um charco temporário mediterrânico amostrado.....	21
Figura 4 – Exemplo de um charco permanente amostrado.....	21
Figura 5 – Valores do pH da água relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	28
Figura 6 – Valores do oxigénio dissolvido na água relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	28
Figura 7 – Valores da velocidade do vento relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	28
Figura 8 – Valores do número de dípteros relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	28
Figura 9 – Valores da biomassa de dípteros relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	29
Figura 10 – Valores da proporção de culturas temporárias num raio de 1000m relativamente aos charcos permanentes (Perm) e charcos temporários (Temp).....	29
Figura 11 – Número de passagens de morcegos (logaritmo), comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.....	30
Figura 12 – Número de “feeding buzzes” (logaritmo), comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.....	30
Figura 13 – Riqueza específica de morcegos comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.....	31
Figura 14 – Importância média das variáveis para a atividade de morcegos. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.....	33
Figura 15 – Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a biomassa de dípteros (logaritmo).....	34
Figura 16 – Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular).....	34
Figura 17 – Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a biomassa de aracnídeos (logaritmo).....	34
Figura 18 – Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a velocidade do vento.....	34
Figura 19 – Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea num raio de 1000m (transformação angular).....	35
Figura 20 – Importância média das variáveis para a atividade de caça. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.....	36
Figura 21 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular).....	37
Figura 22 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a biomassa de dípteros (logaritmo).....	37

Figura 23 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a velocidade do vento.....	37
Figura 24 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e o tipo de charco.....	37
Figura 25 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a biomassa total de artrópodes (raiz quadrada).....	37
Figura 26 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de pastagens num raio de 1000m (transformação angular).....	37
Figura 27 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de culturas temporárias num raio de 1000m (transformação angular).....	38
Figura 28 – Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea num raio de 1000m (transformação angular).....	38
Figura 29 – Importância média das variáveis para a riqueza de morcegos. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.....	39
Figura 30 – Relação entre a riqueza específica estimada e a biomassa de dípteros (logaritmo), comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).....	40
Figura 31 – Relação entre a riqueza específica estimada e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular), comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).....	40
Figura 32 – Relação entre a riqueza específica estimada e a velocidade do vento, comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).....	41
Figura 33 – Diagnóstico dos pressupostos do modelo da atividade de morcegos - GLM Gauss, usando os resíduos.....	63
Figura 34 – Diagnóstico dos pressupostos do modelo da atividade de caça de morcegos - GLM Gauss, usando os resíduos.....	65
Figura 35 – Diagnóstico dos pressupostos do modelo da riqueza específica de morcegos - GLM Poisson, usando os resíduos de deviância e de Pearson.....	67

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Descrição e resumo estatístico das características biofísicas dos charcos, ocupação do solo (calculado num raio de 1000m em torno do charco) e disponibilidade de artrópodes.....	26
Tabela 2 – Descrição e resumo estatístico das espécies observadas no conjunto dos 32 charcos amostrados.....	32
Tabela 3 – Resumo dos modelos para a atividade dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respectivos valores de AICc, pesos (W_i) e variância explicada (R^2 - ajustado).....	33
Tabela 4 – Coeficientes standartizados do modelo médio final da atividade de morcegos. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável.....	34
Tabela 5 – Resumo dos modelos para a atividade de caça dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respectivos valores de AICc, pesos (W_i) e variância explicada (R^2 - ajustado). Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.....	35
Tabela 6 – Coeficientes standartizados do modelo médio final da atividade de caça. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável. Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.....	36
Tabela 7 – Resumo dos modelos para a riqueza específica dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respectivos valores de AICc, pesos (W_i) e variância explicada Pseudo R^2 – calculado segundo o método CoxSnell). Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.....	38
Tabela 8 – Coeficientes standartizados do modelo médio final da riqueza específica. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável. Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.....	39
Tabela 9 – Modelo mais explicativo da atividade dos morcegos.....	63
Tabela 10 – Resumo dos modelos para a atividade dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (W_i) e a variância explicada (R^2 - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.....	64
Tabela 11 – Modelo mais explicativo da atividade de caça dos morcegos.....	65
Tabela 12 – Resumo dos modelos para a atividade de caça dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (W_i) e a variância explicada (R^2 - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.....	66
Tabela 13 – Modelo mais explicativo da riqueza específica.....	67
Tabela 14 – Resumo dos modelos para a riqueza específica dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (W_i) e a variância explicada (R^2 - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.....	68

1. Enquadramento

Em Portugal, os morcegos constituem quase metade da fauna de mamíferos terrestres, o que lhes confere um enorme valor patrimonial natural (Rainho *et al.*, 1998). Este grupo de espécies consome grandes quantidades de artrópodes, principalmente insetos, em sistemas agrícolas e florestais, desempenhando um papel importante no funcionamento dos ecossistemas (Palmeirim & Rodrigues, 1992; Lourenço, 2000; Heim *et al.*, 2015). No entanto, para conseguirem caçar tal quantidade de presas, necessária para manter o seu elevado metabolismo, os morcegos percorrem vários quilómetros por noite. Estes longos voos têm um elevado gasto de energia e aumentam as necessidades de água dos morcegos. De forma a reporem estas perdas de água e a terem áreas de alimentação altamente rentáveis, os morcegos utilizam frequentemente habitats dulciaquícolas de várias tipologias (Straka *et al.*, 2016). Assim, a presença destes habitats influencia fortemente a taxa de sobrevivência e a distribuição dos morcegos nos ecossistemas terrestres (Korine *et al.*, 2016).

Sendo portanto a disponibilidade de água um elemento fundamental para as populações de morcegos, é preocupante o rápido declínio do número e da área ocupada por zonas húmidas, especialmente durante os últimos dois séculos. Estima-se uma perda que excede os 50% para os Estados Unidos e Europa, de 80% nas zonas húmidas estuarinas da Costa do Pacífico no Canadá, de 88% no sistema do Rio Cauca na Colômbia, e de 90% na Nova Zelândia e nos estados de Ohio e da Califórnia) (Keddy *et al.*, 2009). A principal causa deste declínio é a crescente pressão antropogénica de forma direta e indireta (Clarkson *et al.*, 2013). Entre as zonas húmidas com maior taxa de declínio estão os charcos, habitat com elevada utilização pelos morcegos (Razgour *et al.*, 2010; Lisón & Calvo, 2014). Os charcos são corpos de água lênticos, naturais ou artificiais, que acumulam água de forma permanente ou temporária, apresentando amplitudes bióticas e ambientais maiores que rios e lagos devido à sua menor dimensão (Céréghino *et al.*, 2008). Estes habitats, por vezes excluídos das políticas de conservação, são muito importantes sendo necessário estudar a sua utilização pelas espécies de morcegos.

Neste contexto, a presente dissertação tem como objetivo analisar a influência do hidroperíodo dos charcos nos morcegos, comparando a utilização de charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes pelas populações dos mesmos.

1.1 Zonas húmidas

As zonas húmidas representam cerca de 6% da superfície terrestre (Turner & Jones, 1991; Erwin, 2009) e são muito diversas quanto à sua origem, geomorfologia e fonte de alimentação. Estas zonas correspondem a uma multiplicidade de ecossistemas que podem ser permanentes ou temporários, abertos ou fechados, de água corrente ou estagnada e de água doce, salobra ou salgada. Podem ainda ser alimentados por águas subterrâneas, por cursos de água ou pela chuva. Exemplos comuns destas reservas de água são os estuários, lagoas costeiras, pântanos, turfeiras, mangais, rios, charcos, entre outros. De uma forma geral, definem-se as zonas húmidas como áreas que, em circunstâncias normais, ajudam a prevalência de uma vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solo saturado (EPA, 2016). Estes ecossistemas estão entre os mais produtivos e valiosos do mundo (Clarkson *et al.*, 2013), encontrando-se protegidos pela Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80, de 9 de outubro). As zonas húmidas têm um papel crucial na regulação dos ecossistemas ao: serem responsáveis pela filtração e purificação de água através da retenção de sedimentos e nutrientes; servirem de armazenamento temporário para a água; controlarem inundações e renovarem as águas subterrâneas; regularem os gases atmosféricos; e por manterem a biodiversidade, albergando grandes concentrações de fauna e flora (Keddy *et al.*, 2009; Clarkson *et al.*, 2013).

Os charcos são um tipo particular de zonas húmidas, que correspondem a áreas de água doce, globalmente ignoradas, tomadas como insignificantes ou apenas consideradas como reservatórios onde a água e os materiais são mantidos por um curto período de tempo, antes de se infiltrarem no solo (Downing, 2010). Na Europa são um recurso extremamente numeroso e largamente distribuído na paisagem, apesar das perdas recentes de até 90% em alguns países (EPCN, 2008). Importantes não só pela sua numerosa e única biodiversidade, particularmente significativa à escala regional, os charcos desempenham também um papel crucial na nossa cultura e educação e num leque de atividades socio-económicas a que estão ligados (EPCN, 2008; Oertli *et al.*, 2009). É-lhes ainda atribuído um papel fundamental no ciclo global do carbono uma vez que são capazes de armazenar mais carbono que o total dos oceanos, minimizando as alterações climáticas (Oertli *et al.*, 2009; Downing *et al.*, 2008; Downing, 2010). Adicionalmente, têm demonstrado um contributo significativo para a conservação da biodiversidade de água doce, que se reflete no

aumento da preocupação científica ao longo dos primeiros anos do século XXI que é evidenciado pelo crescimento do número de publicações acadêmicas sobre temas relacionados com charcos, em especial trabalhos ligados à biodiversidade (Oertli *et al.*, 2009).

1.1.1 Charcos temporários mediterrânicos

Os charcos temporários são corpos de água doce que apresentam grande variabilidade no que diz respeito ao seu tamanho, forma, profundidade, biodiversidade (flora e fauna) e período de inundação. Deste modo, podem variar entre pequenos charcos e charcos quase permanentes que podem cobrir vários hectares (Zacharias *et al.*, 2007). Nestes habitats existe uma alternância entre fase seca e fase inundada cuja duração depende da região biogeográfica e do clima (Grillas *et al.*, 2004). Alguns charcos têm fases de inundação sazonais ou intermitentes, enquanto que outros são imprevisíveis quanto à fase de inundação (Williams, 1997). A razão dos charcos temporários conseguirem persistir durante longos períodos de tempo na paisagem (ex: na Califórnia alguns charcos temporários estão datados com pelo menos 50 000 anos) está relacionada com a fase seca (Williams *et al.*, 2001). Durante estes períodos, a maioria da matéria orgânica acumulada nos charcos tem uma rápida oxidação, o que reduz substancialmente a acumulação de sedimentos e a colmatação dos mesmos (Collinson *et al.*, 1995; Williams *et al.*, 2001).

De entre a enorme variedade de charcos temporários destacam-se os charcos temporários mediterrânicos ou CTM, considerados um habitat prioritário devido principalmente à sua diversidade de espécies, importância ecológica e vulnerabilidade (Ruiz, 2008). Os charcos temporários mediterrânicos formam-se em depressões pouco profundas, de dimensões reduzidas, endorreicas (sem contacto com corpos de água permanente) e situadas sobre substratos impermeáveis, que apresentam uma alternância anual recorrente entre uma fase inundada invernal e uma fase seca estival (Canha & Pinto-Cruz, 2010). O seu hidroperíodo (período durante o qual os charcos estão inundados) é curto, mas relativamente variável, pois depende muito das condições meteorológicas de cada ano (Pinto-Cruz, 2010). O hidroperíodo é também o fator-chave da dinâmica do habitat, condicionando a composição e a estrutura da biodiversidade aquática (Boix *et al.*, 2004). A distinção dos charcos temporários mediterrânicos para com outros charcos temporários

deve-se à presença de várias comunidades florísticas da ordem *Isoetalia* (classe *Isoeto-Nanojuncetea*) (ALFA, 2004).

As depressões de substrato destes habitats podem ser formadas por vários processos geomorfológicos como a subsidência ou erosão pelo vento em planícies secas, e a dissolução do calcário em áreas cársticas. No entanto, é comum terem origem artificial, por exemplo, através de pedreiras abandonadas ou poços de água para o gado (Ruiz, 2008). O enchimento dos charcos pode resultar diretamente da precipitação, do escoamento superficial e/ ou do fluxo das águas subterrâneas. O escoamento da água envolve os processos de infiltração, transborde e/ou evapotranspiração (Zacharias & Zamparas, 2010). À escala global, os CTM encontram-se distribuídos em regiões de clima mediterrânico, tendo uma vasta distribuição que abrange não só a bacia do Mar Mediterrânico, mas também a zona central da Califórnia e do Chile, a zona Sudoeste da Austrália e a parte Sul da África do Sul (Grillas *et al.*, 2004; Pinto-Cruz, 2010). Na Europa distribuem-se principalmente em zonas de clima Mediterrânico dos países do Sul e preferencialmente na Península Ibérica (Ruiz, 2008).

Este habitat é vital para muitas espécies raras e ameaçadas, a nível europeu e global, sendo considerado um “hot-spot” de biodiversidade (Canha & Pinto-Cruz, 2010). A peculiaridade das espécies residentes nestes ecossistemas é devida ao seu grau de especialização e a diferentes mecanismos de adaptação, de forma a terem capacidade de sobreviver em condições submersas durante alguns meses, completar o seu ciclo de vida num curto período primaveril e, durante a época estival, suportar as condições de extrema secura (Pinto-Cruz, 2010). Deste modo, os charcos temporários mediterrânicos são colonizados por meta-populações de espécies de plantas, de invertebrados aquáticos e de anfíbios (Canha & Pinto-Cruz, 2010; Zacharias *et al.*, 2007; Zacharias & Zamparas, 2010). Além disso, constituem ambientes importantes para muitas aves migratórias (Zacharias & Zamparas, 2010).

As diversas espécies de flora presentes nestes charcos desenvolveram adaptações que lhes permitem sobreviver às alterações extremas, nas condições biofísicas dos mesmos (Grillas *et al.*, 2004). Assim, os CTM apresentam uma vegetação anual e pioneira de plantas vasculares com ciclo de vida curto, adaptadas a solos temporariamente encharcados, cujas comunidades se dispõem em faixas mais ou menos concêntricas, em função do regime hidrológico (Canha & Pinto-Cruz, 2010; ALFA, 2004). A persistência das populações de

plantas é assegurada pela produção de sementes na fase inundada que se depositam no sedimento e mantêm a viabilidade durante a fase seca. A preservação de um amplo banco de sementes é o principal fator para a persistência de várias plantas nos charcos temporários (Zacharias *et al.*, 2007). São também as comunidades vegetais típicas que asseguram os micro-habitats e a micro-fauna essencial à sobrevivência dos invertebrados (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

Os invertebrados presentes nos charcos temporários geralmente exibem estratégias de seleção r que se refletem numa grande capacidade de dispersão, num rápido crescimento, num curto ciclo de vida, num pequeno tamanho e numa alimentação oportunista/generalista (Williams, 1997). Estes organismos aquáticos têm duas estratégias de sobrevivência nos períodos de seca: passar esta fase através de estágios de vida resistentes (metapopulações temporais) ou migrar ativamente quando a água desaparece (metapopulações espaciais) (Pérez-Bilbao *et al.*, 2015). Assim, a perda de água favorece seletivamente os grupos de invertebrados dominados por espécies com atributos físicos ou estratégias comportamentais que conseguem lidar com as alterações associadas à fase seca (Collinson *et al.*, 1995). Entre os invertebrados que vivem nestes habitats, os grupos mais ricos e abundantes são os crustáceos e os insetos.

Alguns crustáceos como *Triops sp.* e camarões-fada (ordem *Anostraca*) produzem ovos que podem resistir durante largos meses dessecados. Esta adaptação às condições extremas de dessecação confere a vantagem da colonização e reprodução neste tipo de charcos, onde não estão presentes espécies predadoras como peixes ou o lagostim da Louisiana (Ruiz, 2008; Pinto-Cruz, 2010).

Os insetos são caracterizados por uma dispersão ativa, mas algumas espécies, para sobreviverem à alternância de fases, enterram-se no substrato quando as condições ambientais são desfavoráveis, predominantemente durante a fase seca. (Zacharias *et al.*, 2007). As larvas têm um rápido período de desenvolvimento e completam o seu ciclo aquático antes que os charcos sequem (Kenk, 1949). Vários grupos, tais como as efémeras (Ephemeroptera), libélulas e libelinhas (Odonata), moscas-de-água (Trichoptera) e moscas (Diptera), apenas permanecem na água na sua forma larvar. Por outro lado, alguns percevejos (Heteroptera) e escaravelhos (Coleoptera) utilizam este habitat também no estado adulto (Zacharias *et al.*, 2007), podendo corresponder a uma componente significativa da fauna dos charcos temporários durante a fase seca (Collinson *et al.*, 1995).

Para os anfíbios, os charcos temporários são importantes locais de reprodução (Gómez-Rodríguez *et al.*, 2009; Semlitsch *et al.*, 2015) devido à ausência de espécies predadoras. Contudo, os anfíbios também desempenham um papel fundamental na estrutura das comunidades biológicas e na moderação dos fluxos de energia e de nutrientes destes habitats (Beja & Alcazar, 2003). As espécies de anfíbios são valiosos bioindicadores da qualidade dos charcos (Lumbreras *et al.*, 2016).

A elevada diversidade e valor de conservação dos charcos temporários mediterrânicos é reconhecida em diferentes instrumentos de legislação. Os CTM compreendem um habitat prioritário - Habitat 3170*- estando abrangidos no contexto europeu pela Diretiva Comunitária Habitats (Diretiva 92/43/CEE), com vista à conservação de habitats naturais (Anexo I) e de espécies de flora e de fauna selvagem (Anexo II, IV e V), pela Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE) e ainda pela Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80, de 9 de outubro) por serem reconhecidos como um tipo de zona húmida.

1.1.2 Charcos permanentes

As zonas húmidas permanentes são habitats que integram um gradiente de características biológicas, químicas e físicas. Estes habitats incluem desde zonas húmidas pouco profundas, que raramente secam, a lagos muito profundos. A definição destes habitats inclui corpos de água muito variáveis quanto à sua origem, geomorfologia, natureza e extensão das interações das águas subterrâneas e redes de fluxo (Zimmer *et al.*, 2016).

Apesar dos amplos padrões de variabilidade destes ecossistemas, para este estudo o foco das zonas húmidas permanentes é em charcos permanentes, o que inclui, numa perspetiva internacional, “*Permanent freshwater marshes/pools*”, “*Aquaculture ponds*” e “*Ponds*” (abrangendo charcos de quintas, viveiros e pequenos tanques), de acordo com a Convenção de Ramsar (2013).

Desta forma, os charcos permanentes são habitats de água doce lântica, relativamente pequenos (geralmente menores que 8ha) (Ramsar, 2013), mas com profundidade suficiente para sustentar comunidades aquáticas permanentes, podendo ou não abranger populações de peixes (Zimmer *et al.*, 2016). Parte dos charcos permanentes são o resultado de atividades antropogénicas, servindo como um crescente recurso de água em áreas agrícolas. Estes reservatórios são construídos como bebedouros para gado, fontes de irrigação, tanques para piscicultura, locais para atividades recreativas, bacias de

sedimentação ou estruturas de controle de qualidade de água (Downing *et al.*, 2006). Por outro lado, as zonas húmidas permanentes naturais são provavelmente mais numerosas, sendo o resultado de uma variedade de processos que incluem o enchimento de depressões através de inundações e de águas subterrâneas (Zimmer *et al.*, 2016).

Estes corpos de água doce permanente estão distribuídos em larga escala, encontrando-se em regiões como os Estados Unidos, Canada, Holanda, Reino Unido, China, América do Sul e África, ocorrendo também amplamente em climas Mediterrânicos (Zimmer *et al.*, 2016).

Estes habitats têm-se tornado cada vez mais valorizados pelo seu valor recreacional e de vida selvagem (Zimmer *et al.*, 2016). Por constituírem parte das zonas húmidas, os charcos permanentes integram também a Convenção de Ramsar (Decreto nº 101/80, de 9 de outubro), contudo estão menos ameaçados que os charcos temporários (Zacharias *et al.*, 2007).

1.1.3 Comparação entre charcos temporários e permanentes – características biofísicas e biodiversidade

Comparando os charcos permanentes com os temporários existe uma diferença considerável nas suas características físicas e químicas (Zacharias *et al.*, 2007). Estudos prévios comparando os dois tipos de habitats indicam que os charcos permanentes têm valores mais elevados de superfície de água, profundidade máxima, transparência de água, condutividade, concentração de oxigénio dissolvido e pH. Em contraste, os charcos permanentes têm menores concentrações de nutrientes – nitrogénio e fósforo – que os charcos temporários (Della-Bella *et al.*, 2005; Bazzanti *et al.*, 2008).

Em termos de biodiversidade, tal como os temporários, os charcos permanentes promovem uma grande diversidade regional de plantas, invertebrados, anfíbios e aves aquáticas (Downing, 2010). Contudo, a acumulação permanente de água facilita a existência de animais que carecem de adaptações especiais para a fase seca das zonas húmidas temporárias (Kenk, 1949).

Relativamente às plantas, as que apresentam longos ciclos de vida têm vantagem nos habitats permanentes, sendo a reprodução vegetativa a forma mais comum de reprodução (Della-Bella *et al.*, 2008). Maioritariamente, a flora dos charcos permanentes é constituída por macrófitas aquáticas. Estas plantas com formas de crescimento emergente e submerso tornaram-se características proeminentes e um micro-habitat crítico para muitos dos

invertebrados aquáticos. Isto porque aumentam a área de superfície e a complexidade do habitat, proporcionando espaço de vida adicional e alimento dentro da coluna de água (Zimmer *et al.*, 2016). As plantas vasculares contribuem também para oxigenar a coluna de água e para estabilizar os sedimentos (Bazzanti *et al.*, 2010).

Bazzanti *et al.* (2008) sugere que charcos mais estáveis (em termos de manutenção de água), com maior superfície, mais profundos e com melhores condições ambientais (menos nutrientes e maior concentração de oxigênio, maior número de plantas e maior transparência) tendem a favorecer uma riqueza de espécies mais elevada que charcos mais pequenos, eutróficos e que secam durante parte do ano.

Quanto aos macroinvertebrados, Della-Bella *et al.* (2005), apresentam diferenças significativas entre os dois tipos de charcos para as ordens Oligochatea, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Hemiptera e Odonata. Estes seis grupos biológicos ocorrem em maiores densidades nos charcos permanentes. Por outro lado, Zacharias *et al.* (2007) afirmam que a riqueza de espécies de crustáceos é frequentemente mais elevada nos charcos temporários, na região mediterrânica. Segundo Nicolet (2001) a diferença mais notável entre os invertebrados dos charcos permanentes e dos charcos temporários é que nos temporários existe um número significativamente maior de espécies móveis.

Em relação aos anfíbios, a maior importância é atribuída aos charcos temporários; apenas as espécies *Pelophylax perezi* e *Bufo bufo* L. têm preferência por águas permanentes (Fonseca *et al.*, 2008).

1.1.4 Ameaças e conectividade entre charcos

Nas últimas décadas, as zonas húmidas costeiras do Mediterrâneo têm sofrido pressões consideráveis (Sanchez *et al.*, 2015) e os charcos encontram-se atualmente entre os habitats de água doce mais vulneráveis e em perigo (EPCN, 2008). Tanto os charcos como os organismos que neles habitam estão a sofrer uma grande perda e degradação generalizada. Ao longo do século passado, estes habitats têm sido confrontados com várias formas de pressão antropogénica (Oertli *et al.*, 2009), sendo o desenvolvimento urbano e a agricultura intensiva as principais causas da destruição destas zonas húmidas (Rhazi, *et al.*, 2011). A intensificação agrícola aumenta os níveis de poluição com o uso de pesticidas e fertilizantes, enquanto que a urbanização pode levar ao aumento da atividade industrial e ao depósito de resíduos sólidos, despejo de efluentes e acidificação dos corpos de água

(Zacharias & Zamparas, 2010). Outras ameaças incluem o desenvolvimento do turismo (Pinto-Cruz *et al.*, 2009), a gestão inadequada ou falta da mesma (EPCN, 2008) e as alterações à hidrologia, tais como: a drenagem dos charcos, a captação de águas subterrâneas e as alterações climáticas (Collinson *et al.*, 1995; Oertli *et al.*, 2009; Canha & Pinto-Cruz, 2010).

Ameaças específicas dos charcos temporários incluem a destruição por drenagem ou aterro e a transformação em charcos permanentes, servindo como reservatórios de água ou extração de minerais (Williams *et al.*, 2001; Zacharias *et al.*, 2007; Fonseca *et al.*, 2008; Canha & Pinto-Cruz, 2010; Zacharias & Zamparas, 2010). Contudo, Canha & Pinto-Cruz (2010) afirmam que apenas o pastoreio extensivo promove a ocorrência das espécies de plantas nos charcos temporários mediterrânicos. Por outro lado, os charcos permanentes têm sofrido grandes ameaças por reduções dramáticas do nível da água, pela eutrofização e pela contaminação química (Zimmer *et al.*, 2016).

Estas numerosas e diversas ameaças aos charcos contribuem para o progressivo desaparecimento destes habitats nas paisagens, o que implica a perda de conectividade entre charcos e para com outros habitats de água doce. As meta-populações e as conexões bióticas entre charcos são mantidas por vários mecanismos de dispersão (ativos e passivos, via vetores como animais, água e vento) (Rhazi, *et al.*, 2011). Um declínio na densidade dos charcos origina assim um maior isolamento e redução do seu potencial para manter estas meta-populações (EPCN, 2008; Rhazi, *et al.*, 2011). Portanto, o desaparecimento destes não é apenas acompanhado por uma perda direta da biodiversidade local, mas também pelo empobrecimento da biodiversidade a nível regional (Rhazi, *et al.*, 2011).

1.2 Morcegos

Os morcegos (ordem Chiroptera) constituem a segunda ordem mais numerosa de mamíferos, contando com 1150 espécies (IUCN, 2016), distribuídas por quase todo o mundo (Kunz & Pierson, 1994; Hutson *et al.*, 2001; Matos *et al.*, 2011).

Em Portugal Continental conhecem-se 25 espécies de morcegos (Cabral *et al.*, 2005), pertencentes a quatro famílias distintas: Molossidae, Miniopteridae, Vespertilionidae e Rhinolophidae. Estas constituem aproximadamente 40% da fauna de mamíferos terrestres existentes no país (PLECOTUS, 2012). Apesar de nas regiões tropicais existirem espécies com hábitos tróficos muito diversos, os morcegos de Portugal são insectívoros e

apresentam dimensões relativamente reduzidas (Palmeirim *et al.*, 1999). Adicionalmente possuem uma longevidade potencial muito elevada, existindo registo de animais que viveram em estado selvagem por mais de 30 anos. Esta elevada longevidade compensa a reduzida taxa de natalidade; as fêmeas raramente têm mais de 1 cria por ano. Os morcegos são em geral animais sociais que formam frequentemente colónias e que necessitam de locais de abrigo com condições muito específicas, particularmente durante os períodos de maternidade e hibernação (Palmeirim *et al.*, 1999; ICNF, 2013).

Este grupo tem hábitos predominantemente noturnos e orientam-se, procuram e capturam alimento usando a visão e um sistema de ecolocalização, que produz pulsos de ultra-sons emitidos pela boca ou nariz (Hutson *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2013).

Alguns morcegos usam também a “escuta passiva” para localizar as presas, ouvindo os sons emitidos por estas (Hutson *et al.*, 2001). Sendo assim, os insetos e outros invertebrados podem ser capturados durante o voo (“*aerial mode*”), recolhidos de superfícies das folhas ou do solo (“*gleaning mode*”) ou da superfície de água (“*trawling mode*”) (Schnitzler & Kalko, 2001; Rainho *et al.*, 2010). As presas podem ser consumidas em voo, em poisos de alimentação ou em abrigos (Hutson *et al.*, 2001).

Apesar de, no geral, ser um grupo pouco conhecido, possui uma enorme importância económica através do controlo biológico (Matos *et al.*, 2011). Cada morcego pode consumir cerca de metade do seu peso em insetos por noite. A espécie *Tadarida brasiliensis* pode ingerir 50 a 70% da sua massa corporal cada noite e a espécie *Myotis lucifugus* pode consumir o equivalente ao seu peso (Hutson *et al.*, 2001). Face a estas evidências, verifica-se que os morcegos têm um impacto bastante significativo nos ecossistemas ao eliminar grandes quantidades de insetos e outros artrópodes que poderiam, em grande número, causar prejuízos à agricultura ou ser vetores de doenças (Palmeirim & Rodrigues, 1992).

Em Portugal os morcegos utilizam uma grande variedade de habitats, tais como as florestas, os ambientes aquáticos e as zonas urbanas (ICNB, 2000). As preferências de cada espécie por diferentes habitats ocorrem devido a diferenças morfológicas, de manobrabilidade do voo e de alimentação (Schnitzler & Kalko, 2001; Mendes *et al.*, 2016). Contudo, a maioria das espécies de morcegos utiliza frequentemente os charcos (Razgour *et al.*, 2010; Seibold *et al.*, 2013; Lisón & Calvo, 2014). Estes são áreas de alimentação

altamente rentáveis, que providenciam não só diferentes oportunidades de caça como também são uma fonte essencial de água (Korine *et al.*, 2016).

1.2.1 Estatutos de conservação e ameaças dos morcegos

Os morcegos são um grupo bastante vulnerável que apresenta exigências ecológicas muito particulares, procurando na maior parte das vezes abrigos com condições específicas e sem perturbação (Pereira, 2000; Matos *et al.*, 2011). Desde os anos sessenta e setenta do século passado tem-se assistido a um nítido declínio das populações de algumas espécies de morcegos, especialmente na Europa (Rainho *et al.*, 1998). Muitas delas estão hoje ameaçadas, sendo uma prioridade de conservação a nível mundial (Rodrigues *et al.*, 2003). Esta vulnerabilidade está bem patente no facto de todas as espécies de morcegos que ocorrem no nosso país estarem protegidas pela Convenção de Berna (Decreto-Lei nº 316/89, de 22 de setembro), que diz respeito à conservação da Vida Selvagem e dos Habitats Naturais na Europa, e Convenção de Bona (Decreto nº 103/80, de 11 de outubro), relativa à conservação de Espécies Migratórias da Fauna Selvagem, e por estarem incluídas na Diretiva "Habitats" (92/42/CEE) no Anexo IV e dez espécies no Anexo II, referentes à preservação da fauna e da flora selvagens. Segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005) nove das espécies nacionais estão classificadas como criticamente em perigo (CR), em perigo (EN) ou vulnerável (VU) e nove estão na categoria de informação insuficiente (DD), o que reflete o pouco conhecimento da biologia, ecologia e distribuição deste grupo.

A maioria das ameaças aos morcegos está diretamente relacionada com a pressão antropogénica (Hutson *et al.*, 2001). Os principais fatores de ameaça em Portugal são: o distúrbio dos abrigos, devido ao aumento de atividades como a espeleologia que incide nas espécies cavernícolas e que as perturba particularmente em épocas de hibernação e reprodução; a alteração e destruição dos abrigos devido à desflorestação, eliminação de árvores ocas ou envelhecidas, recuperação de edifícios antigos ou abandonados, encerramento de entrada de minas e destruição ou uso inadequado de abrigos subterrâneos; a destruição dos biótopos de alimentação, geralmente consequente da intensificação do uso do solo; o uso de pesticidas, que diminuem a densidade de insetos e que se podem tornar letais ao serem acumulados no organismo dos morcegos insectívoros;

e a perseguição direta, que ainda ocorre apesar dos esforços de divulgação e informação (Palmeirim & Rodrigues, 1992; Rainho, 1994; ICNB, 2000; Pereira, 2000).

Estes problemas levaram nos últimos anos ao desenvolvimento de diversos estudos aplicados à conservação destes animais em Portugal, que têm permitido clarificar o conhecimento sobre a sua situação, e tomar medidas de conservação adequadas (Rodrigues *et al.*, 2003).

1.3 Área de estudo - Sítio Costa Sudoeste

O presente estudo foi realizado no litoral da Península Ibérica, no Sítio de Importância Comunitária (SIC) da Costa Sudoeste (Sitio Costa Sudoeste PTCO012) (Fig. 1), coincidente em grande parte com o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV).

O litoral Sudoeste de Portugal caracteriza-se pela existência de um planalto, faixa estreita de largura variável entre 5 e 15 km, que se estende por cerca de 100 km entre Melides e Sagres e cuja altitude não ultrapassa os 150 m (Lumbreras *et al.*, 2016), aumentando para sul à medida que o encaixe dos rios é mais profundo (ICNF, 2016a).

Do ponto de vista administrativo, esta área abrange parte dos distritos de Beja (NUT II Alentejo) e Faro (NUT II Algarve), e parte dos concelhos de Sines, Santiago do Cacém, Odemira, Aljezur, Vila do Bispo e Lagos. Desde a década de 70 do século passado que o concelho de Odemira está abrangido pelo Aproveitamento Hidroagrícola do Perímetro de Rega do Mira (AHPRM) em cerca de 12 000 ha (LIFE CHARCOS, 2016).

Em termos bioclimáticos, a área de estudo enquadra-se no macrobioclima Mediterrânico, piso Termomediterrânico de ombroclima seco a sub-húmido. Tipicamente verifica-se um período seco de maio a setembro e um período húmido de novembro a abril. Em média, registam-se 90 dias por ano com precipitação igual ou superior a 1,0 mm (chuva moderada a forte), localizados habitualmente entre novembro e abril (Canha & Pinto-Cruz, 2010). O clima é temperado moderado, à exceção da ponta de Sagres, onde é temperado oceânico (Franco, 1996). Apresenta um Verão seco e suave, tendo uma temperatura média de 21°C e um Inverno com temperatura média de 12°C. (Canha & Pinto-Cruz, 2010; IPMA, 2016). A intensidade média anual do vento é de 5,5 m/s e há um fraco risco de geada (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

A Costa Sudoeste corresponde a uma zona de interface mar-terra, apresentando uma grande diversidade de habitats costeiros, incluindo sapais, falésias, sistemas dunares e sistemas lagunares, sendo de salientar, pela sua singularidade, as falésias litorais e áreas adjacentes, expostas a ventos marinhos carregados de salugem, onde ocorrem comunidades biológicas endémicas apenas desta região (LIFE CHARCOS, 2016). Os solos têm textura predominantemente arenosa, tendo-se desenvolvido a partir de material originário constituído por areias e arenitos do pliocénico e do pleistocénico. Em locais onde a erosão foi mais intensa aparece o material subjacente constituído por xisto do carbónico (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

A rede hidrográfica é constituída por cursos de água pertencentes às bacias hidrográficas do rio Mira e do Barlavento Algarvio. Os pequenos ribeiros no extremo Sudoeste do Parque secam frequentemente no Verão, mas podem ter escoamento caudaloso nos anos de maior precipitação (ICNF, 2016a).

Atualmente, com a redução das tradicionais explorações agrícolas de carácter familiar, no Perímetro de Rega do Mira dominam as explorações intensivas, direccionadas para uma agricultura de precisão, mecanizada e com elevados níveis de produção, como por exemplo: as culturas de hortícolas, as estufas de floricultura e frutos vermelhos, as plantações de prúteas, as culturas de saladas anãs e os campos de tapetes de relva. A produção de gado bovino é também relevante. Nas áreas do SIC da Costa Sudoeste que não são abrangidas pelo perímetro de rega, predominam usos mais extensivos, sobretudo com pastagens associadas a matos litorais (LIFE CHARCOS, 2016).

Toda a Costa Sudoeste possui uma grande diversidade paisagística e ecológica, constituindo uma das poucas áreas europeias onde ainda se podem observar troços costeiros selvagens e alguns habitats bem conservados. Este sítio alberga 35 habitats naturais, de entre os quais nove são considerados prioritários pela Diretiva Habitats (92/43/CEE), destacando-se os charcos temporários mediterrânicos, habitat 3170* (ICNF, 2016b). Esta região é também de extrema importância para a flora, pois apresenta 28 espécies de flora listadas no Anexo B-II da Diretiva Habitats, sendo uma das áreas europeias de maior biodiversidade florística, com especial abundância de endemismos nacionais. A Costa Sudoeste é igualmente importante para a fauna, englobando 15 espécies faunísticas listadas no Anexo B-II da Diretiva Habitats (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

Estes numerosos e diversos valores naturais conferem à área de estudo o reconhecimento internacional de Sítio de Importância Comunitária da Costa Sudoeste, integrada na rede europeia de conservação de habitats naturais e espécies selvagens Natura 2000.

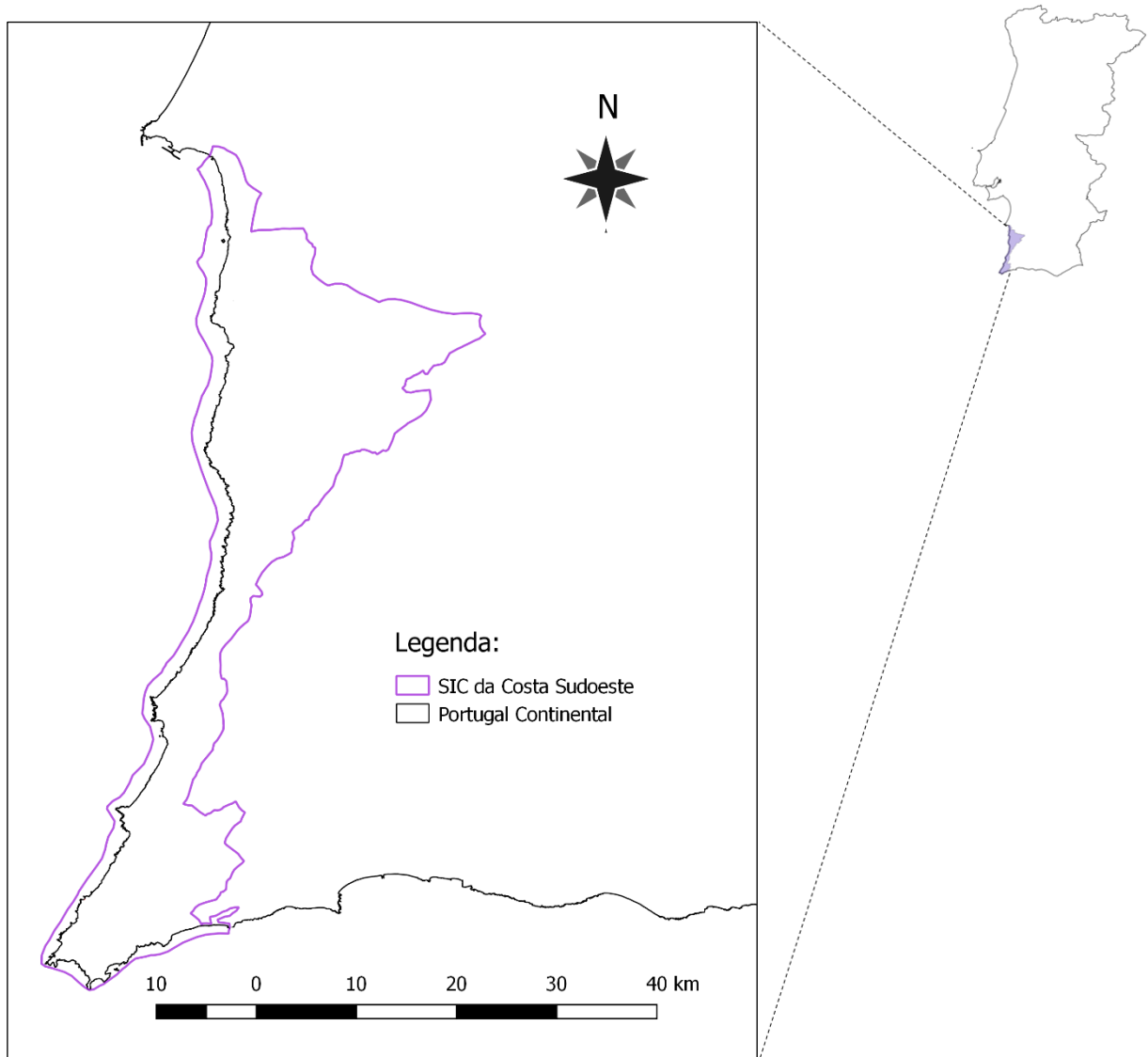


Figura 1: Localização da área de estudo - SIC da Costa Sudoeste.

1.4 Objetivos

O objetivo geral deste estudo consiste em analisar a influência do hidoperíodo dos charcos nos morcegos, comparando a sua atividade e riqueza específica entre charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes. Esta avaliação integra também a influência de variáveis biofísicas dos charcos tais como, os parâmetros da qualidade da água, a disponibilidade de artrópodes e os usos do solo na envolvência destes habitats.

O efeito do hidroperíodo na atividade e diversidade dos morcegos: comparação entre charcos temporários mediterrânicos e charcos permanentes

2.1 Resumo

Vários estudos sugerem que os charcos são zonas cruciais para os morcegos. De acordo com o tipo de charco e a paisagem, estes habitats podem providenciar diferentes oportunidades de caça para os morcegos. Neste estudo, pretendemos testar a influência do hidroperíodo nos morcegos, comparando charcos temporários mediterrânicos com charcos permanentes. Amostrámos 32 charcos – 16 temporários mediterrânicos e 16 permanentes – no Sudoeste de Portugal durante abril a maio de 2015 e maio de 2016. Em cada charco analisámos a atividade dos morcegos, a atividade de caça e a riqueza específica. Avaliámos também as características biofísicas dos charcos, da paisagem circundante e a disponibilidade de artrópodes. Apenas a riqueza específica foi influenciada pelo hidroperíodo, mas com um coeficiente baixo. Os modelos GLM revelaram uma influência positiva da biomassa de artrópodes e da proporção de área urbana e uma influência negativa da velocidade do vento na atividade de morcegos, atividade de caça e riqueza específica.

Palavras-chave: Charcos permanentes, Charcos temporários mediterrânicos, Duração do hidroperíodo, Morcegos

The effect of hydroperiod in bat activity and diversity: comparison between mediterranean temporary ponds and permanent ponds

2.2 Abstact

Several studies suggest that ponds are crucial to bats. According to the type of ponds and landscape, these habitats may provide diferente foraging opportunities for bats. Here, we aim to test the influence of pond hydroperiod length on bats in both mediterranean temporary ponds and permanent ponds. We sampled 32 ponds – 16 mediterranean temporary and 16 permanent - along the southwestern coast of Portugal during april to

may 2015 and in may 2016 where we evaluated the activity and species richness. We also assessed the influence on bats of other variables such as water quality parameters, insect-availability and landscape features. Hydroperiod influenced species richness but not bat activity. Most species of conservation concern were recorded in permanente ponds. Our GLM models revealed a strong positive influence of arthropod biomass and urban area and a negative influence from wind speed to bat activity, feeding buzz and species richness.

Keywords: Bats, Hydroperiod length, Mediterranean temporary ponds, Permanent ponds

2.3 Introdução

Os morcegos são um grupo biológico com uma morfologia e fisiologia bastante peculiares. Uma das características fundamentais é a extensa membrana alar, essencial para o voo destas espécies. A densa vascularização e a substancial superfície da membrana alar podem conduzir a elevadas perdas de água durante a atividade dos morcegos (Russo *et al.* 2012). Os morcegos têm também elevadas exigências energéticas devido à energia necessária para as deslocações em voo. Estas exigências são particularmente rigorosas durante a gravidez e a amamentação, necessitando as fêmeas frequentemente de beber água enquanto procuram alimento (Lacki *et al.*, 2007; Adams & Hayes, 2008; Russo *et al.*, 2012; Korine *et al.*, 2016). Por noite, cada morcego pode consumir cerca de metade do seu peso em artrópodes, principalmente insetos. Assim, estas espécies são uma importante componente biológica ao eliminarem insetos que poderiam, em grande número, causar prejuízos em florestas e sistemas agrícolas ou ser vetores de doenças (Palmeirim & Rodrigues, 1992; Rainho *et al.*, 1998; Lourenço, 2000; Heim *et al.*, 2015).

Existe uma grande variedade de habitats onde os morcegos se abrigam (ICNB, 2000) mas é comum frequentarem zonas húmidas para satisfazerem as necessidades de alimento e de água (Straka *et al.*, 2016). No entanto, estes ecossistemas estão em regressão devido às atividades humanas (Boix *et al.*, 2001; Gallego-Fernadéz *et al.*, 2002; EPCN, 2008; Keddy *et al.*, 2009; Oertli *et al.*, 2009; Rhazi, *et al.*, 2011; Lisón & Calvo, 2014) o que restringe a disponibilidade destes recursos.

Os charcos são zonas húmidas que providenciam importantes áreas de alimentação para os morcegos devido à sua elevada densidade e riqueza de insetos (Seibold *et al.*, 2013). Em

regiões onde a precipitação é escassa ou concentrada em curtos períodos, como o sul de Portugal, os charcos têm também particular relevância para este grupo precisamente pela disponibilidade de água (Lisón & Calvo, 2014). Os charcos são corpos lênticos de água doce, formados natural ou artificialmente, que apresentam amplitudes bióticas e ambientais maiores que lagos e rios (Céréghino *et al.*, 2008). O seu hidroperíodo (definido como o intervalo de tempo em que permanece a água nos charcos) é um dos fatores de extrema importância que pode influenciar as populações de morcegos nestes corpos de água. O hidroperíodo corresponde também ao maior gradiente abiótico que determina a presença, composição e estrutura das comunidades (Grillas *et al.*, 2004; Razgour *et al.*, 2010; Zacharias & Zamparas, 2010), tendo um forte efeito nos macroinvertebrados (Della-Bella *et al.*, 2005). Incluído neste gradiente de hidroperíodo podemos distinguir dois tipos de charcos: os charcos temporários, que apresentam água sazonalmente por um período mínimo de 4 meses e os charcos permanentes, que estão inundados durante todo o ano apresentando um hidroperíodo estável.

Os charcos temporários configuram um habitat com particular relevância para a conservação, os charcos temporários mediterrânicos (3170*). Este habitat é considerado prioritário para a União Europeia e de extrema importância devido principalmente às suas funções ecológicas, diversidade de espécies, e vulnerabilidade (Pinto-Cruz, 2010).

Os charcos temporários mediterrânicos formam-se em depressões pouco profundas, de dimensões reduzidas, endorreicas (sem contacto com corpos de água permanente) e situadas sobre substratos impermeáveis (Canha & Pinto-Cruz, 2010). São ecossistemas com uma alternância anual entre um período de inundação (Inverno e início da Primavera) e um período de secura (Verão e início do Outono) (Grillas *et al.*, 2004), o que promove uma fauna e flora muito característica e particular (Ruiz, 2008). Estes charcos fornecem também habitats adequados para uma grande variedade de espécies, incluindo comunidades raras, endémicas e/ou ameaçadas (Bazzanti & Della-Bella, 2004). Os charcos temporários mediterrânicos distinguem-se de outros tipos de charcos temporários devido à presença de várias comunidades florísticas da ordem *Isoetalia* (classe *Isoeto-Nanojuncetea*) (ALFA, 2004), as quais se distribuem de forma concêntrica em função do hidroperíodo e em redor do corpo de água (Camacho *et al.*, 2009).

Os charcos permanentes são zonas húmidas com profundidades e níveis de água relativamente estáveis (Zimmer *et al.*, 2016). Estes charcos, quando comparados com os

temporários, apontam para valores mais elevados de superfície de água, profundidade máxima, condutividade, concentração de oxigénio dissolvido e pH e valores mais reduzidos de teor de nutrientes como o nitrogénio e o fósforo (Della-Bella *et al.*, 2005; Bazzanti *et al.*, 2008; Della-Bella *et al.*, 2008). Em relação à biodiversidade, os charcos permanentes suportam também uma grande variedade biológica, tendo maior diversidade de espécies de macroinvertebrados que os charcos temporários (Collinson *et al.*, 1995; Nicolet, 2001; Fairchild *et al.*, 2003; Della-Bella *et al.*, 2005; Bazzanti *et al.*, 2008; Ruiz, 2008). O carácter permanente permite o desenvolvimento extensivo de comunidades de plantas vasculares com formas de crescimento emergente e submerso (Zimmer *et al.*, 2016), correspondendo a um habitat crítico para muitos invertebrados aquáticos (Bazzanti *et al.*, 2010; Zimmer *et al.*, 2016).

A importância dos corpos de água para os morcegos é bem conhecida (Tuttle *et al.*, 2006; Taylor & Tuttle, 2007; Russo *et al.*, 2012; Seibold *et al.*, 2013; Lisón & Calvo, 2014; Korine *et al.*, 2016), mas é escassa a informação sobre a influência do hidroperíodo de charcos na atividade e estrutura deste grupo. Além disso, os resultados sobre este tema divergem. Razgour *et al.* (2010) encontraram valores semelhantes de atividade e riqueza específica entre os dois tipos de charcos enquanto que Razgour *et al.* (2011) mostrou que os morcegos alteram os padrões de atividade e seleção de charcos de acordo com a competição interespecífica. Williams & Dickman (2004) avaliaram vários tipos de habitats e revelaram que o habitat de águas temporárias teve maior atividade de morcegos, seguido pelo de águas permanentes. Devido à insuficiente informação existente é necessário esclarecer esta questão.

Assim, o objetivo deste estudo é avaliar como o hidroperíodo influencia a atividade e diversidade dos morcegos em charcos temporários e charcos permanentes. Para o efeito iremos simultaneamente analisar a disponibilidade de artrópodes, a qualidade da água e a ocupação do solo num raio de 1000 m em torno de cada charco.

Considerando a importância dos dois tipos de charcos esperam-se valores semelhantes de atividade e riqueza de morcegos em ambos os habitats aquando a presença de água.

2.4 Metodologia

2.4.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no litoral Oeste da Península Ibérica, no Sítio de Importância Comunitária da Costa Sudoeste de Portugal (Fig. 2). Esta área corresponde a um planalto costeiro de largura variável entre 5 e 15 km, que se estende por cerca de 100 km, não ultrapassando os 150 m sobre o nível do mar (Lumbreras *et al.*, 2016).

O clima é mediterrânico com influência oceânica (Franco, 1996), caracterizado por um Verão com temperatura média de 22°C e um Inverno com temperatura média de 12°C. De norte para sul a precipitação média anual diminui de 614 para 456 mm, estando concentrada principalmente de outubro a março (Pinto-Cruz *et al.*, 2009). A intensidade média anual do vento é de 5,5 m/s (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

Os solos são compostos por areias e arenitos consolidados formados a partir do Pliocénico que recobrem xistos do Paleozoico (Neto *et al.*, 2007).

A paisagem corresponde a uma zona de interface mar-terra, caracterizada por uma grande diversidade de habitats costeiros, incluindo sapais, falésias, sistemas dunares e sistemas lagunares (ICNB, 2008). A quase totalidade da área do SIC é propriedade privada e cerca de 12 000 ha são incluídos no Perímetro de Rega do Mira, onde se promovem práticas agrícolas intensivas (Lumbreras *et al.*, 2016).

Na área de estudo os morcegos encontram uma grande diversidade de habitats e potenciais abrigos (Rainho *et al.*, 1998; Franco, 1996). Além disso, todo este território está sujeito a proteção especial, apresentando uma elevada biodiversidade e um enorme valor ecológico ao albergar 35 habitats naturais, onde se destacam os charcos temporários mediterrânicos, habitat 3170*. Trata-se do Sítio com maior número de espécies vegetais prioritárias e maior número de endemismos portugueses e locais (ICNF, 2016).

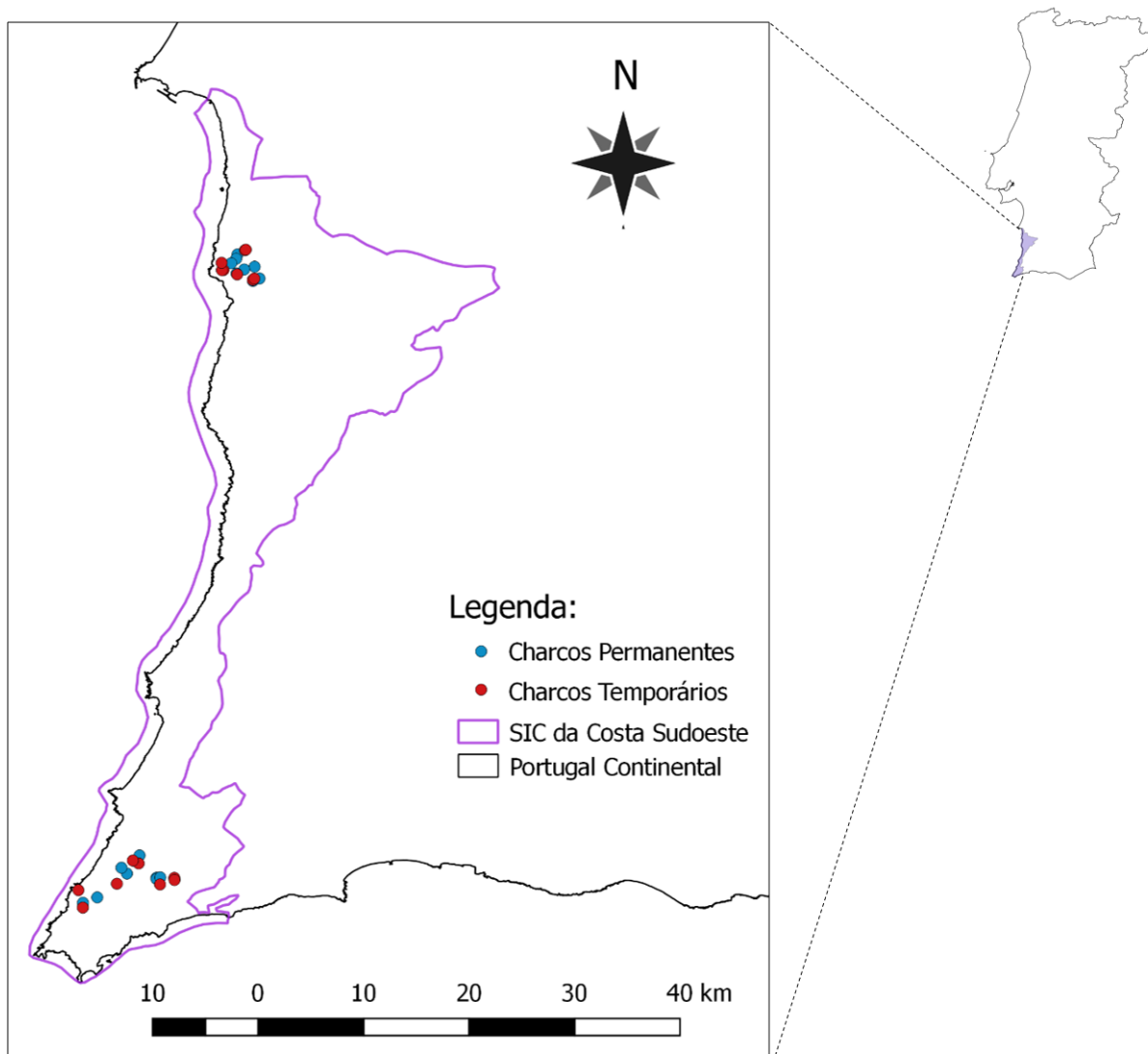


Figura 2: Localização da área de estudo e sinalização dos 32 charcos amostrados.

2.4.2 Amostragem em Campo

Para este estudo foram visitados 32 charcos: 16 temporários mediterrânicos (Fig. 3) e 16 permanentes (Fig. 4). A recolha de dados ocorreu em abril e maio de 2015 e maio de 2016. Este período do ano corresponde ao início da época de reprodução dos morcegos (Primavera) e à fase de inundação dos charcos temporários. A seleção dos corpos de água foi feita a partir de fotografia aérea consultando o “software” Google Earth 7.1.7 (<https://www.google.com/earth/download/ge/agree.html>) e integrando charcos inventariados e monitorizados no Projeto LIFE Charcos. Para controlar o efeito das diferentes condições climáticas na atividade e riqueza de morcegos, por noite foram amostrados simultaneamente charcos de cada tipo. Os charcos amostrados em cada noite

também distavam menos do que 3 km de forma a amostrar o mesmo conjunto potencial de espécies de morcegos. Não foram feitas amostragens em noites com chuva ou com velocidade do vento superior a 6 m/s.



Figura 3: Exemplo de um charco temporário mediterrânico amostrado.



Figura 4: Exemplo de um charco permanente amostrado.

2.4.2.1 Amostragem de morcegos

De forma a detetar a atividade e diversidade dos morcegos presentes em cada charco, foram registadas as suas passagens através de estações automáticas (Petterson D500x Ultrasound Detector/Recorder, Petterson Eletronik AB) que permitem o registo de ultrasons por longos períodos e sem a presença de um operador. Estas estações gravam todo o espectro de ultrasons em tempo real, praticamente sem intervalos entre as mesmas. O comprimento de gravação selecionado foi de 3 s. Este método, para além de facilmente implementado em campo, tem também a vantagem de não ser de forma alguma intrusivo para os morcegos (Rainho *et al.*, 2011). Assim, na orla de cada charco foi colocada a favor do vento uma estação que começou a gravar 10 min após o pôr-do-sol, durante 4 h, considerado este o período de maior atividade dos morcegos (Pereira, 2000).

A velocidade do vento foi também registada, com o auxílio de um anemómetro. Esta componente foi necessária uma vez que os morcegos não costumam permanecer em locais muito ventosos.

2.4.2.2 Amostragem de artrópodes

A disponibilidade de artrópodes-presa dos morcegos foi avaliada em cada charco simultaneamente com a recolha de dados acústicos. Utilizámos para a amostragem de artrópodes armadilhas luminosas colocadas na orla do charco e à maior distância possível da estação automática de morcegos para evitar a interferência na amostragem acústica. As armadilhas foram compostas por uma armação com uma lâmpada de luz actínica, ligada a uma bateria portátil. Sob esta armação foi colocado um balde com uma esponja embebida em inseticida. Assim, os artrópodes, particularmente os insetos, atraídos pela luz acabaram por morrer ficando retidos dentro do balde. Após estes terem sido retirados dos baldes com pinças, foram armazenados no congelador para posterior identificação.

2.4.2.3 Parâmetros abióticos

A água dos charcos foi analisada *in situ*, utilizando uma sonda multi-parâmetro. Os parâmetros físico-químicos medidos foram a condutividade da água, o pH e o oxigénio dissolvido.

De forma a obter posteriormente a área ocupada por água, foi percorrido o contorno da lâmina de água dos charcos com GPS (Garmin GPSMAP 62).

2.4.3 Análise dos dados

2.4.3.1 Identificação dos morcegos e atividade de caça

Através dos cartões de memória contidos nas estações automáticas foi possível analisar as gravações usando o programa de análise de som Audacity 2.1.0 (<https://sourceforge.net/projects/audacity/>), que permite a identificação dos morcegos até à espécie. Foi considerada uma passagem de morcego cada sequência de três ou mais pulsos no cone de amostragem do microfone. Para todas as passagens foi registada a data, a forma do pulso, a frequência de máxima energia a duração do pulso, o intervalo entre pulsos e a espécie.

A identificação das espécies teve como base a Chave de Identificação de Vocalizações dos Morcegos de Portugal Continental (Rainho *et al.* 2011). As passagens com menos de três pulsos consecutivos ou cujos pulsos tinham pouca energia, não possibilitando uma

identificação viável, foram consideradas como “espécie não identificada”. Uma vez que existem ainda dificuldades na identificação de morcegos por sinais de ecolocalização, algumas espécies em determinadas passagens tiveram de ser agrupadas na mesma categoria ou grupo fônico. Essas dificuldades devem-se à grande variabilidade das características dos pulsos de ecolocalização que podem levar à sua sobreposição em várias espécies (Silva *et al.*, 2013).

A atividade de caça, foi analisada através da contagem do número de “feeding buzzes”, o que corresponde ao momento em que um morcego apanha uma presa. Para tais observações foi utilizado igualmente o programa Audacity 2.1.0.

2.4.3.2 Identificação dos artrópodes

Com os artrópodes conservados pelo congelador procedeu-se, através de uma lupa, à sua contagem e identificação até à Ordem. Para efeitos de identificação foi usado um guia de campo (Chinery, 1993) e chaves dicotómicas. Após a identificação, os artrópodes foram colocados numa estufa, a 60^o C, onde permaneceram durante 48 h de modo a estabilizar o seu peso. A pesagem das ordens de artrópodes correspondentes a cada charco foi realizada numa balança de precisão Mettler AE 100 com resolução de 0,1 mg (0,0000). Para minimizar a variação de valor, cada pesagem foi repetida três vezes e foi calculada a média dos valores.

2.4.3.3 Análise espacial

Foi utilizado o programa QGIS 2.14.7 (QGIS Development Team, 2016) para caracterizar a área de estudo. Após importar todos os transectos do GPS juntamente com a interseção entre o ficheiro correspondente à área de estudo (SIC) e o COS2007 calculou-se a área de cada charco em m². Para tal foi acrescentada uma coluna à tabela de atributos através da “calculadora de campo”, onde se selecionou “Geometria -> \$area”. De seguida, produziram-se *buffers* de 1000 m em torno dos charcos, nos quais se analisou a paisagem, a partir da ferramenta de geoprocessamento. De acordo com a nomenclatura de nível dois do COS2007, os usos do solo da área envolvente dos charcos foram classificados em 12 classes (Tabela 1). Posteriormente foi calculada a área de cada classe inserida nos 1000 m circundantes de cada charco. Essa área foi obtida, em primeiro lugar, com uma interseção

entre os “buffers” produzidos e o COS2007. Às interseções resultantes adicionaram-se colunas de geometria através da tabela de ferramentas e juntaram-se as camadas vetoriais. Por fim, em cada “buffer” foram somadas as áreas correspondentes à mesma classe com o auxílio da ferramenta “group stat”.

2.4.3.4 Análise estatística

Foram incluídos como variáveis resposta o número de passagens de morcegos, o número de “feeding buzzes” e o número de espécies, sendo 41 as variáveis explicativas, compreendidas em três conjuntos: características biofísicas dos charcos, ocupação do solo num raio de 1000 m e disponibilidade de artrópodes (Tabela 1). Os valores das passagens de morcegos e dos “feeding buzzes” foram transformados em logaritmo. Estas transformações foram necessárias para alcançar a normalidade e reduzir os efeitos de valores extremos (Zuur *et al.*, 2007).

Todas as variáveis explicativas, exceto o tipo de charco, foram emparelhadas diferenciando as características dos charcos temporários com as dos charcos permanentes, usando o pacote R “PairedData”. Como primeira análise comparámos essas características e verificámos os níveis de significância, através do “Wilcoxon signed rank test”.

Seguidamente foi feita a mesma análise para as variáveis resposta – atividade dos morcegos, atividade de caça e riqueza específica – comparando estas nos dois tipos de charcos. Em cada avaliação foi novamente realizado o “Wilcoxon signed rank test”. Verificámos também as diferenças entre os tipos de charcos das espécies de morcegos com maior e menor presença nestes habitats.

Posteriormente fez-se um teste de correlação entre as variáveis resposta e todas as variáveis explicativas, de modo a saber quais incluir nos modelos. Para evitar colinearidade entre variáveis, foram excluídas dos modelos aquelas altamente correlacionadas, ou seja, onde a correlação das variáveis era superior a 0,7 (Tabachnick & Fidell, 2013). Apenas foram selecionadas as variáveis explicativas mais significativas ($p\text{-value} \leq 0,05$) na construção dos modelos. A área da água e as biomassas e números discriminados nas ordens de artrópodes sofreram transformações logarítmicas ($\log(x)$ e $\log(x + 0,00001)$, respetivamente). As variáveis explicativas referentes à ocupação do solo sofreram transformações angulares (arco-seno da raiz quadrada) e a biomassa e número total de

artrópodes sofreram transformações de arco-seno (tabela 1). O tipo de charco foi avaliado como uma variável categórica que codifica o tipo de charco em temporário ou permanente, cuja categoria de referência utilizada nos modelos foi o permanente.

Após o ajuste dos dados modelámos a atividade dos morcegos e a atividade de caça com distribuição Gaussiana enquanto a riqueza específica foi modelada com distribuição de Poisson. O Modelo de Gauss é baseado na distribuição Normal (ou distribuição Gaussiana) enquanto o modelo de Poisson é baseado na distribuição de Poisson. Este último é particularmente útil para contagem de dados que tendem a ser heterogêneos e que são sempre não negativos (Zuur *et al.*, 2009).

Selecionámos modelos GLM aplicando o Critério de Informação Akaike (AICc). O AICc é um critério de informação corrigido para pequenas amostras, que indica o ajuste de cada modelo, penalizando a inclusão de variáveis explicativas (Burham *et al.*, 2011). Quanto menor o valor de AICc, melhor o modelo explicativo. Para cada variável resposta foram obtidos os 30 modelos mais explicativos. Simultaneamente, foi avaliada a plausibilidade de cada modelo com o parâmetro Akaike weight (w_i) e verificada a importância média relativa de cada variável. Os pressupostos do melhor modelo foram avaliados usando os resíduos nos modelos Gaussianos e usando os resíduos da deviance e de Pearson no modelo de Poisson. A avaliação da adequabilidade do modelo para a riqueza específica incluiu o cálculo do parâmetro de dispersão da Poisson. Caso o valor resultante seja aproximadamente 1, pode-se assumir que não existe sobredispersão e que o modelo é válido (Zuur *et al.*, 2009). As análises referentes ao AICc foram estimadas usando o pacote “glmulti” do R. Para os modelos com $\Delta AICc < 2$, foi calculado o ajustamento considerando a variância explicada (R^2 ajustado), nos modelos Gaussianos. No modelo de Poisson - modelo da riqueza específica - calculámos o pseudo- R segundo os métodos de CoxSnell, Nagelkerke, McFadden e Pearson², usando o pacote “modEVA” (Barbosa *et al.*, 2016). Posteriormente foi utilizada a técnica de “model averaging” para obter os coeficientes standartizados dos modelos médios finais, a partir dos modelos com $\Delta AICc < 2$. Para a aplicação desta técnica foi necessária a utilização do pacote R “MuMIn”.

Para todos os cálculos estatísticos e produção de gráficos recorreu-se aos “softwares” R 3.3.2 (R Development Core Team, 2016) e RStudio 1.0.44 (RStudio Team, 2016).

Tabela 1: Descrição e resumo estatístico das características biofísicas dos charcos, ocupação do solo (calculado num raio de 1000m em torno do charco) e disponibilidade de artrópodes.

Características biofísicas dos charcos	Descrição	Transformação	Charcos temporários		Charcos permanentes	
			Média ± desvio padrão	Intervalo	Média ± desvio padrão	Intervalo
Área água (m ²)	Área ocupada por água	logaritmo	5131 ± 7915,2	142 - 29174	2938 ± 4910,6	31 - 19930
Condutividade (µS)	Condutividade da água	-	687 ± 446,3	102 - 1568	621 ± 270,8	156 - 1085
pH	pH da água	-	7 ± 0,7	5,72 - 8,15	8 ± 0,9	5,78 - 9,4
Temp. água (Cº)	Temperatura da água, medida com a sonda do pH	-	22 ± 4,4	16,3 - 30,5	22 ± 2,9	18 - 28,4
O ² (ml/l)	Oxigénio presente a água	-	3 ± 2,6	0,56 - 8,09	7 ± 2,3	0,54 - 9,39
Vento (m/s)	Velocidade do vento medida junto ao charco	-	2 ± 2	0 - 6	1 ± 1,2	0 - 3,5
Tipo	O tipo de charco é uma variável categórica classificada em temporário ou permanente. A categoria base do tipo de charco é o permanente.	-	-	-	-	-
Ocupação do solo (Calculado num raio de 1000m em torno do charco)						
Urbano	Proporção de área urbana	angular	0,01 ± 0,02	0 - 0,07	0,02 ± 0,03	0 - 0,11
Indústria	Proporção de indústria, comércio e transportes	angular	0,001 ± 0,003	0 - 0,01	0,0009 ± 0,003	0 - 0,01
Inertes	Proporção de extracção de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção	angular	0,0007 ± 0,003	0 - 0,01	0,002 ± 0,004	0 - 0,01
Culturas temp.	Proporção de culturas temporárias de sequeiro, regadio e arrozais	angular	0,25 ± 0,19	0,02 - 0,74	0,4 ± 0,1	0,12 - 0,54
Culturas perm.	Proporção de culturas permanentes que incluem vinhas, pomares e olivais	angular	0,002 ± 0,004	0 - 0,02	0,007 ± 0,01	0 - 0,04
Pastagens	Proporção de pastagens permanentes	angular	0,1 ± 0,2	0 - 0,5	0,1 ± 0,1	0 - 0,27
Agricultura	Proporção de áreas agrícolas heterogéneas	angular	0,04 ± 0,06	0 - 0,2	0,08 ± 0,09	0 - 0,23
Florestas	Proporção de florestas de folhosas, de resinosas e mistas	angular	0,1 ± 0,09	0 - 0,3	0,1 ± 0,08	0 - 0,3
Florestas abertas	Proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	angular	0,3 ± 0,3	0 - 0,7	0,3 ± 0,3	0 - 0,8
Áreas abertas	Proporção de zonas descobertas e com pouca vegetação	angular	0,2 ± 0,3	0 - 0,9	0,04 ± 0,1	0 - 0,4

Zonas húmidas int.	Proporção de zonas húmidas interiores	angular	0,0002 ± 0,0008	0 - 0,003	0,0006 ± 0,002	0 - 0,009
Águas int.	Proporção de águas interiores	angular	0,0004 ± 0,001	0 - 0,005	0,003 ± 0,006	0 - 0,005
Artrópodes						
n Arthropoda	Número de artrópodes	Raíz quadrada	49,1 ± 74,7	1 - 249	92 ± 138,8	1 - 556
Biomass Arthropoda	Biomassa de artrópodes	Raíz quadrada	0,06 ± 0,07	0,0003 - 0,3	0,062 ± 0,064	0,001 - 0,224
n Diptera	Número de insetos dípteros	logaritmo	20,1 ± 29,3	0 - 107	69,8 ± 121,7	1 - 484
Biomass Diptera	Biomassa de insetos dípteros	logaritmo	0,008 ± 0,011	0 - 0,0339	0,03 ± 0,05	0,0002 - 0,2
n Hemiptera	Número de insetos hemípteras	logaritmo	11,8 ± 25,1	0 - 83	9,8 ± 19,2	0 - 79
Biomass Hemiptera	Biomassa de insetos hemípteras	logaritmo	0,005 ± 0,009	0 - 0,0291	0,003 ± 0,006	0 - 0,03
n Coleoptera	Número de insetos coleópteros	logaritmo	10,9 ± 16,6	0 - 52	5 ± 10,07	0 - 39
Biomass Coleoptera	Biomassa de insetos coleópteros	logaritmo	0,02 ± 0,04	0 - 0,15	0,02 ± 0,03	0 - 0,08
n Lepidoptera	Número de insetos lepidópteros	logaritmo	3 ± 3	0 - 9	4,9 ± 7,8	0 - 27
Biomass Lepidoptera	Biomassa de insetos lepidópteros	logaritmo	0,01 ± 0,01	0 - 0,05	0,01 ± 0,02	0 - 0,06
n Hymenoptera	Número de insetos himenópteros	logaritmo	2,6 ± 8,2	0 - 34	1,7 ± 3	0 - 11
Biomass Hymenoptera	Biomassa de insetos himenópteros	logaritmo	0,0005 ± 0,0013	0 - 0,006	0,001 ± 0,004	0 - 0,02
n Orthoptera	Número de insetos ortópteros	logaritmo	0,06 ± 0,24	0 - 1	0,1 ± 0,3	0 - 1
Biomass Orthoptera	Biomassa de insetos ortópteros	logaritmo	0,0007 ± 0,0027	0 - 0,01	0,0007 ± 0,002	0 - 0,007
n Dermaptera	Número de insetos dermápteros	logaritmo	0 ± 0	0 - 0	0,06 ± 0,24	0 - 1
Biomass Dermaptera	Biomassa de insetos dermápteros	logaritmo	0 ± 0	0 - 0	0,0002 ± 0,0007	0 - 0,003
n Aracnidea	Número de aracnídeos	logaritmo	0,5 ± 1	0 - 4	0,6 ± 0,8	0 - 2
Biomass Aracnidea	Biomassa de aracnídeos	logaritmo	0,0006 ± 0,001	0 - 0,005	0,001 ± 0,002	0 - 0,0061
n Isopoda	Número de crustáceos isópodes	logaritmo	0,06 ± 0,24	0 - 1	0 ± 0	0 - 0
Biomass Isopoda	Biomassa de crustáceos isópodes	logaritmo	0,0004 ± 0,001	0 - 0,006	0 ± 0	0 - 0
n Julida	Número de artrópodes da ordem Julida	logaritmo	0,06 ± 0,24	0 - 1	0 ± 0	0 - 0
Biomass Julida	Biomassa de artrópodes da ordem Julida	logaritmo	0,007 ± 0,027	0 - 0,1	0 ± 0	0 - 0

2.5 Resultados

2.5.1 Caracterização biofísica dos charcos

Os charcos amostrados foram caracterizados considerando 41 variáveis agrupadas em três conjuntos: biofísicas, disponibilidade de artrópodes e usos do solo na envolvente (Tabela 1). Para realizar uma avaliação preliminar das características dos charcos, comparámos os valores obtidos para charcos temporários com os dos charcos permanentes. Os resultados indicam que para a maioria das variáveis não há diferenças entre os dois tipos de charcos. Contudo, verificámos diferenças – significativas ou próximo do nível de significância – para as variáveis pH e oxigénio da água, velocidade do vento, número e biomassa de e para o uso do solo de culturas temporárias (Figs. 5 a 10).

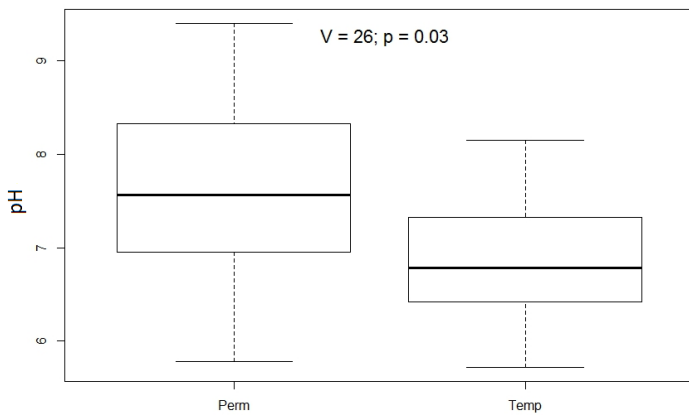


Figura 5: Valores do pH da água nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

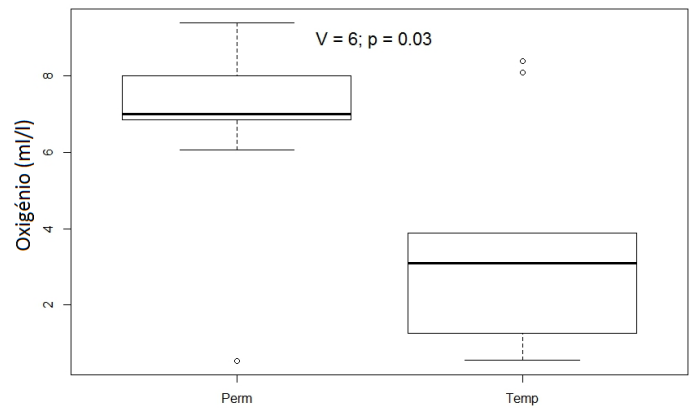


Figura 6: Valores do oxigénio dissolvido na água nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

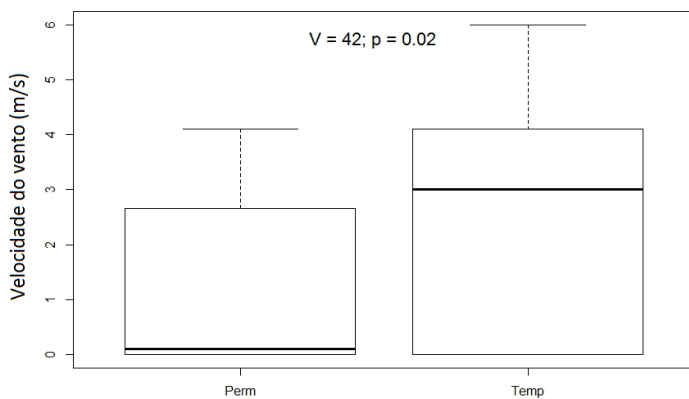


Figura 7: Valores da velocidade do vento nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

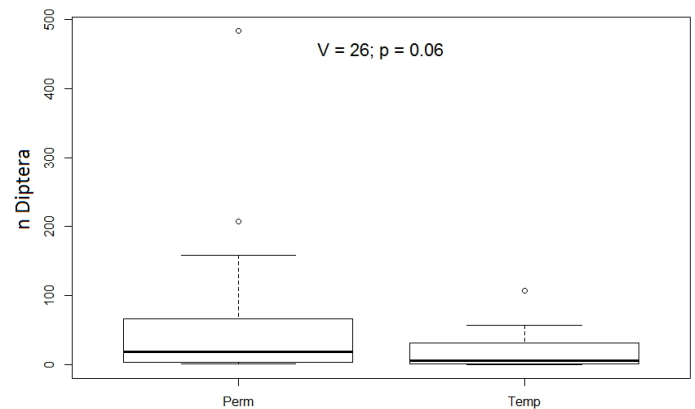


Figura 8: Valores do número de dípteros nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

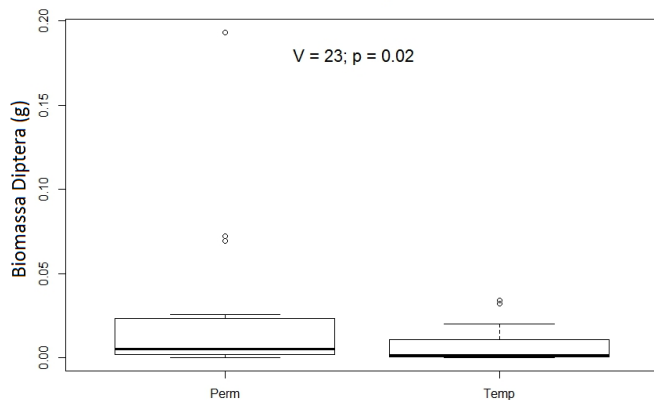


Figura 9: Valores da biomassa de dípteros nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

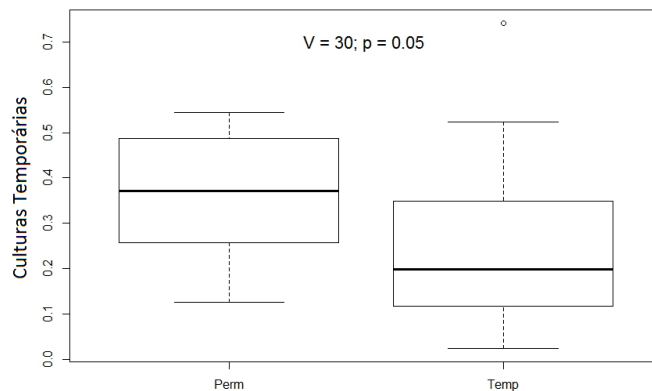


Figura 10: Valores da proporção de culturas temporárias num raio de 1000 m nos charcos permanentes (Perm) e nos charcos temporários (Temp).

2.5.2 Utilização dos charcos pelos morcegos

No total detetámos 12072 passagens de morcegos, 8270 nos charcos temporários (min = 0, máx = 7286) e 3802 nos charcos permanentes (min = 0, máx = 996). Consequentemente, o valor médio da atividade de morcegos foi superior nos charcos temporários do que nos permanentes (516 vs 237 passagens). Contudo, a quase totalidade da atividade de morcegos nos charcos temporários foi detetada num único charco; cerca de 88% do número total de passagens, pelo que é mais correto a avaliação dos valores medianos nesta comparação. O valor mediano da atividade de morcegos é de 4,5 passagens nos charcos temporários e de 76,5 nos charcos permanentes. Dos 16 pares de charcos amostrados, 11 permanentes apresentam maior número de passagens que o temporário correspondente, havendo diferenças entre os tipos de charcos, embora não significativas (Fig. 11).

Os valores da atividade de caça revelam um padrão semelhante ao da atividade dos morcegos; há um número total de 605 “feeding buzzes” nos charcos temporários (min = 0, máx = 464) e 222 “feeding buzzes” nos charcos permanentes (min = 0, máx = 74). O elevado valor registado para os charcos temporários foi extremamente influenciado por um único charco, onde ocorreram 76% dos “feeding buzzes”. Também para esta comparação é mais correto utilizar os valores medianos. O valor mediano da atividade de caça nos charcos temporários é de 0 e nos charcos permanentes de 1,5. Contudo, não se verificam diferenças significativas entre charcos temporários e permanentes (Fig. 12).

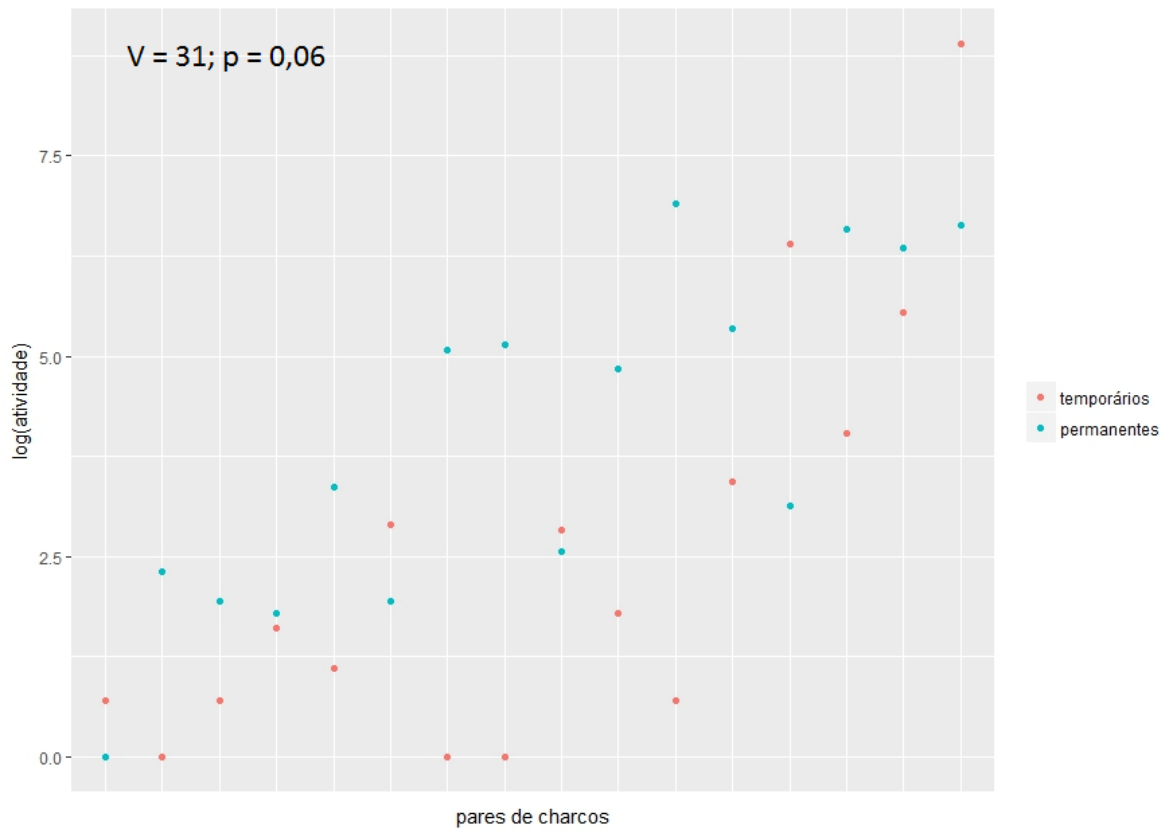


Figura 11: Número de passagens de morcegos (logaritmo), comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.

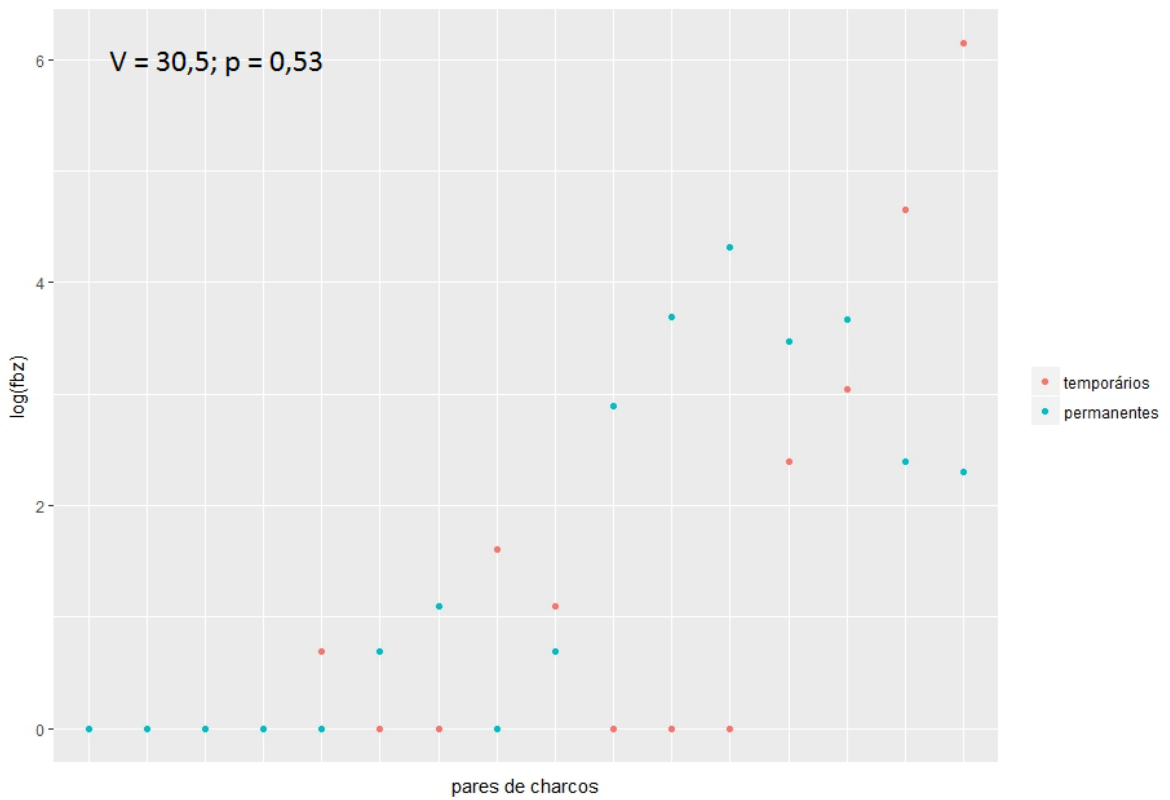


Figura 12: Número de “feeding buzzes” (logaritmo), comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.

A riqueza específica também é superior nos charcos permanentes (mediana = 3,5; min = 0, máx = 8) do que nos temporários (mediana = 2; min = 0, máx = 6), apresentando diferenças significativas (Fig. 13).

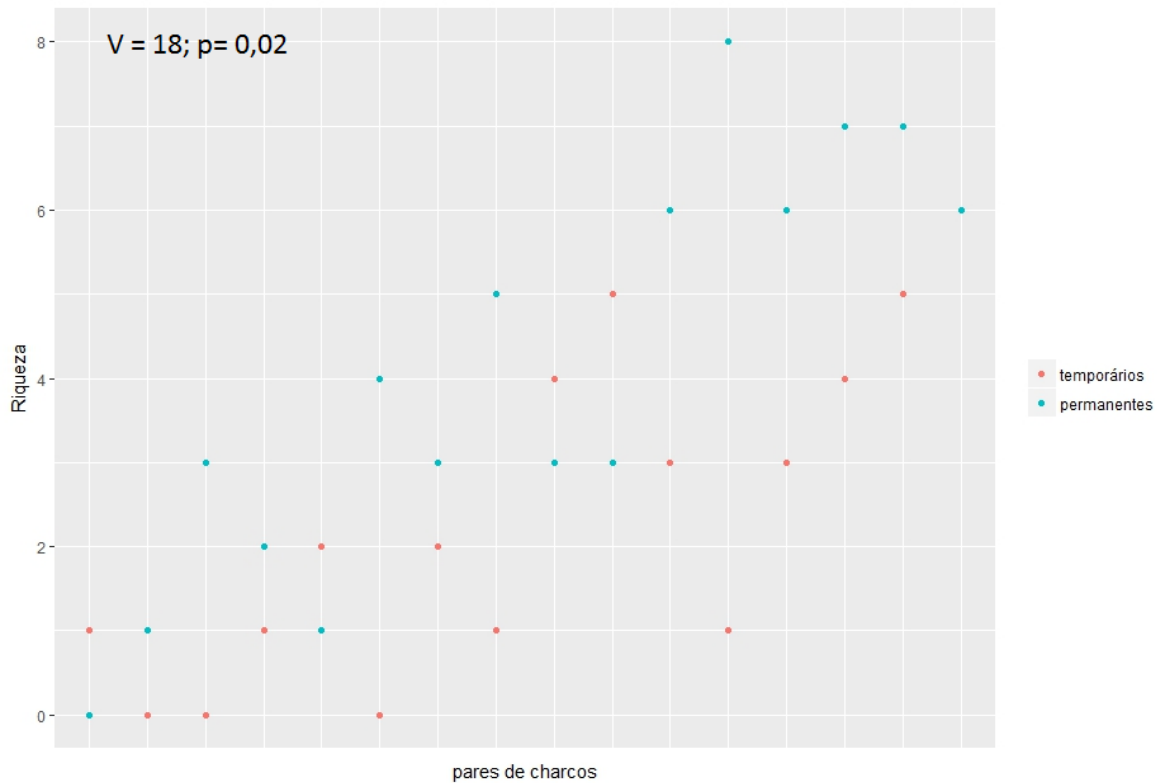


Figura 13: Riqueza específica de morcegos comparando os charcos temporários com os charcos permanentes correspondentes.

Das 16 espécies ou grupos de espécies de morcegos detetadas (Tabela 2) as mais comuns pertencem ao género *Pipistrellus*: *P. pipistrellus* (n = 3622 passagens), *P. pygmaeus* (n = 1101) e *P. kuhlii* (n = 667). Estas três espécies não apresentam diferenças na utilização dos dois tipos de charcos (p = 0,81; p = 0,63 e p = 0,08, respetivamente). Contrariamente, as espécies mais raras ou com estatuto elevado de conservação são quase exclusivamente observadas nos charcos permanentes: *Tadarida teniotis* (n = 3 passagens), *Barbastella barbastellus* (n = 2) e *Rhinolophus ferrumequinum* (n = 1). A exceção são os morcegos orelhudos, *Plecotus* spp., que estiveram presentes nos dois tipos de charcos com valores semelhantes de atividade (n = 1 passagens em charcos permanentes vs. n = 2 passagens em charcos temporários).

Tabela 2: Descrição e resumo estatístico das espécies observadas no conjunto dos 32 charcos amostrados.

Espécies	Charcos temporários			Charcos permanentes		
	Mediana	Média ± desvio padrão	Intervalo	Mediana	Média ± desvio padrão	Intervalo
<i>Pipistrellus</i> spp.	0	75 ± 286,9	0 - 1186	1	14,1 ± 28	0 - 106
<i>P. kuhlii</i>	2	22 ± 78,26	0 - 325	3	19,7 ± 39,6	0 - 142
<i>P. pipistrellus</i>	0	164,9 ± 493,1	0 - 2003	1	61,4 ± 109,4	0 - 398
<i>P. pygmaeus</i>	0	64,9 ± 247,4	0 - 1023	0	3,9 ± 8	0 - 25
<i>Plecotus</i> spp.	0	0,1 ± 0,3	0 - 1	0	0,06 ± 0,2	0 - 1
<i>Nyctalus</i> spp.	0	0,9 ± 2,3	0 - 9	0	1,9 ± 3,8	0 - 15
<i>N. lasiopterus/ noctula</i>	0	0 ± 0	0 - 0	0	0,5 ± 1,9	0 - 8
<i>N. leisleri</i>	0	1,2 ± 2,6	0 - 9	0	7,1 ± 15,1	0 - 58
<i>Eptesicus serotinus/ isabellinus</i>	0	0,8 ± 2,1	0 - 8	0,5	15,4 ± 22,7	0 - 76
<i>E. serotinus/ isabellinus ou N. leisleri</i>	0	7,3 ± 24	0 - 99	1,5	24,6 ± 40,3	0 - 132
<i>Myotis</i> spp.	0	0,3 ± 0,8	0 - 3	0	0,6 ± 1,9	0 - 8
<i>M. myotis/ blythii</i>	0	0,06 ± 0,24	0 - 1	0	1,5 ± 3,5	0 - 13
<i>M. escaleraei</i>	0	0,2 ± 0,5	0 - 2	0	0,4 ± 0,8	0 - 3
<i>M. daubentonii</i>	0	0 ± 0	0 - 0	0	0,5 ± 0,9	0 - 3
<i>Barbastella barbastellus</i>	0	0 ± 0	0 - 0	0	0,1 ± 0,5	0 - 2
<i>Tadarida teniotis</i>	0	0 ± 0	0 - 0	0	0,2 ± 0,7	0 - 3
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	0	0 ± 0	0 - 0	0	0,06 ± 0,2	0 - 1

2.5.3 Atividade de morcegos nos charcos

A atividade dos morcegos é influenciada por três variáveis, incluídas no modelo mais explicativo (Tabela 9 e Fig. 33 - Anexo 1): a velocidade do vento, a biomassa de dípteros e a proporção de área urbana na envolvente do charco (Tabela 3). Ademais, três outros modelos são igualmente suportados porque apresentam valores semelhantes de AICc, $\Delta < 2$ (Tabela 10 - Anexo 1). Estes modelos incluem também a biomassa de aracnídeos e a proporção de florestas abertas como variáveis importantes. A variância explicada por qualquer destes quatro modelos é muito semelhante e superior a 70% (Tabela 3).

Tabela 3: Resumo dos modelos para a atividade dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respectivos valores de AICc, pesos (Wi) e variância explicada (R^2 - ajustado).

	Modelos	AICc	Wi	R^2 -ajustado
1	Vento + Biomass Diptera + Urbano	117,70	0,141	0,70
2	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Florestas abertas	118,45	0,097	0,73
3	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	118,48	0,095	0,71
4	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	118,49	0,095	0,71

A análise do peso relativo das variáveis indica que a área urbana, a biomassa de dípteros e a velocidade do vento têm um peso próximo de 1, e que a área de florestas abertas e a biomassa de aracnídeos têm valores de aproximadamente 0,4. Outras variáveis com menor importância incluem a área ocupada por água, a biomassa de artrópodes, as culturas temporárias, as pastagens e o tipo de charco (Fig. 14).

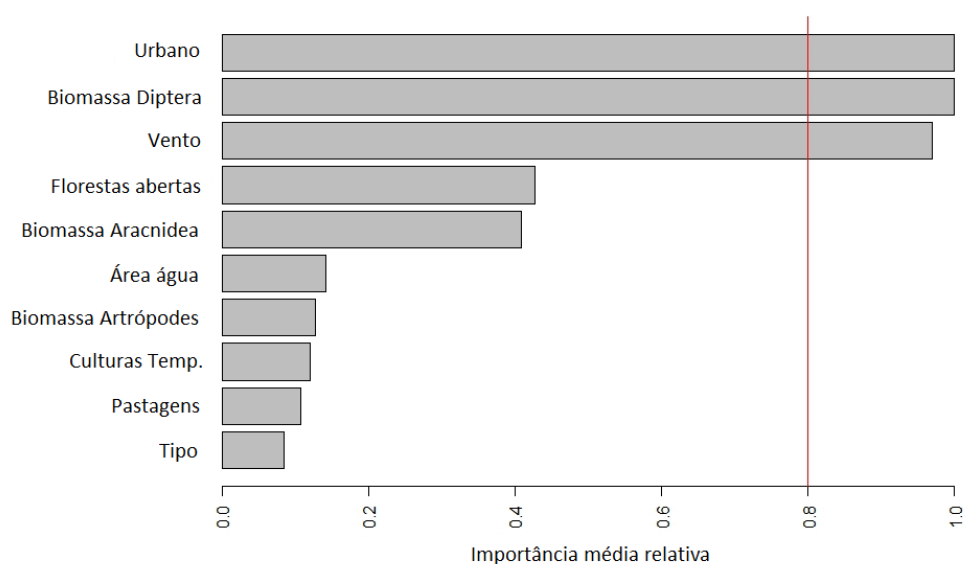


Figura 14: Importância média das variáveis para a atividade de morcegos. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.

Os quatro modelos da atividade igualmente suportados foram integrados usando a técnica de “model averaging”, que resultou num modelo médio final (Tabela 4). Segundo este modelo, a atividade dos morcegos tem uma relação positiva com a biomassa de dípteros, a área urbana e a biomassa de aracnídeos. A velocidade do vento e a proporção de florestas abertas têm uma influência negativa na atividade dos morcegos nos charcos (Tabela 4; Figs. 15 a 19). As variáveis com maior influência no modelo – coeficientes estandardizados com

valor absoluto mais elevado – são a biomassa de dípteros, a área urbana e a velocidade do vento (Tabela 4).

Tabela 4: Coeficientes estandardizados do modelo médio final da atividade de morcegos. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável.

	(Intercept)	Biomassa Diptera	Urbano	Biomassa Aracnídea	Florestas abertas	Vento
Full	0	1,109	0,877	0,173	-0,172	-0,712
Subset	0	1,109	0,877	0,384	-0,384	-0,712

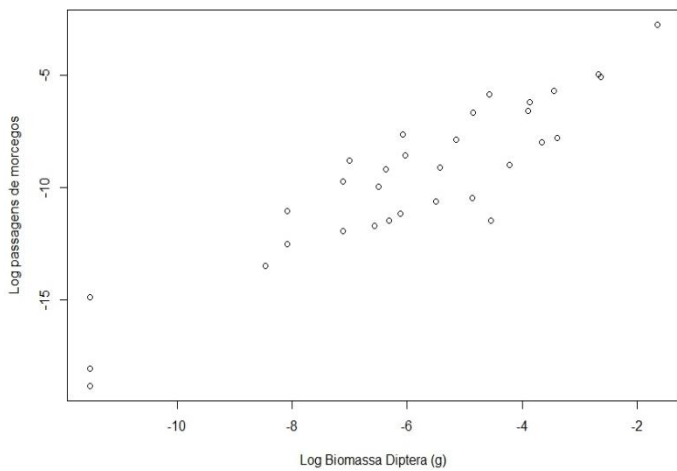


Figura 15: Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a biomassa de dípteros (logaritmo).

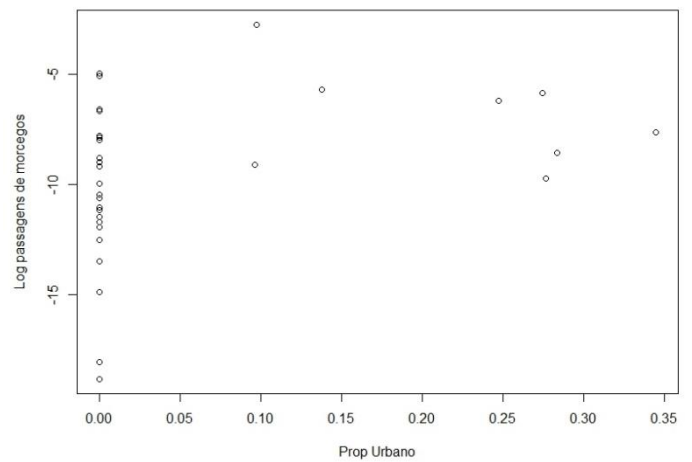


Figura 16: Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular).

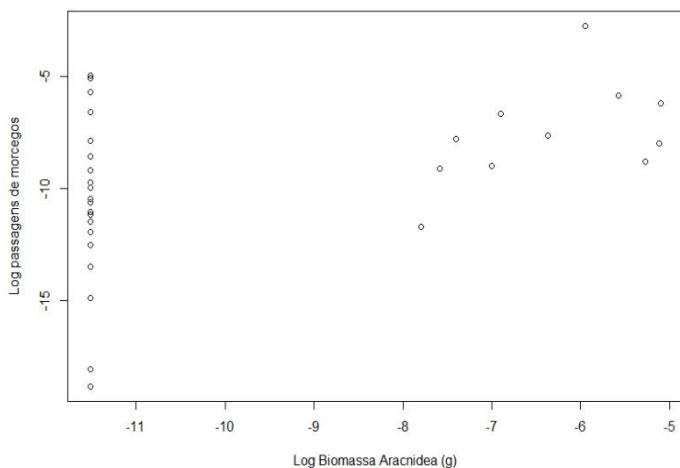


Figura 17: Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a biomassa de aracnídeos (logaritmo).

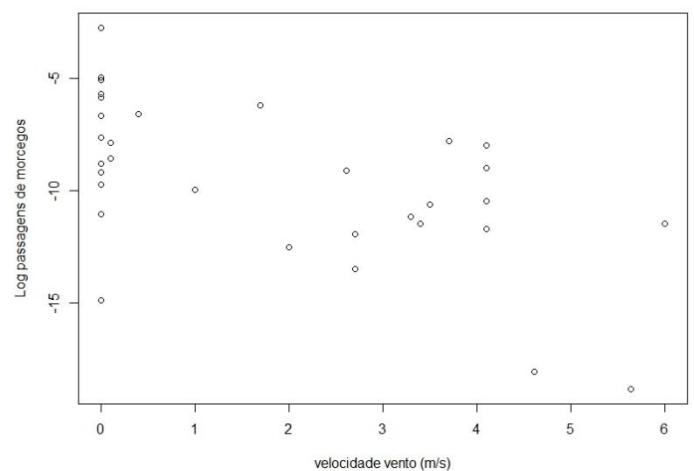


Figura 18: Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a velocidade do vento.

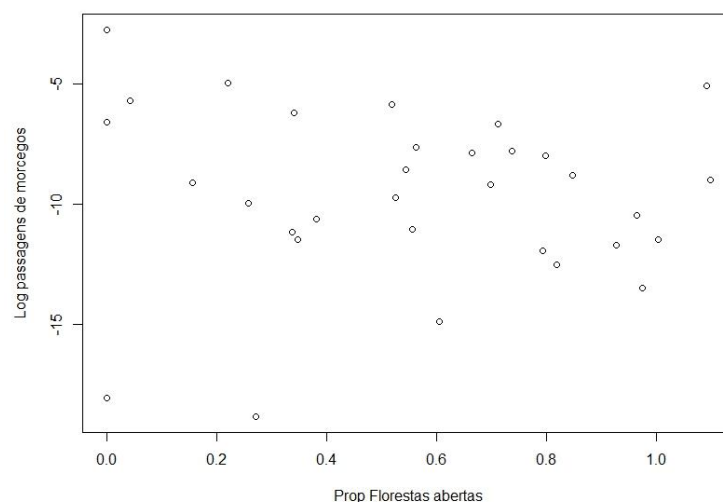


Figura 19: Relação entre a atividade estimada de morcegos (logaritmo) e a proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea num raio de 1000m (transformação angular).

2.5.4 Atividade de caça de morcegos

A atividade de caça dos morcegos apresenta padrões muito semelhantes aos da atividade, embora o modelo resultante seja mais complexo, pois inclui quatro variáveis explicativas (Tabela 11 e Fig. 34 - Anexo 2). A atividade de caça é também influenciada pela velocidade do vento, biomassa de dípteros e área urbana. Contudo, o modelo integra uma variável adicional, a proporção de florestas abertas (Tabela 5). De entre os 30 melhores modelos (Tabela 12 - Anexo 2), foram considerados outros seis com igual suporte estatístico ($\Delta AICc < 2$). Estes incluem as variáveis tipo de charco, proporção de pastagens e proporção de culturas temporárias. Os valores de variância explicada por estes modelos são superiores a 55% (Tabela 5).

Tabela 5: Resumo dos modelos para a atividade de caça dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respetivos valores de AICc, pesos (W_i) e variância explicada (R^2 - ajustado). Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.

	Modelos	AICc	W_i	R^2 -ajustado
1	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	106,87	0,122	0,61
2	Vento + Biomass Diptera + Urbano	107,29	0,099	0,56
3	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano	107,83	0,076	0,59
4	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	107,86	0,075	0,62
5	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	108,74	0,048	0,61
6	Vento + Biomass Arthropoda + Urbano	108,76	0,048	0,56
7	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	108,80	0,047	0,58

Analisando a importância relativa das variáveis verificou-se que a área urbana, a velocidade do vento e a biomassa de dípteros têm um peso superior a 0,8, sendo consideradas de elevada importância. A proporção de florestas abertas e o tipo de charco apresentam valores intermédios de importância (0,2 - 0,6). Os modelos incluem também variáveis com menor importância relativa: a biomassa total de artrópodes, a proporção de pastagens, a proporção de culturas temporárias e a área ocupada por água (Fig. 20).

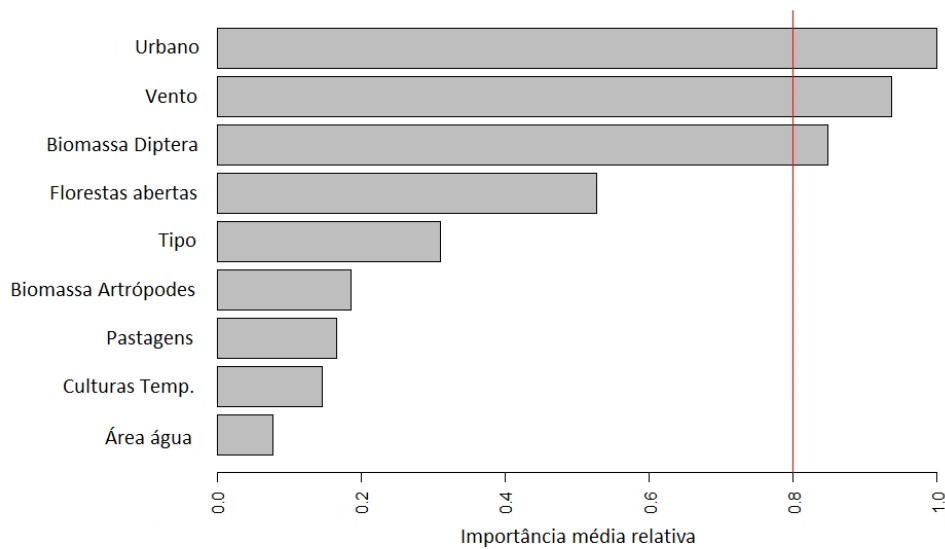


Figura 20: Importância média das variáveis para a atividade de caça. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.

O modelo médio final revela uma forte influência positiva da área urbana e da biomassa de dípteros na atividade de caça dos morcegos (Tabela 6; Figs. 21 e 22). Contrariamente, a velocidade do vento tem uma influência negativa com um elevado coeficiente (Fig. 23). A atividade de caça foi mais elevada nos charcos temporários e a biomassa total de artrópodes também tem uma relação positiva com a atividade de caça (Tabela 6; Fig. 24 e 25). Por outro lado, os usos do solo correspondentes às pastagens, culturas temporárias e a florestas abertas mostraram uma influência negativa sobre esta atividade (Figs. 26 a 28).

Tabela 6: Coeficientes estandardizados do modelo médio final da atividade de caça. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável. Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.

	(Intercept)	Urbano	Biomassa Diptera	Tipo	Biomassa Arthropoda	Pastagens	Culturas Temporárias	Florestas abertas	Vento
Full	0	0,734	0,487	0,088	0,039	-0,022	-0,022	-0,179	-0,562
Subset	0	0,734	0,536	0,302	0,421	-0,231	-0,248	-0,375	-0,562

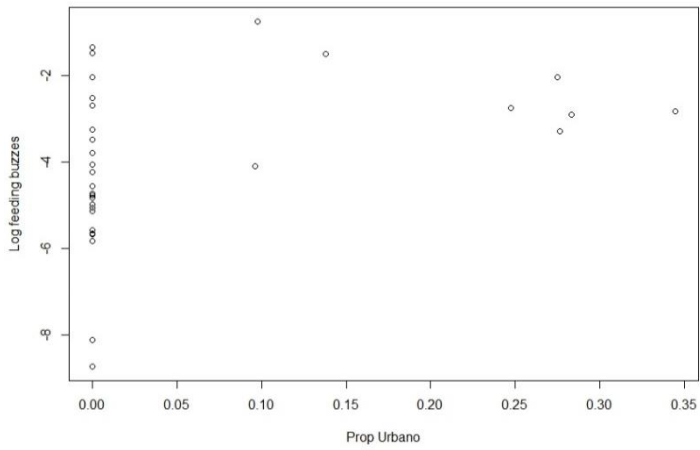


Figura 21: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular).

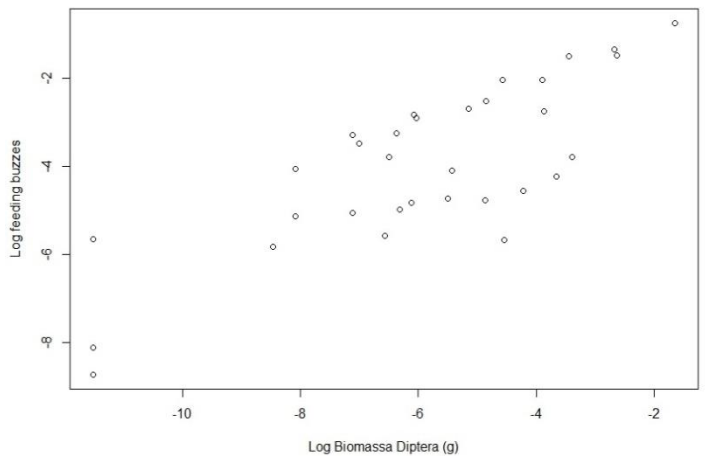


Figura 22: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a biomassa de dípteros (logaritmo).

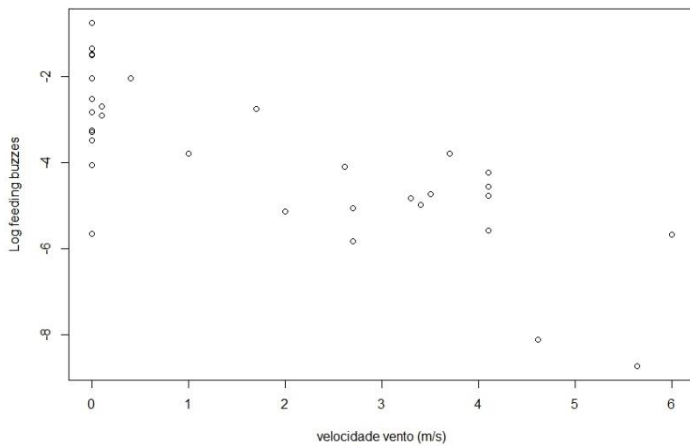


Figura 23: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a velocidade do vento.

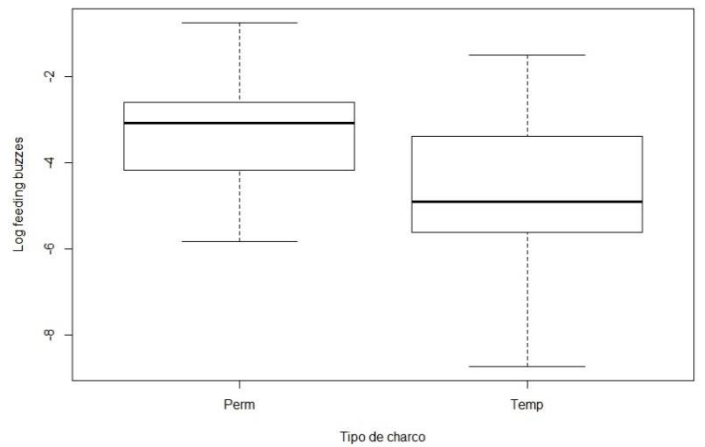


Figura 24: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e o tipo de charco.

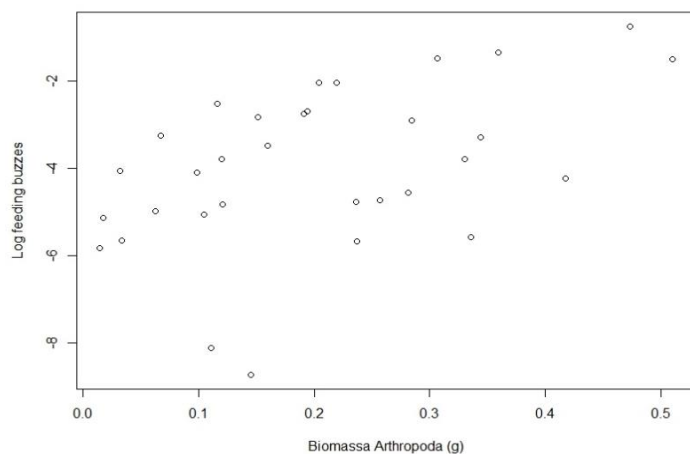


Figura 25: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a biomassa total de artrópodes (raiz quadrada).

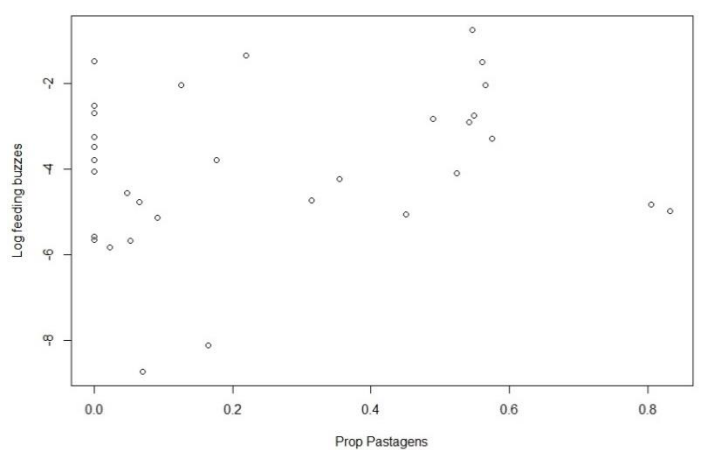


Figura 26: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de pastagens num raio de 1000m (transformação angular).

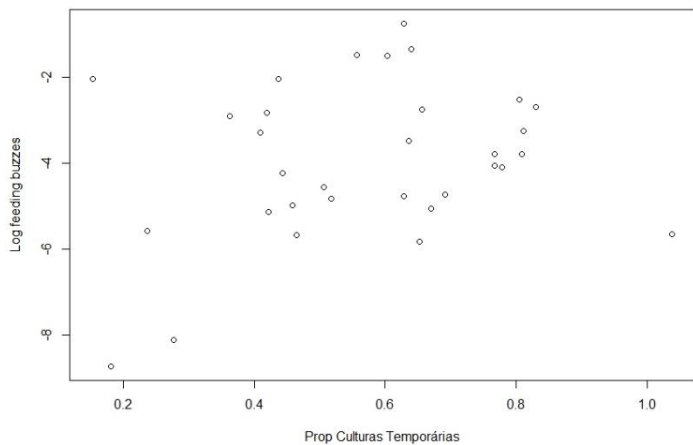


Figura 27: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de culturas temporárias num raio de 1000m (transformação angular).

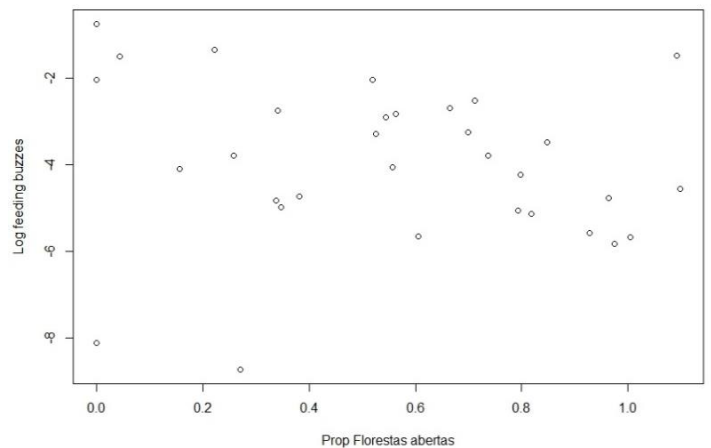


Figura 28: Relação entre os “feeding buzzes” estimados (logaritmo) e a proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea num raio de 1000m (transformação angular).

2.5.5 Riqueza específica de morcegos

A avaliação da riqueza específica de morcegos nos charcos incluiu a biomassa de dípteros e a proporção de área urbana no modelo mais explicativo (Tabela 13 e Fig. 35 - Anexo 3). O valor do parâmetro de dispersão calculado para este modelo de Poisson foi de 1,15 indicando que o modelo é apropriado para modelar estes dados (Zuur *et al.*, 2009). No conjunto dos 30 melhores modelos obtidos (Tabela 14 - Anexo 3), houve outros dois modelos igualmente suportados, com $\Delta AICc < 2$ (Tabela 7). Estes incluem as variáveis tipo de charco e velocidade do vento, o que as torna variáveis importantes. Os três modelos apresentam valores de variância explicada superior a 55% (Tabela 7). Comprovámos ainda que a ordenação dos modelos foi a mesma para as várias fórmulas de pseudo- R^2 (Nagelkerke, MsFadden e Pearson²).

Tabela 7: Resumo dos modelos para a riqueza específica dos morcegos em charcos. São apresentados apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ e respetivos valores de AICc, pesos (Wi) e variância explicada Pseudo R^2 – calculado segundo o método CoxSnell). Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.

	Modelos	AICc	Wi	Pseudo - R^2
1	Biomass Diptera + Urbano	127,24	0,195	0,56
2	Tipo + Biomass Diptera + Urbano	128,48	0,105	0,58
3	Vento + Biomass Diptera + Urbano	128,88	0,086	0,57

Os resultados do peso relativo das variáveis indicam que a biomassa de dípteros e a proporção de área urbana têm uma importância elevada nos modelos. A velocidade do vento e o tipo de charco apresentam valores intermédios, entre 0,2 e 0,4. A biomassa de

artrópodes, a biomassa de aracnídeos e a área ocupada por água têm uma baixa importância relativa nos modelos, com valores menores que 0,2 (Fig. 29).

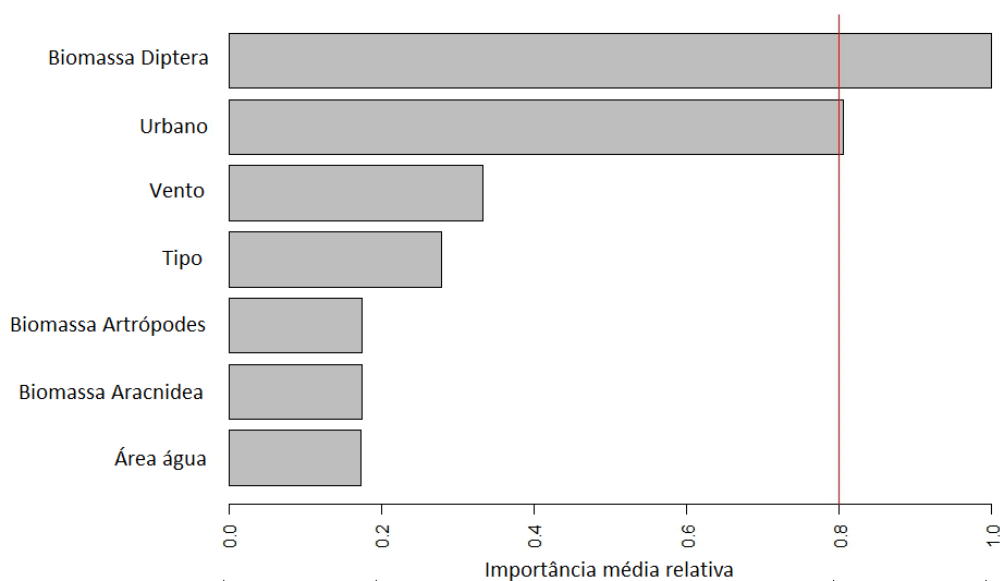


Figura 29: Importância média das variáveis para a riqueza de morcegos. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente. As variáveis com valores acima de 0,8 têm um peso relativo elevado – linha a vermelho.

Considerando o modelo médio final de riqueza específica identificámos uma relação positiva com a biomassa de dípteros e com a área urbana, ambas as variáveis com maiores coeficientes (Tabela 8; Fig. 30 e 31). A velocidade do vento (Fig. 32) e o tipo de charco têm uma relação negativa com a riqueza, embora com coeficientes baixos. É de referir que o tipo de charco é uma variável categórica cuja categoria base corresponde aos charcos permanentes.

Tabela 8: Coeficientes estandardizados do modelo médio final da riqueza específica. Full – média dos valores de coeficiente considerando o valor de zero nos modelos que não incluem a variável. Subset – média dos valores de coeficiente considerando apenas os modelos que incluem a variável. Tipo – variável categórica correspondente aos charcos permanentes.

	(Intercept)	Biomassa Díptera	Urbano	Vento	Tipo
Full	0	0,487	0,223	-0,025	-0,034
Subset	0	0,487	0,223	-0,112	-0,125

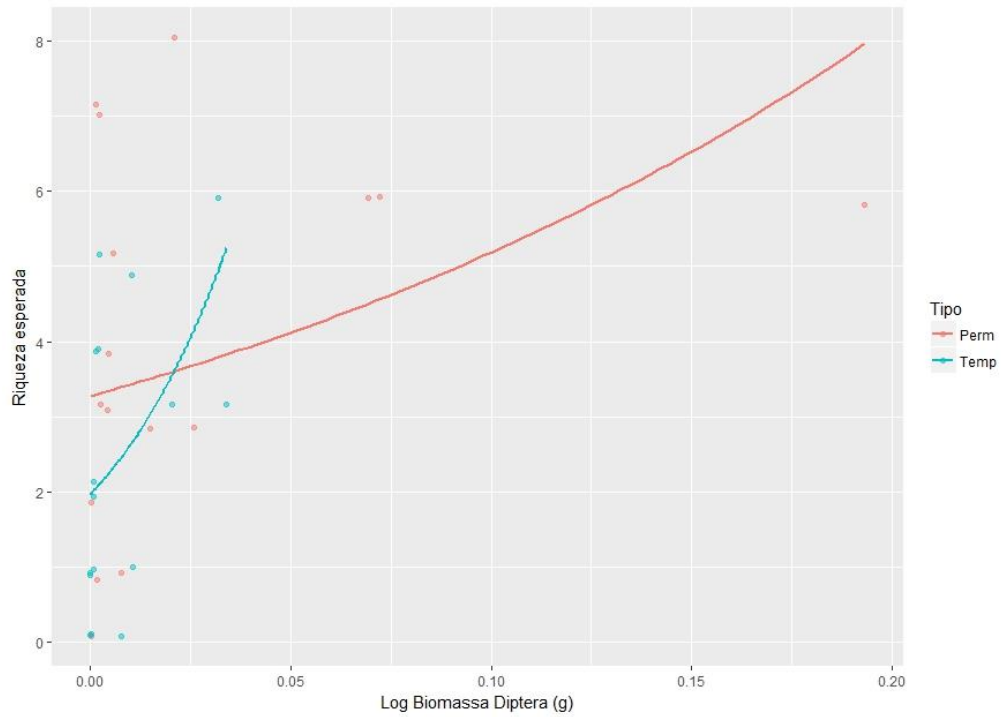


Figura 30: Relação entre a riqueza específica estimada e a biomassa de dípteros (logaritmo), comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).

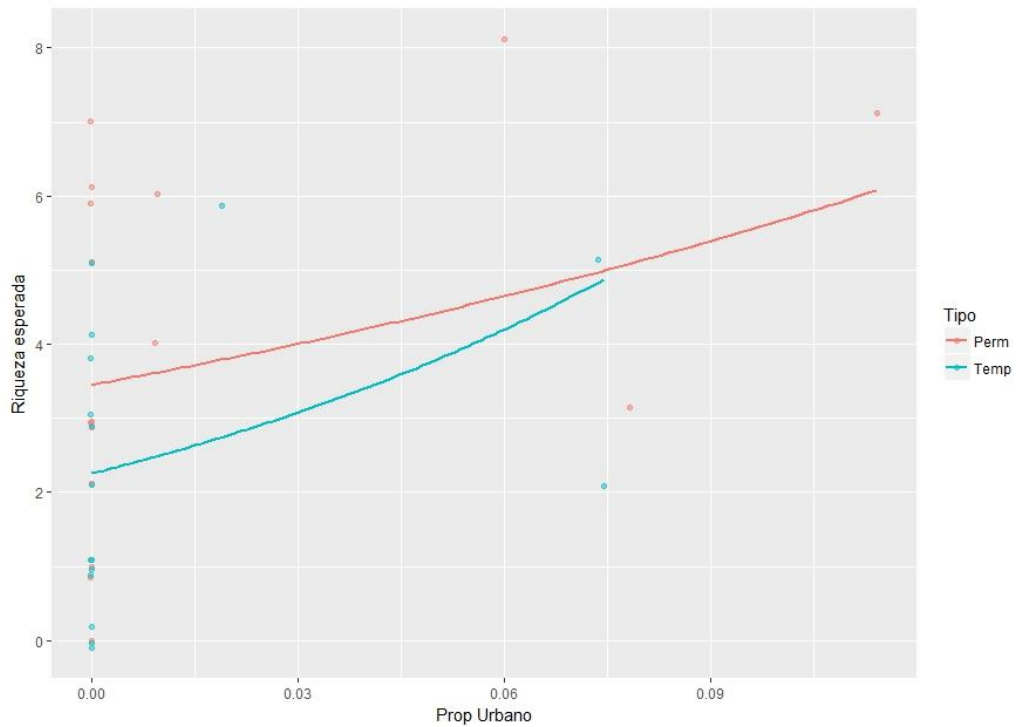


Figura 31: Relação entre a riqueza específica estimada e a proporção de área urbana num raio de 1000m (transformação angular), comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).

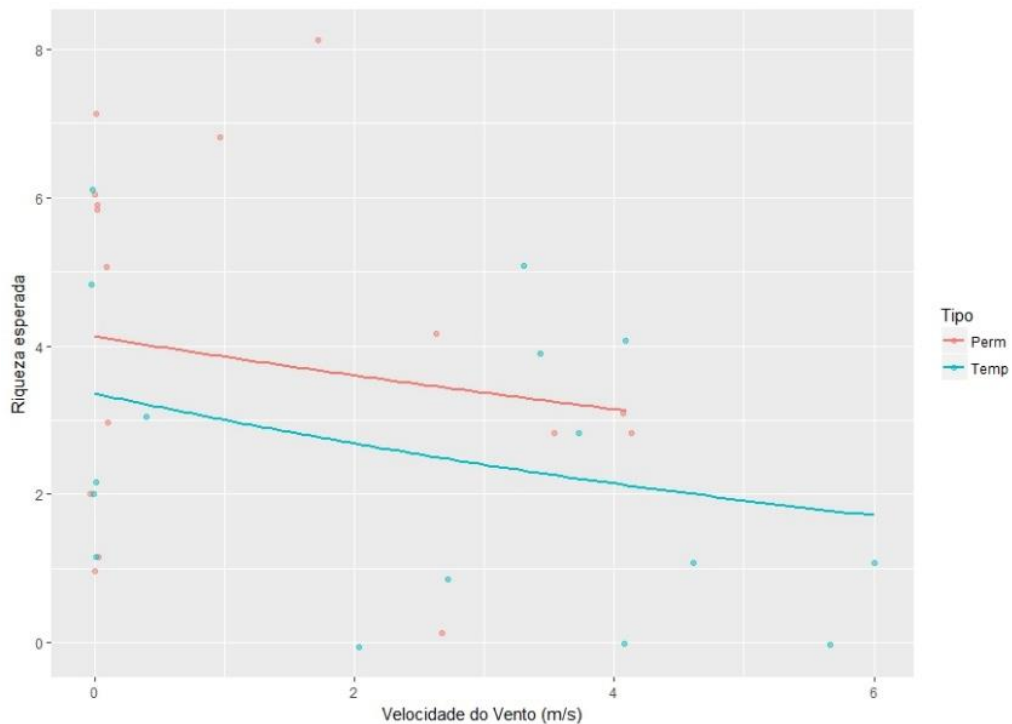


Figura 32: Relação entre a riqueza específica estimada e a velocidade do vento, comparando os charcos permanentes (Perm) com os charcos temporários (Temp).

2.6. Discussão

Este estudo avalia a influência da duração do hidroperíodo de zonas húmidas lânticas na comunidade de morcegos, comparando charcos temporários e permanentes. Especificamente, o estudo analisa o efeito das características dos charcos, do uso do solo na área circundante e da disponibilidade de alimento na atividade de morcegos e na riqueza específica. Os resultados revelaram que apenas a riqueza específica foi influenciada pelo tipo de hidroperíodo dos charcos, mas com um coeficiente baixo. A utilização dos charcos pelos morcegos pode estar relacionada com o efeito positivo da proporção de área urbana envolvente e da biomassa de dípteros. Em contrapartida, a velocidade do vento teve uma relação negativa com a atividade dos morcegos. Este conjunto de três variáveis tem uma grande importância e foi selecionado nos modelos mais explicativos para a atividade total de morcegos, a atividade de caça e a riqueza específica de cada charco.

2.6.1 Caracterização biofísica dos charcos

A avaliação às características dos charcos e meio envolvente permite aferir a razoabilidade da comparação entre os dois tipos de charco, os charcos temporários e os charcos

permanentes. De entre as 40 características analisadas, apenas observámos diferenças para as variáveis pH, oxigénio da água, velocidade do vento, número e biomassa de dípteros, e proporção de culturas temporárias. Os valores de pH e o maior teor de oxigénio na água podem refletir a maior profundidade de coluna de água nos charcos permanentes do que nos charcos temporários. No entanto, os valores de oxigénio apresentam uma grande variação e são muito dependentes da presença de plantas, da temperatura da água e da hora do dia a que ocorreu a medição. Segundo vários estudos na literatura, o tamanho dos charcos tem uma relação forte e positiva com a riqueza de espécies de morcegos que os utilizam (Rainho, 1994; Taylor & Tuttle, 2007; Razgour *et al.*, 2010; Korine *et al.*, 2016). Contudo, os nossos modelos não detetaram a influência da área de superfície de água dos charcos sobre a sua utilização pelos morcegos. A associação de grandes charcos com águas permanentes e charcos menores com hidroperíodos temporários (Bazzanti *et al.*, 2008; Razgour *et al.*, 2010; Razgour *et al.*, 2011) também não foi observada neste estudo. É de referir que a maior superfície de água foi registada num charco temporário.

2.6.2 Utilização dos charcos pelos morcegos

Os dados recolhidos indicam que os charcos são habitats com elevada atividade das espécies de morcegos, mas com grande variação. Em alguns charcos, temporários e permanentes, não detetámos qualquer atividade de morcegos durante a amostragem enquanto que foram registadas mais de 7200 passagens num só charco temporário. Em determinadas condições os charcos temporários podem ter valores de atividade muito elevados, o que pode explicar estes dados. Apesar deste valor muito elevado, a atividade de morcegos foi semelhante entre charcos temporários e charcos permanentes. Este resultado corrobora a escassa informação publicada sobre a utilização de morcegos em diferentes tipos de charcos. Razgour *et al.* (2010) também encontraram valores semelhantes de atividade de morcegos em charcos temporários e em charcos permanentes que ocorrem no deserto, concluindo que o hidroperíodo não afeta este parâmetro. Contudo, nos ambientes desérticos todas as zonas húmidas representam habitats muito importantes para morcegos, porque são locais onde estes podem simultaneamente beber água e capturar insetos-presa e pela sua escassez.

Os resultados deste trabalho revelaram que as espécies mais comuns nos charcos do Sudoeste de Portugal foram morcegos do género *Pipistrellus* (*P. pipistrellus*, *P. pymaeus* e *P. kuhlii*). É de notar que a muito elevada atividade no charco temporário particularmente utilizado deveu-se quase exclusivamente à influência destas três espécies. Em Portugal estas espécies estão amplamente distribuídas e são muito abundantes (Rainho, 2007; Rainho *et al.*, 2013), o que contribui para o resultado encontrado. Também em habitats desérticos, uma das espécies de *Pipistrellus*, o *P. kuhlii*, teve uma elevada atividade, quer em corpos de águas artificiais (Korine & Pinshow, 2004), quer em naturais (Razgour *et al.*, 2010). Portanto, é muito provável que a intensidade diferencial de utilização dos charcos pelas espécies de morcegos esteja relacionada com a abundância destas na região envolvente.

Neste estudo foram também detetadas espécies de morcegos raras e com estatuto de conservação elevado: *Tadarida teniotis*, *Barbastella barbastellus*, *Rhinolophus ferrumequinum* e *Plecotus* spp. A maioria foi detetada nos charcos permanentes, exceto *Plecotus* spp., que foram encontradas em ambos os tipos de charcos e com valores de atividade semelhantes. Estes resultados podem indicar que os charcos permanentes têm uma grande importância para as espécies raras, o que implica que devem ser considerados nos planos de conservação das populações de morcegos da região.

2.6.3 Atividade de morcegos nos charcos

A atividade de morcegos foi influenciada pela velocidade do vento, biomassa de dípteros, biomassa de aracnídeos e pela área urbana e florestas abertas.

Especificamente, a atividade dos morcegos foi influenciada positivamente pela biomassa de dípteros. Vários estudos indicam que os dípteros são um dos grupos de insetos dominantes nos charcos temporários (Boix *et al.*, 2001; Pérez-Bilbao *et al.*, 2015) e nos charcos permanentes (Della-Bella *et al.*, 2005). Estes insetos são presas preferenciais dos morcegos do género *Pipistrellus* (Barlow, 1997; Vaughan, 1997; Feldman *et al.*, 2000), os morcegos mais comuns presentes nos nossos charcos. Os nossos resultados concordam com a abundante informação que descreve a relação positiva entre a atividade de morcegos e a disponibilidade de alimento (Rautenbach *et al.*, 1996; Grindal *et al.*, 1999; Razgour *et al.*, 2010). Com menor importância, verificou-se alguma influência da biomassa

de aracnídeos na atividade dos morcegos. Os aracnídeos também são consumidos pelos morcegos embora com uma importância relativa muito inferior (*P. kuhlii* - Goiti *et al.*, 2003; *P. pipistrellus* - Barlow, 1997).

Os charcos com maior proporção de área urbana num raio de 1000 m têm mais atividade de morcegos. A grande influência das zonas urbanas está provavelmente relacionada com a elevada disponibilidade de abrigos em edifícios e construções. As espécies do género *Pipistrellus* são generalistas quanto ao tipo de abrigo que utilizam e podem aproveitar a elevada disponibilidade de abrigos das zonas urbanas. Adicionalmente são espécies que toleram a intensa luminosidade das zonas urbanas e áreas circundantes e os ruídos produzidos pelo tráfego de veículos (Hutson *et al.*, 2008; Rainho *et al.*, 2013; Juste & Paunović, 2016).

As condições climatéricas podem condicionar fortemente a atividade dos morcegos e a seleção temporária de habitat. Neste contexto, a velocidade do vento foi selecionada como uma variável importante para a atividade deste grupo nos charcos. Apesar de termos excluído da amostragem noites com velocidade do vento acima de 6 m/s (aproximadamente 22 km/h), observou-se uma diminuição na atividade de morcegos com o aumento desta variável. Em noites muito ventosas Rainho (1994) também verificou a diminuição ou ausência de morcegos em biótopos mais expostos ao vento. Williams & Dickman (2004) também observaram um decréscimo de “feeding buzzes” com o aumento da velocidade do vento. Korine *et al.* (2016) presumem que esta relação negativa se deva à redução da densidade de presas e, no caso dos morcegos que caçam sobre a água, às ondulações geradas na superfície da água, que afetam a deteção do alvo.

Surpreendentemente, a influência da proporção de florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea sobre a atividade dos morcegos foi fraca e negativa.

2.6.4 Atividade de caça de morcegos

A atividade de caça teve um modelo pouco robusto devido à preponderância de zeros. No entanto, os resultados obtidos podem corroborar a explicação dos padrões da atividade de morcegos, porque estão correlacionados.

Os resultados da atividade de caça apresentaram várias variáveis com influência sobre a mesma, incluindo a biomassa de dípteros, a biomassa de artrópodes, a área urbana, as

pastagens, as culturas temporárias, as florestas abertas, a velocidade do vento e o tipo de charco. Muitas destas variáveis são comuns aos melhores modelos que explicam a atividade de morcegos e apresentam o mesmo tipo de relação: a biomassa de dípteros e a proporção de área urbana tiveram uma influência positiva na atividade de caça enquanto que a velocidade do vento e a proporção de florestas abertas tiveram uma influência negativa. A razão da importância destas variáveis na atividade de caça é provável que seja semelhante à explicada na atividade de morcegos. Adicionalmente, a atividade de caça foi influenciada positivamente pela biomassa de artrópodes e negativamente pela proporção de pastagens e proporção de culturas temporárias.

A atividade de caça aumentou com o aumento da biomassa de artrópodes provavelmente porque quanto maior a disponibilidade de presas, maior a probabilidade dos morcegos se alimentarem. Fukui *et al.* (2006) observaram igualmente uma correlação entre a procura de alimento por parte dos morcegos e a abundância de artrópodes, nomeadamente insetos aquáticos emergentes.

Os usos do solo correspondentes a pastagens e culturas temporárias tiveram, pelo contrário, uma relação negativa com a atividade de caça. A par com a proporção de florestas abertas, estas variáveis tiveram uma fraca influência na atividade de caça dos morcegos.

O tipo de charco apresentou um coeficiente relativamente baixo mas que indica uma maior atividade de caça nos charcos temporários. No entanto, o gráfico correspondente indica que os “feeding buzzes” dos morcegos são mais elevados nos charcos permanentes. Esta incoerência é provavelmente resultante do efeito dos valores extremos de atividade de caça num único charco temporário e do facto de haver muitos zeros, o que torna o modelo muito instável. Contudo, existindo maior disponibilidade de alimento nos charcos permanentes, é normal que a atividade de caça seja também maior neste tipo de charco.

2.6.5 Riqueza específica de morcegos

A riqueza específica de morcegos nos charcos está relacionada com quatro variáveis: biomassa de dípteros, área urbana, velocidade do vento e tipo de charco.

Similarmente aos resultados da atividade, também a disponibilidade de alimento, particularmente pela ordem Diptera, teve a maior influência na riqueza específica. A

importância desta variável deve-se provavelmente ao facto de os dípteros estarem abundantemente presentes na dieta de muitas espécies de morcegos, e em particular das mais comuns. Estes insetos são as presas preferidas de *P. kuhlii* (Goiti *et al.*, 2003), *P. pipistrellus* (Barlow, 1997) e *P. pygmaeus* (Bartonička *et al.*, 2008). Outras espécies detetadas tais como *Myotis daubentonii*, *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula*, e *Eptesicus serotinus* também consomem uma elevada proporção de dípteros (Vaughan, 1997). É de referir que *Rhinolophus ferrumequinum*, uma espécie rara e com estatuto de conservação elevado, em regiões mediterrânicas com vegetação esparsa consome uma elevada proporção de dípteros; estes constituem cerca de 35% da sua dieta (Ahmima & Moalia, 2013). Em contraste, espécies como *Barbastella barbastellus* e *Plecotus* spp. têm uma dieta quase exclusivamente baseada em Lepidópteros (Vaughan, 1997), insetos com baixa abundância nos charcos visitados, o que pode explicar a baixa atividade destes morcegos.

A influência positiva da proporção de área urbana sobre a diversidade de morcegos pode, como acima referido, ser explicada pela disponibilidade de abrigos. Algumas espécies estão bem adaptadas a ambientes urbanos e podem alimentar-se e abrigar-se em grandes aglomerações (Hutson *et al.*, 2001). Ademais há informação de que as espécies de *Pipistrellus* e mesmo *Eptesicus serotinus* utilizam com frequência estas zonas no Sul de Portugal (Rainho *et al.*, 2013). Os resultados de Mickevièienė & Mickevièius (2001) vão de encontro aos nossos, pois encontraram maior riqueza específica em espaços urbanos e parques, comparando com outros tipos de habitat. Estes valores foram também mais elevados na presença de corpos de água. Em contrapartida, Lintott *et al.* (2016) observaram que, mesmo as espécies consideradas relativamente comuns e tolerantes à paisagem urbana, podem responder negativamente a este ambiente. Embora esta variável tenha uma grande influência na riqueza específica, a presença de *Plecotus* spp., de *T. teniotis* e de *R. ferrumequinum* ocorreu em charcos sem áreas urbanas na envolvente. Os morcegos *T. teniotis* na região parecem usar muito pouco a área urbana (Marques *et al.*, 2004), assim como os *R. ferrumequinum* (Rainho, 2007). Em contraste, *B. barbastellus* foi a única espécie rara ou com estatuto de conservação elevado cuja presença ocorreu junto a áreas urbanas. No entanto, estudos prévios indicam esta espécie rara não é encontrada em áreas urbanas (Rainho, 2007). Estes padrões indicam que pode haver uma resposta específica à presença de áreas urbanas, com a diminuição da maior parte das espécies de morcegos. Portanto, apesar de charcos com maior área urbana na sua envolvente terem

em média mais riqueza específica, o aumento de área urbana pode provocar um declínio das espécies mais raras e com estatuto de conservação mais elevado.

Como esperado, a velocidade do vento aquando da amostragem está também relacionada com a utilização dos charcos pelas espécies de morcegos. Esta variável está relacionada com uma diminuição da riqueza específica. Williams & Dickman (2004) sugerem que o vento tem um efeito marcado no comportamento dos morcegos ao diminuir a atividade das suas presas. Com uma baixa probabilidade de se alimentarem, nestas condições climáticas é mais provável os morcegos procurarem biótopos pouco expostos.

Os modelos revelaram que o tipo de charco é uma variável importante e que influencia a riqueza específica nos charcos. Os charcos permanentes apresentaram cerca de mais de duas espécies de morcegos que os charcos temporários. Os resultados obtidos neste trabalho contrastam com os referidos para outras regiões: quer em charcos na Austrália (Williams & Dickman, 2004), quer em Israel (Razgour, 2010) o hidroperíodo não afetou a riqueza específica de morcegos.

Contudo, os nossos resultados corroboram dados anteriormente recolhidos no Sudoeste de Portugal. O único trabalho realizado em charcos na região, (Franco, 1996) também detetou um baixo valor de riqueza em charcos temporários; foram apenas detetados *P. kuhlli* e *E. serotinus*. A espécie *T. teniotis*, que foi exclusiva dos charcos permanentes no nosso estudo, teve também maior atividade em charcos permanentes em habitats desérticos (Razgour *et al.*, 2011). A previsibilidade da disponibilidade de água ao longo do ano neste tipo de charcos pode ter influenciado estes valores. No entanto, os mesmos podem ser o resultado indireto da disponibilidade de alimento, que foi superior nos charcos permanentes. Tal como descrito por Bazzanti *et al.* (2008), obtivemos maior número de artrópodes, particularmente dípteros, nos charcos permanentes, o que pode justificar a preferência das espécies de morcegos.

2.7 Implicações para a conservação

Existe pouca informação sobre a influência do hidroperíodo de charcos na atividade e composição das comunidades de morcegos. Este estudo revela que os morcegos utilizam os charcos independentemente do hidroperíodo mas este influencia a riqueza específica. As espécies raras e com estatuto de conservação apresentaram maior atividade nos

charcos permanentes, mas também foram encontradas nos charcos temporários. Também os charcos permanentes parecem ter maior abundância de recursos alimentares, ou seja, pequenos insetos dípteros, para as espécies de morcegos mais comuns, as do género *Pipistrellus*. Estas observações revelam um papel importante dos charcos permanentes na conservação das espécies de morcegos, mas uma importância quase semelhante para os charcos temporários durante a Primavera, na fase inundada dos charcos.

A presença de áreas urbanas na proximidade dos charcos tem também um papel muito relevante na utilização pelos morcegos. É provável que essas áreas aumentem o número da disponibilidade de abrigos nomeadamente para *Pipistrellus*, explicando a sua grande influência. Contudo, as espécies de morcegos mais raras e com estatuto de conservação diminuíram a sua presença em charcos com áreas urbanas muito próximas. Esta informação sugere uma possível necessidade de aumentar o número de abrigos junto aos charcos, por exemplo instalando caixas abrigo que sirvam para espécies mais raras.

2.8 Referências bibliográficas

Adams, R.A.; Hayes, M.A. (2008). Water availability and successful lactation by bats as related to climate change in arid regions of western North America. *Journal of Animal Ecology*, 77(6): 1115-1121.

Ahmima, M.; Moalia, A. (2013). The diet of four species of horseshoe bat (Chiroptera: Rhinolophidae) in a mountainous region of Algeria: evidence for gleaning. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24 (2): 174-176.

ALFA – Associação Lusitânica de Fitossociologia. (2004). Charcos temporários mediterrânicos 3170*. Habitats Naturais. Ficha de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/docs/rn-plan-set/hab/hab-3170>, acedido em fevereiro de 2017.

Barbosa, A.M.; Brown, J.A. Jimenez-Valverde, A.; Real, R. (2016). modEVA: Model Evaluation and Analysis. R package version 1.3.2.

Barlow, K.E. (1997). The diets of two phonic types of the bat *Pipistrellus pipistrellus* in Britain. *Journal of Zoology*, 243: 597-609.

Bartonička, T.; Řehák, Z.; Andreas, M. (2008). Diet composition and foraging activity of *Pipistrellus pygmaeus* in a floodplain forest. *Biologia*, 63 (2): 1-7.

Bazzanti, M.; Della-Bella, V. (2004). Functional Feeding and Habit Organization of Macroinvertebrate Communities in Permanent and Temporary Ponds in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*, 19 (3): 493-497.

Bazzanti, M.; Francesco, G.; Della-Bella, V. (2008). Chironomids (Diptera) of Temporary and Permanent Ponds in Central Italy: a Neglected Invertebrate Group in Pond Ecology and Conservation. *Journal of Freshwater Ecology*, 23 (2).

Bazzanti, M.; Coccia, C.; Dowgiallo, M.G. (2010). Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses, *Limnologica* 40: 291-299.

Boix, D.; Sala, J.; Moreno-Amich, R. (2001). The faunal composition of espolla pond (NE Iberian Peninsula): The neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21 (4): 577-592.

Burham, K.P.; Anderson, D.R.; Huyvaert, K.P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65:23-35.

Camacho, A.; Borja, C.; Valero-Garcés, B.; Sahuquillo, M.; Cirujano, S.; Soria, J.M.; Rico, E.; De La Hera, A.; Santamans, A.C.; Domingo, A.G.; Chicote, A.; Gosálvez, R.U. (2009). 3170 Lagunas y charcas temporales mediterráneas (*). Em: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, Espanha, 87pp.

Canha, P.; Pinto-Cruz, C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira, Évora, Portugal.

Céréghino, R.; Biggs, J.; Oertli, B.; Declerck, S. (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1-6.

Chinery, M. (1993). Insects of Britain & northern Europe. Collins field guide, London, UK, 3ª edição.

Collinson, N.H.; Biggs, J.; Corfield, A.; Hodson M.J.; Walker, D.; Whitfield, M.; Williams, P.J. (1995). Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74: 125-133.

Della-Bella, V.; Bazzanti, M.; Chiarotti, F. (2005). Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: Water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 583-600.

Della-Bella, V.; Bazzanti, M.; Dowgiallo, M.G.; Iberite, M. (2008). Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia* 597: 85-95.

EPCN - European Pond Conservation Network. (2008). The Pond Manifesto.

Fairchild, G.W.; Cruz, J.; Faulds, A.M. (2003). Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 22 (2): 224-240.

Feldman, R.; Whitaker, J. O.; Yom-Tov, Y. (2000). Dietary composition and habitat use in a desert insectivorous bat community in Israel. *Acta Chiropterologica*, 2 (1): 15-22.

Franco, C.M. (1996). Inventariação dos morcegos e determinação dos seus biótopos de alimentação na Reserva Natural do Estuário do Sado e no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório interno, ICN.

Fukui, D.; Murakami, M.; Nakano, S.; Aoi, T. (2006). Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology*, 75: 1252-1258.

Gallego-Fernadéz, J.B.; García-Mora, M.R.; García-Novo, F. (2002). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation*, 23 (3): 190-199.

Goiti, U.; Vecin P.; Garin, I.; Saloña, M.; Aihartza, J.R. (2003). Diet and prey selection in Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera: Vespertilionidae) in south-western Europe. *Acta Theriologica*, 48 (4): 457-468.

Grillas, P.; Gauthier, P.; Yavercovski, N.; Perennou, C. (2004). Mediterranean Temporary Pools I: Issues relating to conservation, functioning and management. *Station biologique de la Tour du Valat*. Arles, França.

Grindal, S.D.; Morissette, J.L.; Brigham, R.M. (1999). Concentration of bat activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 77(6): 972-977.

Heim, O.; Treitler, J.T.; Tschapka, M.; Knörnschild, M.; Jung, K. (2015). The Importance of Landscape Elements for Bat Activity and Species Richness in Agricultural Areas. *PLoS ONE* 10 (7): e0134443.

Hutson, A.M.; Mickleburgh, S.P.; Racey, P.A. (comp.). (2001). *Microchiropteran bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 259pp.

Hutson, A.M.; Spitzenberger, F.; Aulagnier, S.; Coroiu, I.; Karataş, A.; Juste, J.; Paunovic, M.; Palmeirim, J.; Benda, P. (2008). *Pipistrellus pipistrellus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17317A6968203. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/details/17317/0>, acedido em março de 2017.

ICNB - Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. (2008). Costa Sudoeste. Sítios. Ficha de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/docs/sic-cont/costa-sudoeste>, acedido em março de 2017.

ICNB – Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. (2000). Agreement on the conservation of bats in europe. Report on implementation of the Agreement in Portugal.

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (2016). Habitats do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnsacv/habit>, acedido em março de 2016.

Juste, J.; Paunović, M. (2016). *Pipistrellus kuhlii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T17314A22132946. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/details/17314/0>, acedido em março de 2017.

Keddy, P.A.; Fraser, L.H.; Solomeshch, A.I.; Junk, W.J.; Campbell, D.R.; Arroyo, M.T.K.; Alho, C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*, 59 (1): 39-51.

Korine, C.; Pinshow, B. (2004). Guild structure, foraging space use, and distribution in a community of insectivorous bats in the Negev Desert. *Journal of Zoology*, 262: 187-196.

Korine, C.; Adams, R.; Russo, D.; Fisher-Phelps, M.; Jacobs, D. (2016). Bats and Water: Anthropogenic Alterations Threaten Global Bat Populations. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, 8: 215-241.

Lacki, M.J.; Amelon, S.K.; Baker, M.D. (2007). Foraging ecology of bats in forests. *Bats in Forests: Conservation and management*, 4: 83-128.

Lintott, P.R.; Barlow, K.; Bunnefeld, N.; Briggs, P.; Roig, C.G.; Park, K.J. (2016). Differential responses of cryptic bat species to the urban landscape. *Ecology and Evolution*, 6(7): 2044-2052.

Lisón, F.; Calvo, J.F. (2014). Bat activity over small ponds in dry Mediterranean forests: implications for conservation. *Acta Chiropterologica*, 16 (1): 95-101.

Lourenço, S.I.C.G. (2000). Inventariação de morcegos e determinação dos seus biótopos de alimentação em Áreas Protegidas. Relatório interno, Instituto da Conservação da Natureza.

Lumbreras, A.; Marques, J.T.; Belo, A.F.; Cristo, M.; Fernandes, M.; Galioto, D.; Machado, M.; Mira, A.; Sá-Sousa, P.; Silva, R.; Sousa, L.G.; Pinto-Cruz, C. (2016). Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners. *Hydrobiologia*, 782: 187-199.

Marques, J.T.; Rainho, A.; Carapuço, M.; Oliveira, P.; Palmeirim, J.M. (2004). Foraging behaviour and habitat use by the European free-tailed bat *Tadarida teniotis*. *Acta Chiropterologica*, 6 (1): 99-110.

Mickevičienė, I.; Mickevičius, E. (2001). The importance of various habitat types to bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in Lithuania during the summer period. *Acta Zoologica Lituanica*, 11 (1): 3-14.

Neto, C.; Capelo, J.; Sergio, C.; Costa, J. C. (2007). The *Adiantum* class on the cliffs of SW Portugal and of the Azores. *Phytocoenologia*, 37: 221-237.

Nicolet, P. (2001). Temporary ponds in the UK: a critical biodiversity resource for freshwater plants and animals. *Freshwater Forum*, 17 (1): 16-25.

Oertli, B.; Céréghino, R.; Hull, A.; Miracle, R. (2009). Pond Conservation: from Science to Practice. *Hydrobiologia*, 634 (1): 1-9.

Palmeirim, J.M.; Rodrigues, L. (1992). Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 8: 165.

Pereira, M.J.R. (2000). Inventariação de Abrigos e Espécies de Morcegos no PNSC e na PPAFCC/LA: Determinação dos Biótopos de Alimentação de Algumas Espécies de Morcegos. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa, Portugal.

Pérez-Bilbao, A.; Benetti, C.J.; Garrido, J. (2015). Assessment of the effects of the dry period on the faunal composition of aquatic macroinvertebrate assemblages in two temporary ponds in NW Spain. *Journal of Limnology*, 74 (3): 467-476.

Pinto-Cruz, C.; Molina, J.A.; Barbour, M.; Silva, V.; Espírito-Santo, M.D. (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia*, 634: 11-24.

Pinto-Cruz, C. (2010). Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal. Tese de Doutoramento. Universidade Técnica de Lisboa.

QGIS Development Team. (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://www.qgis.org/>, acessado em setembro de 2016.

R Development Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <https://www.r-project.org>, acessado em outubro de 2016.

Rainho, A. (1994). Estudo dos biótopos de alimentação utilizados pelos morcegos presentes nos abrigos de Moura e Montemor-o-Novo. Relatório interno. Instituto da Conservação da Natureza.

Rainho, A.; Rodrigues, L.; Bicho, S.; Franco, C.; Palmeirim, J.M. (1998). Morcegos das Áreas Protegidas Portuguesas I (PN Peneda-Gerês, PN Montesinho, PN Alvão, PN Serra da Estrela, PN Serras de Aire e Candeeiros, PN Serra de São Mamede, PN Arrábida, RN Estuário do Sado e PN Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina). *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 26. ICN, Lisboa, +118pp.

Rainho, A. (2007). Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 9 (1): 171-181.

Rainho, A.; Amorim, F.; Tiago, J.M.; Alves, P.; Rebelo, H. (2011). Chave de identificação de vocalizações dos morcegos de Portugal continental. Versão electrónica (beta) de 26 de abril de 2011.

Rainho, A.; Alves, P.; Amorim, F.; Marques, J.T. (2013). *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa, 76pp + Anexos.

Rautenbach, I.L.; Whiting, M.J.; Fenton, M.B. (1996). Bats in riverine forests and woodlands: a latitudinal transect in Southern Africa. *Canadian Journal of Zoology*, 74 (2): 312-322.

Razgour, O.; Korine, C.; Saltz, D. (2010). Pond characteristics as determinants of species diversity and community composition in desert bats. *Animal Conservation*, 13: 505-513.

Razgour, O.; Korine, C.; Saltz, D. (2011). Does interspecific competition drive patterns of habitat use in desert bat communities? *Oecologia*, 167: 493-502.

Rhazi, L.; Grillas, P.; Saber, E.R.; Rhazi, M.; Brendonck, L.; Waterkeyn, A. (2011). Vegetation of Mediterranean temporary pools: a fading jewel? *Hydrobiologia*, 689 (1): 23-36.

RStudio Team (2016). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>, acedido em outubro de 2016.

Ruiz, E. (2008). Management of Natura 2000 habitats. *Mediterranean temporary ponds 3170. Technical Report 2008/07/24, European Commission.

Russo, D.; Cistrone, L.; Jones, G. (2012). Sensory Ecology of Water Detection by Bats: A Field Experiment. *PLoS ONE* 7 (10): e48144.

Seibold, S.; Buchner, J.; Bäessler, C.; Müller, J. (2013). Ponds in acidic mountains are more important for bats in providing drinking water than insect prey. *Journal of Zoology* 290: 302-308.

Silva, B.; Jacinto, G.; Infante, P.; Barreiro, S.; Alves, P. (2013). Identificação automatizada de morcegos através de modelos estatísticos. *Estatística: Novos desenvolvimentos e Inspirações. Actas do XX Congresso da Sociedade portuguesa de Estatística*, 1: 257-270.

Straka, T.M.; Lentini, P.E.; Lumsden, L.F.; Wintle, B.A.; Van Der Ree, R. (2016). Urban bat communities are affected by wetland size, quality, and pollution levels. *Ecology and Evolution*, 6 (14): 4761-4774.

Tabachnick, B.G.; Fidell, L.S. (2013). *Using Multivariate Statistics*, 6th edição.

Taylor, D.A.R.; Tuttle, M.D. (2007). *Water for wildlife: A handbook for ranchers and range managers*. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.

Tuttle, S.R., Chambers, C.L., Theimer, T.C. (2006). Potential effects of livestock water-troughs modifications on bats in Northern Arizona. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (3): 602-608.

Vaughan, N. (1997). The diets of British bats (Chiroptera). *Mammal Review*, 27 (2): 77-94.

Williams, A.J.; Dickman, C.R. (2004). The ecology of insectivorous bats in the Simpson Desert, central Australia: habitat use. *Australian Mammalogy*, 26: 205-214.

Zacharias, I.; Zamparas, M. (2010). Mediterranean temporary ponds, A disappearing Ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3827-3834.

Zimmer, K.D.; Hanson, M.A.; Wrubleski, D.A. (2016). Invertebrates in Permanent Wetlands (Long-Hydroperiod Marshes and Shallow Lakes). *Invertebrates in Freshwater Wetlands (An International Perspective on their Ecology)*, 8: 251-286.

Zuur, A.; Ieno, E.; Smith, G. (2007). *Analysing Ecological Data*, 1ª edição, Springer, New York, 672pp.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, 1ª edição, Springer, New York, 574pp.

3. Considerações finais

As zonas húmidas são habitats importantes para os morcegos insectívoros e influenciam a sua atividade e riqueza específica (Mickevièienë & Mickevièius, 2001; Tuttle *et al.*, 2006; Taylor & Tuttle, 2007; Korine *et al.*, 2016; Straka *et al.*, 2016). Os charcos são zonas húmidas onde essa atividade e riqueza têm valores bastante elevados devido à disponibilidade de água e abundância de presas (Seibold *et al.*, 2013; Lisón & Calvo, 2014). Considerando as duas tipologias de charcos, temporários e permanentes, os morcegos parecem utilizar ambos com intensidade semelhante. Por outro lado, o nosso estudo revelou que o hidroperíodo influencia um pouco a riqueza específica, havendo maior diversidade de espécies nos charcos permanentes. Estas incluem a quase exclusividade de espécies raras ou com estatuto de conservação elevado. Este estudo mostrou ainda que a atividade e a diversidade de morcegos nos charcos são influenciadas de forma positiva pelo aumento da biomassa de insetos dípteros e da área urbana.

4. Referências bibliográficas citadas no enquadramento e considerações finais

ALFA – Associação Lusitânica de Fitossociologia. (2004). Charcos temporários mediterrânicos 3170*. Habitats Naturais. Ficha de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/docs/rn-plan-set/hab/hab-3170>, acedido em fevereiro de 2017.

Bazzanti, M.; Francesco, G.; Della-Bella, V. (2008). Chironomids (Diptera) of Temporary and Permanent Ponds in Central Italy: a Neglected Invertebrate Group in Pond Ecology and Conservation. *Journal of Freshwater Ecology*, 23 (2).

Bazzanti, M.; Coccia, C.; Dowgiallo, M.G. (2010). Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses, *Limnologica* 40: 291-299.

Beja, P.; Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114 (3): 317-326.

Boix, D.; Sala, J.; Quintana, X.D.; Moreno-Amichi, R. (2004). Succession of the animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (1): 29-49.

Cabral, M.J. (coord.); Almeida, J.; Almeida, P.R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M.E.; Palmeirim, J.M.; Queiroz, A.I.; Rogado, L.; Santos-Reis, M. (eds.). (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, 659pp.

Canha, P.; Pinto-Cruz, C. (2010). Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Évora, Portugal.

Céréghino, R.; Biggs, J.; Oertli, B.; Declerck, S. (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1-6.

Clarkson, B.R.; Ausseil, A.G.E.; Gerbeaux, P. (2013). Wetland ecosystem services. Em *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 1,14: 192-202.

Collinson, N.H.; Biggs, J.; Corfield, A.; Hodson M.J.; Walker, D.; Whitfield, M.; Williams, P.J. (1995). Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74: 125-133.

Decreto-Lei nº 101/80, de 9 de outubro. Aprovação para ratificação a Convenção sobre Zonas Húmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas. *Diário da República* Nº 234, I Série.

Decreto nº 103/80, de 11 de outubro. Aprovação para ratificação a Convenção sobre a Conservação das Espécies Migradoras Pertencentes à Fauna Selvagem (CMS - Convention on Migratory Species - Convenção de Bona). *Diário da República* Nº 236, I Série.

Decreto-Lei nº 316/89, de 22 de setembro. Regulamentação da aplicação da Convenção da Vida Selvagem e dos Habitats Naturais na Europa (Convenção de Berna - Conselho da Europa). *Diário da República* Nº 219, I Série.

Decreto-Lei nº 49/2005, de 24 de fevereiro. Transposição para a ordem jurídica interna da Diretiva nº 79/409/CEE, do Conselho, de 2 de abril, relativa à conservação das aves selvagens (Diretiva Aves) e da Diretiva nº 92/43/CEE, do Conselho, de 21 de maio, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (Diretiva Habitats). *Diário da República* Nº 39, I Série-A.

Della-Bella, V.; Bazzanti, M.; Chiarotti, F. (2005). Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: Water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 583-600.

Della-Bella, V.; Bazzanti, M.; Dowgiallo, M.G.; Iberite, M. (2008). Macrophyte diversity and physico-chemical characteristics of Tyrrhenian coast ponds in central Italy: implications for conservation. *Hydrobiologia* 597: 85-95.

Downing, J.; Prairie, Y.; Cole, J.; Duarte, C.; Tranvik, L.; Striegl, R.; McDowell, W.; Kortelainen, P.; Caraco, N.; Melack, J.; Middelburg, J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51(5): 2388-2397.

Downing, J.A.; Cole, J.J.; Middelburg, J.J.; Striegl, R.G.; Duarte, C.M.; Kortelainen, P.; Prairie, Y.T.; Laube, K.A. (2008). Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1018.

Downing, J.A. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, 29(1): 9-24.

Erwin, K.L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology Manage*, 17: 71-84.

EPA – United States Environmental Protection Agency. (2016). Section 404 of the Clean Water Act: how wetlands are defined and identified. Disponível em <https://www.epa.gov/cwa-404/section-404-clean-water-act-how-wetlands-are-defined-and-identified>, acessado em março de 2016.

EPCN - European Pond Conservation Network. (2008). The Pond Manifesto.

Franco, C.M. (1996). Inventariação dos morcegos e determinação dos seus biótopos de alimentação na Reserva Natural do Estuário do Sado e no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório interno, ICN.

Fonseca, L.C.; Cristo, M.; Machado, M.; Sala, J.; Reis, J.; Alcazar, R.; Beja, P. (2008). Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? *American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 304-320.

Gómez-Rodríguez, C.; Díaz-Paniagua, C.; Serrano, L.; Florencio, M.; Porthault, A. (2009). Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology*, 43 (4): 1179-1191.

Grillas, P.; Gauthier, P.; Yavercovski, N.; Perennou, C. (2004). Mediterranean Temporary Pools I: Issues relating to conservation, functioning and management. *Station biologique de la Tour du Valat*, Arles, França.

Heim, O.; Treitler, J.T.; Tschapka, M.; Knörnschild, M.; Jung, K. (2015). The Importance of Landscape Elements for Bat Activity and Species Richness in Agricultural Areas. *PLoS ONE* 10 (7): e0134443.

Hutson, A.M.; Mickleburgh, S.P.; Racey, P.A. (comp.). (2001). *Microchiropteran bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 259pp.

ICNB – Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. (2000). Agreement on the conservation of bats in Europe. Report on implementation of the Agreement in Portugal.

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2013). Critérios de avaliação de abrigos de morcegos de importância nacional. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, 2 pp.

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2016a). Geologia, hidrologia e clima do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnsacv/geo>, acedido em março de 2016.

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2016b). Habitats do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnsacv/habit>, acedido em março de 2016.

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2016). Normais Climatológicas. Disponível em <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima>, acedido em março de 2016.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. (2016). The IUCN Red of List of Threatened Species. Versão 2016-3. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/initiatives/mammals/analysis/red-list-status>, acedido em dezembro de 2016.

- Keddy, P.A.; Fraser, L.H.; Solomeshch, A.I.; Junk, W.J.; Campbell, D.R.; Arroyo, M.T.K.; Alho, C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*, 59 (1): 39-51.
- Kenk, R. (1949). The animal life of temporary and permanent ponds in southern Michigan. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan, 71: 1-66.
- Korine, C.; Adams, R.; Russo, D.; Fisher-Phelps, M.; Jacobs, D. (2016). Bats and Water: Anthropogenic Alterations Threaten Global Bat Populations. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, 8: 215-241.
- Kunz, T.H.; Pierson, E.D. (1994). Introduction. *Em: Nowak, R.M., Walker's Bats of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, 287pp.
- LIFE CHARCOS. (2016). Projecto – Área de intervenção. "Charcos Temporários: um habitat natural a proteger". Disponível em <http://lifecharcos.lpn.pt/pagina.php?id=837>, acedido em março de 2016.
- Lisón, F.; Calvo, J.F. (2014). Bat activity over small ponds in dry Mediterranean forests: implications for conservation. *Acta Chiropterologica*, 16(1): 95-101.
- Lourenço, S.I.C.G. (2000). Inventariação de morcegos e determinação dos seus biótopos de alimentação em Áreas Protegidas. Relatório interno, Instituto da Conservação da Natureza.
- Lumbreras, A.; Marques, J.T.; Belo, A.F.; Cristo, M.; Fernandes, M.; Galioto, D.; Machado, M.; Mira, A.; Sá-Sousa, P.; Silva, R.; Sousa, L.G.; Pinto-Cruz, C. (2016). Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners. *Hydrobiologia*, 782: 187-199.
- Matos, M.; Lopes-Pinto, N.; Fonseca, C. (2011). Os morcegos da Mata Nacional do Bussaco, centro de Portugal. *Galemys*, 23: 57-62.
- Mendes, P.; With, K.A.; Signorelli, L.; Marco-Jr, P.D.M. (2016). The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology*, 1-18.
- Mickevičienė, I.; Mickevičius, E. (2001). The importance of various habitat types to bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in Lithuania during the summer period. *Acta Zoologica Lituanica*, 11 (1): 3-14.
- Nicolet, P. (2001). Temporary ponds in the uk: a critical biodiversity resource for freshwater plants and animals. *Freshwater Forum*, 17 (1): 16-25.
- Oertli, B.; Céréghino, R.; Hull, A.; Miracle, R. (2009). Pond Conservation: from Science to Practice. *Hydrobiologia*, 634 (1): 1-9.

Palmeirim, J.M.; Rodrigues, L. (1992). Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 8: 165.

Palmeirim, J.; Rodrigues, L.; Rainho, A.; Ramos, M.J. (1999). Quirópteros. Em: Mathias, M.L. (coord.). Guia dos mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira. *Instituto da Conservação da Natureza (ICN)*, Lisboa, 200pp.

Pereira, M.J.R. (2000). Inventariação de Abrigos e Espécies de Morcegos no PNSC e na PPAFCC/LA: Determinação dos Biótopos de Alimentação de Algumas Espécies de Morcegos. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa, Portugal.

Pérez-Bilbao, A.; Benetti, C.J.; Garrido, J. (2015). Assessment of the effects of the dry period on the faunal composition of aquatic macroinvertebrate assemblages in two temporary ponds in NW Spain. *Journal of Limnology*, 74 (3): 467-476.

Pinto-Cruz, C.; Molina, J.A.; Barbour, M.; Silva, V.; Espírito-Santo, M.D. (2009). Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia*, 634: 11-24.

Pinto-Cruz, C. (2010). Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal. Tese de Doutoramento. Universidade Técnica de Lisboa.

PLECOTUS – Estudos Ambientais, Unipessoal, Lda. (2012). Ligação à Rede Nacional de Transporte de Electricidade, a 400 kV, do Aproveitamento Hidroelétrico de Foz Tua. Estudo de Impacte Ambiental. Relatório sobre quirópteros. Volume III – Anexos. Tomo II. Anexo 20.

Rainho, A. (1994). Estudo dos biótopos de alimentação utilizados pelos morcegos presentes nos abrigos de Moura e Montemor-o-Novo. Relatório interno. Instituto da Conservação da Natureza.

Rainho, A.; Rodrigues, L.; Bicho, S.; Franco, C.; Palmeirim, J.M. (1998). Morcegos das Áreas Protegidas Portuguesas I (PN Peneda-Gerês, PN Montesinho, PN Alvão, PN Serra da Estrela, PN Serras de Aire e Candeeiros, PN Serra de São Mamede, PN Arrábida, RN Estuário do Sado e PN Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina). *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 26. ICN, Lisboa, +118pp.

Rainho, A.; Augusto, A.M.; Palmeirim, J.M. (2010). Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology*, 47: 850-858.

Ramsar (2013). The Ramsar Convention Manual: A guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 6ª edição. Ramsar Convention Secretariat. Gland, Suíça.

Razgour, O.; Korine, C.; Saltz, D. (2010). Pond characteristics as determinants of species diversity and community composition in desert bats. *Animal Conservation*, 13: 505-513.

- Rhazi, L.; Grillas, P.; Saber, E.R.; Rhazi, M.; Brendonck, L.; Waterkeyn, A. (2011). Vegetation of Mediterranean temporary pools: a fading jewel? *Hydrobiologia*, 689 (1): 23-36.
- Rodrigues, L.; Rebelo, H.; Palmeirim, J.M. (2003). Avaliação da tendência populacional de algumas espécies de morcegos cavernícolas. Relatório final. Instituto da Conservação da Natureza.
- Ruiz, E. (2008). Management of Natura 2000 habitats. *Mediterranean temporary ponds 3170. Technical Report 2008/07/24, European Commission.
- Russo, D.; Cistrone, L.; Jones, G. (2012). Sensory Ecology of Water Detection by Bats: A Field Experiment. *PLoS ONE* 7 (10): e48144.
- Sanchez, A.; Abdul Malak, D.; Guelmami, A.; Perennou, C. (2015). Development of an Indicator to Monitor Mediterranean Wetlands. *PLoS ONE*, 10(3): e0122694.
- Schnitzler, H.U.; Kalko, E.K.V. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats. *BioScience*, 51 (7): 557-569.
- Seibold, S.; Buchner, J.; Bässler, C.; Müller, J. (2013). Ponds in acidic mountains are more important for bats in providing drinking water than insect prey. *Journal of Zoology* 290: 302-308.
- Semlitsch, R.D.; Peterman, W.E.; Anderson, T.L.; Drake, D.L.; Ousterhout, B.H. (2015). Intermediate Pond Sizes Contain the Highest Density, Richness, and Diversity of Pond-Breeding Amphibians. *PLoS ONE*, 10 (4): e0123055.
- Silva, B.; Jacinto, G.; Infante, P.; Barreiro, S.; Alves, P. (2013). Identificação automatizada de morcegos através de modelos estatísticos. *Estatística: Novos desenvolvimentos e Inspirações. Actas do XX Congresso da Sociedade portuguesa de Estatística*, 1: 257-270.
- Straka, T.M.; Lentini, P.E.; Lumsden, L.F.; Wintle, B.A.; Van Der Ree, R. (2016). Urban bat communities are affected by wetland size, quality, and pollution levels. *Ecology and Evolution*, 6 (14): 4761-4774.
- Taylor, D.A.R.; Tuttle, M.D. (2007). Water for wildlife: A handbook for ranchers and range managers. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- Turner, K.; Jones, T. (1991). *Wetlands: Market and Intervention Failures: Four Case Studies*. Earthscan, London.
- Tuttle, S.R., Chambers, C.L., Theimer, T.C. (2006). Potential effects of livestock water-troughs modifications on bats in Northern Arizona. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (3): 602-608.
- Williams, D.D. (1997). Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 7: 105-117.

Williams, P.; Biggs, J.; Fox, G.; Nicolet, P.; Whitfield, M. (2001). History, origins and importance of temporary ponds. *Freshwater Forum*, 17 (1): 7-15.

Zacharias, I.; Dimitriou, E.; Dekker, A.; Dorsman, E. (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: threats, management and conservation issues. *Journal of Environment Biology*, 28: 1-9.

Zacharias, I.; Zamparas, M. (2010). Mediterranean temporary ponds, A disappearing Ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3827-3834.

Zimmer, K.D.; Hanson, M.A.; Wrubleski, D.A. (2016). Invertebrates in Permanent Wetlands (Long-Hydroperiod Marshes and Shallow Lakes). *Invertebrates in Freshwater Wetlands (An International Perspective on their Ecology)*, 8: 251-286.

5. Anexos

Anexo 1 – Atividade de morcegos

Tabela 9: Modelo mais explicativo da atividade dos morcegos.

	Estimate	Standard error	T value	Pr(> t)
(Intercept)	6,23	0,69	9,08	7,68e-10 ***
Vento	-0,38	0,13	-2,82	0,008744 **
Biomass Diptera	0,47	0,01	4,73	5,79e-05 ***
Urbano	9,67	2,46	3,93	0,000514 ***

Signif, codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

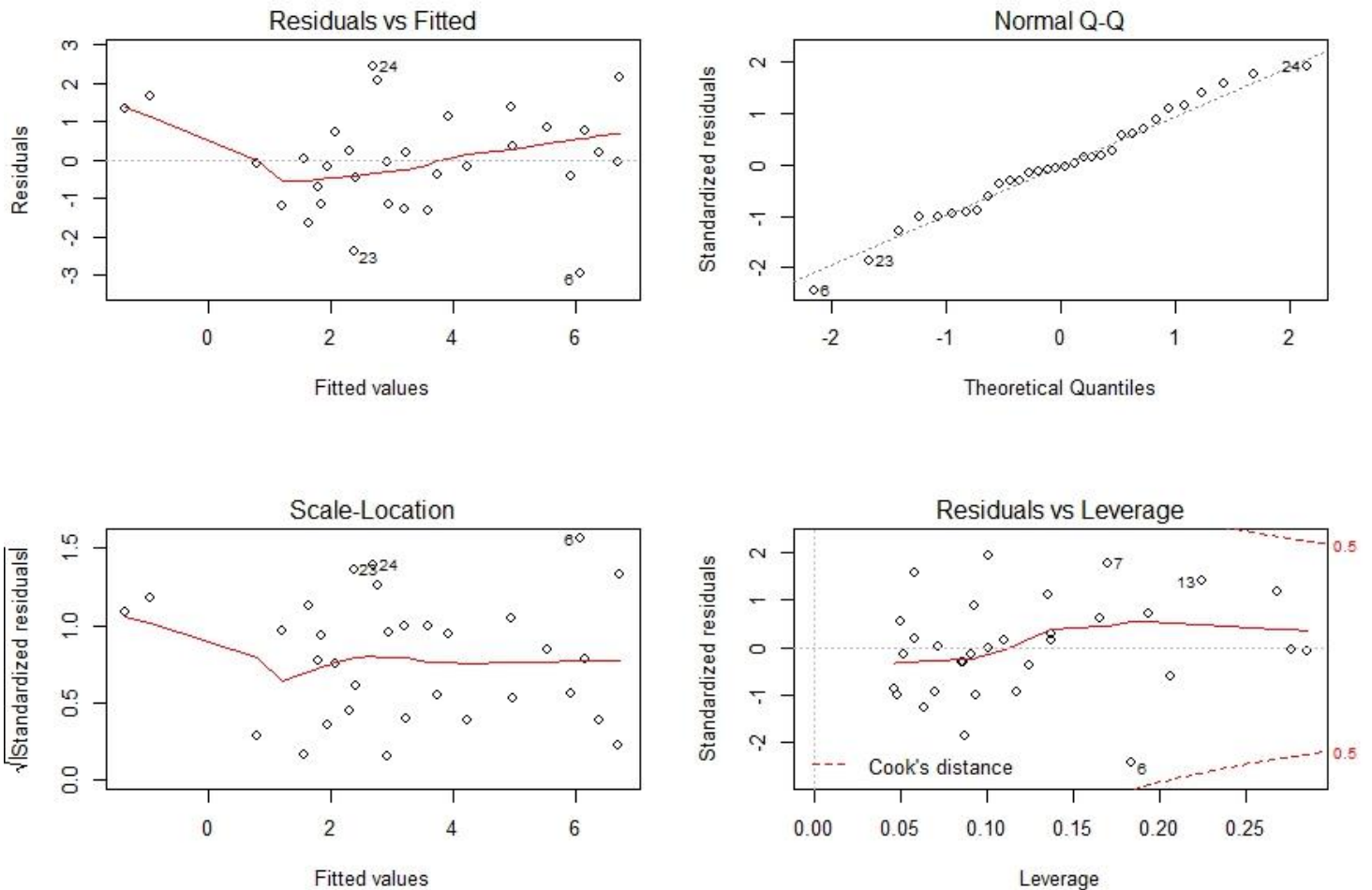


Figura 33: Diagnóstico dos pressupostos do modelo da atividade de morcegos - GLM Gauss, usando os resíduos.

Tabela 10: Resumo dos modelos para a atividade dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (Wi) e a variância explicada (R² - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.

	Modelos	AICc	Wi	R ² -ajustado
1	Vento + Biomass Diptera + Urbano	117,70	0,141	0,70
2	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Florestas abertas	118,45	0,097	0,73
3	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	118,48	0,095	0,71
4	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	118,49	0,095	0,71
5	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	120,10	0,042	
6	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	120,18	0,041	
7	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	120,42	0,036	
8	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano	120,75	0,031	
9	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens	120,75	0,031	
10	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	120,91	0,028	
11	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	120,96	0,028	
12	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	121,02	0,027	
13	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Culturas temporárias	121,11	0,026	
14	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Florestas abertas	121,20	0,025	
15	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	121,21	0,024	
16	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	121,52	0,021	
17	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	121,53	0,021	
18	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Florestas abertas	121,64	0,020	
19	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Pastagens	121,67	0,019	
20	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias + Florestas abertas	121,68	0,019	
21	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Culturas temporárias + Florestas abertas	121,69	0,019	
22	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	121,73	0,019	
23	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	121,80	0,018	
24	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano + Florestas abertas	122,01	0,016	
25	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	122,73	0,011	
26	Biomass Diptera + Urbano	122,87	0,011	
27	Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	122,88	0,011	
28	Vento + Área_água + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	122,94	0,010	
29	Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	123,12	0,009	
30	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	123,33	0,008	

Anexo 2 – Atividade de caça

Tabela 11: Modelo mais explicativo da atividade de caça dos morcegos.

	Estimate	Standard error	T value	Pr(> t)
(Intercept)	3,34	0,67	4,95	3,45e-05 ***
Vento	-0,27	0,11	-2,463	0,0205 *
Biomassa Diptera	0,21	0,08	2,51	0,0184 *
Urbano	7,13	2,05	3,49	0,0017 **
Florestas abertas	-1,08	0,62	-1,76	0,0899 ,

Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

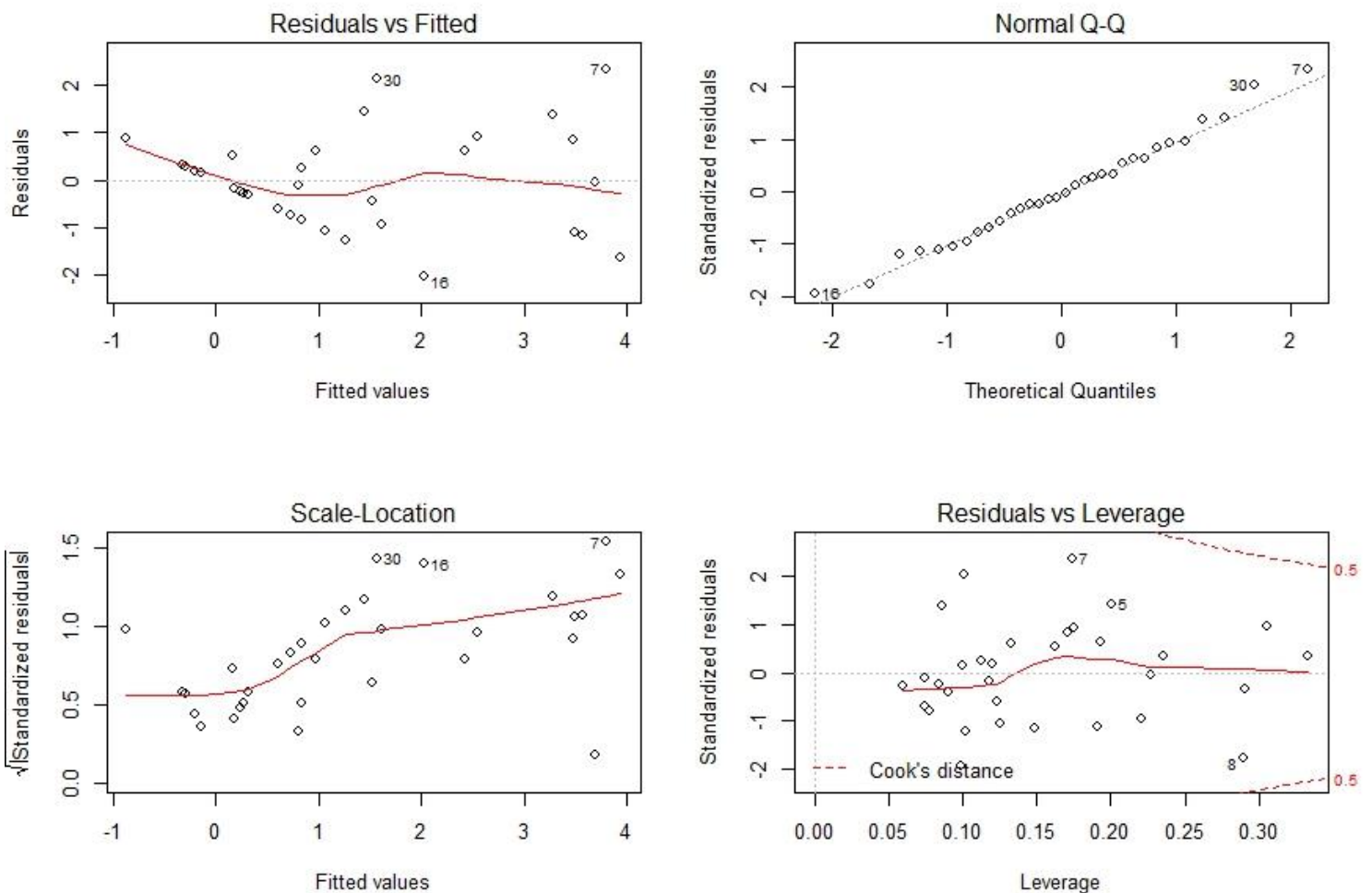


Figura 34: Diagnóstico dos pressupostos do modelo da atividade de caça de morcegos - GLM Gauss, usando os resíduos.

Tabela 12: Resumo dos modelos para a atividade de caça dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (W_i) e a variância explicada (R^2 - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.

	Modelos	AICc	W_i	R^2 -ajustado
1	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	106,87	0,122	0,61
2	Vento + Biomass Diptera + Urbano	107,29	0,099	0,56
3	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano	107,83	0,076	0,59
4	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	107,86	0,075	0,62
5	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	108,74	0,048	0,61
6	Vento + Biomass Arthropoda + Urbano	108,76	0,048	0,56
7	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	108,80	0,047	0,58
8	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	109,11	0,040	
9	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias + Florestas abertas	109,19	0,038	
10	Vento + Biomass Arthropoda + Urbano + Florestas abertas	109,67	0,030	
11	Biomass Diptera + Urbano + Pastagens + Florestas abertas	109,80	0,028	
12	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	109,93	0,027	
13	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	109,95	0,026	
14	Vento + Urbano	109,97	0,026	
15	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	110,06	0,025	
16	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	110,22	0,023	
17	Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	110,30	0,022	
18	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens	110,35	0,022	
19	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias	110,45	0,020	
20	Vento + Urbano + Florestas abertas	110,53	0,020	
21	Tipo + Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	111,05	0,015	
22	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Pastagens	111,06	0,015	
23	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias + Florestas abertas	111,10	0,015	
24	Tipo + Vento + Biomass Arthropoda + Urbano	111,11	0,015	
25	Tipo + Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	111,13	0,015	
26	Vento + Biomass Arthropoda + Urbano + Culturas temporárias	111,22	0,014	
27	Tipo + Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	111,39	0,013	
28	Tipo + Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano + Florestas abertas	111,45	0,012	
29	Biomass Diptera + Urbano	111,48	0,012	
30	Vento + Biomass Diptera + Urbano + Culturas temporárias + Pastagens + Florestas abertas	111,49	0,012	

Anexo 3 – Riqueza específica

Tabela 13: Modelo mais explicativo da riqueza específica.

	Estimate	Standard error	Z value	Pr(> z)
(Intercept)	2,09	0,27	7,63	2,30e-14 ***
Biomassa Diptera	0,20	0,05	4,00	6,43e-05 ***
Urbano	2,19	0,82	2,67	0,00756 **

Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

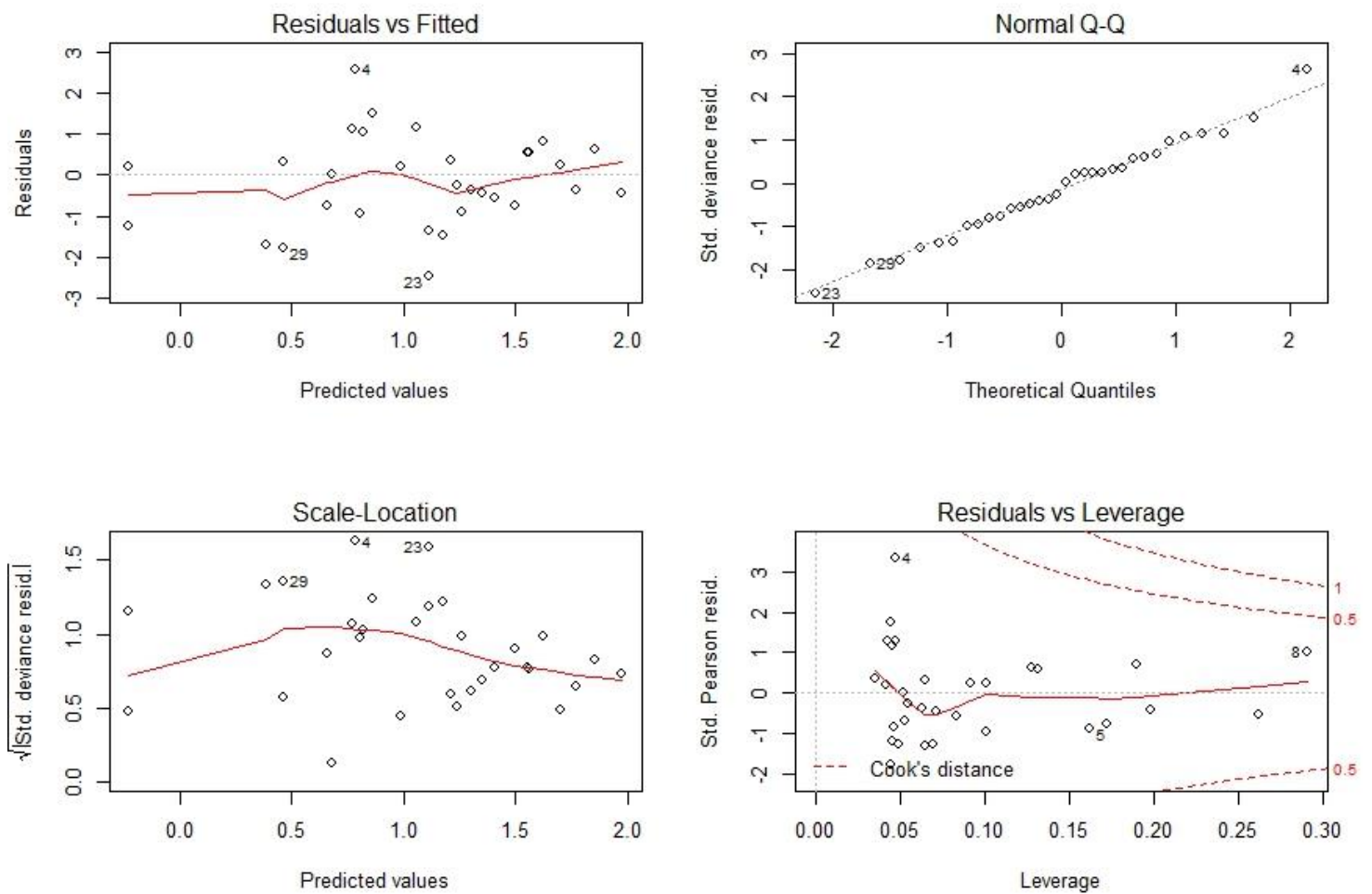


Figura 35: Diagnóstico dos pressupostos do modelo da riqueza específica de morcegos - GLM Poisson, usando os resíduos de deviance e de Pearson

Tabela 14: Resumo dos modelos para a riqueza específica dos morcegos em charcos. São apresentados os 30 melhores modelos com os respectivos pesos (W_i) e a variância explicada (R^2 - ajustado) apenas daqueles com $\Delta AICc < 2$. A categoria de referência do tipo de charco é o permanente.

	Modelos	AICc	W_i	CoxSnell
1	Biomass Diptera + Urbano	127,24	0,195	0,56
2	Tipo + Biomass Diptera + Urbano	128,48	0,105	0,58
3	Vento + Biomass Diptera + Urbano	128,88	0,086	0,57
4	Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	129,49	0,063	
5	Área_água + Biomass Diptera + Urbano	129,83	0,054	
6	Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	129,84	0,053	
7	Vento + Biomass Diptera	130,13	0,046	
8	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Urbano	130,71	0,034	
9	Tipo + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	131,21	0,027	
10	Tipo + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	131,21	0,027	
11	Tipo + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	131,31	0,026	
12	Biomass Diptera	131,32	0,025	
13	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	131,39	0,025	
14	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	131,61	0,022	
15	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	131,69	0,021	
16	Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea	131,85	0,019	
17	Tipo + Vento + Biomass Diptera	131,95	0,019	
18	Vento + Área_água + Biomass Diptera	131,96	0,018	
19	Tipo + Biomass Diptera	131,97	0,018	
20	Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	132,23	0,016	
21	Área_água + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	132,27	0,016	
22	Área_água + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	132,63	0,013	
23	Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera	132,73	0,013	
24	Área_água + Biomass Diptera	133,06	0,011	
25	Biomass Diptera + Biomass Aracnidea	133,13	0,010	
26	Tipo + Vento + Biomass Arthropoda + Biomass Diptera + Urbano	133,68	0,008	
27	Biomass Arthropoda + Biomass Diptera	133,69	0,008	
28	Tipo + Vento + Área_água + Biomass Diptera + Urbano	133,75	0,008	
29	Tipo + Vento + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea + Urbano	133,76	0,008	
30	Vento + Área_água + Biomass Diptera + Biomass Aracnidea	133,97	0,007	