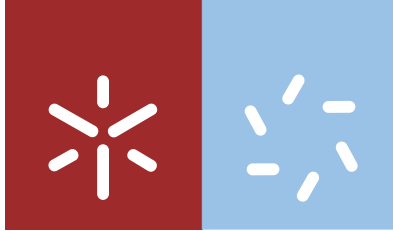


Universidade do Minho
Escola de Ciências

Frederico Simão Hintze de Oliveira

**Influência das albufeiras de pequenas
barragens na actividade de quirópteros
no Nordeste de Portugal**



Universidade do Minho
Escola de Ciências

Frederico Simão Hintze de Oliveira

**Influência das albufeiras de pequenas
barragens na actividade de quirópteros
no Nordeste de Portugal**

Dissertação de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho realizado sob a orientação do
Doutor José Vítor de Sousa Vingada

Anexo 3

DECLARAÇÃO

Nome: **Frederico Simão Hintze de Oliveira**

Endereço electrónico: **fredhintze@gmail.com** Telefone: **968959923**

Número do Bilhete de Identidade: **12629389**

Título dissertação: **Influência das albufeiras de pequenas barragens na actividade de quirópteros no Nordeste de Portugal**

Orientador(es): **José Vítor de Sousa Vingada**

Ano de conclusão: **2014**

Designação do Mestrado: **Mestrado em Ecologia**

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA DISSERTAÇÃO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE;

Universidade do Minho, ___/___/_____

Assinatura: _____

Agradecimentos

Uma tese é sempre encarada como um trabalho individual, mas nunca pode ser executada com sucesso sem o auxílio precioso de muitas pessoas. Os agradecimentos que aqui dou são poucos em comparação com o que cada um deu de si para que este trabalho pudesse, finalmente, conhecer a luz do dia.

Por esse mesmo motivo, quero agradecer:

- Ao meu orientador, o Professor José Vingada, em primeiro lugar pela oportunidade que me deu de continuar a trabalhar com morcegos. Em segundo, quero agradecer-lhe pela competência científica, pela disponibilidade assim como pelas críticas, correcções e sugestões imprescindíveis que me foi dando ao longo desta orientação.
- Ao Pedro Rodrigues, o meu “co-orientador não-oficial”, pelas intermináveis “discussões” que nos fazem crescer e fazem com que um trabalho como este vá avançando. Obrigado por todas as ideias, conselhos e estímulo dados ao longo deste trabalho.
- Ao José Carlos Carvalho, pelo rigor e disponibilidade total na colaboração do tratamento estatístico deste trabalho. Muito obrigado pela tua paciência e dedicação na resolução de cada problema que te colocava à frente, sem ti este trabalho seria bastante difícil de concluir!
- À Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS) pelo fornecimento dos equipamentos, do apoio e de todas as condições necessárias à elaboração deste projecto.
- À Catarina Eira, pelo tempo que dedicou na revisão deste trabalho e por todos os conselhos úteis que foi dando. Obrigado pelo teu apoio e pela tua disponibilidade.
- Ao Prof. Dr. Paul Racey, e a todos os outros participantes “anónimos” do 3rd *International Berlin Bat Meeting*, cujas críticas e incentivos se tornaram proveitosos para uma melhor interpretação dos resultados obtidos neste trabalho.

- Ao Francisco que, há uns anos atrás, me deu a mão nos meus primeiros passos no “mundo dos morcegos”... És um bom amigo e sem o teu apoio não encontraria estes animais tão apaixonantes!
- À Virgínia Duro, grande amiga e parceira desde há muitos anos nesta aventura pelo mundo dos morcegos! Obrigado pela ajuda, amizade e companhia desde sempre!
- Aos “Selvagens” do Sabor: Virgínia Duro, Carina Marques, Nuno Garrido, Joana Vieira da Silva, Joana Ferreira, Hugo Diogo, Patrícia Rodrigues e Nuno Pinto, obrigado pela vossa companhia e por toda a ajuda prestada ao longo do trabalho de campo!
- A todos os “Selvagens”: Obrigado pela vossa amizade e companheirismo! É um privilégio trabalhar com todos vocês!
- À minha mãe e ao meu irmão, pelo apoio e o carinho ao longo destes anos... Desculpem-me pelos recorrentes desaparecimentos prolongados ao longo de todo este tempo! Adoro-vos!
- Aos meus tios, José e Fernanda e às minhas primas Rita, Joana e Maria que me acolheram de braços abertos durante muitos anos! Obrigado por todo o carinho, nunca esquecerei o que fizeram por mim... Estarão para sempre no meu coração!
- À restante família, não menos importante na minha vida, volto a pedir desculpa pela ausência, mas teve mesmo que ser... Como é difícil ser adulto! ☺
- À Goreti... Pelo apoio, companhia, carinho... Por tudo!

A todos vocês, o meu mais sincero obrigado!

Influência das albufeiras de pequenas barragens na actividade de quirópteros no Nordeste de Portugal

Resumo

Os cursos de água doce e lagoas naturais são lugares muito atractivos para os morcegos, porém estes sistemas têm sido alterados pela construção de barragens. Uma vez que a influência destas estruturas sobre a actividade dos morcegos está ainda mal compreendida, este trabalho teve como principal objectivo avaliar a influência da presença de pequenas barragens na actividade dos quirópteros.

Este estudo foi realizado em cinco ribeiras da bacia do rio Sabor, localizado no NE de Portugal. Em cada ribeira, foram seleccionados quatro pontos de amostragem: a montante da barragem (C_M), a jusante da barragem (C_J), na albufeira junto à parede da barragem (A_1) e o outro no ponto mais a montante da albufeira (A_2). No Verão de 2011, um total de 20 pontos foram amostrados, usando dois detectores ANABAT SD2, durante um período de 3 horas após o pôr-do-sol. Cada ponto foi amostrado três vezes.

Os resultados mostraram que a actividade total e a actividade de alimentação dos morcegos são significativamente mais elevadas nos pontos de albufeira (pontos A) em comparação com os pontos ripícolas (pontos C). No entanto, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os pontos homólogos (i.e. A_1 vs A_2 ; C_M vs C_J). O morcego-anão *Pipistrellus pipistrellus* é a espécie dominante, num total de 15 espécies/complexos de espécies detectadas na área de estudo.

Neste trabalho verificou-se que a presença de pequenas albufeiras nesta região tem uma influência significativa na actividade dos morcegos. Assim, em períodos de seca, estas pequenas albufeiras poderão ser um garante para as espécies de quirópteros da região. No entanto, as barragens parecem beneficiar principalmente as espécies do género *Pipistrellus* e a espécie *Myotis daubentonii*, espécies em franca expansão populacional na Europa. Nos pontos ripícolas registou-se uma menor actividade de quirópteros e de alimentação, porém são nestes pontos que existe maior equilíbrio das actividades das diferentes espécies. O maior número de espécies com estatuto de conservação desfavorável foi registado num ponto ripícola a montante da albufeira. Deste modo, em termos de conservação e de manutenção da diversidade, o habitat ripícola deverá proporcionar mais benefícios à comunidade de morcegos da região.

Influence of small dams in Chiroptera activity in northeastern Portugal

Abstract

Freshwater streams and natural ponds are very attractive places for bats because they provide resources such as food, water and shelter. Freshwater systems have been profoundly changed by the construction of dams over the years and the influence of these structures on bat activity is poorly understood. This work aims at studying the effect of small river dams in the local bat communities and also at understanding if bat species benefit from these types of structures.

This study was carried out in small water dams on 5 small streams of the Sabor river basin, located in the NE of Portugal. Four sampling points were selected on each stream: upstream of the dam (C_M), downstream of the dam (C_J), on the reservoir next to the dam's wall (A_1) and on the most upstream point of the reservoir (A_2). A total of 20 sites were sampled, using an ANABAT SD2 to monitor bat activity and foraging activity, during a period of 3 hours after the sunset, during the summer of 2011. Each site was sampled three times.

Results showed that total bat activity is significantly higher in reservoir sites (A sites) than in riverine sites (C sites) and the same was observed in relation to foraging activity. However, no statistically significant differences were found between homologue sites (i.e. A_1 vs A_2 ; C_M vs C_J). Comparisons between bat activity using TtCI values showed that *Pipistrellus pipistrellus* is the dominant species out of the 15 different species/complex of species detected in the study area.

The presence of small reservoirs in this region has a significant influence on the activity of bats. Therefore, in periods of drought, reservoirs can provide water and food for bat species in the region. However, these dams appear to primarily benefit the species belonging to the genus *Pipistrellus* and *Myotis daubentonii*, which are rapidly expanding in Europe. Even though riverine sites show lower bat activity and foraging activity, these sites are more balanced in terms of species activity. Furthermore, the greatest number of species with high conservation status was recorded in a riverine site located upstream of the reservoir. Therefore, riverine areas appear to be more important than reservoirs in terms of biodiversity and conservation of the local bat community.

Publicações

O trabalho apresentado nesta dissertação originou 2 comunicações em formato de *poster* em conferências científicas.

- **Hintze, Frederico**; Duro, Virgínia; Garrido, Nuno; Pinto, Nuno; Marques, Carina; da Silva, Joana V.; Ferreira, Joana; Diogo, Hugo; Carvalho, José C.; Vingada, José; Rodrigues, Pedro (2013) “*Bat activity in small riparian water bodies and dams’ reservoirs*”, 3rd. International Berlin Bat Meeting, Berlin, Germany, 1-3 of March;
- **Hintze, Frederico**; Duro, Virgínia; Carvalho, José C.; Vingada, José; Rodrigues, Pedro (2013) “*Bats and small dams*”, II Jornadas Quiróptéricas, Sintra, Portugal, 26 de Outubro.

Índice

Agradecimentos	iii
Resumo	v
Abstract	vi
Publicações	vii
Índice de Figuras	ix
Índice de Tabelas	x
Abreviaturas e Símbolos	xi
Capítulo 1 – Introdução	1
Capítulo 2 – Métodos	8
2.1. Área de estudo e selecção dos locais de amostragem.....	9
2.2. Recolha de dados.....	13
2.3. Análise de dados.....	14
2.4. Análises estatísticas.....	19
Capítulo 3 – Resultados	21
Capítulo 4 – Discussão	36
Capítulo 5 – Considerações Finais	44
Capítulo 6 – Bibliografia	46
Capítulo 7 – Anexos	53
Anexo 1.....	54
Anexo 2.....	57
Anexo 3.....	60

Índice de Figuras

Figura 1 - Localização geográfica das barragens amostradas.....	10
Figura 2 – Representação esquemática da localização dos pontos em cada ribeira. ..	12
Figura 3 – Representação gráfica da Actvidade de Quirópteros por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).	22
Figura 4 – Representação gráfica da Actividade de Alimentação média por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).	23
Figura 5 – Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).	26
Figura 6 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo no ponto A ₁ , na albufeira junto ao paredão da barragem.	27
Figura 7 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto A ₂ , no ponto mais a montante da albufeira.	27
Figura 8 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto C _J , ponto ripícola a jusante da barragem.	28
Figura 9 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto C _M , ponto ripícola a montante da barragem.....	28
Figura 10 - Representações gráficas da actividade (TtCI) total em cada um dos pontos (cima) e da percentagem da actividade (TtCI) em cada um dos tipos de ponto (baixo) para as espécies cujas actividades reduzidas não permitiram testes estatísticos.	31
Figura 11 - PCA das associações entre as espécies e os pontos em conjunto (A ₁ a vermelho, A ₂ a verde, C _J a azul e C _M a amarelo).....	32
Figura 12 - Representações gráficas da evolução das médias do número de espécies detectadas em cada um dos períodos de 15min. (Sp./15min), do número médio acumulado de espécies detectadas (Sp. acumulado) e do número médio de <i>calls</i> (<i>Calls</i>) em cada período de 15min. ao longo de 3h de amostragem.	35

Índice de Tabelas

Tabela I - Resultados da ANOVA referente à Actividade de Quirópteros e Actividade de Alimentação de Quirópteros seguido do teste à posteriori de Tukey ($\alpha= 0.05$).	23
Tabela II - Espécies identificadas, Riqueza específica e número de espécies vulneráveis ou raras em cada um dos pontos.....	25
Tabela III - Efeito dos pontos de albufeira nos valores de TtCI para cada espécie/grupo em todas as barragens (one-way ANOVA com as barragens como "bloco").	29
Tabela A1 - Espécies de quirópteros presentes em Portugal e respectivos estatutos de conservação (Adaptado de Cabral et al. (2006) e IUCN (2010))......	55
Tabela A2 - Resultados das ANOVA e comparação entre pares de pontos através do teste a posteriori de Tukey ($\alpha= 0.05$) para as espécies/grupos de espécies <i>Pipistrellus pipistrellus</i> , <i>Myotis</i> spp., <i>Pipistrellus</i> spp., <i>Tadarida teniotis</i> , <i>Pipistrellus kuhlii</i> , <i>P. pygmaeus</i> / <i>M. schreibersii</i> , <i>N. leisleri</i> / <i>E. serotinus</i>	58
Tabela A3 – Scores da PCA referentes às espécies identificadas.	61
Tabela A4 – Scores da PCA referentes aos locais amostrados.	61
Tabela A5 – Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos A ₁ (na albufeira junto ao paredão da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p<0,05$)......	63
Tabela A6 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos A ₂ (no ponto mais a montante da albufeira). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p<0,05$).	64
Tabela A7 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos C ₁ (ponto ripícola a jusante da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p<0,05$).	65
Tabela A8 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos C _M (ponto ripícola a montante da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p<0,05$)......	66

Abreviaturas e Símbolos

A ₁	Ponto de amostragem, na albufeira, junto ao paredão da barragem
A ₂	Ponto de amostragem, na zona mais a montante da albufeira
ANOVA	Análise de variância
C _J	Ponto de amostragem, ripícola, a jusante da parede da barragem
C _M	Ponto de amostragem, ripícola, a montante da albufeira da barragem
CR	Criticamente em Perigo
D	Duração dos pulsos
DD	Informação Insuficiente
EN	Em Perigo
F _C	Frequência característica do pulso
F _F	Frequência final
F _I	Frequência inicial
HSD de Tukey	Teste de Tukey (<i>Honestly Significant Difference</i>)
LC	Pouco Preocupante
N3 (rios)	Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão
NE	Não Avaliado
NI	Não Identificados
NP	Não Presente
NT	Quase ameaçada
p adj	Valor de probabilidade ajustado para comparações múltiplas
PC1	Eixo 1 da PCA
PC2	Eixo 2 da PCA
PCA	<i>Principal Component Analysis</i> (Análise de Componentes Principais)
PNBEPH	Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hídrico
S _C	“Declive” característico
TBC	Intervalo entre pulsos
TtCI	Factor de correcção da actividade das espécies
VU	Vulnerável
ZPE	Zona de Protecção Especial

Capítulo 1 – Introdução

Os morcegos pertencem à ordem Chiroptera, estando esta subdividida em duas subordens: Megachiroptera e Microchiroptera. Todos os morcegos existentes em Portugal pertencem a esta última subordem, sendo conhecida a ocorrência de 27 espécies de Quirópteros (ver Tabela A1, no Anexo 1). De acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, cinco destas espécies classificam-se com o estatuto de conservação “ criticamente em Perigo ” (CR), uma com o estatuto “ Em Perigo ” (EN) e cinco com o estatuto “ Vulnerável ” (VU) (Cabral *et al.*, 2006). O estatuto de “ Informação Insuficiente ” (DD) é atribuído a nove espécies, devido à falta de informação que permita avaliar o estado e tendência das suas populações. Das 27 espécies existentes, apenas seis apresentam o estatuto de conservação “ Pouco Preocupante ” (LC) (Cabral *et al.*, 2006). A presença da espécie *Eptesicus isabellinus* foi descrita muito recentemente no nosso território pelo que, devido ao estudo escasso das suas populações no nosso País, não tem ainda qualquer estatuto de conservação definido (Dietz *et al.*, 2009, UNEP/Eurobats, 2013).

Os morcegos desempenham um papel vital na prestação de serviços dos ecossistemas, seja na dispersão de sementes, na polinização ou na captura de insectos que podem tornar-se prejudiciais ao Homem e às suas actividades, pelo que a sua conservação é de extrema importância (Rainho *et al.*, 1998, Kunz & Fenton, 2006, Dietz *et al.*, 2009, Jones *et al.*, 2009). Todas as espécies de quirópteros existentes em Portugal são, geralmente, insectívoras (Dietz *et al.*, 2009). Além da importância ecológica, os serviços prestados pelos morcegos têm um grande impacto em termos sócio-económicos, como por exemplo no auxílio de controlo de pragas agrícolas, de vectores de doenças graves ou mesmo parasitas domésticos (Rainho *et al.*, 1998, Ducummon, 2000, Cleveland *et al.*, 2006, Kunz & Fenton, 2006, Boyles *et al.*, 2011).

Estes animais ocupam um nicho ecológico muito específico e aperfeiçoaram um sistema de navegação (designado por ecolocalização) que lhes permite perceber o ambiente que os rodeia em ambiente nocturno. A ecolocalização consiste na emissão de vocalizações que formam ondas sonoras e na recepção dos respectivos ecos. Estas vocalizações têm uma frequência extremamente elevada, sendo por isso designadas por ultra-sons, o que as torna inaudíveis ao ouvido humano. A recepção do eco, e dependendo do tipo de ultra-sons, fornece informações aos

morcegos como localização, dimensão e distância aos obstáculos ou presas e, nalguns casos, até a forma desses mesmos objectos ou presas (Neuweiler, 1989, Kunz & Fenton, 2006, Dietz *et al.*, 2009). Cada espécie possui um padrão de ultra-sons característico resultante da especialização alimentar ou evolução anatômica (Kunz & Parsons, 1988, O'Farrell *et al.*, 1999). Assim, utilizando detectores de ultra-sons, através da análise de determinadas características que diagnosticam os ultra-sons emitidos é possível identificar a espécie em causa ou, em determinados casos, identificar o complexo de espécies que partilham as mesmas características fónicas através do uso de detectores de ultra-sons.

Ao longo dos anos foram edificadas barragens de forma a assegurar a existência de reservatórios de água para diferentes propósitos, tais como o abastecimento de água para as populações, sistemas de rega para a agricultura ou regulação dos regimes de cheias dos cursos de água (Nilsson & Berggren, 2000, EEA, 2008). Globalmente, estas estruturas bloqueiam mais de 2/3 dos cursos de água mundiais modificando drasticamente os seus habitats (Nilsson & Berggren, 2000). Na Europa, a edificação de barragens cresceu ao longo dos últimos dois séculos, em número e em dimensão. Neste momento existem mais de 2000 barragens de grandes dimensões e muitos milhares de pequenas barragens (EEA, 2008).

Em Portugal, com o objectivo de atingir uma capacidade hidroeléctrica superior a 7000 MW em 2020 e ao abrigo do PNBEPH (Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hídrico) está prevista a construção de 8 novas barragens de grande dimensão (inicialmente estavam previstas 10 barragens) além das 5 que se encontravam em fase de construção ou em reforço de potência, como o Aproveitamento Hidroeléctrico do Baixo Sabor ou o Aproveitamento Hidroeléctrico da Bemposta, respectivamente (COBA & PROCESL, 2007). Em relação às mini-hídricas, ao abrigo do PNBEPH considerou-se que estas não são consideradas estratégicas, pelo que a sua implementação foi reconsiderada em termos de prioridades (COBA & PROCESL, 2007).

Muitos grupos faunísticos são sensíveis às variações dos ciclos hidrológicos, logo a regularização desses ciclos, o efeito-barreira e a eutrofização das albufeiras, originados pela edificação deste tipo de empreendimentos, podem causar novos problemas a esses mesmos grupos. Desta forma, a estrutura ecológica e funcional,

bem como os respectivos processos dos ecossistemas ripícolas são colocados em causa (Baxter, 1977, Nilsson & Berggren, 2000, Ogbeibu & Oribhabor, 2002, Tiemann *et al.*, 2004, Poff *et al.*, 2007). Vários estudos realizados em diferentes regiões referem que as barragens podem afectar de diferentes maneiras os cursos de água, a montante ou a jusante da albufeira, causando problemas à fauna e flora nativas (Baxter, 1977, Ligon *et al.*, 1995, Nilsson & Berggren, 2000, Pringle *et al.*, 2000, Tiemann *et al.*, 2004, Poff *et al.*, 2007). Neste contexto, verifica-se um aumento dos estudos que fazem uso dos organismos como indicadores de alterações introduzidas pelo Homem, sendo que alguns invertebrados são utilizados, há vários anos, como bio-indicadores de qualidade dos habitats. Recentemente, também os quirópteros foram propostos como bioindicadores da qualidade dos habitats, mas neste caso a um nível trófico superior (Jones *et al.*, 2009).

No rio Ikpoba situado na Nigéria, Ogbeibu & Oribhabor (2002) estudaram os impactes da presença de uma barragem nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos e verificaram que a diversidade e abundância de organismos eram mais elevadas a montante da albufeira, sendo menores na área de albufeira, e de valores intermédios a jusante da albufeira.

Outro estudo em dois rios de segunda ordem no Nordeste de Portugal (Cortes *et al.*, 1998) revelou resultados diferentes para cada um dos cursos de água relativamente aos pontos a montante e a jusante das albufeiras. No primeiro rio a barragem tem o propósito de gerar energia eléctrica enquanto que a barragem do segundo rio tem o propósito de abastecimento de água para a população. O estudo verificou que no primeiro rio ocorreu uma diminuição da diversidade dos macroinvertebrados a jusante da barragem devido ao stress provocado pelas descargas. No segundo rio, verificou-se também uma diminuição da diversidade dos macroinvertebrados a jusante da barragem, devido à eutrofização provocada pela retenção da água durante longos períodos de tempo na albufeira.

Outros estudos, fora de Portugal, indicam que a diversidade e abundância de macroinvertebrados, em troços lóticos, a jusante das barragens é muito menor que a montante (Trotzky & Gregory, 1974, Bredenhand & Samways, 2009). Contudo, alguns macroinvertebrados mais tolerantes poderão beneficiar com as alterações do regime hídrico da linha de água, verificando que, por exemplo, a abundância de

dípteros poderá ser superior nos troços lóticos a jusante da albufeira em comparação com os troços lóticos a montante da albufeira (Bredenhand & Samways, 2009), embora as diferenças não sejam significativas. Num estudo realizado em albufeiras e lagos de Espanha, Prat *et al.* (1992) verificou que os *Chironomidae* são bastante abundantes e que em lagos e albufeiras eutrofizados as espécies de quironomídeos presentes são diferentes das presentes nos lagos oligotróficos.

A família de dípteros *Chironomidae* pode compor uma porção significativa da dieta dos morcegos, tais como os pertencentes aos géneros *Myotis* e *Pipistrellus* (Dietz *et al.*, 2009). Esta mesma família assume também especial importância na dieta da espécie *Nyctalus leisleri* quando esta se alimenta em habitats aquáticos (Kalcounis-Rueppell *et al.*, 2007, Dietz *et al.*, 2009), no entanto quando esta espécie caça noutro tipo de habitats, as traças surgem como alimento principal (Dietz *et al.*, 2009).

Grande parte dos estudos desenvolvidos em habitats ripícolas com Quirópteros focam-se geralmente em dois aspectos: 1) na avaliação do papel dos factores biológicos ou geológicos, tais como a disponibilidade de alimento, estrutura e composição da vegetação ripícola, velocidade da corrente, tipo de canal, tipologia do curso de água, efeitos da orogenia, etc. (Grindal *et al.*, 1999, Warren *et al.*, 2000, Seidman & Zabel, 2001, Lloyd *et al.*, 2006, Monadjem & Reside, 2008, Akasaka *et al.*, 2009, Lundy & Montgomery, 2009, Akasaka *et al.*, 2010, Scott *et al.*, 2010, Hagen & Sabo, 2011); e 2) na avaliação dos impactes antrópicos sobre este tipo de habitats, tais como descargas de efluentes, construção de diques ou barragens, eutrofização, etc. (Vaughan *et al.*, 1996, Racey *et al.*, 1998, Kalcounis-Rueppell *et al.*, 2007, Rebelo & Rainho, 2009, Vindigni *et al.*, 2009).

Em Inglaterra, Vaughan *et al.* (1996) demonstraram que as espécies de morcegos que se alimentam em cursos de água são afectadas de forma diferente pelos efluentes de esgoto. Por exemplo, algumas espécies, tal como o morcego-de-água *Myotis daubentonii*, podem ser beneficiadas, uma vez que a sua dieta poderá consistir de insectos mais resistentes à poluição. Contudo, esses mesmos efluentes, podem prejudicar outras espécies, tais como o morcego-anão *Pipistrellus pipistrellus*. Num estudo realizado na Escócia, Racey *et al.* (1998) encontraram diferenças na ocorrência e actividade de alimentação entre rios oligotróficos e eutróficos, tendo este estudo incidido apenas no género *Pipistrellus* e na espécie *Myotis daubentonii*, por serem as

mais abundantes na região. Não foram encontradas diferenças significativas na actividade da espécie *Myotis daubentonii* nos dois rios em todo o período de amostragem, no entanto, a actividade das espécies do género *Pipistrellus* foi significativamente mais baixa no rio eutrófico num dos três períodos de amostragem, ainda que não tenham sido encontradas quaisquer diferenças nos períodos seguintes (Racey *et al.*, 1998).

Tal como acontece com a contaminação por efluentes de esgoto, a eutrofização dos cursos de água é um dos principais efeitos negativos que podem advir da edificação de barragens (Baxter, 1977). No entanto, o impacto directo das barragens sobre os morcegos é pouco estudado. Rebelo & Rainho (2009) avaliaram o efeito da construção de uma barragem de grande dimensão, a Barragem do Alqueva, situada no Sudeste de Portugal, sobre a comunidade de morcegos. Foi verificado que a actividade dos morcegos decresceu nos locais inundados pelo enchimento da barragem, mas aumentou nas áreas que delimitam a albufeira da barragem. Este aumento na actividade deveu-se, principalmente, à ocorrência de espécies pertencentes ao género *Pipistrellus*, muito comuns na Europa. Mesmo tendo em conta este registo de maior actividade nas áreas limítrofes da albufeira, traduzido em actividade de alimentação e riqueza específica mais elevadas, o estudo realizado por Rebelo & Rainho (2009) sugere que as áreas ripícolas são o habitat mais importante para os morcegos.

A maior parte deste tipo de estudos de impacto biológico provocados por empreendimentos de aproveitamento hídrico foram realizados em estruturas de grande dimensão, havendo pouca informação relativamente a estruturas de pequena dimensão. Esta escassez de informação é particularmente evidente na Península Ibérica e uma vez que esses impactes parecem ser menos evidentes, a sua relação causa-efeito é mais difícil de interpretar (Cortes *et al.*, 1998).

As autoridades locais e governamentais continuam a apostar na edificação de empreendimentos de aproveitamento hídrico, de forma a combater a dependência dos combustíveis fósseis e a escassez de água. Este facto torna premente que sejam realizados mais estudos dos seus efeitos sobre os ecossistemas, uma vez que a influência destas estruturas nas comunidades envolventes continua a ser pouco clara. O presente trabalho é uma contribuição para a caracterização da influência das

barragens na actividade de quirópteros e tem como objectivos principais:

- Verificar se existem diferenças na actividade dos quirópteros nas albufeiras em comparação com os ambientes ripícolas;
- Tentar perceber quais as razões para as possíveis diferenças encontradas entre estes tipos de ambientes;
- Perceber e avaliar o efeito da presença de pequenas barragens na actividade e diversidade das comunidades locais de morcegos;
- Perceber quais as espécies que poderão ser, eventualmente, beneficiadas ou prejudicadas com a presença deste tipo de infraestruturas.

Este estudo pretende, não só contribuir para a compreensão do impacto de pequenas barragens sobre os morcegos, como também propor novas abordagens metodológicas para a monitorização deste tipo de estruturas com o objectivo de melhorar a gestão destes espaços e contribuir para a conservação de quirópteros.

Capítulo 2 – Métodos

2.1. Área de estudo e selecção dos locais de amostragem

A área de estudo localiza-se na região de Trás-os-montes, no Nordeste de Portugal. Mais concretamente, este estudo foi realizado em cinco ribeiras da bacia hidrográfica do Rio Sabor, afluente do Rio Douro.

Esta região possui uma altitude média de 600 a 800 m, com importantes relevos tectónicos que conferem um clima bastante próprio, de características continentais. Nesta região dominam as rochas xistentas e granitóides que, aliadas aos aspectos climáticos, permitem uma diversidade biológica singular em Portugal (Ecosistema & Agri.Pro-Ambiente, 2002).

Em termos de flora, os carvalhais (predominantemente de Carvalho-negral, *Quercus pyrenaica*) e os lameiros são as zonas mais ricas em termos ecológicos na região onde ocorrem as ribeiras. Neste aspecto, a ocupação humana também marca a região, uma vez que os olivais, os amendoais, as vinhas e as zonas de pastoreio, além das florestas de produção, conferem à paisagem um aspecto heterogéneo, com mosaicos naturais e semi-naturais (Ecosistema & Agri.Pro-Ambiente, 2002). Em relação à vegetação ripícola, predominam o Freixo (*Fraxinus excelsior*), o Amieiro (*Alnus glutinosa*) e o Choupo (*Populus spp.*).

Em termos faunísticos, nesta região ocorrem cerca de 50% das espécies de vertebrados terrestres descritas para o nosso País, das quais se destacam, por exemplo: nos anfíbios, a Rã-de-focinho-pontiagudo (*Discoglossus galganoi*); nos répteis, o Lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e o Cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*); nas aves, a Águia-real (*Aquila chrysaetos*) e a Cegonha-negra (*Ciconia nigra*) e nos mamíferos, a Toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) e o Lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) (Ecosistema & Agri.Pro-Ambiente, 2002). No caso dos morcegos, as espécies com estatuto de conservação desfavorável e com ocorrência descrita na área de estudo são o Morcego-de-ferradura-grande (*Rhinolophus ferrumequinum*), o Morcego-de-ferradura-pequeno (*R. hipposideros*), o Morcego-rato-grande (*Myotis myotis*) e o Morcego-rato-pequeno (*M. blythii*) têm ocorrência

descrita na área de estudo (Rebello, 2001) salientando desta forma a grande importância da região para a conservação dos quirópteros.

Devido à importância desta região em termos biológicos, na região envolvente à área em estudo ocorrem duas áreas protegidas (Parque Natural de Montesinho e Parque Natural do Douro Internacional) e seis sítios Rede Natura 2000 (Montesinho/Nogueira, Rios Sabor e Maças, Morais, Douro Internacional e as ZPE de Rios Sabor e Maças e de Montesinho).

As barragens seleccionadas (Figura 1) foram: Barragem de Estevaínha (Ribeira dos Alambiques), Barragem de Bastelos (Ribeira de Bastelos), Barragem de Carviçais (Ribeira de Vale de Ferreiros), Barragem de Santa Justa (Ribeira de Santa Justa) e Barragem de Vale Covo (Ribeira do Salgueiral). Estas barragens de pequena dimensão são utilizadas para regadio ou abastecimento de populações. Os cursos de água seleccionados encontram-se distribuídos ao redor do vale do Rio Sabor, num troço compreendido entre Torre de Moncorvo e Mogadouro.

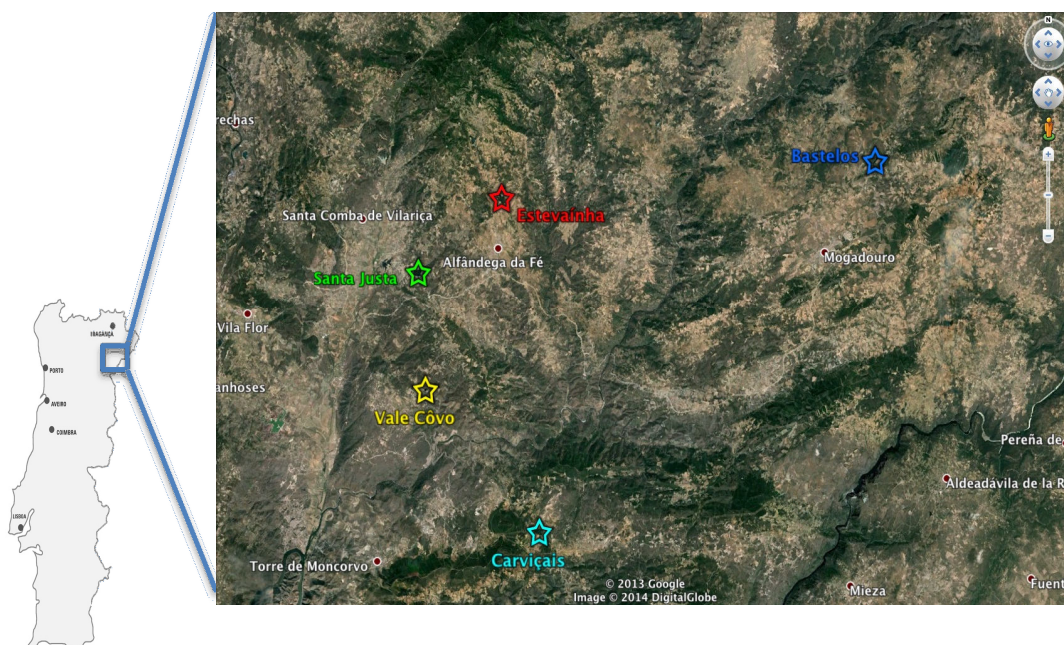


Figura 1 - Localização geográfica das barragens amostradas.

Os cursos-de-água onde estão localizadas estas barragens incluem-se no tipo N3 (Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão), caracterizado por incluir cursos de água que fluem normalmente de altitudes médias a altas e com um escoamento médio

anual que varia entre os 100 e 300 mm (distância interquartil) (INAG, 2008). Estes possuem características muito próprias uma vez que estão delimitados a uma região que apresenta temperaturas relativamente elevadas e regimes de precipitação mais baixos em comparação com as restantes regiões do Norte de Portugal (INAG, 2008). Esta região assemelha-se mais com a região sul do País devido às elevadas amplitudes térmicas do ar durante uma parte significativa do ano, sendo que estes rios podem chegar a secar completamente. De uma forma geral, durante o Verão ocorre uma alteração do regime hídrico, que passa de lótico a léntico, com troços significativos do rio sem fluxo de água ou até sem água à superfície em troços relativamente longos. Relativamente à litologia, são maioritariamente de natureza siliciosa e geralmente com um grau de mineralização baixo e intermédio (INAG, 2008).

As cinco barragens amostradas têm as seguintes características (CRISE, 2010, INAG, 2010):

- **Barragem de Bastelos** – A área inundada por esta albufeira corresponde a 176.000 m² tendo uma capacidade útil de 1.200.000m³ de água. O coroamento do Paredão possui 122m de comprimento e 22m de altura. Não existem dados oficiais da largura do coroamento, no entanto este tem cerca de 7m de largura.
- **Barragem de Carviçais** - A área inundada por esta albufeira corresponde a 60.000 m² tendo uma capacidade útil de 992.000m³ de água. O coroamento do Paredão possui 320m de comprimento, 6m de largura e 19m de altura.
- **Barragem de Estevaínha** - A área inundada por esta albufeira corresponde a 220.000 m² tendo uma capacidade útil de 1.300.000m³ de água. O coroamento do Paredão possui 750m de comprimento, 6m de largura e 25m de altura.
- **Barragem de Santa Justa** – Esta é a maior das albufeiras em estudo. A área inundada por esta albufeira corresponde a 280.000 m² tendo uma capacidade útil de 3.476.000m³ de água. O coroamento do Paredão possui 284m de comprimento, 8m de largura e 39m de altura.
- **Barragem de Vale Côvo** – Esta é a mais pequena das albufeiras em estudo. A área inundada por esta albufeira corresponde a 5.000

m² tendo uma capacidade útil de 50.000m³ de água. Não existem dados oficiais sobre o coroamento do Paredão, no entanto este possui cerca de 140m de comprimento, 5m de largura e 25m de altura.

Para cada um dos cinco rios N3 escolhidos, foram definidos 4 pontos de amostragem (ver Figura 2):

- 1) A montante da albufeira da barragem (C_M);
- 2) A jusante da parede da barragem (C_J);
- 3) Na albufeira junto ao paredão da barragem (A₁);
- 4) No ponto mais a montante da albufeira (A₂).

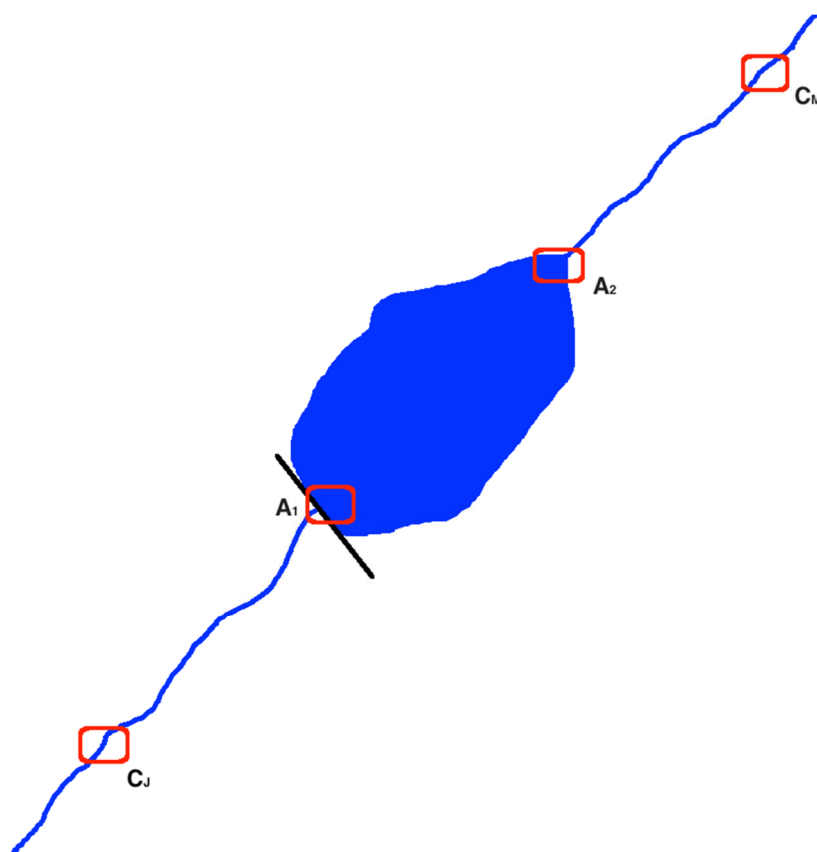


Figura 2 – Representação esquemática da localização dos pontos em cada ribeira.

2.2. Recolha de dados

Entre 22 de Julho e 28 de Outubro de 2011, foram efectuadas 3 amostragens em cada um dos 20 pontos de estudo.

Em cada ribeira foram recolhidos dados em quatro pontos (2 pontos por noite), na seguinte ordem: A₁ e C_J na primeira noite e A₂ e C_M do mesmo rio na segunda noite. Cada ponto foi amostrado com um interregno de pelo menos 15 dias, por forma a evitar enviesamentos nos resultados devido a factores não estocásticos (e.g. fase da lua, sazonalidade, etc.). As sessões de amostragem iniciaram-se à hora de pôr-do-sol e tiveram uma duração de 3 horas, uma vez que este é o período de maior actividade dos morcegos (Seidman & Zabel, 2001). A amostragem foi realizada em noites quentes (temperaturas acima dos 11°C) e sem ventos fortes (i.e. velocidade abaixo de 5m/s).

De forma a manter a independência dos pontos de amostragem, estes foram seleccionados por forma a distarem entre si pelo menos 500m entre os pontos A e 1km entre os pontos A e C.

Todos os pontos estão localizados entre os 200 e os 700 metros de altitude, de forma a prevenir grandes variações nos dados de actividade e na diversidade específica decorrentes de grande variação no gradiente altitudinal (Lloyd *et al.*, 2006).

Em cada noite, a amostragem foi realizada com recurso a dois detectores de ultra-sons ANABAT SD2 (Titley Electronics®), equipados com um sistema de divisão de frequência e com capacidade de automatização de recolha de dados.

Os detectores foram colocados nas margens dos cursos-de-água e das albufeiras, tendo sido camuflados com rochas e vegetação, com o cuidado de evitar a obstrução do microfone, para não atraírem a atenção das pessoas e impedir o vandalismo ou roubo dos aparelhos (Scott *et al.*, 2010). De forma a maximizar a recepção de vocalizações dos morcegos, colocaram-se os aparelhos de maneira a que o microfone perfizesse, aproximadamente, um ângulo de 45° com o solo e ao longo do eixo dos cursos-de-água, em zonas com menor obstrução provocada pela vegetação (Seidman & Zabel, 2001). Os detectores foram previamente programados de forma a que se ligassem automaticamente à hora do pôr-do-sol permanecendo activos durante 3 horas. O valor do factor de divisão dos detectores utilizado foi 8 e a sensibilidade

entre 6 e 7, diminuindo desta forma, o número de gravações indesejadas com sons provocados pela água, vento e/ou insectos.

Devido ao facto de se estarem a estudar cursos de água que se enquadram na tipologia N3 (INAG, 2008), verificou-se durante as amostragens que dois cursos de água em estudo (Ribeira de Salgueiral e Ribeira de Vale de Ferreiros) secaram em vários troços, alguns dos quais com extensões muito significativas.

2.3. Análise de dados

A identificação das gravações foi efectuada com recurso ao programa ANALOOK W 3.8® (Corben, 2011).

As 27 espécies identificadas em Portugal (25 em Portugal Continental) podem ser identificadas de acordo com as seguintes características acústicas: F_C (frequência característica do pulso), S_C (“declive” característico), D (duração dos pulsos), TBC (intervalo entre pulsos), F_I (frequência inicial), F_F (frequência final) e Estrutura dos pulsos.

Para cada uma das espécies/grupos de espécies foram construídos diferentes filtros em função das características acústicas de cada uma das espécies. Estes filtros foram posteriormente testados com uma biblioteca de vocalizações de morcegos europeus. A contagem e identificação dos pulsos obtidos foi efectuada com recurso a *scans* (cada um representa um conjunto de filtros) também construídos para o efeito. Após a obtenção dos resultados, estes foram verificados manualmente de forma a validar as detecções automáticas efectuadas pelos filtros.

O resultado destes *scans* é expresso segundo o número de *bat calls* que passaram o conjunto de filtros seleccionados. Tal como os *bat calls*, o número de *feeding-buzzes* (sequências de pulsos que indicam alimentação) também podem ser identificados através do incremento característico do TBC e da sua F_C (Vaughan *et al.*, 1996, 1997, Salgueiro *et al.*, 2002, Lloyd *et al.*, 2006), pelo que também foi efectuada a contagem do número de *feeding-buzzes* detectados em cada amostragem.

Apenas gravações que contivessem sequências com três ou mais pulsos foram analisadas (Lloyd *et al.*, 2006), de forma a assegurar que só foram identificadas sequências com boa qualidade de gravação. Todos os pulsos que não respeitassem

estes pressupostos foram considerados como Não Identificados (NI), fazendo parte do número total de pulsos, mas não contando para a análises subsequentes (Wickramasinghe *et al.*, 2003, Lloyd *et al.*, 2006, Rebelo & Rainho, 2009).

Uma das limitações deste método prende-se com a impossibilidade de reconhecer e contabilizar indivíduos (Kunz & Parsons, 1988, Vaughan *et al.*, 1996) pelo que foi utilizada a Actividade de Quirópteros como um indicador de abundância de morcegos. Esta foi avaliada consoante o número médio de pulsos de morcegos por ponto.

Da mesma forma, e não sendo possível quantificar o número de morcegos que se alimentaram em cada ponto, o número médio de *feeding-buzzes* por ponto pode ser utilizado como medida da Actividade de alimentação (Lloyd *et al.*, 2006).

Existe ainda outra limitação no uso dos métodos acústicos: em certas situações, a identificação até à espécie torna-se difícil ou até mesmo impossível devido à similaridade das características acústicas entre espécies (Vaughan *et al.*, 1996, Vaughan *et al.*, 1997, Rebelo & Rainho, 2009). Nestas situações, as espécies foram agrupadas em complexos de espécies ou então apresentadas em função do seu género:

1) As espécies *Pipistrellus pygmaeus* e *Miniopterus schreibersii* são praticamente impossíveis de distinguir em termos de análise acústica, uma vez que todas as características acústicas das vocalizações são muito similares, sendo apenas possível separá-las com recurso a redes neuronais ou análise discriminante (Rainho, 2007). Com um domínio vital relativamente grande (Vincent *et al.*, 2010) e considerando que na área em estudo estão identificados importantes abrigos de hibernação da espécie, a espécie *Miniopterus schreibersii* poderá ser comum na área de estudo. A espécie *Pipistrellus pygmaeus* é comum em Portugal, embora menos comum no norte de Portugal do que no centro e sul (Salgueiro *et al.*, 2002). Neste trabalho, todas as gravações que se encaixam neste grupo são referidas como ***Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus schreibersii***;

2) As vocalizações de *Pipistrellus pipistrellus* e *Pipistrellus pygmaeus* são similares na estrutura do pulso, D e TBC,

sendo praticamente indistinguíveis caso a Fc for entre 49 e 51 kHz. De acordo com Salgueiro *et al.* (2002), a espécie *P. pygmaeus* é menos abundante no Norte de Portugal quando comparada com a espécie *P. pipistrellus*. Tal facto é confirmado por um estudo mais recente realizado por Barros (2012), que mostrou que, num total de 368 capturas de Quirópteros, 68 capturas eram indivíduos pertencentes à espécie *P. pipistrellus* e apenas 10 capturas eram de *P. pygmaeus*. Neste trabalho todas as gravações com as características supramencionadas foram identificadas como ***Pipistrellus spp.*** embora seja previsível que a maior parte dessas gravações devam pertencer à espécie *P. pipistrellus*;

3) As espécies *Nyctalus leisleri* e *Eptesicus serotinus* são similares, em termos acústicos, na estrutura do pulso. São indistinguíveis se a Fc estiver entre 23 e 27 kHz, a D for entre 8 e 12 ms e não ocorrer alternância de sinal (característica do género *Nyctalus*). Como a espécie *Eptesicus isabellinus* foi recentemente citada para Portugal sendo apenas encontrada no sul do país, não se considera que ocorra na região em estudo. No que se refere às características acústicas destas espécies, uma vez que a diferenciação é muito difícil sem o auxílio de redes neuronais ou análise discriminante, todos os casos em que as gravações apresentavam características consonantes com uma destas espécies foram identificadas como ***N. leisleri/E. serotinus***;

4) As espécies pertencentes ao género *Plecotus* identificadas em Portugal, *P. auritus* e *P. austriacus*, são impossíveis de distinguir através da análise acústica das suas vocalizações. No entanto, a espécie *P. auritus* parece ser mais rara em Portugal em comparação com a espécie *P. austriacus* (Cabral *et al.*, 2006). Tal parece confirmado pelo estudo de Barros (2012), onde no total de 57 indivíduos capturados pertencentes ao género *Plecotus*, apenas 9 eram da espécie *P. auritus*. No entanto, neste trabalho todas as gravações

cujas características se encaixam neste grupo são referidas como ***Plecotus spp.***;

5) As espécies *Nyctalus lasiopterus* e *N. noctula* são praticamente impossíveis de distinguir através da análise acústica uma vez que as características acústicas das vocalizações são muito similares, sendo apenas passíveis de serem separadas com recurso a redes neuronais ou análise discriminante. Contudo, a espécie *N. noctula* parece ser rara em Portugal, existindo poucos registos desta espécie, sendo possivelmente invernante no nosso País (Cabral *et al.*, 2006, Rebelo & Rainho, 2009, Barros, 2012). Neste trabalho, este grupo é referido como ***Nyctalus spp.***;

6) As espécies *Myotis myotis* e *M. blythii* são impossíveis de distinguir através da análise acústica das suas vocalizações. Em Portugal, a espécie *M. blythii* é mais rara que a espécie *M. myotis* (Rainho *et al.*, 1998, Cabral *et al.*, 2006). Este grupo é referido por ***Myotis myotis/M. blythii***;

7) As espécies *Myotis daubentonii*, *M. emarginatus*, *M. escaleraei*, *M. mystacinus* e *M. bechsteinii*, em algumas gravações, são difíceis de identificar e podem ser ainda mais difíceis de distinguir quando se utilizam sistemas de divisão-de-frequência como o ANABAT em comparação com os sistemas de tempo-expandido.

No entanto, as espécies *M. bechsteinii* e *M. emarginatus* raramente se alimentam de insectos aquáticos, estando mais relacionadas com florestas maduras (Vaughan *et al.*, 1996, Dietz *et al.*, 2009). A espécie *Myotis escaleraei* é passível de ser identificada, uma vez que os seus pulsos possuem uma largura de banda muito característica, com F_1 entre os 130 e 110kHz e F_F entre 10 e 30 kHz. Entre todas as espécies de *Myotis*, a espécie *M. daubentonii* é a mais abundante na região (Barros, 2012) e está adaptada a alimentar-se em corpos-de-água (Vaughan *et al.*, 1996, Dietz *et al.*, 2009). Assim, é previsível que grande parte das gravações deste grupo sejam de indivíduos pertencentes à espécie *M. daubentonii*. Neste trabalho todas

as gravações com as características destas espécies foram incluídas num único grupo, designado por *Myotis spp.*

8) As espécies *Rhinolophus euryale* e *R. mehelyi* são praticamente indistinguíveis através da análise acústica, pelo que neste trabalho são referidas através do grupo *R. euryale/R. mehelyi*.

A Riqueza específica foi determinada como o número de espécies detectadas por ponto (Lloyd *et al.*, 2006). Qualquer grupo de espécies só foi incluído nesta contagem caso nenhuma das espécies pertencentes a esse mesmo grupo tenha sido identificada sozinha (Lloyd *et al.*, 2006).

Como cada espécie tem um intervalo entre pulsos definido (TBC), não é possível fazer comparações entre espécies contabilizando e comparando o número de pulsos entre cada uma delas. Por isso, foi desenvolvido um factor de correcção (TtCI) baseado no TBC médio de cada espécie e o TBC da espécie com a taxa de repetição de pulsos mais baixa (*Tadarida teniotis*). O TtCI foi calculado através da seguinte fórmula:

$$TtCI_{\text{espécie x}} = \left(\frac{TBC_{\text{espécie x}}}{TBC_{T. teniotis}} \right) \cdot Pulsos_{\text{espécie x}}$$

Deste modo foi possível padronizar o número de pulsos detectados para todas as espécies ou grupos, permitindo avaliar qual a espécie com maior actividade por ponto.

Para se perceberem as diferenças na evolução da actividade e da riqueza específica de Quirópteros em termos temporais, foi realizado um *scan* subdividindo cada amostragem em doze períodos de 15 minutos.

2.4. Análises estatísticas

De forma a testar os efeitos das classes de pontos (A_1 , A_2 , C_M and C_J) na actividade dos morcegos, alimentação e TtCI foi efectuada uma análise de variância (ANOVA). As comparações 2-a-2 entre classes de pontos foram efectuadas através de um teste *à posteriori* HSD de Tukey (Quinn & Keough, 2002). Antes de cada análise, os dados foram analisados para comprovar se os pressupostos para a realização de testes paramétricos eram cumpridos: dados com distribuição normal e homogeneidade de variâncias. Para a análise destes pressupostos foram usados o teste de Shapiro-Wilk e o teste de Bartlett, respectivamente (Quinn & Keough, 2002). Para aproximar os valores de TtCI à normalidade e diminuir a influência de valores extremos, estes foram transformados por $\log(x+1)$. Os pontos foram introduzidos na análise como tratamentos e as barragens como bloco (*blocking variable*), por forma a considerar a variação ambiental associada a cada barragem. Uma vez que se efectuaram múltiplas comparações 2-a-2 com os mesmos dados, a probabilidade de serem cometidos erros do Tipo I aumentam. De forma a evitar este tipo de erros, e assim rejeitar erradamente a hipótese nula, o valor de p foi ajustado – p adj (Quinn & Keough, 2002).

De forma a verificar se existem associações entre as espécies e os locais amostrados foi calculada a média de TtCI de cada espécie/grupo de espécies em cada um dos locais amostrados. A matriz resultante desse cálculo foi sujeita a uma Análise de Componentes Principais (PCA), permitindo desta forma ordenar os locais e espécies detectadas em função de eixos (componentes) resultantes de combinações lineares das variáveis originais. Esses componentes são extraídos por ordem decrescente de variância, ou seja, o primeiro eixo representa a maior fracção de variação dos dados, o segundo eixo representa a segunda maior fracção de variação e assim sucessivamente. Desta forma, é possível obter uma ordenação dos locais e das espécies num espaço dimensional mais reduzido (geralmente 2 ou 3 eixos) representativo da maior parte da variação associada às variáveis originais, facilitando a identificação de relações entre as espécies e de relações entre estas e os locais amostrados.

De forma a verificar se as espécies se correlacionavam de alguma forma em cada um dos tipos de pontos (A_1 , A_2 , C_J e C_M) calculou-se o Coeficiente de

Correlação de Spearman (ρ) para cada par de espécies/grupo de espécies (i.e. as espécies/grupos foram testados 2 a 2), e testou-se se os valores do Coeficiente de Correlação eram significativos ($P < 0,05$) ou não. Este coeficiente, ao contrário do coeficiente de correlação de Pearson, não pressupõe que a relação entre as variáveis seja linear e permite que as variáveis sejam medidas ordinalmente, variando entre -1 e 1.

Capítulo 3 – Resultados

Neste trabalho foram gravados um total de 1.142.488 pulsos (*calls*) e 2.029 *feeding-buzzes*, sendo que 84,6% dos pulsos foram identificados à espécie ou colocados em grupos de espécies. Por outro lado, 15,4% dos pulsos foram classificados como Não Identificados devido à sua má qualidade ou por fazerem parte de sequências com menos de três pulsos.

Como demonstrado na Figura 3, a Actividade de Quirópteros foi diferente entre locais (ANOVA: $F_{3,12}=15.806$; $P<0.001$) assim como a Actividade de Alimentação (ANOVA: $F_{3,12} = 43.055$; $P<0.001$) (Figura 4). O teste *à posteriori* de Tukey ($\alpha= 0.05$) (Tabela I) mostrou que a Actividade de Quirópteros e a Actividade de Alimentação eram significativamente superiores nos pontos A_1 e A_2 em comparação com os pontos C_M e C_J , mas que não existiam diferenças significativas entre pontos homólogos (i.e. A_1 vs. A_2 ou C_M vs. C_J).

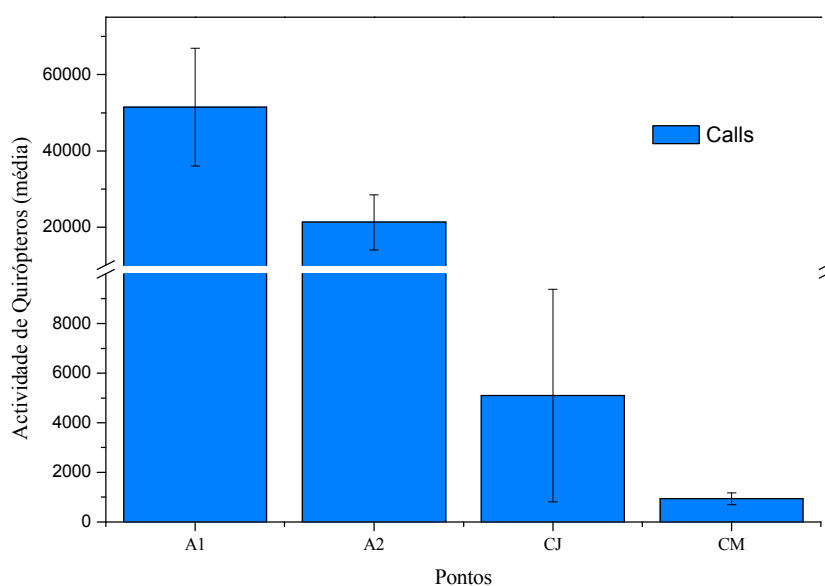


Figura 3 – Representação gráfica da Actividade de Quirópteros por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).

Capítulo 3 – Resultados

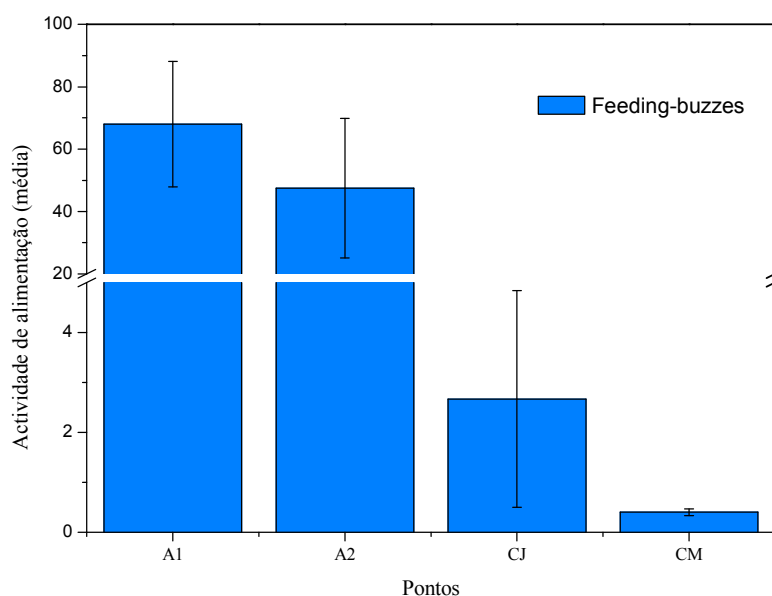


Figura 4 – Representação gráfica da Actividade de Alimentação média por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).

Tabela I - Resultados da ANOVA referente à Actividade de Quirópteros e Actividade de Alimentação de Quirópteros seguido do teste *à posteriori* de Tukey ($\alpha=0.05$).

	F	DF	P	pontos	diff	p adj
Actividade de Quirópteros	15.806	3,12	<0.001	A ₂ -A ₁	-0.6688	0.7349
				C _J -A ₁	-3.2591	0.0015
				C _M -A ₁	-3.6306	0.0006
				C _J -A ₂	-2.5903	0.0083
				C _M -A ₂	-2.9618	0.0031
				C _M -C _J	-0.3715	0.9383
Actividade de Alimentação	43.055	3,12	<0.001	A ₂ -A ₁	-0.4994	0.7656
				C _J -A ₁	-3.7108	< 0.0001
				C _M -A ₁	-4.8319	< 0.0001
				C _J -A ₂	-3.2113	0.0002
				C _M -A ₂	-4.3325	< 0.0001
C _M -C _J	-1.1211	0.1812				

A riqueza específica foi de 14 espécies nos pontos A₁, 12 nos pontos A₂, 13 nos pontos C_J e 9 nos pontos C_M.

Na Tabela II, pode verificar-se que, de todas as espécies ou grupos identificados apenas a espécie *Rhinolophus ferrumequinum* não foi detectada nos pontos de albufeira (Pontos A) enquanto que o grupo *R. euryale/R. mehelyi* foi apenas identificado nestes pontos. No entanto, a actividade destas duas espécies foi

reduzidíssima pelo que não se deve tirar quaisquer conclusões em nenhum dos casos.

Nos pontos de albufeira da barragem de Carviçais foi registado o maior número de espécies de quirópteros, com 11 e 10 espécies nos pontos A₁ e A₂, respectivamente. Contudo é também importante referir que o ponto onde se registou o maior número de espécies com estatuto de conservação desfavorável ou espécies raras [i.e. com os estatutos Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) ou Criticamente em Perigo (CR) ou Informação Insuficiente (DD)] foi o ponto “Estevaínha C_M” com, pelo menos, 5 espécies. É de se referir que neste mesmo ponto, e dentro do grupo dos *Myotis* spp., além da espécie *Myotis daubentonii* foi possível identificar a espécie *Myotis escalerai*, sendo esta uma das espécies com o estatuto de conservação Vulnerável (VU) em Portugal.

Os pontos de albufeira (Pontos A) das duas maiores barragens em estudo, Santa Justa e Estevaínha, apresentaram uma riqueza específica ligeiramente inferior às restantes barragens.

Capítulo 3 – Resultados

Tabela II - Espécies identificadas, Riqueza específica e número de espécies vulneráveis ou raras em cada um dos pontos.

Espécies / Grupos de espécies	Bastelos				Carviçais				Estevaíinha				Sta. Justa				Vale Côvo			
	A ₁	A ₂	C _J	C _M	A ₁	A ₂	C _J	C _M	A ₁	A ₂	C _J	C _M	A ₁	A ₂	C _J	C _M	A ₁	A ₂	C _J	C _M
<i>B. barbastellus</i>			✓		✓	✓						✓					✓		✓	
<i>P. kuhlii</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>R. euryale/R. mehelyi</i>	✓				✓												✓			
<i>R. ferrumequinum</i>							✓													
<i>R. hipposideros</i>		✓							✓		✓	✓						✓		✓
<i>T. teniotis</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓			✓	✓						
<i>Nyctalus</i> spp.					✓															✓
<i>H. savii</i>	✓		✓		✓	✓			✓				✓	✓						
<i>P. pipistrellus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>P. pygmaeus/M. schreibersii</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pipistrellus</i> spp.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Myotis</i> spp.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>M. myotis/M. blythii</i>	✓	✓	✓	✓		✓						✓						✓		
<i>Plecotus</i> spp.		✓			✓	✓		✓				✓					✓			
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
Riqueza específica	9	9	9	6	11	10	7	5	8	6	6	9	7	7	5	4	9	7	7	6
N.º de 'espécies vulneráveis ou raras'	3	3	3	2	4	3	2	1	2	1	2	5	1	1	1	1	3	3	3	2

Legenda: Espécie/grupo presente (✓), Grupo presente e adicionalmente detectada a espécie *Myotis escaleraei* que possui o estatuto Vulnerável (✓); por “número de ‘espécies vulneráveis ou raras’ ” entenda-se número de espécies (ou grupos do qual façam parte espécies) cujo estatuto de conservação é Vulnerável, Em Perigo ou Criticamente em Perigo e espécies crípticas, i.e. espécies cujo estatuto de conservação é Informação insuficiente mas cujas populações europeias têm decrescido e encontram-se ameaçadas (e.g. *B. barbastellus*, *Nyctalus* spp.).

Comparando os dados de TtCI entre as diferentes espécies detectadas verifica-se que, embora a actividade nos pontos A seja bastante maior, parece existir um maior equilíbrio entre a actividade das espécies nos pontos C_M e C_J (Figura 5 a Figura 9).

Nas mesmas figuras pode-se verificar que, comparando com as restantes espécies, as actividades das espécies do género *Pipistrellus* e do grupo *Myotis* spp. são claramente superiores nos pontos A em comparação com os pontos C.

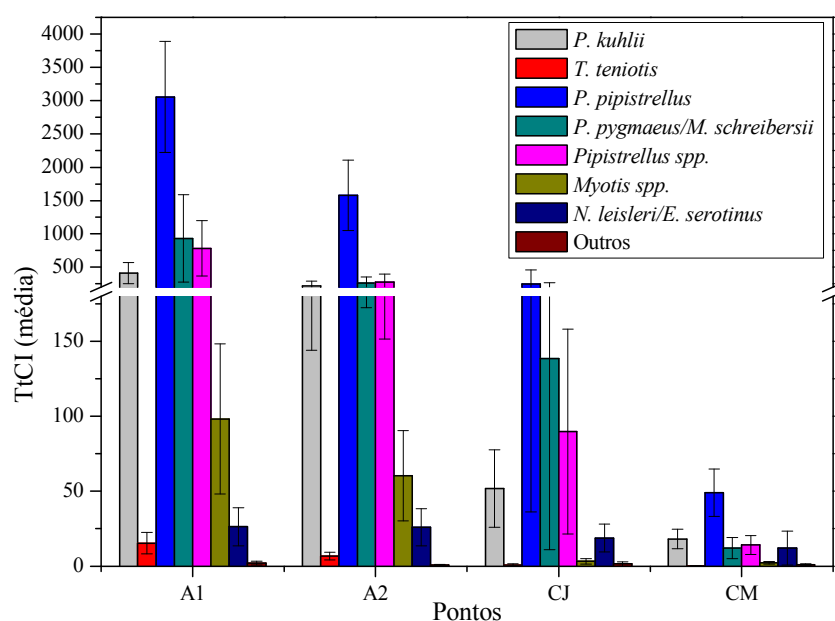


Figura 5 – Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto (A1 – Na albufeira junto ao paredão da barragem; A2 – No ponto mais a montante da albufeira; CJ – Ponto ripícola a jusante da barragem; CM - Ponto ripícola a montante da barragem).

Capítulo 3 – Resultados

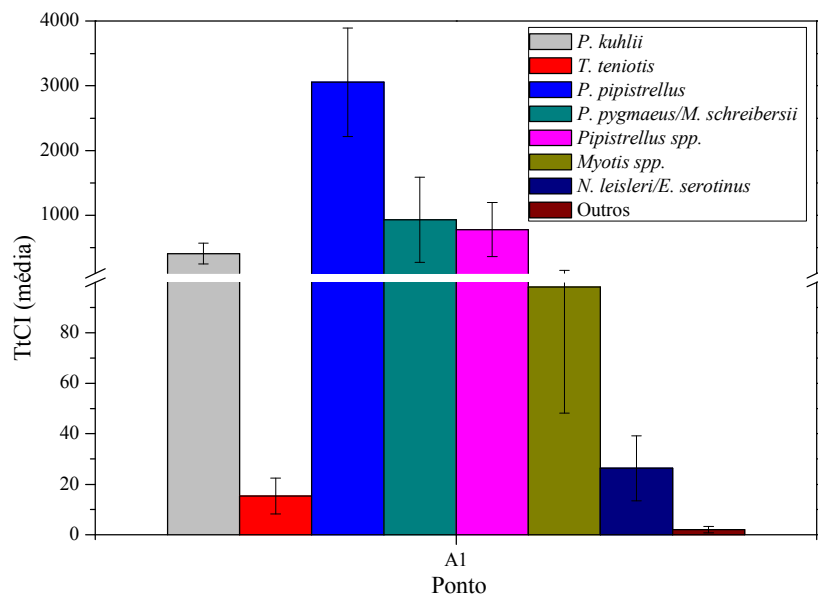


Figura 6 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo no ponto A1, na albufeira junto ao paredão da barragem.

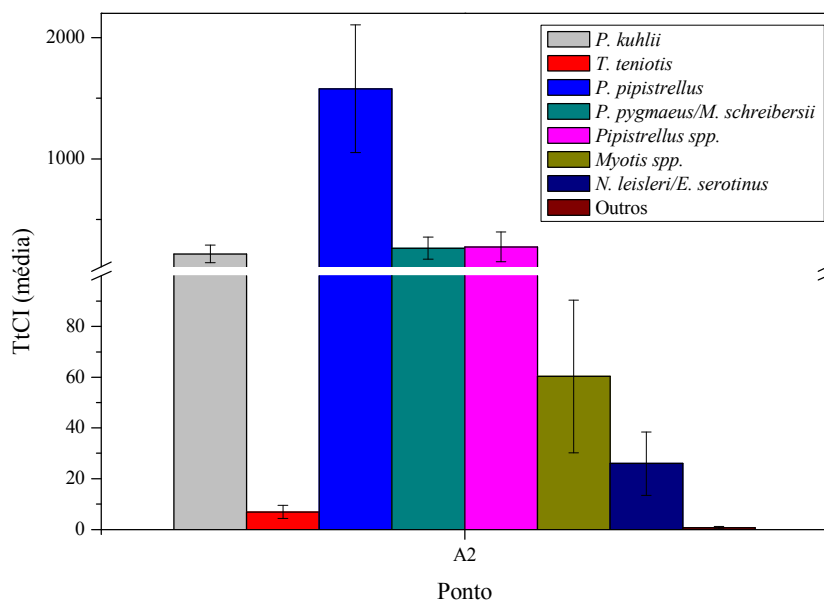


Figura 7 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto A2, no ponto mais a montante da albufeira.

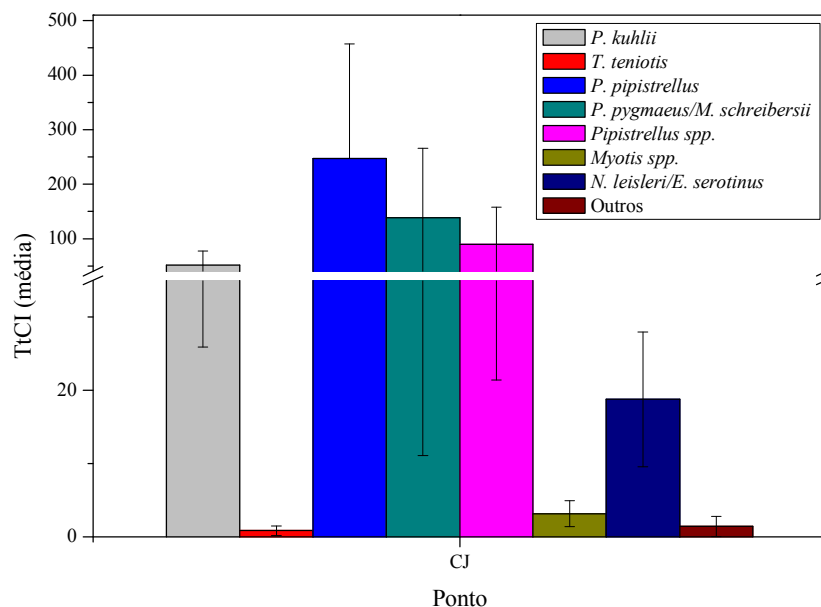


Figura 8 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto Cj, ponto ripícola a jusante da barragem.

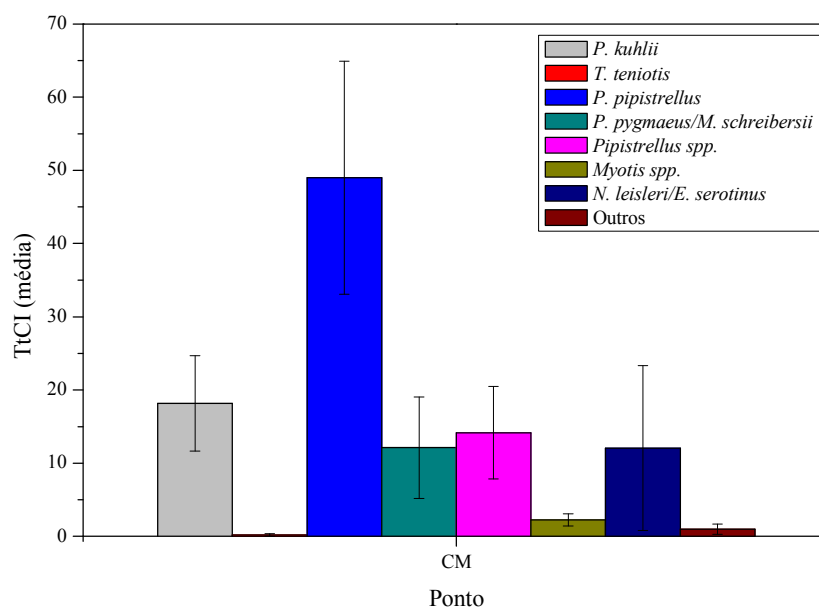


Figura 9 - Representação gráfica do TtCI médio de cada espécie/grupo por ponto CM, ponto ripícola a montante da barragem.

Na Tabela III, apresentam-se os resultados das ANOVAs referentes aos valores de TtCI em cada um dos tipos de locais amostrados, e testes à *posteriori* de Tukey nos casos que apresentam diferenças significativas (ver resultados completos: Anexo 2, Tabela A2).

Tabela III - Efeito dos pontos de albufeira nos valores de TtCI para cada espécie/grupo em todas as barragens (one-way ANOVA com as barragens como "bloco").

Espécies/grupos	F _{3,12} - value	P	Comparações emparelhadas significativas (Tukey test: $\alpha=0.05$)
<i>P. pipistrellus</i>	15,598	0,000193	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _J – A ₂ C _M – A ₂
<i>Myotis</i> spp.	12,408	0,000547	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _J – A ₂ C _M – A ₂
<i>Pipistrellus</i> spp.	11,418	0,000789	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _M – A ₂
<i>T. teniotis</i>	9,763	0,00153	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _J – A ₂ C _M – A ₂
<i>P. kuhlii</i>	9,691	0,00158	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _J – A ₂ C _M – A ₂
<i>P. pygmaeus</i> / <i>M. schreibersii</i>	7,777	0,00379	C _J – A ₁ C _M – A ₁ C _M – A ₂
<i>N. leisleri</i> / <i>E. serotinus</i>	4,416	0,02599	C _M – A ₁ C _M – A ₂

Com base nos resultados observados nas Figura 5 à Figura 9 e na Tabela III, a espécie *Pipistrellus pipistrellus* parece ser a espécie mais abundante em todos os pontos, num total de 15 espécies/grupos diferentes detectados. Esta abundância poderá no entanto estar subavaliada, principalmente se considerarmos que a maioria dos pulsos identificados como *Pipistrellus* spp. pertencerão muito provavelmente à espécie *P. pipistrellus*. Esta espécie obteve um TtCI médio significativamente superior nos pontos de albufeira (pontos A) quando comparados com os pontos ripícolas (pontos C). Os resultados mostram também que as espécies *P. kuhlii* e

Tadarida teniotis e o grupo dos *Myotis* spp. obtiveram um TtCI médio significativamente superior nos pontos de albufeira quando comparados com os pontos ripícolas. O grupo *P. pygmaeus/M. schreibersii* obteve um TtCI maior nos pontos de albufeira, no entanto estes resultados só são significativos entre os pontos C_M e os pontos de albufeira (pontos A) e entre os pontos C_J e os pontos A₁. Verifica-se que a TtCI do grupo *N. leisleri/E. serotinus* obteve um TtCI médio ligeiramente superior nos pontos de albufeira quando comparados com os pontos ripícolas, no entanto essas diferenças só são significativas entre os pontos de albufeira e os pontos C_M.

As restantes espécies/grupos tiveram actividades muito reduzidas pelo que não foi possível efectuar qualquer tipo de tratamento estatístico. Este facto poder-se-á dever a dois factores: as espécies em causa serem raras ou não utilizarem este tipo de habitats. No entanto, para o caso destas espécies/grupos, realizou-se um cálculo de percentagem de actividade em cada um dos locais, de modo a verificar em que pontos a actividade destas espécies/grupos foi maior (Figura 10). Para o caso da espécie *Rhinolophus ferrumequinum* e do grupo *R. euryale/R. mehelyi*, como as suas actividades foram extremamente pontuais e se resumiram aos pontos C_J e A₁, respectivamente, não foi efectuado esse mesmo cálculo.

Com os resultados deste cálculo verifica-se que no caso da espécie *Barbastella barbastellus* e do grupo *Nyctalus* spp. a actividade agregada nos pontos C é bastante superior que nos pontos A, com 77% e 81% contra 23% e 19% respectivamente, sendo um pouco inferior (68% contra 32%) no caso da espécie *R. hipposideros*. No caso dos grupos de espécies *Plecotus* spp. e *Myotis myotis/M. blythii*, a actividade agregada entre pontos A e pontos C foi mais ou menos repartida, com uma pequena vantagem para os pontos C com cerca 53% em ambos os grupos. No caso da espécie *Hypsugo savii* verifica-se que a actividade agregada é bastante superior nos pontos A com 96% contra 4% nos pontos C.

Capítulo 3 – Resultados

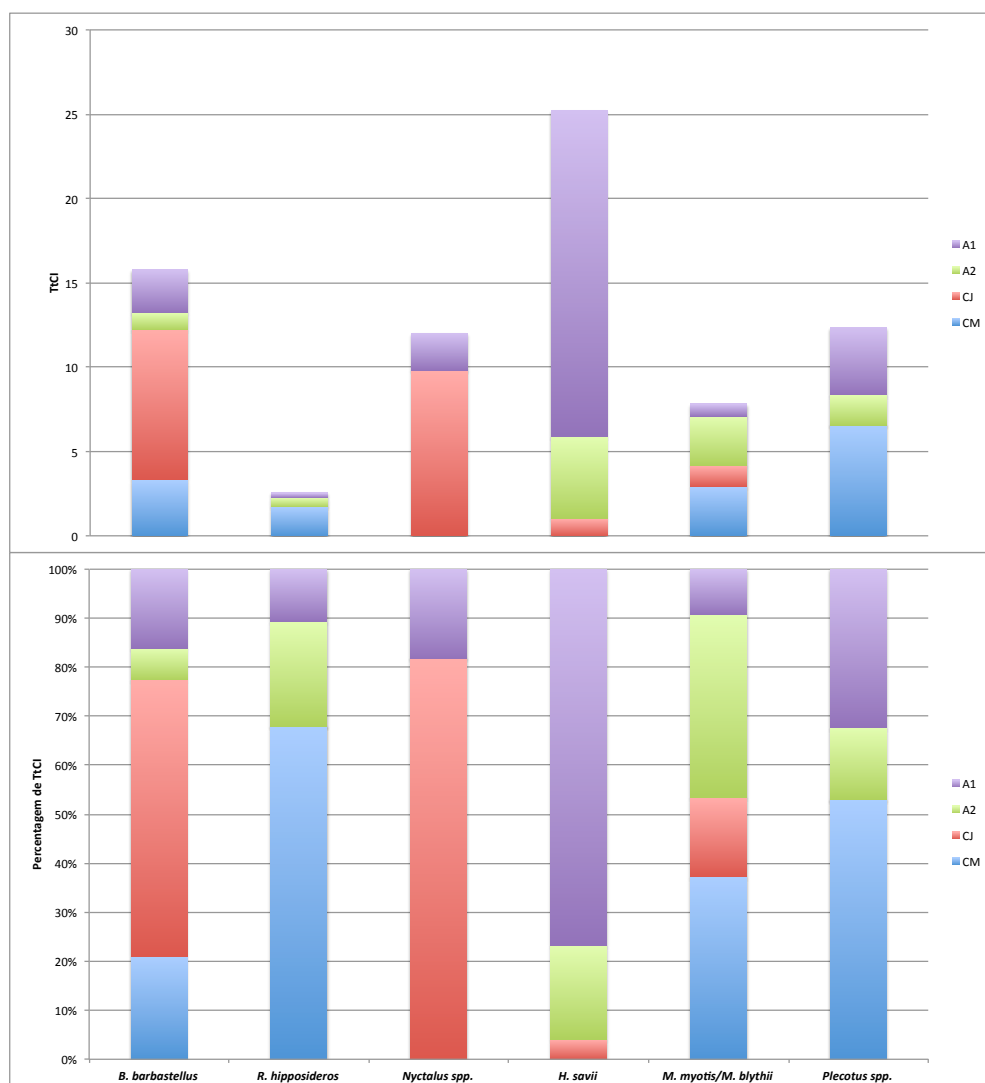


Figura 10 - Representações gráficas da actividade (TtCI) total em cada um dos pontos (cima) e da percentagem da actividade (TtCI) em cada um dos tipos de ponto (baixo) para as espécies cujas actividades reduzidas não permitiram testes estatísticos.

Para que se pudesse complementar a informação dada pelo TtCI obtido para cada uma das espécies, foi realizada uma PCA (Figura 11) onde se pretendeu testar se existiram associações entre as espécies e os pontos. Nesta PCA temos a representação das amostras (20 pontos correspondentes aos 4 locais das 5 barragens amostradas) e as espécies onde a cor das amostras indica o tipo de local: A₁ (vermelho), A₂ (verde), C_J (azul) e C_M (amarelo). O primeiro eixo (PC-1) separa os locais A₁ e A₂ com *scores* positivos (estes *scores* são a posição das amostras no eixo do gráfico) dos locais C_J e C_M com *scores* maioritariamente negativos (ver Tabela A9 e Tabela A10, no Anexo

3). Em termos de espécies verificamos que *Pipistrellus kuhlii*, *P. pipistrellus*, *Tadarida teniotis* e os grupos de espécies *Nyctalus leisleri*/*Eptesicus serotinus*, *P. pygmaeus*/*Miniopterus schreibersii*, *Pipistrellus* spp. e *Myotis* spp. “pequenos” aparecem associados aos locais A₁ e A₂, significando desta forma que apresentam maiores valores de TtCl nesses locais. Confirma-se assim que estas espécies beneficiam de alguma forma da presença destas albufeiras. A localização das restantes espécies no centro dos eixos reflecte a fraca contribuição das mesmas para a diferenciação dos locais de amostragem. Isto parece indicar que essas espécies são pouco afectadas pela presença de albufeiras.

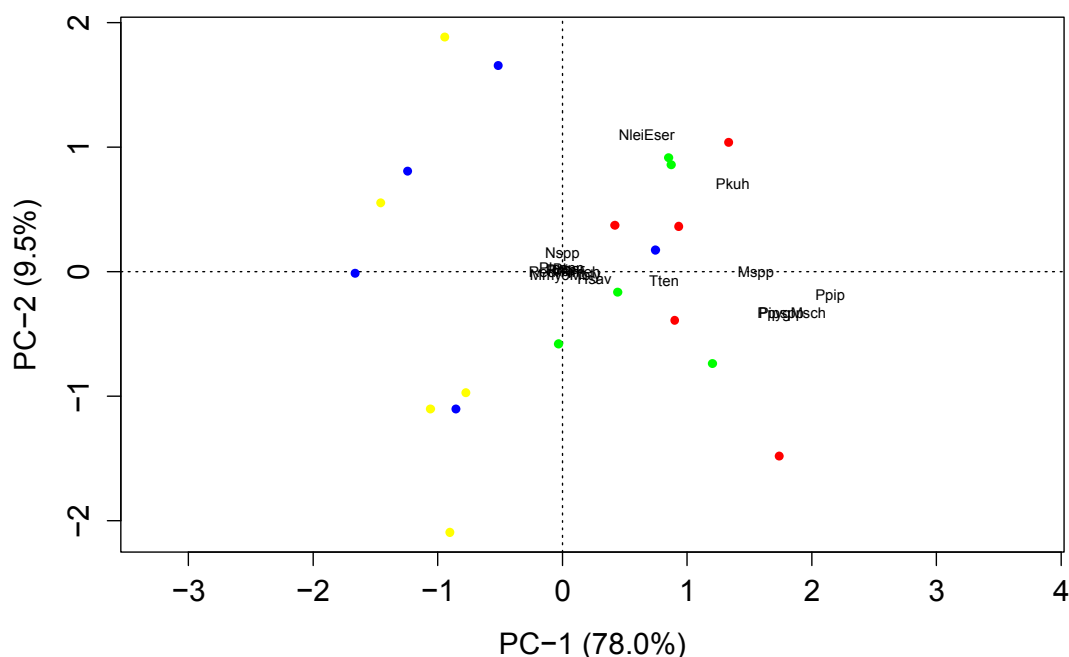


Figura 11 - PCA das associações entre as espécies e os pontos em conjunto (A₁ a vermelho, A₂ a verde, C_j a azul e C_M a amarelo). O 1º eixo contribui para explicar 78.0% da variação dos dados e o 2º eixo explica apenas 9.5% da variação dos dados, correspondendo a 87.5% da variação total.

Nas Tabelas A5 a A8 no Anexo 3 estão apresentados os resultados do Coeficiente de Correlação de Spearman (ρ) estimado para cada par de espécies/grupo de espécies encontrado para cada um dos tipos de pontos amostrados. Como se pode verificar nos pontos de albufeira as correlações são todas positivas, o mesmo acontecendo nos pontos C_j. Grande parte destas correlações positivas ocorrem entre

as espécies pertencentes ao género *Pipistrellus* e as espécies mais comuns. Verificam-se também correlações positivas entre as espécies ou grupos mais raros (e.g. *Barbastella barbastellus*, *Plecotus* spp., *Myotis myotis*/*M. blythii*).

Nos pontos C_M detectou-se uma correlação negativa significativa entre a espécie *Rhinolophus hipposideros* e o grupo *Pipistrellus* spp. Embora não significativas, detectaram-se também correlações negativas entre a espécie *Rhinolophus hipposideros* e a espécie *P. pipistrellus* e entre a espécie *Rhinolophus hipposideros* e o grupo *P. pygmaeus*/*M. schreibersii*. Este resultado é interessante uma vez que enfatiza que a espécie *R. hipposideros* só foi detectada nesses pontos quando a actividade dos *Pipistrellus* foi mais reduzida.

Na Figura 12 verifica-se que a maior actividade de quirópteros nos pontos A₁ ocorre entre os 30 e os 90 minutos após o pôr-do-sol, sendo que atinge o máximo aos 60 minutos após o pôr-do-sol. O período com o maior número de espécies detectadas coincide com o mesmo período onde a actividade é maior, ou seja entre os 30 e os 90 minutos após o pôr-do-sol, atingindo o máximo aos 60 minutos. Demonstra-se também que para que seja feita uma avaliação eficaz deste tipo de locais é necessário um valor mínimo de 105 minutos de amostragem contínua após o pôr-do-sol.

Nos pontos A₂, o período de amostragem que apresenta uma maior actividade de quirópteros situa-se entre os 30 e os 75 minutos após o pôr-do-sol, sendo que atinge o seu máximo aos 45 minutos após o pôr-do-sol. Tal como nos pontos A₁, o período com o maior número de espécies detectadas também coincide com o período onde a actividade é maior, ou seja entre os 30 e os 75 minutos após o pôr-do-sol, atingindo o máximo aos 45 minutos. Para que seja feita uma avaliação eficaz deste tipo de locais é necessário um valor mínimo de 165 minutos de amostragem contínua após o pôr-do-sol.

Verifica-se também que os pontos C_J apresentam uma actividade de quirópteros com picos máximos registados aos 45 e aos 165 minutos após o pôr-do-sol. Em termos de número de espécies detectadas em cada período de 15 minutos, este é muito semelhante ao longo das 3 horas de amostragem, atingindo um máximo aos 120 minutos. Para que seja feita uma caracterização eficaz deste tipo de locais é necessário um valor mínimo de 165 minutos de amostragem contínua após o pôr-do-sol.

Em relação aos pontos C_M , verificou-se que a actividade de quirópteros foi muito semelhante ao longo das 3 horas de amostragem, à excepção dos primeiros 15 minutos onde a actividade é muito baixa. O pico máximo registado situa-se aos 30 minutos após o pôr-do-sol sendo este muito destacado em relação ao restante período de amostragem. Em termos de número de espécies detectadas em cada período de 15 minutos, este é semelhante ao longo das 3 horas de amostragem, tendo o máximo aos 45 minutos. Verifica-se que para que seja feita uma caracterização eficaz deste tipo de locais em termos de estudos de riqueza específica é necessário um valor mínimo de 120 minutos de amostragem contínua após o pôr-do-sol.

Apesar das diferenças evidenciadas em cada um dos tipos de pontos amostrados, verificou-se que o tempo de amostragem efectuado neste trabalho foi bastante apropriado. De facto, no final dos 180 minutos de amostragem, a média do número de espécies acumulado (Sp. acumulado) era já estável em cada um dos pontos e o número médio de espécies detectado e a actividade de quirópteros no último período de amostragem, [165-180min], revelaram valores muito semelhantes aos registados no início da amostragem.

Capítulo 3 – Resultados

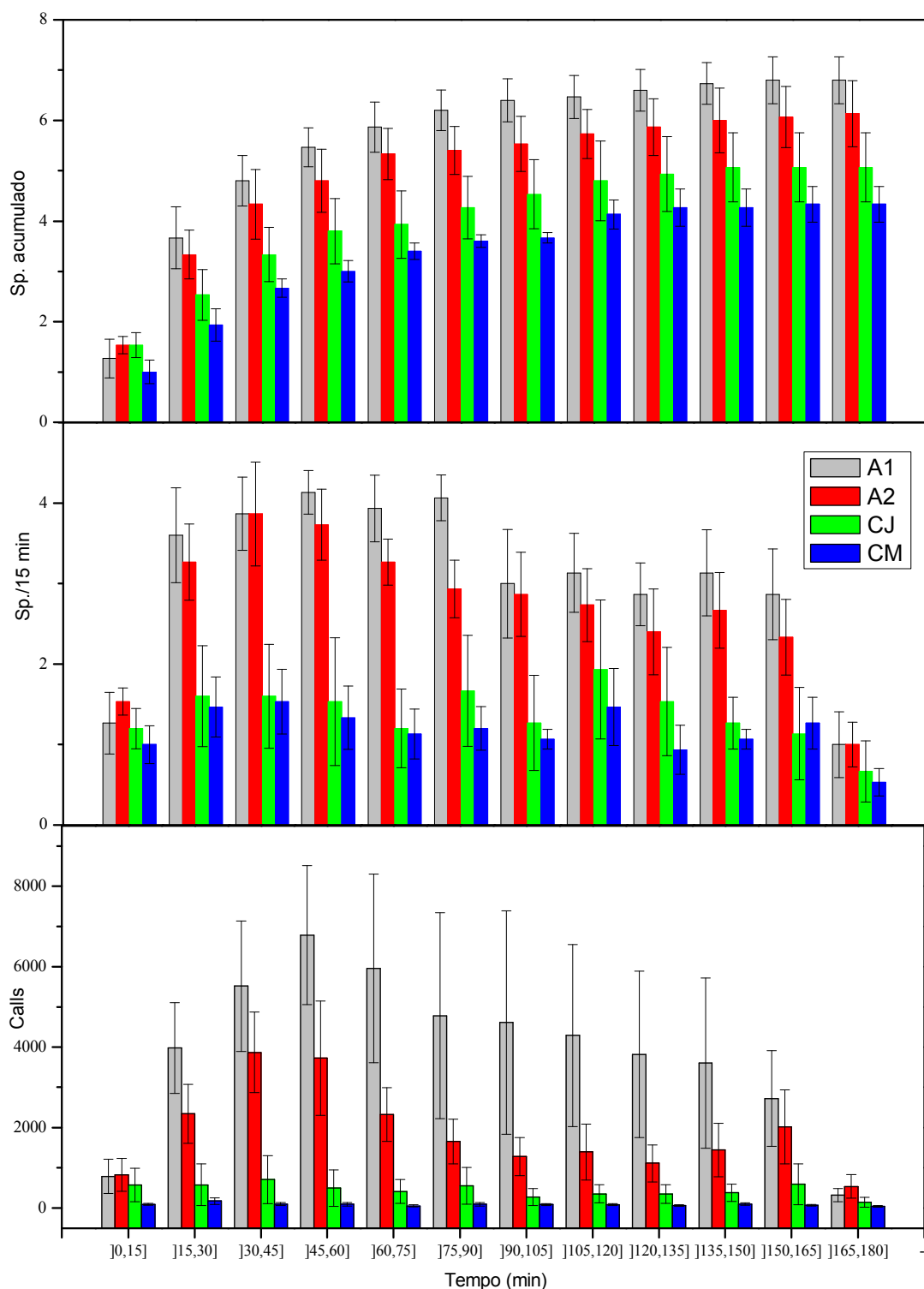


Figura 12 - Representações gráficas da evolução das médias do número de espécies detectadas em cada um dos períodos de 15min. (Sp./15min), do número médio acumulado de espécies detectadas (Sp. acumulado) e do número médio de calls (Calls) em cada período de 15min. ao longo de 3h de amostragem.

Capítulo 4 – **Discussão**

Considerando que em Portugal Continental existem 25 espécies, o total de 15 espécies/grupos de espécies de Quirópteros detectados neste estudo, assim como a elevada actividade registada, confirmam que os ambientes aquáticos apresentam uma elevada importância para os morcegos. A elevada riqueza específica registada neste trabalho reforça também a importância desta região em termos da conservação dos morcegos (Rebelo, 2001). Além disso, o valor de riqueza específica registada neste trabalho poderá estar subestimada uma vez que o método utilizado não permite identificar as vocalizações ao nível da espécie em alguns casos.

Os resultados de Actividade de quirópteros e Actividade de alimentação nos pontos da Albufeira (pontos A) foram significativamente superiores quando comparados com os pontos em ambiente ripícola (pontos C). Nos locais em ambiente ripícola a água é turbulenta, pelo que o barulho provocado pela corrente e a vegetação densa poderão interferir com a ecolocalização e o voo dos morcegos (Dietz *et al.*, 2009). Ao mesmo tempo, o acesso dos morcegos à água, e mesmo a sua detectabilidade são dificultados pela menor altura da coluna de água e pela inexistência de um “espelho-de-água”. Logo, a existência de obstáculos à ecolocalização e ao voo nos pontos C poderá ter um efeito dissuasor para algumas espécies, favorecendo por isso a selecção de locais sem obstáculos (como por exemplo, albufeiras) quando disponíveis na área onde os animais habitualmente ocorrem.

Estes resultados poderão ser explicados também se considerarmos a semelhança das características das albufeiras (Pontos A) com lagos, charcos e rios com grande largura, o que é consistente com os resultados em estudos anteriores nesse tipo de corpos-de-água naturais (Grindal *et al.*, 1999, Lloyd *et al.*, 2006). Uma vez que estes locais apresentam águas calmas e de movimento lento (tipo “espelho-de-água”), são facilmente detectáveis pelos quirópteros e apresentam condições óptimas para que possam alimentar-se e ingerir água (Grindal *et al.*, 1999, Lloyd *et al.*, 2006, Greif & Siemers, 2010).

A presença das albufeiras potencia um aumento da abundância de *Chironomidae* nos pontos A, devido à alteração do regime hídrico da linha de água, sendo que este incremento na disponibilidade de dípteros torna-se ainda maior quando

estas massas de água são afectadas por processos de eutrofização. Assim, a maior actividade de morcegos nesses pontos pode justificar-se também por esta família de dípteros ter um peso significativo na dieta das espécies de morcegos (Prat *et al.*, 1992, Zinchenko, 1992, Bredenhand & Samways, 2009, Dietz *et al.*, 2009).

No entanto, as diferenças em termos de actividade entre os pontos de albufeira e os pontos ripícolas são muito significativas, o que poderá ser explicado também pela menor “produtividade” de insectos emergentes nos pontos ripícolas, fazendo com que algumas espécies de morcegos escolham as albufeiras como um local de alimentação mais vantajoso durante o Verão.

Contudo, como neste trabalho não foi realizada amostragem de insectos, não podemos afirmar se os resultados obtidos estão correlacionados com a riqueza, tipo ou abundância de insectos nos diferentes pontos. Na verdade, os resultados podem também estar relacionados com a tipologia dos locais amostrados uma vez que, além da disponibilidade de alimento, os morcegos podem preferir locais com um menor número de obstáculos.

Não foram detectadas diferenças significativas na Actividade de Quirópteros, Actividade de Alimentação e TtCI de cada uma das espécies entre pontos homólogos (i.e., A_1 vs. A_2 e C_M vs. C_J). De facto, tendo em conta a grande mobilidade dos morcegos, a produtividade de insectos, a existência de “espelho-de-água” e/ou a ausência de obstáculos, poderão ter mais peso que a localização espacial dos pontos em ambientes semelhantes. A ausência de diferenças na actividade dos quirópteros entre os pontos C_M e C_J não infere sobre a ocorrência de alterações provocadas pelas albufeiras nas comunidades de quirópteros. No entanto, a uniformização das características das ribeiras provocada pela alteração do regime hídrico das ribeiras poderá explicar esta ausência de diferenças. Serão necessários mais estudos antes e depois da construção destas estruturas durante alguns anos para perceber os reais efeitos da construção de uma barragem nas comunidades.

Curiosamente os pontos de albufeira da barragem de Carviçais, com 11 e 10 espécies nos pontos A_1 e A_2 respectivamente, são os locais onde se registaram mais espécies de quirópteros. Para interpretar estes resultados, devemos considerar que na área envolvente à barragem de Carviçais contabilizam-se algumas explorações mineiras subterrâneas desactivadas (complexos mineiros de Carviçais e do Reboredo,

Ferrominas e Monte da Mua) assim como uma importante mancha florestal de carvalhos na Serra do Reboredo que permitem uma grande disponibilidade de abrigos para estes animais. Simultaneamente, esta albufeira é uma das únicas fontes de água permanente da zona, uma vez que a Ribeira de Vale de Ferreiros seca durante o período mais quente do Verão, facto que poderá potenciar o seu uso pela comunidade de morcegos da zona envolvente.

Contudo, o ponto que registou mais espécies com estatuto de conservação desfavorável ou espécies raras foi o ponto ripícola a montante da barragem da Estevaíinha (Estevaíinha C_M) com, pelo menos, 5 espécies. Este ponto possui uma área ripícola bastante bem conservada, realçando a importância das zonas ripícolas para algumas das espécies mais sensíveis e raras. A disponibilidade de água nesta ribeira (Ribeira dos Alambiques) durante o Verão e a vegetação ripícola em bom estado de conservação no ponto Estevaíinha C_M parece ser mais importante que a grande disponibilidade de água da albufeira para a ocorrência de espécies/grupos mais crípticos como *Myotis myotis*/*M. blythii*, *M. escalerae*, *Rhinolophus hipposideros*, *Barbastella barbastellus* ou mesmo *Plecotus* spp.

Outro facto interessante foi ter-se verificado que a dimensão das albufeiras e a diversidade de quirópteros não parecem ser directamente proporcionais, uma vez que as duas maiores albufeiras em estudo neste trabalho (Santa Justa e Estevaíinha) obtiveram uma riqueza específica ligeiramente inferior às restantes barragens, pelo que a maior dimensão das albufeiras não parece traduzir-se necessariamente numa maior riqueza específica de quirópteros. No entanto, como o número de albufeiras amostradas foi pequeno, não se pode fazer uma conclusão definitiva em relação a este aspecto.

Em termos de actividade específica, a espécie *Pipistrellus pipistrellus* destacou-se de todas as outras, uma vez que mais de 40% de toda a actividade foi identificada como pertencente a esta espécie. Este trabalho mostra uma vez mais que esta espécie é, provavelmente, a mais comum no Norte de Portugal (Salgueiro *et al.*, 2002, Barros, 2012), pelo menos no que diz respeito a ambientes aquáticos. A grande “produtividade” de insectos emergentes e grande disponibilidade de quironómídeos (que constituem boa parte da sua dieta), faz com que esta espécie procure os habitats aquáticos para se alimentar (Dietz *et al.*, 2009). Na região em estudo, a presença das

albufeiras parece ser bastante benéfica para esta espécie, uma vez que a sua actividade é muito superior nos pontos A quando comparada aos pontos de ribeira (pontos C).

O grupo dos *Myotis* spp., embora em termos de dominância esteja atrás de todas as espécies/grupos pertencentes ao género *Pipistrellus*, é aquele que a seguir aos *Pipistrellus pipistrellus* mais parece beneficiar com a presença das albufeiras. Grande parte das gravações deste grupo pertencerão à espécie *Myotis daubentonii*, uma vez que é uma espécie comum e está adaptada a caçar em ambientes aquáticos, caçando os insectos directamente da superfície da água (Vaughan *et al.*, 1996, Vaughan *et al.*, 1997, Warren *et al.*, 2000, Dietz *et al.*, 2009), pelo que a superfície mais “lisa” da água das albufeiras pode beneficiar esta espécie. A possível maior abundância de quironómídeos nesses locais em comparação com os pontos C ajuda a explicar os resultados obtidos, uma vez que este grupo de insectos tem um peso muito significativo na dieta da espécie (Dietz *et al.*, 2009).

O morcego-de-kuhl *Pipistrellus kuhlii*, tal como as espécies anteriores, parece beneficiar com a presença das albufeiras, embora não pareça beneficiar tanto quanto as espécies anteriores. A explicação pode residir na sua dieta diversificada quando comparada com as espécies anteriores, onde as formigas parecem ter um peso significativo na sua dieta em conjunto com os quironómídeos (Dietz *et al.*, 2009).

O morcego-pigmeu *Pipistrellus pygmaeus* é comum em Portugal Continental, embora esta seja menos abundante no Norte de Portugal quando comparada com a espécie *P. pipistrellus* (Salgueiro *et al.*, 2002). O morcego-de-peluche *Miniopterus schreibersii* é também uma espécie comum na área de estudo em certas alturas do ano, mas no entanto possui o estatuto de conservação *Vulnerável* em Portugal (Cabral *et al.*, 2006). Como as vocalizações destas duas espécies não podem ser catalogadas em separado, não é possível saber qual a proporção das vocalizações de cada uma das espécies, pelo que nada poderá ser referido acerca do efeito das barragens nestas duas espécies. No entanto, estes resultados poderão também indicar que estas duas espécies, ou pelo menos uma delas, poderão tirar algum proveito da presença das barragens. Para podermos tecer conclusões mais seguras acerca dos resultados obtidos, seria imperioso confirmar a proporção de *M. schreibersii* e *P. pygmaeus* recorrendo à captura de quirópteros.

O morcego-rabudo *T. teniotis* é conhecido por apresentar um tipo de voo alto e

rápido evitando espaços fechados tal como os pontos C (Dietz *et al.*, 2006), logo seria de esperar que apresentasse maior actividade nos pontos A. A actividade registada para esta espécie nos pontos C é, provavelmente, resultado de voos mais baixos e imediatamente acima da copa da vegetação ripícola (em zonas sem obstáculos), que foram detectados acusticamente devido à elevada energia das vocalizações desta espécie. As albufeiras podem oferecer um espaço amplo sem obstáculos e com boa disponibilidade de alimento, e também podem ser usadas para beber água, podendo beneficiar a espécie nesta região.

As espécies *Nyctalus leisleri* e *Eptesicus serotinus* são espécies com uma dieta diversificada e caçam em vários tipos de habitats (Dietz *et al.*, 2009). O morcego-arborícola-pequeno *N. leisleri* possui um voo rápido e directo, pelo que está mais adaptada a caçar em áreas abertas, enquanto que o morcego-hortelão-escuro *E. serotinus* possui um voo mais ágil, podendo caçar em locais com mais obstáculos (Dietz *et al.*, 2006). No caso dos *Nyctalus leisleri*, os quironómídeos adquirem particular importância na dieta quando caçam em habitats aquáticos, enquanto que no caso dos *Eptesicus serotinus* é a disponibilidade de insectos que mais influencia a sua dieta, uma vez que esta espécie é bastante generalista (Dietz *et al.*, 2006). Como a actividade destas espécies só difere entre os pontos A e C_M, a presença de *Nyctalus leisleri*/*Eptesicus serotinus* não parece ser favorecida ou potenciada pela disponibilidade das albufeiras, embora exista uma relação entre estas espécies e as albufeiras de acordo com os resultados da PCA realizada. Estas espécies caçam numa grande diversidade de habitats, o que pode explicar parte dos resultados. Os espaços mais amplos sem obstáculos, a possível maior abundância de presas e a disponibilidade de água das albufeiras podem explicar a maior actividade nestes locais em comparação com os locais a montante da albufeira. Como a espécie *N. leisleri* é uma espécie arborícola, as zonas ripícolas podem ser bastante importantes para a espécie, principalmente em termos de abrigos disponíveis. A grande dificuldade em diferenciar com eficácia as vocalizações de *Nyctalus leisleri* e *Eptesicus serotinus* não permite formular qualquer conclusão sobre o efeito da presença das barragens nas mesmas.

De acordo com os resultados obtidos conclui-se que as espécies *Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*, *Myotis* spp. (i.e. *Myotis daubentonii*), *Tadarida teniotis* e uma

ou as duas espécies pertencentes a cada um dos grupos *N. leisleri*/*E. serotinus* e *P. pygmaeus*/*M. schreibersii* parecem beneficiar com a presença das albufeiras.

As demais espécies detectadas representam menos de 1% da actividade, sendo que a actividade se deverá resumir a episódios esporádicos para ingestão de água ou a passagens ocasionais, não tendo sido possível efectuar qualquer teste estatístico. Algumas das espécies que compõem esta lista são espécies mais raras ou crípticas.

Embora não se possam fazer muitas considerações acerca destas espécies, verificou-se que as espécies pertencentes ao grupo *Nyctalus* spp. (i.e. *N. lasiopterus* e *N. noctula*) e *Barbastella barbastellus* tiveram mais actividade nos pontos ripícolas (pontos C) do que nos pontos de albufeira, pelo que estas espécies não parecem beneficiar com a presença das barragens.

O crescimento das populações pertencentes ao género *Pipistrellus* e à espécie *Myotis daubentonii* na Europa tem sido documentado como uma consequência da eutrofização dos cursos de água (Kokurewicz, 1995, Vaughan *et al.*, 1996, Arlettaz *et al.*, 2000, Abbott *et al.*, 2009). Como já referido, neste estudo verificou-se que estas espécies parecem tirar mais proveito da presença das albufeiras das barragens que as outras espécies, logo o crescimento das suas populações poderá também estar associado ao aumento da construção de barragens na Europa nas últimas décadas, com a consequente alteração do regime hídrico de grandes extensões de linhas-de-água. Uma aceleração dos processos de eutrofização da água, com maiores produtividades primárias e uma maior disponibilidade de alguns insectos (dípteros, por exemplo) poderão também potenciar a expansão dessas populações. Caso esta hipótese se confirme, o crescimento destas espécies e a consequente competição com outras espécies mais ameaçadas, poderão representar um problema de conservação ao nível das comunidades de morcegos tal como referido por Arlettaz *et al.* (2000).

No trabalho de Arlettaz *et al.* (2000) salienta-se que o crescimento das populações de *P. pipistrellus* pode estar a contribuir para o declínio das populações da espécie *R. hipposideros*, uma vez que competem pelo mesmo tipo de presas. Neste trabalho verificou-se que a primeira espécie parece estar a beneficiar com as albufeiras e que, mesmo tendo tido uma actividade global baixa, mais de 60% da actividade registada da segunda espécie ocorreu nos pontos C_M. A espécie *R. hipposideros* só foi detectada nesses pontos quando a actividade dos *Pipistrellus* era

mais reduzida. Esta correlação negativa entre *Pipistrellus* e *R. hipposideros* verificada neste tipo de ponto de amostragem, pode indicar que a presença das barragens é desfavorável à ocorrência de *R. hipposideros*. O possível incremento das populações de *Pipistrellus* potenciado pela presença das barragens poderá estar a promover uma maior competição com as populações de *Rhinolophus hipposideros*. No entanto, este efeito necessita de confirmação, constituindo um trabalho a realizar num estudo posterior.

Em geral, a actividade destes animais é muito elevada até à primeira hora e meia após o pôr-do-sol, diminuindo muito após esse período. Essa maior actividade é especialmente evidente nos pontos de albufeira (pontos A). Nos pontos ripícolas (pontos C) a actividade é bastante menor em relação aos pontos A, mas é sempre estável. Os valores de actividade em ambos os tipos de pontos são muito semelhantes no primeiro e último período de amostragem. Nos pontos C a actividade máxima registou-se durante os primeiros 45 minutos de amostragem, possivelmente devido à emergência dos abrigos e à utilização de linhas de água como corredores ecológicos e ponto de referência (Kunz & Fenton, 2006, Dietz *et al.*, 2009).

Como se previa aquando do planeamento do trabalho, o tempo de amostragem (3 horas) escolhido para cada ponto enquadra-se perfeitamente com os objectivos do presente estudo, uma vez que o agregado do número médio de espécies detectadas em todos os pontos estabiliza antes das 3 horas de amostragem e a actividade dos quirópteros no último período de 15 minutos é muito semelhante ao primeiro. Verifica-se também que dependendo do local a amostrar (albufeira ou curso de água) o tempo mínimo de amostragem a efectuar para uma boa caracterização do local é diferente, o que deve ser considerado em estudos futuros de forma a maximizar os recursos e tempo disponíveis.

Capítulo 5 – Considerações Finais

A presença de pequenas albufeiras na região de estudo tem uma influência significativa na actividade dos morcegos pelo que, em períodos de seca, estas poderão ser um garante de água para as espécies de quirópteros da região. Embora não tenha sido objecto de estudo neste trabalho, a ocorrência de morcegos poderá ser favorecida por três factores potenciados pelas albufeiras: maior disponibilidade de água permanente, disponibilidade de um maior número de presas (quironómídeos) e maiores áreas sem obstáculos, tal como as copas das árvores ou zonas de corrente turbulenta. Assim, seria interessante verificar em trabalhos futuros, qual ou quais os factores que contribuem para a importância destes locais para a ocorrência e uso do espaço por parte de Quirópteros.

As barragens parecem beneficiar principalmente as espécies pertencentes ao género *Pipistrellus* e a espécie *Myotis daubentonii*, espécies que estão em franca expansão populacional na Europa. Ainda que nos pontos ripícolas se tenha registado uma menor actividade de quirópteros e de alimentação, é nestes pontos que parece existir um maior equilíbrio das actividades das diferentes espécies, sendo importante salientar que o local onde se registou o maior número de espécies raras ou com estatuto desfavorável foi num ponto de vegetação ripícola. Os resultados indicam que a presença das barragens pode estar a ser prejudicial para algumas espécies com estatuto de conservação desfavorável ao mesmo tempo que beneficiam espécies mais comuns, conforme foi verificado para a espécie *Rhinolophus hipposideros*.

Assim, embora nas áreas ripícolas se tenha registado uma menor actividade, estas áreas apresentam benefícios adicionais ao nível da diversidade da comunidade de quirópteros e contribuem para beneficiar as espécies mais raras. Ao mesmo tempo, para a região em estudo, as pequenas barragens poderão ser benéficas em determinadas alturas do ano, principalmente na época mais seca em que a disponibilidade de água é escassa.

Este estudo permite uma melhor compreensão do impacte de pequenas barragens na actividade dos morcegos contribuindo para a futura gestão e conservação das espécies deste *taxon*.

Capítulo 6 – Bibliografía

- ABBOTT, I. M., SLEEMAN, D. P. & HARRISON, S. 2009. Bat activity affected by sewage effluent in Irish rivers. *Biological Conservation*, 142, 2904-2914.
- AKASAKA, T., AKASAKA, M. & YANAGAWA, H. 2010. Relative importance of the environmental factors at site and landscape scales for bats along the riparian zone. *Landscape and Ecological Engineering*, 6, 247-255.
- AKASAKA, T., NAKANO, D. & NAKAMURA, F. 2009. Influence of prey variables, food supply, and river restoration on the foraging activity of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*) in the Shibetsu River, a large lowland river in Japan. *Biological Conservation*, 142, 1302-1310.
- ARLETTAZ, R., GODAT, S. & MEYER, H. 2000. Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation*, 93, 55-60.
- BARROS, P. 2012. Contribución al conocimiento de la distribución de quirópteros en el norte y centro de Portugal. *Barbastella*, 5, 19-31.
- BAXTER, R. M. 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8, 255-283.
- BOYLES, J. G., CRYAN, P. M., MCCRACKEN, G. F. & KUNZ, T. H. 2011. Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332, 41-42.
- BREDENHAND, E. & SAMWAYS, M. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 13, 297-307.
- CABRAL, M. J., ALMEIDA, J., ALMEIDA, P. R., DELLINGER, T., FERRAND DE ALMEIDA, N., OLIVEIRA, M., PALMEIRIM, J., QUEIRÓS, A., ROGADO, L. & SANTOS-REIS, M. 2006. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, Lisboa, Instituto da Conservação da Natureza.
- CLEVELAND, C. J., BETKE, M., FEDERICO, P., FRANK, J. D., HALLAM, T. G., HORN, J., LÓPEZ, J. D., MCCRACKEN, G. F., MEDELLÍN, R. A., MORENO-VALDEZ, A., SANSONE, C. G., WESTBROOK, J. K. & KUNZ, T. H. 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 238-243.

- COBA & PROCESL. 2007. PROGRAMA NACIONAL DE BARRAGENS COM ELEVADO POTENCIAL HIDROELÉCTRICO (PNBEPH) - MEMÓRIA. Available: http://pnbeph.inag.pt/np4/np4/?newsId=4&fileName=pnbeph_memoria.pdf.
- CORBEN, C. 2011. *Chris Corben* [Online]. Available: <http://users.lmi.net/corben/>.
- CORTES, R. M. V., FERREIRA, M. T., OLIVEIRA, S. V. & GODINHO, F. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389, 51-61.
- CRISE, G. 2010. *Rede de Informação de Situações de Emergência - SCRIF* [Online]. Available: http://scrif.igeo.pt/ASP/pa_forms.asp.
- DIETZ, C., DIETZ, I. & SIEMERS, B. M. 2006. Wing measurement variations in the five european horseshoe bat species (Chiroptera: Rhinolophidae). *Journal of Mammalogy*, 87, 1241-1251.
- DIETZ, C., NILL, D., VON HELVERSEN, O., LINA, P. H. C. & HUTSON, A. M. 2009. *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*, London, A&C Black.
- DUCUMMON, S. L. 2000. Ecological and economic importance of bats. *Bat Conservation International: Austin, TX*.
- ECOSSISTEMA & AGRI.PRO-AMBIENTE 2002. EIA – Avaliação Comparada dos Aproveitamentos do Baixo Sabor e do Alto Côa. CPPE – COMPANHIA PORTUGUESA DE PRODUÇÃO DE ELECTRICIDADE, S. A.
- EEA. 2008. *Reservoirs and dams* [Online]. Copenhaga, Dinamarca: Agência Europeia do Ambiente. Available: <http://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/reservoirs-and-dams>.
- GREIF, S. & SIEMERS, B. M. 2010. Innate recognition of water bodies in echolocating bats. *Nature communications*, 1, 107.
- 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, 972-977.
- HAGEN, E. M. & SABO, J. L. 2011. A landscape perspective on bat foraging ecology along rivers: does channel confinement and insect availability influence

- the response of bats to aquatic resources in riverine landscapes?
Oecologia, 166, 751-760.
- INAG. 2010. *Comissão Nacional Portuguesa das Grandes Barragens* [Online].
Available:
http://cnpqb.inag.pt/gr_barragens/gbportugal/Mapanorte.htm.
- INAG, I. 2008. Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água: I, Caracterização abiótica. *Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, IP*.
- IUCN. 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1* [Online].
Available: <http://www.iucnredlist.org>.
- JONES, G., JACOBS, D. S., KUNZ, T. H., WILLIG, M. R. & RACEY, P. A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8, 93-115.
- KALCOUNIS-RUEPPELL, M. C., PAYNE, V. H., HUFF, S. R. & BOYKO, A. L. 2007. Effects of wastewater treatment plant effluent on bat foraging ecology in an urban stream system. *Biological Conservation*, 138, 120-130.
- KOKUREWICZ, T. 1995. Increased population of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii* (Kuhl, 1819)) (Chiroptera: Vespertilionidae) in Poland. *Myotis*, 32-33, 155-161.
- KUNZ, T. H. & FENTON, M. B. 2006. *Bat ecology*, University of Chicago Press.
- KUNZ, T. H. & PARSONS, S. 1988. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*, Smithsonian Institution Press Washington.
- LIGON, F. K., DIETRICH, W. E. & TRUSH, W. J. 1995. Downstream Ecological Effects of Dams: A geomorphic perspective. *BioScience*, 45, 183-192.
- LLOYD, A., LAW, B. & GOLDINGAY, R. 2006. Bat activity on riparian zones and upper slopes in Australian timber production forests and the effectiveness of riparian buffers. *Biological Conservation*, 129, 207-220.
- LUNDY, M. & MONTGOMERY, I. 2009. Summer habitat associations of bats between riparian landscapes and within riparian areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 385-394.

- MONADJEM, A. & RESIDE, A. 2008. The influence of riparian vegetation on the distribution and abundance of bats in an African savanna. *Acta Chiropterologica*, 10, 339-348.
- NEUWEILER, G. 1989. Foraging ecology and audition in echolocating bats. *Trends in Ecology & Evolution*, 4, 160-166.
- NILSSON, C. & BERGGREN, K. 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience*, 50, 783-792.
- O'FARRELL, M. J., MILLER, B. W. & GANNON, W. L. 1999. Qualitative identification of free-flying bats using the anabat detector. *Journal of Mammalogy*, 80, 11-23.
- OGBEIBU, A. E. & ORIBHABOR, B. J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36, 2427-2436.
- POFF, N. L., OLDEN, J. D., MERRITT, D. M. & PEPIN, D. M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. National Academy of Sciences.
- PRAT, N., REAL, M. & RIERADEVALL, M. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica*, 8, 230.
- PRINGLE, C. M., FREEMAN, M. C. & FREEMAN, B. J. 2000. Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical-Temperate Comparisons. *BioScience*, 50, 807-823.
- QUINN, G. G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*, Cambridge University Press.
- RACEY, P. R., SWIFT, S. M., RYDELL, J. & BRODIE, L. 1998. Bats and insects over two Scottish rivers with contrasting nitrate status. *Animal Conservation*, 1, 195-202.
- RAINHO, A. 2007. Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 9, 171-181.
- RAINHO, A., RODRIGUES, L., BICHO, S., FRANCO, C. & PALMEIRIM, J. 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 S. Mamede, PN Arrábida, RN Estuário do Sado e PN Alentejano e Costa Vicentina). *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 26.
- REBELO, H. 2001. Inventariação dos morcegos e determinação dos biótopos de alimentação no Parque Natural do Douro Internacional e Parque Natural do Vale do Guadiana. *Relatório técnico*. ICN.
- REBELO, H. & RAINHO, A. 2009. Bat conservation and large dams: spatial changes in habitat use caused by Europe's largest reservoir. *Endangered Species Research*, 8, 61-68.
- SALGUEIRO, P., RAINHO, A. & PALMEIRIM, J. M. 2002. *Pipistrellus pipistrellus* e *P. pygmaeus* em Portugal. Instituto de Conservação da Natureza.
- SCOTT, S. J., MCLAREN, G., JONES, G. & HARRIS, S. 2010. The impact of riparian habitat quality on the foraging and activity of pipistrelle bats (*Pipistrellus* spp.). *Journal of Zoology*, 280, 371-378.
- SEIDMAN, V. M. & ZABEL, C. J. 2001. Bat activity along intermittent streams in northwestern California. *Journal of Mammalogy*, 82, 738-747.
- TIEMANN, J. S., GILLETTE, D. P., WILDHABER, M. L. & EDDS, D. R. 2004. Effects of Lowhead Dams on Riffle-Dwelling Fishes and Macroinvertebrates in a Midwestern River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133, 705-717.
- TROTZKY, H. M. & GREGORY, R. W. 1974. The Effects of Water Flow Manipulation Below a Hydroelectric Power Dam on the Bottom Fauna of the Upper Kennebec River, Maine. *Transactions of the American Fisheries Society*, 103, 318-324.
- UNEP/EUROBATS. 2013. *Eptesicus isabellinus* [Online]. UNEP/EUROBATS Secretariat. Available: http://www.eurobats.org/about_eurobats/protected_bat_species/eptesicus_isabellinus.
- VAUGHAN, N., JONES, G. & HARRIS, S. 1996. Effects of sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. *Biological Conservation*, 78, 337-343.

- VAUGHAN, N., JONES, G. & HARRIS, S. 1997. Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. *Journal of Applied Ecology*, 34, 716-730.
- VINCENT, S., NEMOZ, M. & AULAGNIER, S. 2010. Activity and foraging habitats of *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) in southern France: implications for its conservation. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 22.
- VINDIGNI, M. A., MORRIS, A. D., MILLER, D. A. & KALCOUNIS-RUEPPELL, M. C. 2009. Use of modified water sources by bats in a managed pine landscape. *Forest Ecology and Management*, 258, 2056-2061.
- WARREN, R. D., WATERS, D. A., ALTRINGHAM, J. D. & BULLOCK, D. J. 2000. The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation*, 92, 85-91.
- WICKRAMASINGHE, L. P., HARRIS, S., JONES, G. & VAUGHAN, N. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40, 984-993.
- ZINCHENKO, T. D. 1992. Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 26, 533-542.

Capítulo 7 – Anexos

Anexo 1

Tabela A1 - Espécies de quirópteros presentes em Portugal e respectivos estatutos de conservação (Adaptado de Cabral *et al.* (2006) e IUCN (2010)).

Nome científico	Nome Comum	Família	Estatutos de conservação			
			Portugal Continental	Açores	Madeira	Global
<i>Tadarida teniotis</i>	Morcego-rabudo	<i>Molossidae</i>	DD		NE	LC
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Morcego-arborícola-gigante	<i>Vespertilionidae</i>	DD			NT
<i>Nyctalus noctula</i>	Morcego-arborícola-grande	<i>Vespertilionidae</i>	DD			LC
<i>Nyctalus leisleri</i>	Morcego-arborícola-pequeno	<i>Vespertilionidae</i>	DD		CR	LC
<i>Nyctalus azoreum</i>	Morcego dos Açores	<i>Vespertilionidae</i>	NP	CR		EN
<i>Plecotus auritus</i>	Morcego-orelhudo castanho	<i>Vespertilionidae</i>	DD			LC
<i>Plecotus austriacus</i>	Morcego-orelhudo cinzento	<i>Vespertilionidae</i>	LC		CR	LC
<i>Myotis myotis</i>	Morcego-rato-grande	<i>Vespertilionidae</i>	VU			LC
<i>Myotis blythii</i>	Morcego-rato-pequeno	<i>Vespertilionidae</i>	CR			LC
<i>Eptesicus serotinus</i>	Morcego-hortelão-escuro	<i>Vespertilionidae</i>	LC			LC
<i>Eptesicus isabellinus</i>	Morcego-hortelão-claro	<i>Vespertilionidae</i>	-			LC
<i>Hypsugo savii</i>	Morcego de Savii	<i>Vespertilionidae</i>	DD			LC
<i>Barbastella barbastellus</i>	Morcego-negro	<i>Vespertilionidae</i>	DD			NT
<i>Myotis daubentonii</i>	Morcego-de-água	<i>Vespertilionidae</i>	LC			LC
<i>Myotis emarginatus</i>	Morcego-lanudo	<i>Vespertilionidae</i>	DD			LC
<i>Myotis escalerai</i>	Morcego de franja-do-sul	<i>Vespertilionidae</i>	VU			LC

Tabela A1 - Espécies de quirópteros presentes em Portugal e respectivos estatutos de conservação (Adaptado de Cabral *et al.* (2006) e IUCN (2010)).

Nome científico	Nome Comum	Família	Estatutos de conservação			
			Portugal Continental	Açores	Madeira	Global
<i>Myotis mystacinus</i>	Morcego-de-bigodes	<i>Vespertilionidae</i>	DD			LC
<i>Myotis bechsteinii</i>	Morcego-de-bechstein	<i>Vespertilionidae</i>	EN			NT
<i>Pipistrellus maderensis</i>	Morcego da Madeira	<i>Vespertilionidae</i>	NP	CR	CR	EN
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Morcego de Kuhl	<i>Vespertilionidae</i>	LC			LC
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Morcego-anão	<i>Vespertilionidae</i>	LC			LC
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Morcego-pigmeu	<i>Vespertilionidae</i>	LC			LC
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Morcego-de-peluche	<i>Miniopteridae</i>	VU			NT
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Morcego-de-ferradura-grande	<i>Rhinolophidae</i>	VU			LC
<i>Rhinolophus euryale</i>	Morcego-de-ferradura-mediterrânico	<i>Rhinolophidae</i>	CR			NT
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	Morcego-de-ferradura-mourisco	<i>Rhinolophidae</i>	CR			VU
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Morcego-de-ferradura-pequeno	<i>Rhinolophidae</i>	VU			LC

Legenda: CR – Criticamente em Perigo; EN – Em Perigo; VU – Vulnerável; NT – Quase Ameaçado; LC – Pouco Preocupante; DD – Informação Insuficiente; NE – Não Avaliado; NP – Não Presente

Anexo 2

Capítulo 7 – Anexos

Tabela A2 - Resultados das ANOVA e comparação entre pares de pontos através do teste *a posteriori* de Tukey ($\alpha= 0.05$) para as espécies/grupos de espécies *Pipistrellus pipistrellus*, *Myotis* spp., *Pipistrellus* spp., *Tadarida teniotis*, *Pipistrellus kuhlii*, *P. pygmaeus*/*M. schreibersii*, *N. leisleri*/*E. serotinus*.

Espécie/Grupo	F _{3,12} -value	P	Pontos	diff	p adj
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	15,598	0,000193	A ₂ -A ₁	-0.66374969	0.8428303
			C _J -A ₁	-4.24628304	0.0009937
			C _M -A ₁	-4.16755845	0.0011633
			C _J -A ₂	-3.58253335	0.0038823
			C _M -A ₂	-3.50380876	0.0045852
			C _M -C _J	0.07872459	0.9996479
<i>Myotis</i> spp.	12,408	0,000547	A ₂ -A ₁	-0.71935834	0.7012627
			C _J -A ₁	-3.16655013	0.0021028
			C _M -A ₁	-3.14920751	0.0021969
			C _J -A ₂	-2.44719179	0.0136483
			C _M -A ₂	-2.42984917	0.0142916
			C _M -C _J	0.01734262	0.9999931
<i>Pipistrellus</i> spp.	11,418	0,000789	A ₂ -A ₁	-0.7731524	0.7089633
			C _J -A ₁	-2.8546239	0.0085686
			C _M -A ₁	-3.6461721	0.0013282
			C _J -A ₂	-2.0814715	0.0561730
			C _M -A ₂	-2.8730197	0.0081953
			C _M -C _J	-0.7915482	0.6943346
<i>Tadarida teniotis</i>	9,763	0,00153	A ₂ -A ₁	-0.5193473	0.6740917
			C _J -A ₁	-1.8070617	0.0088358
			C _M -A ₁	-2.1003291	0.0029350
			C _J -A ₂	-1.2877144	0.0642545
			C _M -A ₂	-1.5809818	0.0210207

Capítulo 7 – Anexos

Tabela A2 - Resultados das ANOVA e comparação entre pares de pontos através do teste *a posteriori* de Tukey ($\alpha= 0.05$) para as espécies/grupos de espécies *Pipistrellus pipistrellus*, *Myotis* spp., *Pipistrellus* spp., *Tadarida teniotis*, *Pipistrellus kuhlii*, *P. pygmaeus*/*M. schreibersii*, *N. leisleri*/*E. serotinus*.

Espécie/Grupo	F _{3,12} -value	P	Pontos	diff	p adj
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	9.691	0,00158	C _M -C _J	-0.2932674	0.9160068
			A ₂ -A ₁	-0.5581938	0.8401991
			C _J -A ₁	-2.4382487	0.0161217
			C _M -A ₁	-3.1096874	0.0028912
			C _J -A ₂	-1.8800549	0.0480693
			C _M -A ₂	-2.5514936	0.0120145
<i>P. pygmaeus</i> / <i>M. schreibersii</i>	7,777	0,00379	C _M -C _J	-0.6714387	0.7544660
			A ₂ -A ₁	-0.7012365	0.8599614
			C _J -A ₁	-2.7000470	0.0456566
			C _M -A ₁	-3.8145382	0.0051948
			C _J -A ₂	-1.9988104	0.1684959
			C _M -A ₂	-3.1133017	0.0203614
<i>N. leisleri</i> / <i>E. serotinus</i>	4,416	0,02599	C _M -C _J	-1.1144912	0.6108169
			A ₂ -A ₁	-0.1135241	0.9967678
			C _J -A ₁	-0.4790305	0.8219313
			C _M -A ₁	-1.7894114	0.0314498
			C _J -A ₂	-0.3655063	0.9096687
			C _M -A ₂	-1.6758873	0.0449572
C _M -C _J	-1.3103810	0.1365458			

Anexo 3

Capítulo 7 – Anexos

Tabela A3 – Scores da PCA referentes às espécies identificadas.

	PC1	PC2
<i>B. barbastellus</i>	0.0509761280	0.030034700
<i>P. kuhlii</i>	1.3643563422	0.709796693
<i>R. euryale/R. mehelyi</i>	0.0176014986	0.003157549
<i>R. ferrumequinum</i>	-0.0127143832	0.008279993
<i>R. hipposideros</i>	-0.0101820682	0.005503692
<i>T. teniotis</i>	0.8149634184	-0.067685239
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	0.6767123802	1.104066241
<i>Nyctalus spp.</i>	-0.0009009568	0.140137539
<i>H. savii</i>	0.2558391921	-0.058087017
<i>P. pipistrellus</i>	2.1460411967	-0.188953908
<i>P. pygmaeus/M. schreibersii</i>	1.8384036656	-0.337478590
<i>Pipistrellus spp.</i>	1.7557496925	-0.341001183
<i>Myotis spp.</i>	1.5515402231	-0.013753867
<i>Myotis myotis/M. blythii</i>	0.0224465710	-0.033028605
<i>Plecotus spp.</i>	-0.0053370768	0.020519750

Tabela A4 – Scores da PCA referentes aos locais amostrados.

	PC1	PC2
sit1	0.90068230	-0.3894909
sit2	1.20350530	-0.7369675
sit3	0.74620872	0.1739890
sit4	-0.90227994	-2.0919840
sit5	1.33344854	1.0383716
sit6	0.87239741	0.8588424
sit7	-1.24173264	0.8086540
sit8	-1.45791676	0.5544709
sit9	1.73816468	-1.4799451
sit10	-0.03115929	-0.5789186
sit11	-0.85479534	-1.1013529
sit12	-1.05881558	-1.1005494
sit13	0.42052889	0.3733182
sit14	0.44341156	-0.1641423
sit15	-1.66301015	-0.0122419
sit16	-0.77419319	-0.9714482
sit17	0.93218556	0.3640732
sit18	0.85177496	0.9162421
sit19	-0.51498459	1.6548797
sit20	-0.94342045	1.8841996

Anexo 4

Capítulo 7 – Anexos

Tabela A5 – Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos A₁ (na albufeira junto ao paredão da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p < 0,05$).

ρ	<i>B. barb</i>	<i>P. kuh</i>	<i>R. eur/meh</i>	<i>R. ferr</i>	<i>R. hippo</i>	<i>T. ten</i>	<i>N. leis /E. ser</i>	<i>Nyctalus spp.</i>	<i>H. savii</i>	<i>P. pip</i>	<i>P. pyg /M. sch</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Myotis spp.</i>	<i>M. myo/bly</i>	<i>Plecotus spp.</i>
<i>B. barbastellus</i>		0,4	0,3		-0,1	0,1	0,3	0,7	-0,2	0,3	0,4	0,3	0,2	-0,1	1,0
<i>P. kuhlii</i>	0,4		0,2		0,2	0,0	0,2	0,4	0,0	0,2	0,4	0,2	0,3	-0,3	0,4
<i>R. euryale /R. mehelyi</i>	0,3	0,2			-0,1	0,0	0,2	-0,1	0,2	0,0	0,0	-0,2	0,2	-0,1	0,3
<i>R. ferrumequinum</i>															
<i>R. hipposideros</i>	-0,1	0,2	-0,1			0,1	-0,4	-0,1	-0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	-0,1	-0,1
<i>T. teniotis</i>	0,1	0,0	0,0		0,1		0,4	0,5	0,3	0,3	0,5	0,5	0,1	0,0	0,2
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	0,3	0,2	0,2		-0,4	0,4		0,4	0,1	-0,1	0,0	0,1	-0,2	-0,2	0,3
<i>Nyctalus spp.</i>	0,7	0,4	-0,1		-0,1	0,5	0,4		-0,2	0,3	0,4	0,4	0,1	-0,1	0,7
<i>H. savii</i>	-0,2	0,0	0,2		-0,2	0,3	0,1	-0,2		-0,4	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2
<i>P. pipistrellus</i>	0,3	0,2	0,0		0,4	0,3	-0,1	0,3	-0,4		0,8	0,8	0,6	0,3	0,3
<i>P. pygmaeus /M. schreibersii</i>	0,4	0,4	0,0		0,4	0,5	0,0	0,4	-0,2	0,8		0,9	0,7	0,1	0,4
<i>Pipistrellus spp.</i>	0,3	0,2	-0,2		0,4	0,5	0,1	0,4	0,0	0,8	0,9		0,6	0,2	0,3
<i>Myotis spp.</i>	0,2	0,3	0,2		0,4	0,1	-0,2	0,1	-0,2	0,6	0,7	0,6		0,4	0,2
<i>M. myotis /M. blythii</i>	-0,1	-0,3	-0,1		-0,1	0,0	-0,2	-0,1	-0,2	0,3	0,1	0,2	0,4		-0,1
<i>Plecotus spp.</i>	1,0	0,4	0,3		-0,1	0,2	0,3	0,7	-0,2	0,3	0,4	0,3	0,2	-0,1	

Capítulo 7 – Anexos

Tabela A6 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos A2 (no ponto mais a montante da albufeira). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p < 0,05$).

ρ	<i>B. barb</i>	<i>P. kuh</i>	<i>R. eur/meh</i>	<i>R. ferr</i>	<i>R. hippo</i>	<i>T. ten</i>	<i>N. leis /E. ser</i>	<i>Nyctalus spp.</i>	<i>H. savii</i>	<i>P. pip</i>	<i>P. pyg /M. sch</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Myotis spp.</i>	<i>M. myo/bly</i>	<i>Plecotus spp.</i>
<i>B. barbastellus</i>		-0,3			-0,1	0,2	0,4		-0,1	-0,1	0,3	0,0	0,3	0,6	-0,1
<i>P. kuhlii</i>	-0,3				0,4	-0,3	0,4		0,4	0,7	0,6	0,7	0,2	0,0	0,4
<i>R. euryale /R. mehelyi</i>															
<i>R. ferrumequinum</i>															
<i>R. hipposideros</i>	-0,1	0,4				-0,2	0,4		-0,1	0,3	0,4	0,4	0,3	-0,1	-0,1
<i>T. teniotis</i>	0,2	-0,3				-0,2	0,3		0,3	0,0	0,2	-0,1	-0,2	0,1	-0,1
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	0,4	0,4			0,4	0,3			0,3	0,6	0,8	0,7	0,2	0,1	0,3
<i>Nyctalus spp.</i>															
<i>H. savii</i>	-0,1	0,4			-0,1	0,3	0,3			0,2	0,1	0,1	-0,2	-0,2	0,4
<i>P. pipistrellus</i>	-0,1	0,7			0,3	0,0	0,6		0,2		0,8	0,9	0,4	0,0	0,3
<i>P. pygmaeus /M. schreibersii</i>	0,3	0,6			0,4	0,2	0,8		0,1	0,8		0,9	0,4	0,2	0,1
<i>Pipistrellus spp.</i>	0,0	0,7			0,4	-0,1	0,7		0,1	0,9	0,9		0,4	0,0	0,3
<i>Myotis spp.</i>	0,3	0,2			0,3	-0,2	0,2		-0,2	0,4	0,4	0,4		0,4	0,1
<i>M. myotis /M. blythii</i>	0,6	0,0			-0,1	0,1	0,1		-0,2	0,0	0,2	0,0	0,4		-0,2
<i>Plecotus spp.</i>	-0,1	0,4			-0,1	-0,1	0,3		0,4	0,3	0,1	0,3	0,1	-0,2	

Tabela A7 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos C_j (ponto ripícola a jusante da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p < 0,05$).

ρ	<i>B. barb</i>	<i>P. kuh</i>	<i>R. eur/meh</i>	<i>R. ferr</i>	<i>R. hippo</i>	<i>T. ten</i>	<i>N. leis /E. ser</i>	<i>Nyctalus spp.</i>	<i>H. savii</i>	<i>P. pip</i>	<i>P. pyg /M. sch</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Myotis spp.</i>	<i>M. myo/bly</i>	<i>Plecotus spp.</i>
<i>B. barbastellus</i>		0,5		-0,1		0,2	0,6	-0,1	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	
<i>P. kuhlii</i>	0,5			0,0		0,5	0,4	0,1	0,4	0,6	0,7	0,7	0,6	0,2	
<i>R. euryale /R. mehelyi</i>															
<i>R. ferrumequinum</i>	-0,1	0,0				0,5	0,3	-0,1	-0,1	-0,4	0,0	0,0	-0,1	-0,1	
<i>R. hipposideros</i>															
<i>T. teniotis</i>	0,2	0,5		0,5			0,4	-0,1	0,6	0,3	0,4	0,5	0,3	-0,1	
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	0,6	0,4		0,3		0,4		0,3	0,4	0,3	0,5	0,5	0,5	0,2	
<i>Nyctalus spp.</i>	-0,1	0,1		-0,1		-0,1	0,3		-0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	-0,1	
<i>H. savii</i>	0,5	0,4		-0,1		0,6	0,4	-0,1		0,4	0,4	0,4	0,4	-0,1	
<i>P. pipistrellus</i>	0,6	0,6		-0,4		0,3	0,3	0,1	0,4		0,7	0,8	0,8	0,4	
<i>P. pygmaeus /M. schreibersii</i>	1	1		0		0	0	0	0	1		0,9	0,7	0,4	
<i>Pipistrellus spp.</i>	0,6	0,7		0,0		0,5	0,5	0,1	0,4	0,8	0,9		0,6	0,4	
<i>Myotis spp.</i>	0,6	0,6		-0,1		0,3	0,5	0,3	0,4	0,8	0,7	0,6		0,3	
<i>M. myotis /M. blythii</i>	0,6	0,2		-0,1		-0,1	0,2	-0,1	-0,1	0,4	0,4	0,4	0,3		
<i>Plecotus spp.</i>															

Tabela A8 - Coeficiente de Spearman (ρ) de cada par de espécies/grupo de espécies para os pontos C_M (ponto ripícola a montante da barragem). A negrito estão todos os valores com correlação significativa ($p < 0,05$).

ρ	<i>B. barb</i>	<i>P. kuh</i>	<i>R. eur/meh</i>	<i>R. ferr</i>	<i>R. hippo</i>	<i>T. ten</i>	<i>N. leis /E. ser</i>	<i>Nyctalus spp.</i>	<i>H. savii</i>	<i>P. pip</i>	<i>P. pyg /M. sch</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Myotis spp.</i>	<i>M. myo/bly</i>	<i>Plecotus spp.</i>
<i>B. barbastellus</i>		0,0			-0,2	-0,1	-0,2			0,4	0,2	0,2	0,0	0,4	0,4
<i>P. kuhlii</i>	0,0				-0,34	-0,31	0,36			0,5	-0,1	0,3	0,3	-0,4	-0,1
<i>R. euryale /R. mehelyi</i>															
<i>R. ferrumequinum</i>															
<i>R. hipposideros</i>	-0,2	-0,3				-0,1	-0,2			-0,4	-0,5	-0,6	0,0	0,3	-0,2
<i>T. teniotis</i>	-0,1	-0,3				-0,1	-0,1			-0,3	0,4	-0,3	0,3	0,5	-0,1
<i>N. leisleri/E. serotinus</i>	-0,2	0,4				-0,2	-0,1			-0,1	-0,2	0,0	0,1	-0,3	0,3
<i>Nyctalus spp.</i>															
<i>H. savii</i>															
<i>P. pipistrellus</i>	0,4	0,5				-0,4	-0,3	-0,1			0,4	0,8	0,3	-0,1	0,0
<i>P. pygmaeus /M. schreibersii</i>	0,2	-0,1				-0,5	0,4	-0,2		0,4		0,5	0,2	0,1	-0,2
<i>Pipistrellus spp.</i>	0,2	0,3				-0,6	-0,3	0,0		0,8	0,5		0,0	-0,3	-0,1
<i>Myotis spp.</i>	0,0	0,3				0,0	0,3	0,1		0,3	0,2	0,0		0,2	-0,2
<i>M. myotis /M. blythii</i>	0,4	-0,4				0,3	0,5	-0,3		-0,1	0,1	-0,3	0,2		0,3
<i>Plecotus spp.</i>	0,4	-0,1				-0,2	-0,1	0,3		0,0	-0,2	-0,1	-0,2	0,3	