



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**“Análise multi-escala da relação entre
herpetodiversidade e presença humana na
Península Ibérica: implicações para a
conservação”**

Autor: André Emanuel Lopes Pereira

Orientação: Doutora Ana Márcia Enes Barbosa

Co-orientação: Prof. Doutor Paulo Sá Sousa

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2014



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**“Análise multi-escala da relação entre
herpetodiversidade e presença humana na
Península Ibérica: implicações para a
conservação”**

Autor: André Emanuel Lopes Pereira

Orientação: Doutora Ana Márcia Enes Barbosa

Co-orientação: Prof. Doutor Paulo Sá Sousa

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2014

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Doutora Márcia Barbosa, minha orientadora, pela proposta de tese, acompanhamento constante em todos os períodos de leitura, aprendizagem e por todos os conselhos essenciais dados ao longo da escrita. Aos Profs. Paulo Sá Sousa, meu co-orientador, João Rabaça e Paula Simões pelos conselhos ao longo do ano curricular, quer em conversas informais, quer nas disciplinas devidas (Projeto e Seminário...). O apoio moral (e não só!) e acompanhamento constante dos meus avós. À minha namorada, Cláudia Palmeiro, pelos conselhos e ajuda em todas as fases do mestrado, por aturar todas as minhas conversas (fascinantes para mim, não tanto para ela) sobre biologia e em particular sobre esta dissertação e a grande ajuda que me deu a concretizar este documento, principalmente com os seus conhecimentos informáticos. Quero agradecer também à família Palmeiro e aos meus amigos pela sempre presente preocupação, apoio moral e interesse em saber como fui progredindo, e em particular ao meu amigo João Caço pela revisão de português feita por ele.

Resumo

Vários estudos a grande escala e em variados grupos taxonómicos têm demonstrado a existência de uma correlação positiva entre o número de espécies em determinada área e a intensidade da presença humana. Porém, quando se torna o grão de análise mais fino, a relação descrita em cima, por norma, desaparece ou torna-se negativa.

Assim sendo, este trabalho pretende analisar e comparar a relação existente entre a distribuição da riqueza específica de répteis e anfíbios (herpetodiversidade) da Península Ibérica em função da intensidade da presença humana, a três resoluções espaciais diferentes. Os dados de Portugal e Espanha foram analisados, ainda, em separado para se avaliar a influência do esforço de amostragem nestas relações. Para tal, seleccionaram-se seis variáveis indicadoras do grau de intensidade da presença humana, às quais se juntaram três variáveis consideradas fatores de confusão.

Verificou-se que, de uma maneira geral, à medida que a escala se torna mais fina a relação entre herpetodiversidade e presença humana torna-se menos clara e mais complexa. Em Espanha o número de espécies está positivamente associado aos maiores centros urbanos, em contraste com Portugal onde se verifica uma maior uniformidade na distribuição da herpetodiversidade e um menor efeito da pressão humana. O esforço de amostragem e a escala de análise devem ser fatores a ter sempre em conta em estudos de Biogeografia, principalmente num contexto de crescimento demográfico contínuo.

Palavras-chave: riqueza específica, répteis e anfíbios, pressão humana, modelos estatísticos, escalas de resolução, esforço de amostragem.

“Multi-scale analysis of the relationship between herptile diversity and human presence in the Iberian Peninsula: implications for conservation”

Abstract

Several studies have shown a positive correlation between the species richness of different taxonomic groups and human presence, when analyzed at coarse scales. However, when the grain becomes thinner, the relationship described above, in general, disappears or becomes negative.

Thus, this study aims to analyze and compare the relationship between the distribution of species richness of reptiles and amphibians (herptile diversity) in the Iberian Peninsula and the intensity of human presence, at three different spatial resolutions. Also, the data from Portugal and Spain were analyzed separately to assess the influence of sampling effort in these relationships. To this end, we selected six variables indicating the degree of intensity of human presence, to which we joined three confounding variables.

It was found that, in general, as the scale becomes thinner the relationship between herptile diversity and human presence becomes less clear and more complex. In Spain, the number of species is positively associated with larger urban centers, in contrast to Portugal where there is a greater uniformity in the distribution of herptile diversity and a smaller effect of human pressure. The sampling effort and the scale of analysis should always be factors to take into account in biogeographical studies, especially in a context of continuous population growth.

Key words: species richness, reptiles and amphibians, human presence, statistical models, spatial resolutions, sampling effort.

Índice

| | |
|---|----|
| 1. Introdução | 1 |
| 1.1. Escala..... | 3 |
| 1.2. Caracterização geral dos grupos em estudo..... | 3 |
| 1.2.1. Anfíbios | 3 |
| 1.2.2. Répteis | 4 |
| 2. Materiais e Métodos | 5 |
| 2.1. Área de Estudo..... | 5 |
| 2.2. Informação geográfica..... | 5 |
| 2.3. Dados das espécies | 6 |
| 2.4. Variáveis preditivas..... | 7 |
| 2.5. Análise Estatística | 8 |
| 2.5.1. Regressão Linear Múltipla | 9 |
| 2.5.2. Regressão Múltipla de Poisson | 10 |
| 3. Resultados | 11 |
| 3.1. Análise exploratória dos dados..... | 11 |
| 3.2. Península Ibérica – Regressão linear múltipla sem transformação de variáveis | 11 |
| 3.3. Península Ibérica – Regressão linear múltipla com transformação de variáveis | 13 |
| 3.4. Península Ibérica – Regressão múltipla de Poisson | 14 |
| 3.5. Portugal vs Espanha: efeitos da separação de territórios com diferente distribuição do esforço de amostragem | 18 |
| 4. Discussão..... | 23 |
| 4.1. Península Ibérica: efeitos da escala de resolução | 23 |
| 4.2. Portugal vs Espanha: efeitos do esforço de amostragem | 24 |
| 4.3. Modelos lineares, de Poisson e transformação de variáveis: efeitos do método estatístico utilizado..... | 24 |
| 4.4. Efeitos da intensidade de luz noturna | 25 |

| | |
|--|----|
| 4.5. Considerações finais e aplicações à conservação..... | 26 |
| Bibliografia..... | 27 |
| Anexos | 32 |
| Anexo nº1 - Tabelas..... | 33 |
| Anexo nº2 – Gráficos de correlações entre variáveis | 35 |

Índice de Tabelas e Figuras

| | |
|-----------------|----|
| Tabela 1 | 12 |
| Tabela 2 | 12 |
| Tabela 3 | 12 |
| Tabela 4 | 13 |
| Tabela 5 | 13 |
| Tabela 6 | 14 |
| Tabela 7 | 15 |
| Tabela 8 | 15 |
| Tabela 9 | 15 |
| Tabela 10 | 19 |
| Tabela 11 | 20 |
| Tabela 12 | 20 |
| Tabela 13 | 21 |
| Tabela 14 | 21 |
| Tabela 15 | 22 |
| | |
| Figura 1 | 16 |
| Figura 2 | 17 |
| Figura 3 | 22 |

1. Introdução

Desde há muito tempo que a presença humana é intuitivamente associada a uma baixa na biodiversidade e a uma degradação do ambiente. Um facto é que a atividade humana tem tido um grande contributo na extinção de várias espécies um pouco por todo o Mundo, tanto por caça, dando como exemplo as extinções da megafauna nos finais do Pleistoceno, onde esta terá tido elevada contribuição apesar de não ter sido o único fator (Barnosky *et al.*, 2004; Lyons *et al.*, 2004; Lorenzen *et al.*, 2011; Sandom *et al.*, 2014), como um pouco mais indiretamente através da degradação de habitats (fragmentação, desflorestação, poluição) e da introdução de espécies exóticas com potencial invasor. Estas introduções de origem antrópica, voluntária ou involuntária, poderão contribuir temporariamente para um aumento da riqueza específica de uma região, embora de forma não natural e levando muitas vezes à extinção de espécies nativas por predação, competição, como vetores de doenças ou atuando sinergicamente com outras ameaças (Vitousek *et al.*, 1997; Mooney & Cleland, 2001; Pautasso, 2007; Ellis *et al.*, 2012). Efetivamente, o impacto do Homem no ambiente já é considerado tão elevado, que há quem defenda que estamos a vivenciar uma nova época: a antropocénica (Crutzen & Stoermer, 2000). Contudo, o Homem com a sua capacidade de alterar a paisagem acaba por criar mosaicos de habitats e corredores ecológicos (mesmo dentro de cidades) propícios à ocorrência de várias espécies de animais e plantas, podendo assim promover localmente a biodiversidade de uma região (Bryant, 2006).

Vários estudos têm apontado para uma correlação positiva entre a presença humana e a riqueza específica de diversos grupos de animais e plantas, principalmente em análises de grandes áreas geográficas e/ou a escalas relativamente grosseiras (e.g. Balmford *et al.*, 2001; Araújo, 2003; Pautasso, 2007; Pecher *et al.*, 2010). Muitos autores têm sugerido que esta relação se pode dever à preferência natural por zonas com maior produtividade, tanto por parte do Homem como das restantes espécies, ou a que o Homem aumente a heterogeneidade de habitats dessas regiões, criando novas oportunidades para a fixação de outras espécies. No entanto, esta correlação entre presença humana e biodiversidade é potencialmente perigosa, devido não só a situações de conflito direto Homem-Natureza, como também a casos de poluição, degradação e fragmentação de habitats, inerentes à atividade humana (Gaston, 2005; Ellis *et al.*, 2012).

Em estudos realizados a escalas mais finas ou locais, a relação positiva descrita em cima, por norma, desaparece e em certos casos torna-se negativa, denotando aí a

importância da escala nas análises efetuadas (Pecher *et al.*, 2010). Diminuindo o grão, diminui-se a área de cada zona estudada ou foca-se em relações mais locais, onde aumenta a probabilidade de conflito Homem-Natureza, esperando-se assim a inversão da relação entre herpetodiversidade e pressão humana. Um investimento na educação ambiental em zonas urbanas poderá, eventualmente, mitigar alguns impactos destes confrontos, principalmente para com os dois grupos aqui estudados, os répteis e anfíbios, por serem tão mal afamados (Ceríaco, 2012), sensibilizando a população para as temáticas da conservação (Rohde & Kendle, 1997).

O esforço de amostragem utilizado também pode oferecer uma explicação menos estudada para as correlações entre presença humana e biodiversidade. Sítios mais bem amostrados por serem de mais fácil acesso, tendencialmente, terão maiores níveis de biodiversidade registados do que zonas mais remotas, podendo criar enviesamento em algumas análises (Ficetola *et al.*, 2012; Barbosa *et al.*, 2010; Barbosa *et al.*, 2013).

Com este trabalho pretende-se analisar a influência da intensidade da presença humana nos padrões de distribuição da riqueza específica de répteis e anfíbios na Península Ibérica. Para tal recorreu-se a seis variáveis indicadoras da pressão humana, controlando eventuais fatores de confusão, tais como a área, heterogeneidade de habitat e latitude. Estas análises foram feitas a três escalas de resolução diferentes: quadriculas UTM de 100 x 100 km, 50 x 50 km e 10 x 10 km (seguidamente designadas por UTM100, UTM50 e UTM10, respetivamente). Procedendo deste modo, avalia-se o efeito do tamanho do grão da escala, mantendo a extensão da área de estudo. Realizou-se ainda a separação dos dados provenientes dos dois países, Portugal e Espanha, e analisou-se cada um separadamente, de modo a comparar dois territórios onde a distribuição geral do esforço de amostragem foi diferente. Foram testadas as seguintes hipóteses:

1) a relação positiva entre herpetodiversidade e presença humana diminuirá ou inverter-se-á com a diminuição do grão de análise (ou seja, de escalas mais grosseiras para escalas mais locais);

2) a relação entre herpetodiversidade e presença humana será mais fraca ou negativa em Portugal, onde o esforço de amostragem foi bem distribuído pelo território, do que em Espanha, onde o esforço de amostragem foi maior nas regiões com maior população humana.

1.1. Escala

Os estudos em biogeografia e macroecologia encontram-se dependentes das escalas temporal e espacial (Levin, 1992; Chave, 2013). Em ecologia, divide-se a escala temporal em escala evolutiva e ecológica, consistindo a primeira no estudo dos processos evolutivos, medindo-se entre milhares a milhões de anos, enquanto a segunda se baseia nos processos biológicos e ecológicos quantificáveis e observáveis presentemente (janela de tempo em que se fazem as observações). Já o conceito de escala espacial apresenta duas componentes: a extensão e o grão/resolução. A extensão refere-se ao tamanho total da área de estudo, podendo ser uma herdade, uma região, um continente, etc. O grão prende-se com a unidade de área mínima onde cada observação é efetuada, podendo ser pontos, transetos, quadrículas de diversos tamanhos, províncias ou outras (Levin, 1992; Chave, 2013). Um outro conceito ecológico ligado ao de escala é o de nível de organização biológica (Turner *et al.*, 1989; Odum & Barrett, 2004). Este refere-se ao sistema biológico em estudo, podendo ser de diferentes graus de magnitude (célula, indivíduo, população, ecossistema, etc.). Cada um destes níveis terá uma abordagem diferente e uma metodologia de estudo própria.

A escolha da escala temporal e espacial adequada dependerá do objetivo do estudo e da disponibilidade de dados ou da possibilidade de os recolher. Efetuar estudos a diferentes escalas permite ter um melhor conhecimento acerca das interações ecológicas numa comunidade/ecossistema.

1.2. Caracterização geral dos grupos em estudo

1.2.1. Anfíbios

São animais vertebrados, ectotérmicos, tetrápodes e passam, normalmente, por dois meios diferentes ao longo do seu ciclo de vida, atravessando uma metamorfose durante o período de desenvolvimento de larva a adulto. Dividem-se em três ordens: Anura, Caudata e Gymnophiona. Ao longo da metamorfose, os indivíduos passam por alterações morfológicas bastante significativas, como por exemplo a perda das brânquias e crescimento de pulmões, a perda da cauda no caso dos Anura, entre outras. O seu estágio larvar ocorre dentro de água, onde apresentam respiração branquial; no estado adulto colonizam o meio terrestre e as trocas gasosas passam a ocorrer por via cutânea e pulmonar. Este é o ciclo da maioria das espécies, mas

naturalmente há exceções. As principais espécies que fazem parte destas exceções pertencem à ordem Gymnophiona que, por serem anfíbios subterrâneos, adotaram estratégias pouco comuns noutros grupos, como por exemplo as crias alimentarem-se da pele da progenitora (Wilkinson *et al.*, 2008). Na Península Ibérica existem apenas espécies representantes das ordens Anura e Caudata.

O facto de estes animais não apresentarem uma defesa exterior para além da pele, torna-os especialmente sensíveis às alterações ambientais e faz deles um dos grupos de vertebrados que se encontra atualmente em maior declínio (Collins & Storfer, 2003; Stuart *et al.*, 2004). Entre as ameaças a estes encontram-se a destruição/degradação de habitats, doenças, introdução de espécies exóticas e o aumento da radiação ultravioleta (Collins & Storfer, 2003).

1.2.2. Répteis

São vertebrados tetrápodes, ectotérmicos e apresentam o corpo coberto por escamas. Conseguiram colonizar com sucesso vários ecossistemas diferentes, desde oceanos a desertos, e atualmente dividem-se em quatro ordens: Sphenodontia, Crocodilia, Squamata e Testudines, tendo a ordem Squamata o maior número de representantes (Pincheira-Donoso *et al.*, 2013). Na Península Ibérica encontram-se presentes espécies das ordens Squamata e Testudines, tendo já ocorrido também avistamentos pontuais de crocodilos do Nilo introduzidos na região de Málaga (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Os répteis podem apresentar desenvolvimento embrionário vivíparo, ovíparo ou ovovivíparo, e a maior parte reproduz-se sexuadamente, ocorrendo fecundação interna. Porém, há espécies que se podem reproduzir assexuadamente por partenogénese facultativa (Booth *et al.*, 2012).

Em termos de conservação, a situação dos répteis é também preocupante, já que cerca de 20% das espécies descritas mundialmente se encontram ameaçadas (Böhm *et al.*, 2013). Dentro das ameaças encontram-se as mais gerais, tais como a destruição de habitats, a introdução de espécies invasoras ou a sobre-exploração económica (Gibbons *et al.*, 2000), bem como a perseguição e morte por parte do Homem, seja por medo seja por mera superstição (Ceríaco, 2012).

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

A Península Ibérica tem uma área de cerca de 582,000 km², com um total de cerca de 36,200,000 habitantes (Bright *et al.*, 2009). O seu carácter peninsular é bastante vincado, pois encontra-se ligada ao restante continente europeu por um istmo relativamente estreito e ocupado em toda a sua extensão pela cadeia montanhosa dos Pirinéus, parte da sua delimitação norte. A sul e sudeste encontra-se delimitada pelo mar Mediterrâneo e a norte e noroeste pelo oceano Atlântico. Consequentemente, as trocas bióticas e a dispersão de grande parte das espécies terrestres são dificultadas. A Península Ibérica inclui maioritariamente os territórios continentais de Portugal e Espanha, que representam cerca de 99% da sua área total, bem como a cidade francesa Cerdagne (parte norte da região de Cerdanya, dividida entre França e Espanha aquando do tratado dos Pirinéus, em 1659), o principado de Andorra e o território de Gibraltar, pertencente ao Reino Unido. Estes três territórios representam menos de 1% da área total da Península. Assim sendo, e para facilitar a análise e interpretação, assumem-se estes três territórios como estando integrados em Espanha. Portugal tem uma área de cerca de 89,000 km² e Espanha cerca de 493,000 km².

A Península Ibérica apresenta três regiões climáticas distintas: atlântica, mediterrânica e continental. A região atlântica ocorre essencialmente no noroeste e oeste da Península e apresenta precipitações regulares e abundantes em comparação com as outras duas; a mediterrânica encontra-se essencialmente a sul, sudeste e este da Península e é marcada por evidente sazonalidade, havendo uma concentração da precipitação no Outono/Inverno; a região continental abrange os territórios mais interiores e apresenta precipitação escassa e irregular e o maior contraste térmico das três (Font, 2000).

2.2. Informação geográfica

Os mapas da Península Ibérica UTM10 e UTM50 foram obtidos através da EDIT Geoplatform (Sastre *et al.*, 2009). O mapa UTM100 foi criado por agregação das quadrículas do mapa UTM10. A estes mapas foram adicionados os valores de cada variável para cada quadrícula através de operações em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), utilizando o programa GRASS (GRASS Development Team, 2009)

através da interface gráfica disponível no QGIS (Quantum GIS Development Team, 2009), aplicando a operação correspondente a cada variável (soma ou média de valores). No total houve 6175 quadrículas UTM10 (40 foram eliminadas por falta de pelo menos 1 valor para alguma das 10 variáveis), 276 quadrículas UTM50 e 98 quadrículas UTM100.

Os mapas para a análise comparativa de Portugal e Espanha foram obtidos utilizando operações SIG a partir do mapa da Península Ibérica. Neste caso utilizou-se apenas a escala UTM10, para se ter uma amostra representativa de Portugal, já que as outras duas escalas são demasiado grosseiras para a área total deste país. Em Portugal foram analisadas 1001 quadrículas (5 removidas por falta de dados) e em Espanha 5174 quadrículas (35 removidas por falta de dados).

2.3. Dados das espécies

Os dados de riqueza específica da herpetofauna ibérica foram retirados do “Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal” (Loureiro *et al.*, 2008) e do “Atlas y Libro Rojo de los Anfíbios y Reptiles de España” (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

Excluíram-se os registos de tartarugas marinhas, devido à sua ecologia particular, e os das espécies exóticas presentes em menos de 10 quadrículas UTM10. Aplicou-se este limite de modo a excluir avistamentos fortuitos ou populações que não se podem considerar estabelecidas. Segundo este critério, a tartaruga-de-orelha-vermelha (*Trachemys scripta*), espécie exótica proveniente dos Estados Unidos da América mas já com populações estabelecidas em várias regiões da Península Ibérica, foi incluída nas análises da riqueza específica; porém, espécies como o crocodilo-do-Nilo (*Crocodylus niloticus*) e a rã-flecha-vermelha-e-azul (*Oophaga pumilio*) foram excluídas, por se considerarem registos não representativos de populações naturais.

As espécies *Triturus marmoratus* e *T. pygmaeus* foram abarcadas numa só, bem como as espécies *Pelodytes punctatus* e *P. ibericus*. Efetuaram-se estas duas junções devido às diferenças de opinião e discussão na taxonomia relativa a estas espécies nos dois países analisados. Os autores do “Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal” consideraram as duas primeiras como sendo subespécies de *Triturus marmoratus* (*T. m. marmoratus* e *T. m. pygmaeus*), dado o grau de sobreposição espacial destas e ainda a ocorrência de híbridos em Portugal (Themudo, 2004). No segundo caso, os autores do atlas português englobaram as duas espécies de *Pelodytes* spp. num único mapa de distribuição, dada a sua separação recente (Sánchez-Herráiz *et al.*, 2000), a discussão taxonómica em redor destas e o facto de grande parte dos registos não

poderem ser atribuídos com segurança a qualquer uma das duas novas espécies. No total foram, portanto, contabilizadas 67 espécies: 25 anfíbios e 42 répteis.

2.4. Variáveis preditivas

Foram analisadas 9 variáveis independentes. Destas, 6 encontram-se diretamente relacionadas com a presença/atividade humana, enquanto as outras 3 (área disponível, diversidade de habitats e latitude) podem funcionar como fatores de confusão, isto é, influenciar simultaneamente a riqueza específica e a população humana:

- **HPop** – número total de habitantes em cada quadrícula. Esta variável foi obtida a partir de Bright *et al.* 2009. É o indicador mais direto do grau de pressão humana a que cada quadrícula está sujeita;

- **UrbA** – área total urbanizada de cada quadrícula (Hansen *et al.*, 1998, 2000). Corresponde à soma dos píxeis 1 x 1 km “urbanos” numa quadrícula e é uma variável indicadora da quantidade de território urbanizado em cada quadrícula;

- **DUrb** – média das distâncias de cada píxel ao píxel “urbano” mais próximo, numa quadrícula (Hansen *et al.*, 1998, 2000). É uma medida complementar e representativa do quanto uma quadrícula se apresenta urbanizada;

- **D100 e D500** – distância média a grandes centros urbanos com mais de 100,000 e de 500,000 habitantes, respetivamente. Estes dados foram obtidos por Barbosa *et al.* 2003, através da digitalização de mapas de Portugal e Espanha, dos quais foram delimitados os centros urbanos com os tamanhos indicados, em 1999, segundo os Institutos Nacionais de Estatística de cada país;

- **NLight** – intensidade total da luz noturna em cada quadrícula. A escolha desta variável deveu-se ao facto de ser um bom indicador da densidade populacional, desenvolvimento urbano e emissões de CO₂ (Elvidge *et al.*, 1997a; Elvidge *et al.* 1997b). Indica assim uma percepção mais abrangente da atividade humana em determinada região;

- **Area** – área terrestre total de cada quadrícula em km². É uma medida que tanto influencia a atividade e pressão humana, como o número de espécies que cada quadrícula pode sustentar;

- **Lati** – média das latitudes dos píxeis de 1 x 1 Km em cada quadrícula. É outra variável que pode influenciar quer a distribuição humana, quer a biodiversidade, por estar correlacionada com a energia ambiental (Willig *et al.*, 2003);

- **LDiv** – soma do número de tipos diferentes de ocupação de solo em cada quadrícula (Hansen *et al.*, 1998, 2000). Indica a diversidade de habitats ou heterogeneidade ambiental.

Estas 3 últimas variáveis servem para ter em conta eventuais efeitos na riqueza específica que se pudessem confundir com efeitos causados por alguma das variáveis de presença humana correlacionados com elas (Barbosa *et al.*, 2010, 2013). Isto é, são variáveis que, teoricamente, tanto influenciam a variável resposta como os preditores, e portanto uma desconsideração destas pode levar a conclusões erradas.

2.5. Análise Estatística

A análise incidiu separadamente em cada escala para posterior comparação do efeito desta, quer na seleção das variáveis, quer na relação verificada entre a herpetodiversidade e a presença humana. Também se analisou separadamente Portugal e Espanha, neste caso recorrendo apenas a uma escala (UTM10), para se ter uma maior representatividade do número de observações em Portugal. Para tal efetuaram-se regressões múltiplas para cada situação utilizando o pacote *glmulti* (Calcagno & Mazancourt, 2010), implementado em ambiente R e recorrendo ao critério de informação de Akaike (Akaike, 1973), na sua variante AICc, corrigida para o caso de tamanhos de amostra pequenos (Hurvich & Tsai, 1989; Burnham & Anderson, 2002). Este critério seleciona o modelo que explica a maior parte da variação da riqueza específica utilizando o menor número possível de variáveis independentes, tendo assim em conta o princípio da parcimónia. Com a função *glmulti* obtém-se todos os modelos possíveis ordenados por ordem crescente de AICc. De todos os modelos obtidos em cada regressão, foi escolhido apenas o primeiro, por apresentar o AICc mais baixo (i.e., mais parcimonioso) e porque a riqueza prevista pela média dos melhores modelos, selecionados pela diferença de AICc ($\Delta_i < 2$; Burnham & Anderson, 2002), é essencialmente similar à prevista pelo melhor modelo. Foi usado o método

mais simples (retirando apenas os principais efeitos de cada variável na riqueza específica), pois o objectivo do trabalho foi analisar apenas a relação geral entre a riqueza específica e a presença humana, sem contar com eventuais efeitos causais diretos ou com interações entre as variáveis independentes.

Nos modelos lineares (ver secção 2.5.1) as variáveis “HPop”, “UrbA”, “NLight” e “Area” foram logaritmizadas de modo a cumprir com os pressupostos estatísticos deste método (Barbosa *et al.*, 2010, 2013). Às observações que apresentavam o valor 0 em alguma destas quatro variáveis, somou-se uma unidade (1), de modo a se obter valores reais após a logaritmização (Crawley, 2007). O R^2 ajustado foi a medida escolhida para se avaliar os modelos, já que este se encontra dependente do número de preditores de cada modelo, isto é, tem em conta que eventuais melhorias do modelo possam ser devidas apenas à simples adição de mais variáveis. Realizou-se ainda a mesma análise sem logaritmização das variáveis para termos de comparação.

Nos modelos de Poisson (ver secção 2.5.2) analisou-se igualmente cada escala em separado e depois cada país apenas à escala UTM10. A proporção da variação da variável resposta explicada por estes modelos foi obtida pela função *Dsquared* (D^2) do pacote *modEVA* (Barbosa *et al.*, 2014), já que não se obtém uma medida do género diretamente dos modelos.

2.5.1. Regressão Linear Múltipla

É um método estatístico utilizado para analisar o modo como um conjunto de variáveis independentes se relaciona com uma variável dependente e tem sido amplamente utilizado na análise de correlações entre riqueza específica e presença humana (Pautasso, 2007; Barbosa *et al.*, 2010; Pecher *et al.*, 2010).

A equação associada é do tipo:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon$$

onde β_0 é uma constante do modelo (intercepto, ou ordenada na origem) e os parâmetros $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$, referem-se à alteração média da variável resposta (neste caso, a riqueza específica) provocada pelo aumento em uma unidade em cada variável independente X_1, X_2, \dots, X_n , respetivamente. A sigla ε representa o valor dos resíduos não explicados pelo modelo. Este método pressupõe que os resíduos devem ser independentes, apresentar uma distribuição normal de média igual a 0, e que a variância deve ser constante. Devido a estes pressupostos, muitas vezes tem de se

recorrer à transformação dos dados para se ter uma maior confiança nas conclusões tiradas após as regressões. Porém, estas transformações são contestadas por alguns autores, que defendem a utilização de outro tipo de regressões que tenham em conta a não normalidade dos dados (O'Hara & Kotze, 2010). Por esta razão, e sendo a variável-resposta uma contagem de espécies, recorreu-se ainda à regressão múltipla de Poisson, mais apropriada para este tipo de variável-resposta.

2.5.2. Regressão Múltipla de Poisson

A regressão múltipla de Poisson é um método pertencente ao conjunto dos modelos lineares generalizados (GLM) e permite uma maior flexibilidade no que diz respeito aos pressupostos estatísticos (Nelder & Wedderburn, 1972). Este método assume que a variável resposta apresenta uma distribuição de Poisson e o logaritmo do seu valor esperado é modelado pela combinação linear dos preditores e respetivos parâmetros estimados. Aplica-se quando a variável dependente (ou resposta) resulta de contagens, já que a distribuição de Poisson é positiva. Porém, esta distribuição assume que a média da variável resposta é igual à sua variância, situação que raramente se verifica em dados reais da natureza. Como tal, também se recorre à regressão de quasi-Poisson ou à regressão binomial negativa para se ultrapassar estes pressupostos (normalmente quando há uma sobredispersão das observações) e obter-se coeficientes mais corretos, em termos estatísticos (Hinde & Demétrio, 1998; Burnham & Anderson, 2002; Crawley, 2007). Quer em UTM100 como em UTM50 não se verificou sobredispersão dos dados; porém, em UTM10 esta verificou-se. Realizou-se então as respetivas regressões alternativas à Poisson para os conjuntos de dados desta escala; os sumários dos modelos saturados podem ser encontrados no **anexo nº 1**. Optou-se por se analisar apenas os sumários dos modelos de Poisson, pois os valores dos coeficientes estimados não são o mais importante neste trabalho, mas sim a influência positiva ou negativa das variáveis de presença humana na herpetodiversidade num contexto multivariado.

3. Resultados

3.1. Análise exploratória dos dados

Para a Península Ibérica, em UTM100 a riqueza específica variou entre 0 e 41 espécies por quadrícula (média: 31.14; mediana = 33.00; desvio-padrão = 7.51). Em UTM50, a riqueza específica por quadrícula variou também entre 0 e 41 espécies (média = 28.30, mediana = 29.00, desvio-padrão = 5.90). Para a riqueza específica de UTM10 verificou-se uma variação entre 0 e 35 espécies por quadrícula (média = 12.78, mediana = 13.00, desvio-padrão = 7.23).

Em Portugal a riqueza específica varia de 0 a 35 espécies por quadrícula (média = 17.26; mediana = 17.00; desvio-padrão = 5.71) e em Espanha varia de 0 a 34 espécies por quadrícula (média = 11.92; mediana = 11.00; desvio-padrão = 7.18), em quadrículas UTM10.

3.2. Península Ibérica – Regressão linear múltipla sem transformação de variáveis

Na escala UTM100 o modelo inclui as variáveis área e diversidade de ocupação do solo. Em conjunto, estas variáveis explicam 53% da variação da riqueza específica de répteis e anfíbios nesta escala (Tabela 1).

Na escala UTM50, o modelo inclui 4 variáveis e explica 31% da variação na riqueza específica, que volta a aumentar significativamente com a área de cada quadrícula e com a diversidade de ocupação do solo. O número de habitantes aparenta ter uma relação positiva significativa com a herpetodiversidade, neste contexto multivariado. Já a distância média a zonas urbanas mostra um efeito negativo (Tabela 2).

Em UTM10, o modelo inclui 8 variáveis e explica apenas 9% da variação da herpetodiversidade ibérica. A riqueza específica aumenta significativamente com a população humana, a distância média a zonas urbanas, a intensidade de luz noturna, a área e a diversidade de usos do solo de cada quadrícula, diminuindo com a distância a centros urbanos com mais de 500,000 habitantes, com a área urbanizada de cada quadrícula e com a latitude (Tabela 3).

Tabela 1

Sumário do modelo multivariado sem transformação de variáveis na escala UTM100. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.53.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|------------------------|------------------------|----------|
| Area | 8.373×10^{-4} | 1.619×10^{-4} | <0.001 |
| LDiv | 1.696 | 0.327 | <0.001 |
| Intercept | 11.87 | 2.463 | <0.001 |

Tabela 2

Sumário do modelo multivariado sem transformação de variáveis na escala UTM50. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.31.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 2.372×10^{-6} | 1.092×10^{-6} | <0.05 |
| DUrb | -0.027 | 0.013 | <0.05 |
| Area | 3.089×10^{-3} | 4.219×10^{-4} | <0.001 |
| LDiv | 0.831 | 0.235 | <0.001 |
| Intercept | 1.629 | 1.660 | <0.001 |

Tabela 3

Sumário do modelo multivariado sem transformação de variáveis na escala UTM10. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.09.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 2.846×10^{-5} | 7.725×10^{-6} | <0.001 |
| UrbA | -0.326 | 9.338×10^{-2} | <0.001 |
| DUrb | 1.492×10^{-2} | 3.977×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | -1.238×10^{-2} | 1.547×10^{-3} | <0.001 |
| NLight | 7.958×10^{-4} | 1.297×10^{-4} | <0.001 |
| Area | 1.718×10^{-2} | 4.686×10^{-3} | <0.001 |
| Lati | -0.510 | 5.093×10^{-2} | <0.001 |
| LDiv | 1.083 | 7.447×10^{-2} | <0.001 |
| Intercept | 27.20 | 2.018 | <0.001 |

3.3. Península Ibérica – Regressão linear múltipla com transformação de variáveis

Na escala UTM100 o modelo inclui apenas o logaritmo da variável área, denotando a variação que esta apresenta e a importância que a relação espécies-área tem. Esta variável sozinha explica 63% da variação da riqueza específica nesta escala (Tabela 4).

Na escala UTM50, o modelo inclui 3 variáveis e explica 35% da variação na riqueza específica, que volta a aumentar significativamente com a área de cada quadrícula e a diminuir significativamente com a distância a zonas urbanas e aos centros urbanos com mais de 500,000 habitantes (Tabela 5).

Em UTM10, o modelo inclui um maior número de variáveis e explica apenas 10% da variação da herpetodiversidade ibérica. A riqueza específica aumenta significativamente com o logaritmo da população humana, a distância a zonas urbanas, o logaritmo da intensidade de luz noturna e a diversidade de usos do solo, diminuindo com a distância a centros urbanos de mais de 500,000 habitantes e com a latitude (Tabela 6).

Tabela 4

Sumário do modelo multivariado com transformação logarítmica de variáveis na escala UTM100. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.63.

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------|-------------|----------|
| log(Area) | 7.362 | 0.574 | <0.001 |
| Intercept | 5.515 | 2.051 | <0.01 |

Tabela 5

Sumário do modelo multivariado com transformação logarítmica de variáveis na escala UTM50. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.35.

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------|-------------|----------|
| DUrb | -0.038 | 0.012 | <0.01 |
| D500 | -0.008 | 0.005 | 0.122 |
| log(Area) | 6.483 | 0.541 | <0.001 |
| Intercept | 9.989 | 1.876 | <0.001 |

Tabela 6

Sumário do modelo multivariado com transformação logarítmica de variáveis na escala UTM10. A proporção de variação explicada pelo modelo (R^2 ajustado) é 0.10.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-------------|-----------------------|----------------------|----------|
| log(HPop) | 0.619 | 0.212 | <0.01 |
| DUrb | 2.4×10^{-2} | 4.0×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | -1.2×10^{-2} | 1.6×10^{-3} | <0.001 |
| log(NLight) | 2.533 | 0.444 | <0.001 |
| Lati | -5.2×10^{-3} | 5.2×10^{-4} | <0.001 |
| LDiv | 1.047 | 7.4×10^{-2} | <0.001 |
| Intercept | 20.842 | 1.988 | <0.001 |

3.4. Península Ibérica – Regressão múltipla de Poisson

Na escala UTM100 o modelo inclui 2 variáveis que explicam 45% da variação da riqueza específica. A área de cada quadrícula e a diversidade de habitats apresentam uma relação positiva e bastante significativa com a riqueza específica. Não foi seleccionada nenhuma variável indicadora da pressão humana (Tabela 7).

Na escala UTM50, o modelo inclui 4 variáveis e explica 30% da variação na riqueza específica. Deteta-se uma relação positiva com a população humana, a área de cada quadrícula e a diversidade de habitats, e uma relação negativa com a distância média a zonas urbanas (Tabela 8).

Em UTM10, o melhor modelo inclui todas as variáveis independentes e explica apenas 8% da variação da herpetodiversidade ibérica. A riqueza específica aumenta significativamente com a população humana, a distância média a zonas urbanas, a área da quadrícula, a intensidade de luz noturna e a diversidade de usos do solo, diminuindo com a área urbanizada de cada quadrícula, distância a centros urbanos com mais de 100,000 e 500,000 habitantes e com a latitude (Tabela 9).

Tabela 7

Sumário do modelo multivariado utilizando regressão de Poisson na escala UTM100 ($D^2 = 0.45$).

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|------------------------|------------------------|----------|
| Area | 2.681×10^{-5} | 5.673×10^{-6} | <0.001 |
| LDiv | 6.996×10^{-2} | 1.305×10^{-2} | <0.001 |
| Intercept | 2.671 | 0.104 | <0.001 |

Tabela 8

Sumário do modelo multivariado utilizando regressão de Poisson na escala UTM50 ($D^2 = 0.30$).

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 7.673×10^{-8} | 3.826×10^{-8} | <0.05 |
| DUrb | -9.718×10^{-4} | 5.114×10^{-4} | <0.1 |
| Area | 1.221×10^{-4} | 1.732×10^{-5} | <0.001 |
| LDiv | 3.452×10^{-2} | 9.466×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 2.845 | 7.085×10^{-2} | <0.001 |

Tabela 9

Sumário do modelo multivariado utilizando regressão de Poisson na escala UTM10 ($D^2 = 0.08$).

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 1.243×10^{-6} | 2.549×10^{-7} | <0.001 |
| UrbA | -1.630×10^{-2} | 3.252×10^{-3} | <0.001 |
| DUrb | 1.467×10^{-3} | 1.830×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | -4.312×10^{-4} | 1.417×10^{-4} | <0.01 |
| D500 | -9.311×10^{-4} | 6.685×10^{-5} | <0.001 |
| Area | 1.811×10^{-3} | 2.125×10^{-4} | <0.001 |
| NLight | 5.493×10^{-5} | 4.749×10^{-6} | <0.001 |
| Lati | -4.257×10^{-4} | 2.171×10^{-5} | <0.001 |
| LDiv | 8.556×10^{-2} | 3.045×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 3.743 | 8.666×10^{-2} | <0.001 |

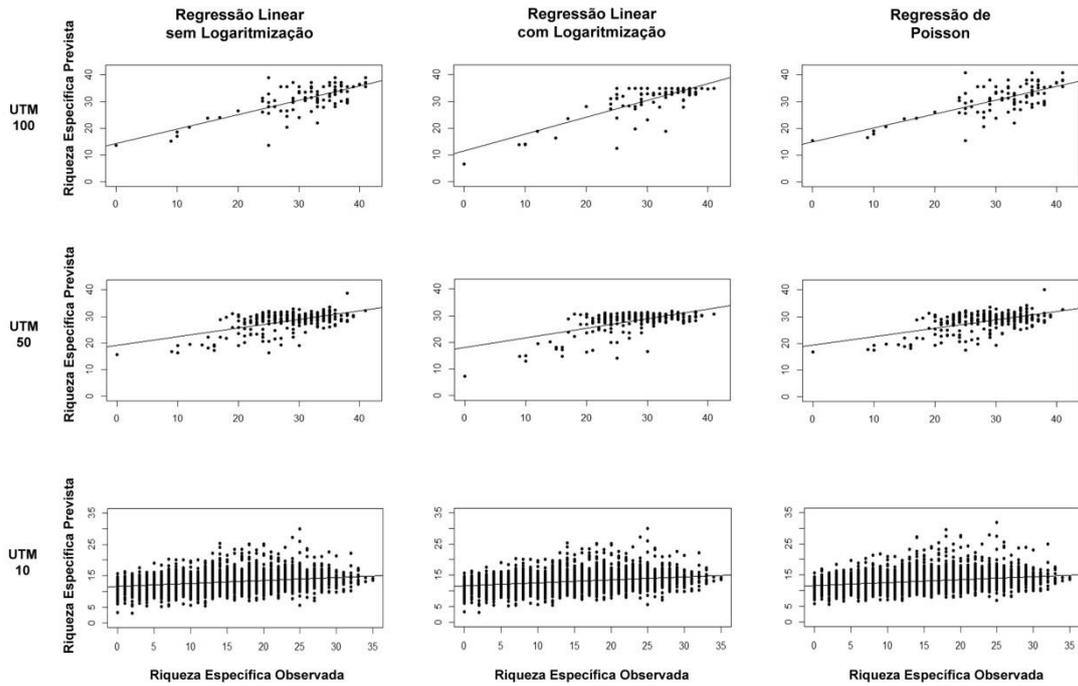


Figura 1

Gráficos da riqueza específica prevista por cada modelo (regressão linear sem e com transformação logarítmica de variáveis e regressão de Poisson) em função da riqueza específica observada, nas três escalas analisadas (quadrículas UTM de 100x100, 50x50 e 10x10km)

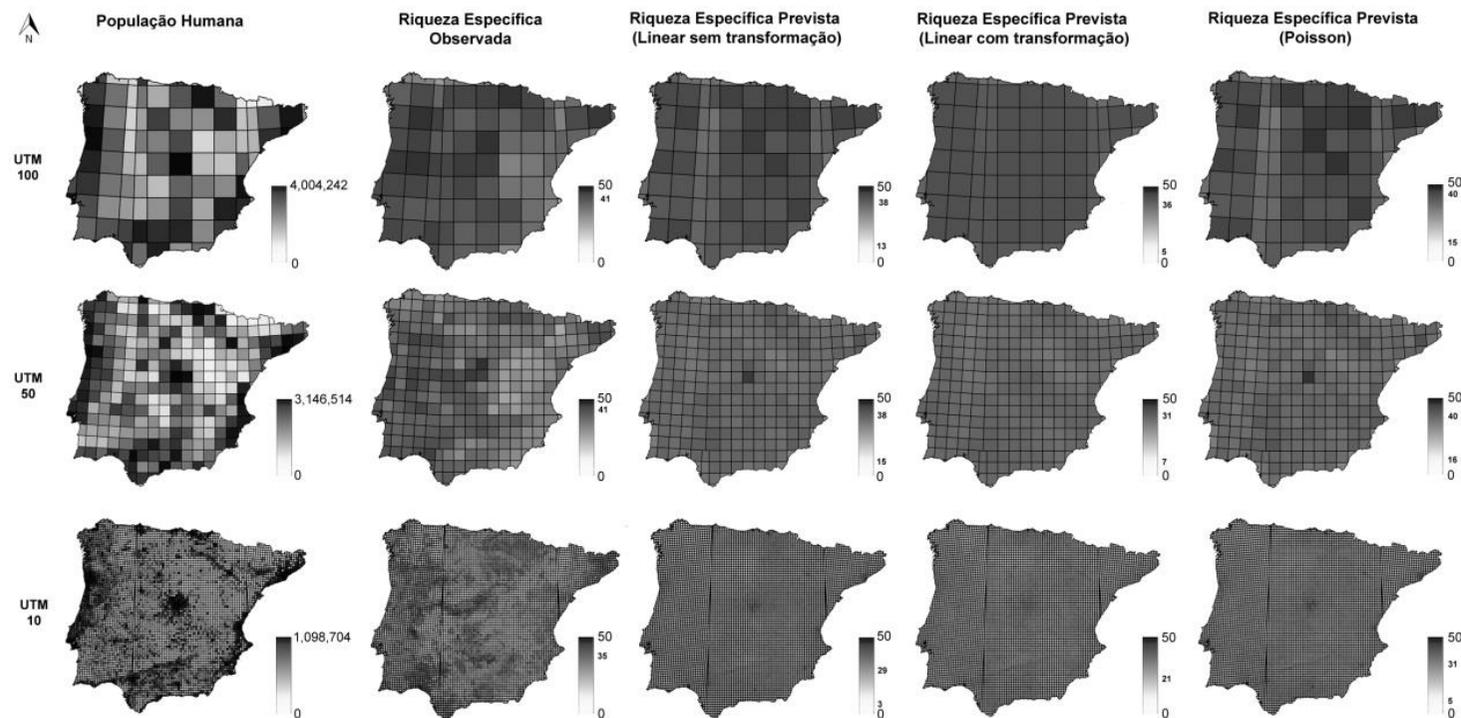


Figura 2

Mapas ilustrativos da distribuição do número total de habitantes, riqueza específica observada, riqueza específica prevista segundo o método da regressão linear (sem e com transformação logarítmica) e riqueza específica prevista segundo o método da regressão de Poisson na Península Ibérica e às 3 escalas estudadas (quadrículas UTM de 100x100, 50x50 e 10x10 km). Os valores mínimos e máximos observados em cada mapa estão indicados na respetiva legenda.

3.5. Portugal vs Espanha: efeitos da separação de territórios com diferente distribuição do esforço de amostragem

Ao analisar separadamente os dados de Portugal, que foi mais uniformemente amostrado, e Espanha, onde o esforço de amostragem foi mais desigual, todos os seis modelos múltiplos apresentam uma relação fraca entre herpetodiversidade e as 9 variáveis estudadas, explicando uma baixa variação da herpetodiversidade (os R^2 e D^2 para Portugal variam entre 0.13 e 0.14 e os de Espanha entre 0.10 e 0.12). Contudo, consegue-se evidenciar alguns efeitos das variáveis analisadas na herpetofauna ibérica.

Em Portugal, a área de cada quadrícula apresenta uma relação positiva significativa com a riqueza específica (tabelas 10, 12 e 14), enquanto em Espanha a área não tem influência significativa, exceto nos modelos de Poisson (tabela 15). Possivelmente por haver uma muito menor variação da área das quadrículas neste país, esta não foi contabilizada nos modelos de regressão linear múltipla (Tabelas 11 e 13). A latitude aparenta ter uma influência negativa na herpetodiversidade em Espanha (tabelas 11, 13 e 15), algo que não acontece nos modelos multivariados portugueses.

A distância média a zonas urbanizadas apresenta uma relação positiva significativa com a herpetodiversidade em ambos os países, isto é, dentro de cada quadrícula, quanto maior for a distância a uma zona urbanizada maior será a riqueza específica. Já as variáveis de distância a centros urbanos com mais de 100,000 e 500,000 habitantes apresentam uma relação negativa significativa com a herpetodiversidade em Espanha (tabelas 11, 13 e 15), inversamente ao que ocorre em Portugal, onde a distância a centros com mais de 100,000 habitantes só tem efeito significativo no modelo de Poisson e a distância a centros com mais de 500,000 habitantes tem um efeito positivo significativo na riqueza específica, segundo os 3 métodos (tabelas 10, 12 e 14). Resumindo, em Espanha e tendo em conta as restantes variáveis do modelo, com um afastamento aos maiores centros urbanos há um menor número de espécies registadas. Em Portugal ocorre o contrário: com o afastar dos centros urbanos com mais de 500,000 habitantes, tende-se a encontrar mais espécies de répteis e anfíbios.

Em termos de área urbanizada numa quadrícula, em Espanha, quanto maior for esta, menor será a riqueza específica no respectivo contexto multivariado (tabelas 11 e 15); em Portugal a variável entrou no modelo linear sem transformação de variáveis, mas não apresentou um efeito significativo na herpetodiversidade (tabela 10) e no

modelo de Poisson tem um efeito negativo significativo para com a mesma (tabela 14). Quando logaritmizada, a área urbanizada não entrou em nenhum dos dois modelos (tabelas 12 e 13).

A intensidade luminosa tem uma relação positiva com a herpetodiversidade registada em Espanha (tabelas 11, 13 e 15), enquanto em Portugal não tem influência. Esta variável encontra-se fortemente correlacionada com o número de habitantes por quadrícula (ver **anexo nº2**). A diversidade de habitats tem uma influência positiva na herpetodiversidade, quer em Espanha quer em Portugal (tabelas 10 a 15). Por sua vez, a latitude apresenta uma relação negativa com a herpetodiversidade em Espanha: quadrículas mais a norte apresentam, em geral, menor número de espécies (Tabelas 11, 13 e 15).

Tabela 10

Sumário do modelo de regressão linear múltipla sem transformação logarítmica para Portugal ($R^2 = 0.14$).

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 4.750×10^{-5} | 1.121×10^{-5} | <0.001 |
| UrbA | -0.244 | 0.125 | <0.1 |
| DUrb | 5.050×10^{-2} | 7.415×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | 2.421×10^{-2} | 4.062×10^{-2} | <0.001 |
| Area | 2.109×10^{-2} | 0.003 | <0.05 |
| LDiv | 0.737 | 0.163 | <0.001 |
| Intercept | 7.400 | 1.085 | <0.001 |

Tabela 11

Sumário do modelo de regressão linear múltipla sem transformação logarítmica para Espanha ($R^2 = 0.11$).

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 2.313×10^{-5} | 8.360×10^{-6} | <0.01 |
| UrbA | -0.291 | 0.108 | <0.01 |
| DUrb | 1.785×10^{-2} | 4.723×10^{-3} | <0.001 |
| D100 | -2.164×10^{-2} | 3.697×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | -1.138×10^{-2} | 1.658×10^{-3} | <0.001 |
| NLight | 8.406×10^{-4} | 1.392×10^{-4} | <0.001 |
| Lati | -4.808×10^{-1} | 5.557×10^{-2} | <0.001 |
| LDiv | 1.226 | 7.701×10^{-2} | <0.001 |
| Intercept | 27.300 | 2.172 | <0.001 |

Tabela 12

Sumário do modelo de regressão linear múltipla aplicando transformação logarítmica às variáveis HPop, Area, NLight e UrbA, para Portugal ($R^2 = 0.13$).

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|------------------------|------------------------|----------|
| log(HPop) | 0.987 | 0.310 | <0.01 |
| DUrb | 5.050×10^{-2} | 7.415×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | 2.300×10^{-2} | 4.192×10^{-3} | <0.001 |
| log(Area) | 2.356 | 1.012 | <0.05 |
| LDiv | 0.750 | 0.164 | <0.001 |
| Intercept | 1.857 | 2.045 | 0.364 |

Tabela 13

Sumário do modelo de regressão linear múltipla aplicando transformação logarítmica às variáveis HPop, Area, NLight e UrbA, para Espanha ($R^2 = 0.12$).

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-------------|-------------------------|------------------------|----------|
| log(HPop) | -0.613 | 0.224 | <0.01 |
| DUrb | 1.960×10^{-2} | 4.740×10^{-3} | <0.001 |
| D100 | -2.166×10^{-2} | 3.719×10^{-3} | <0.001 |
| D500 | -1.000×10^{-2} | 1.682×10^{-3} | <0.001 |
| log(NLight) | 4.122 | 0.472 | <0.001 |
| Lati | -0.518 | 5.678×10^{-2} | <0.001 |
| LDiv | 1.133 | 7.804×10^{-2} | <0.001 |
| Intercept | 20.420 | 2.282 | <0.001 |

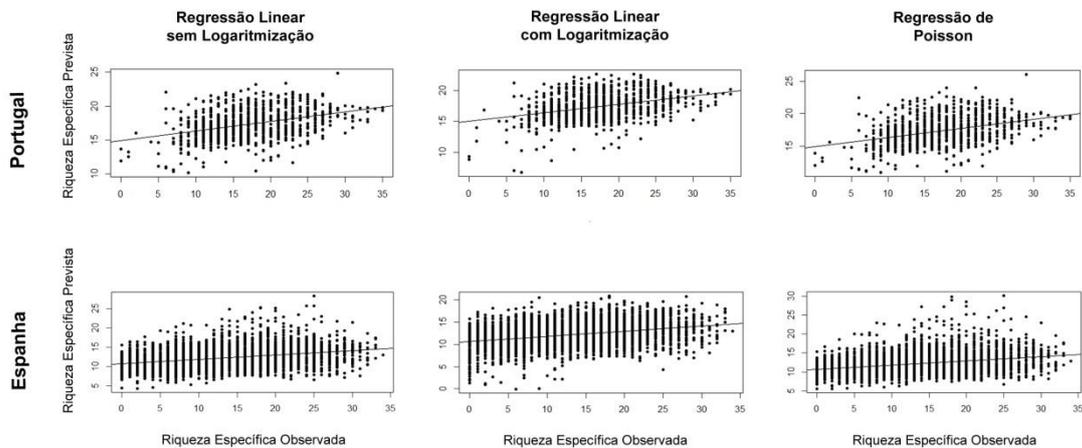
Tabela 14

Sumário do modelo de regressão de Poisson efetuado para Portugal ($D^2 = 0.14$).

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 2.787×10^{-6} | 5.042×10^{-7} | <0.001 |
| UrbA | -1.544×10^{-2} | 5.765×10^{-3} | <0.01 |
| DUrb | 2.575×10^{-3} | 3.412×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | 5.037×10^{-4} | 3.357×10^{-4} | 0.1335 |
| D500 | 1.224×10^{-3} | 2.386×10^{-4} | <0.001 |
| Area | 1.665×10^{-3} | 5.019×10^{-4} | <0.001 |
| LDiv | 4.325×10^{-2} | 7.607×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 2.223 | 5.630×10^{-2} | <0.001 |

Tabela 15Sumário do modelo de regressão de Poisson efetuado para Espanha ($D^2 = 0.10$).

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 9.962×10^{-7} | 2.825×10^{-7} | <0.001 |
| Urba | -1.486×10^{-2} | 3.808×10^{-3} | <0.001 |
| DUrb | 1.518×10^{-3} | 2.062×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | -1.909×10^{-3} | 1.629×10^{-4} | <0.001 |
| D500 | -9.326×10^{-4} | 7.159×10^{-5} | <0.001 |
| NLight | 5.785×10^{-5} | 5.240×10^{-6} | <0.001 |
| Area | 1.409×10^{-3} | 2.354×10^{-4} | <0.001 |
| Lati | -3.962×10^{-2} | 2.324×10^{-3} | <0.001 |
| LDiv | 9.954×10^{-2} | 3.349×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 3.618 | 9.259×10^{-2} | <0.001 |

**Figura 3**

Gráficos da riqueza específica prevista por cada modelo (regressão linear sem e com transformação logarítmica de variáveis e regressão de Poisson) em função da riqueza específica observada, para os dois países estudados (Portugal e Espanha).

4. Discussão

4.1. Península Ibérica: efeitos da escala de resolução

Na escala UTM100, apenas as variáveis área e diversidade na ocupação do solo apresentam relação positiva com a riqueza específica. Assim sendo, e neste contexto, não se verifica a relação positiva entre a presença humana e a herpetodiversidade, registada noutros estudos e para vários grupos taxonómicos (Balmford *et al.* 2001; Araújo, 2003). A esta escala é onde a variação da área das quadrículas é maior, notando-se bastante a relação espécies-área (Rosenzweig, 1995). Iguamente, uma maior área pode agrupar uma maior diversidade de habitats, vários nichos ecológicos e, conseqüentemente, mais oportunidades para a fixação de espécies.

Em UTM50 já se verifica uma relação positiva entre a riqueza específica registada e a presença humana. As variáveis representativas das distâncias médias a centros urbanos (particularmente, DUrb e D500) e o número de habitantes estão representadas nos três modelos, não simultaneamente. Nos três modelos é consensual que o afastamento aos centros urbanos leva a uma diminuição no número de espécies registadas em cada quadrícula, no contexto multivariado de cada modelo. O facto de no modelo linear sem transformação de variáveis e no de Poisson a herpetodiversidade aumentar com o aumento do número de habitantes, suporta a 1ª hipótese de que, a uma escala grosseira, pode-se verificar uma relação positiva entre riqueza específica e pressão humana. Nesta escala a variação da área é mais atenuada (por haver mais quadrículas interiores completas), mas mantém a sua importância nos três modelos.

Na escala UTM10 há mais espécies registadas de répteis e anfíbios perto de regiões mais povoadas, verificando-se um efeito positivo da intensidade luminosa e um efeito negativo do afastamento aos centros urbanos com mais de 500,000 habitantes e, também, com mais de 100,000 habitantes no caso do modelo de Poisson. Porém, o número de espécies é maior quanto menos urbanizada estiver a quadrícula, aparentando haver uma certa incongruência que poderá ser explicada por um eventual esforço de amostragem desigual ao longo da Península, ou por haver mais espécies de répteis e anfíbios nas periferias do que dentro das cidades ou em sítios isolados. Nos três modelos, a área e a diversidade de usos do solo voltam a apresentar uma relação positiva significativa com o número de espécies presentes por quadrícula, o que se prende com a disponibilidade de espaço e a relação espécies-área.

4.2. Portugal vs Espanha: efeitos do esforço de amostragem

As principais diferenças entre Portugal e Espanha observaram-se nos efeitos contrastantes das distâncias a centros urbanos com mais de 100,000 habitantes e mais de 500,000 habitantes (respetivamente, negativo em Espanha e sem efeito significativo em Portugal; negativo em Espanha e positivo em Portugal) e no efeito positivo da intensidade luminosa em Espanha. Os efeitos destas duas variáveis vão de acordo com o esperado para Espanha, onde um maior afastamento dos grandes centros urbanos leva a um decréscimo na herpetodiversidade registada, denotando uma eventual falta de observações nas zonas mais remotas do país. Para Portugal, o efeito é o oposto e também vai de acordo com o esperado pela 2ª hipótese, já que é um país muito mais pequeno, comparativamente a Espanha, com menos pontos de difícil acesso e foi sujeito a um esforço de amostragem mais uniformemente distribuído por todo o território nacional (Loureiro *et al.*, 2008). A hipótese da amostragem desigual deve ser objeto de mais estudos em ecologia e biodiversidade, já que o número de registos/avistamentos de cada espécie é importante para compreender não só a sua detetabilidade bem como para evitar conclusões erradas em estudos de macroecologia. Certamente que é muito mais difícil estudar sítios remotos (por questões monetárias, de acessibilidade, etc), mas é algo que se deve ter em conta ao estudar grandes áreas.

4.3. Modelos lineares, de Poisson e transformação de variáveis: efeitos do método estatístico utilizado

Quanto maior a distância aos maiores centros urbanos, maior a riqueza específica registada. Intuitivamente, esta seria a relação mais provável. Contudo, o número de espécies em Portugal aumenta com o aumento do número de habitantes por quadrícula. Porém a herpetodiversidade também aumenta quanto maior o afastamento às zonas urbanizadas dentro de cada quadrícula. Estas interpretações têm de ser tidas com os devidos cuidados, já que se está num contexto de múltiplas variáveis com relações entre elas também (multicolinearidade), cuja ordem de entrada no modelo pode afectar visivelmente os seus efeitos. Além disso, este conjunto de variáveis apenas explica à volta de 14% da variância da riqueza específica observada.

Há várias maneiras de lidar com a multicolinearidade nos modelos multivariados, desde analisar as correlações entre as variáveis duas a duas e escolher (com base

nalgun critério) quais as variáveis correlacionadas a excluir, até analisar medidas de correlação múltipla tais como o *Variance Inflation Factor* (VIF). No entanto, este procedimento também pode ser problemático e subjetivo, porque há várias formas de proceder quando se encontram variáveis com correlações ou VIFs altos, vários critérios (por vezes muito diferentes) de valor-limite a partir do qual a correlação ou o VIF se consideram altos e vários pacotes estatísticos que calculam o VIF com resultados visivelmente díspares (Estrada & Barbosa, *subm.*). Neste trabalho optou-se por não se analisar a multicolinearidade entre variáveis, uma vez que o objetivo era determinar a influência geral das variáveis de pressão humana (controlando a latitude, a área e a diversidade de habitats) na herpetodiversidade, a diferentes escalas e com diferentes níveis gerais de amostragem, independentemente do efeito exato de cada variável em si.

Também é de realçar a influência do método de análise escolhido nos resultados e na sua potencial interpretação. A regressão linear tem sido o método mais utilizado na análise das correlações entre biodiversidade e pressão humana (Pautasso, 2007; Barbosa *et al.* 2010; Pecher *et al.*, 2010), quer com quer sem transformação das variáveis para as obrigar a cumprir os pressupostos estatísticos deste método. Ambas as opções têm vantagens e desvantagens e podem influenciar os resultados das análises. A regressão de Poisson, mais recomendada para o caso de variáveis-resposta resultantes de contagens (i.e., números inteiros positivos, como é aqui o caso), tem no entanto sido menos utilizada neste tipo de análise, mas é provavelmente a mais indicada (O'Hara & Kotze, 2010; Cameron & Trivedi, 2013) e também origina algumas diferenças nos resultados.

4.4. Efeitos da intensidade de luz noturna

A relação positiva da intensidade luminosa noturna com a herpetodiversidade é interessante, pois suscita algumas questões: serão os anfíbios e répteis (principalmente estes últimos) atraídos por focos de luz, tendo descoberto novos sítios de termorregulação e alimentação nas cidades que possam ter levado a um aumento natural da herpetodiversidade nestas? Ou será isto meramente explicado pela falta de amostragem em sítios mais isolados? Ou ambos? Esta relação não se nota em Portugal que, em geral, foi melhor amostrado (Loureiro *et al.*, 2008), o que vem dar algum suporte à hipótese de que há uma maior recolha de informação ecológica nas zonas mais próximas às cidades em territórios maiores. Os estudos acerca dos efeitos da luz artificial noturna na fisiologia e ecologia dos anfíbios e répteis ainda são escassos. Contudo, os que já foram publicados demonstram que há *taxa* que saem

beneficiados, aproveitando os focos de luz para se alimentarem ou termorregularem, embora possam igualmente sair prejudicados já que ficam mais expostos a predadores (Perry *et al.*, 2008). A nível biológico, a luz artificial noturna induz alterações fisiológicas e comportamentais em diversos grupos de animais e plantas, desregulando os ritmos circadianos intrínsecos ao organismo e moldados ao longo de milhões de anos de evolução (Longcore & Rich, 2004; Hölker *et al.*, 2010; Gaston *et al.*, 2013). Ao nível das comunidades e ecossistemas, uma intensa luminosidade pode alterar ainda as interações ecológicas destas (Longcore & Rich, 2004; Gaston *et al.*, 2013).

4.5. Considerações finais e aplicações à conservação

O efeito do esforço de amostragem aponta para a necessidade de se ter em conta, tanto nas análises da correlação com a pressão humana, como nas análises de biodiversidade em geral. Os efeitos do método estatístico e das várias opções metodológicas associadas também apontam para a necessidade de se ter cuidado na interpretação dos resultados deste tipo de análise. A implementação de medidas de conservação adequadas num contexto de aumento da pressão humana requer a análise cuidada destas relações e a comparação entre vários métodos, escalas e níveis gerais de esforço de amostragem, de modo a se ter uma visão mais ampla de todos os processos inerentes à distribuição da biodiversidade.

Bibliografia

- Akaike, H. (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory* Springer Series in Statistics. (ed F. Petrov, B. N. y Czaki), pp. 267–281. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Araújo, M.B. (2003) The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 5–12.
- Balmford, A., Moore, J.L., Brooks, T., Burgess, N., Hansen, L.A., Williams, P. & Rahbek, C. (2001) Conservation conflicts across Africa. *Science*, **291**, 2616–9.
- Barbosa, A.M., Real, R., Olivero, J. & Mario Vargas, J. (2003) Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, **114**, 377–387.
- Barbosa, A.M., Fontaneto, D., Marini, L. & Pautasso, M. (2010) Is the human population a large-scale indicator of the species richness of ground beetles? *Animal Conservation*, **13**, 432–441.
- Barbosa, A.M., Pautasso, M. & Figueiredo, D. (2013) Species-people correlations and the need to account for survey effort in biodiversity analyses (ed I Kühn). *Diversity and Distributions*, **19**, 1188–1197.
- Barbosa, A.M., Brown, J.A., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. (2014) modEvA – Model Evaluation and Analysis. R package, version 0.7.
- Barnosky, A.D., Koch, P.L., Feranec, R.S., Wing, S.L. & Shabel, A.B. (2004) Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science*, **306**, 70–75.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., Hoffmann, M., Livingstone, S.R., Ram, M., Rhodin, A.G.J., Stuart, S.N., van Dijk, P.P., Young, B.E., Aftuang, L.E., Aghasyan, A., García, A., Aguilar, C., Ajtic, R., Akarsu, F., Alencar, L.R.V., Allison, A., Ananjeva, N., Anderson, S., Andrés, C., Ariano-Sánchez, D., Arredondo, J.C., Auliya, M., Austin, C.C., Avci, A., Baker, P.J., Barreto-Lima, A.F., Barrio-Amorós, C.L., Basu, D., Bates, M.F., Batistella, A., Bauer, A., Bennett, D., Böhme, W., Broadley, D., Brown, R., Burgess, J., Captain, A., Carreira, S., Castañeda, M.D.R., Castro, F., Catenazzi, A., Cedeño-Vázquez, J.R., Chapple, D.G., Cheylan, M., Cisneros-Heredia, D.F., Cogalniceanu, D., Cogger, H., Corti, C., Costa, G.C., Couper, P.J., Courtney, T., Crnobrnja-Isailovic, J., Crochet, P.-A., Crother, B., Cruz, F., Daltry, J.C., Daniels, R.J.R., Das, I., de Silva, A., Diesmos, A.C., Dirksen, L., Doan, T.M., Dodd, C.K., Doody, J.S., Dorcas, M.E., Duarte de Barros Filho, J., Egan, V.T., El Mouden, E.H., Embert, D., Espinoza, R.E., Fallabrino, A., Feng, X., Feng, Z.-J., Fitzgerald, L., Flores-Villela, O., França, F.G.R., Frost, D., Gadsden, H., Gamble, T., Ganesh, S.R., Garcia, M. A., García-Pérez, J.E., Gatus, J., Gaulke, M., Geniez, P., Georges, A., Gerlach, J., Goldberg, S., Gonzalez, J.-C.T., Gower, D.J., Grant, T., Greenbaum, E., Grieco, C., Guo, P., Hamilton, A.M., Hare, K., Hedges, S.B., Heideman, N., Hilton-Taylor, C., Hitchmough, R., Hollingsworth, B., Hutchinson, M., Ineich, I., Iverson, J., Jaksic, F.M., Jenkins, R., Joger, U., Jose, R., Kaska, Y., Kaya, U., Keogh, J.S., Köhler, G., Kuchling, G., Kumlutaş, Y., Kwet, A., La Marca, E., Lamar, W., Lane, A., Lardner, B., Latta, C., Latta, G., Lau, M., Lavin, P., Lawson, D., LeBreton, M.,

Lehr, E., Limpus, D., Lipczynski, N., Lobo, A.S., López-Luna, M. a., Luiselli, L., Lukoschek, V., Lundberg, M., Lymberakis, P., Macey, R., Magnusson, W.E., Mahler, D.L., Malhotra, A., Mariaux, J., Maritz, B., Marques, O. a. V., Márquez, R., Martins, M., Masterson, G., Mateo, J. a., Mathew, R., Mathews, N., Mayer, G., McCranie, J.R., Measey, G.J., Mendoza-Quijano, F., Menegon, M., Métrailler, S., Milton, D. a., Montgomery, C., Morato, S. a. a., Mott, T., Muñoz-Alonso, A., Murphy, J., Nguyen, T.Q., Nilson, G., Nogueira, C., Núñez, H., Orlov, N., Ota, H., Ottenwalder, J., Papenfuss, T., Pasachnik, S., Passos, P., Pauwels, O.S.G., Pérez-Buitrago, N., Pérez-Mellado, V., Pianka, E.R., Pleguezuelos, J., Pollock, C., Ponce-Campos, P., Powell, R., Pupin, F., Quintero Díaz, G.E., Radder, R., Ramer, J., Rasmussen, A.R., Raxworthy, C., Reynolds, R., Richman, N., Rico, E.L., Riservato, E., Rivas, G., da Rocha, P.L.B., Rödel, M.-O., Rodríguez Schettino, L., Roosenburg, W.M., Ross, J.P., Sadek, R., Sanders, K., Santos-Barrera, G., Schleich, H.H., Schmidt, B.R., Schmitz, A., Sharifi, M., Shea, G., Shi, H.-T., Shine, R., Sindaco, R., Slimani, T., Somaweera, R., Spawls, S., Stafford, P., Stuebing, R., Sweet, S., Sy, E., Temple, H.J., Tognelli, M.F., Tolley, K., Tolson, P.J., Tuniyev, B., Tuniyev, S., Üzümlü, N., van Buurt, G., Van Sluys, M., Velasco, A., Vences, M., Veselý, M., Vinke, S., Vinke, T., Vogel, G., Vogrin, M., Vogt, R.C., Wearn, O.R., Werner, Y.L., Whiting, M.J., Wiewandt, T., Wilkinson, J., Wilson, B., Wren, S., Zamin, T., Zhou, K. & Zug, G. (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, **157**, 372–385.

Booth, W., Smith, C.F., Eskridge, P.H., Hoss, S.K., Mendelson III, J.R. & Schuett, G.W. (2012) Facultative parthenogenesis discovered in wild vertebrates. *Biology Letters*.

Bright, E.A., Coleman, P.R., King, A.L., Rose, A.N. & Urban, M.L. (2009) LandScan 2008.

Bryant, M.M. (2006) Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning*, **76**, 23–44.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer.

Calcagno, V. & Mazancourt, C. de. (2010) glmulti : An R Package for Easy Automated Model Selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical software*, **34**, 1–29.

Cameron, A. C., & Trivedi, P. K. (2013). *Regression analysis of count data*. Cambridge University Press.

Ceríaco, L.M.P. (2012) Human attitudes towards herpetofauna: The influence of folklore and negative values on the conservation of amphibians and reptiles in Portugal. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, **8**, 8.

Chave, J. (2013) The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years? *Ecology letters*, **16**, 4–16.

Collins, J.P. & Storfer, A. (2003) Global amphibian declines : sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, **9**, 89–98.

Crawley, M.J. (2007) *The R Book* (ed Wiley). John Wiley & Sons, Ltd.

- Crutzen, P.J. & Stoermer, E.F. (2000) The “Anthropocene.” *Global Change Newsletter*, **41**, 17–18.
- Ellis, E.C., Antill, E.C. & Kreft, H. (2012) All is not loss: plant biodiversity in the anthropocene. *PloS one*, **7**, 1–9.
- Elvidge, C.D., Baugh, K.E. & Hobson, V.R. (1997a) Satellite inventory of human settlements using nocturnal radiation emissions: a contribution for the global toolchest. *Global Change Biology*, 387–395.
- Elvidge, C.D., Baugh, K.E., Kihn, E. a., Kroehl, H.W., Davis, E.R. & Davis, C.W. (1997b) Relation between satellite observed visible-near infrared emissions, population, economic activity and electric power consumption. *International Journal of Remote Sensing*, **18**, 1373–1379.
- Ficetola, G.F., Bonardi, A., Sindaco, R. & Padoa-Schioppa, E. (2012) Estimating patterns of reptile biodiversity in remote regions (ed J Veech). *Journal of Biogeography*, 1–10.
- Font, I. (2000) *Climatología de España Y Portugal*. Ediciones Universidad de Salamanca.
- Gaston, K.J. (2005) Biodiversity and extinction: species and people. *Progress in Physical Geography*, **29**, 239–247.
- Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W. & Hopkins, J. (2013) The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **88**, 912–927.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Travis, J.R., Buhlmann, A.K., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. & Winne, C.T. (2000) The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience*, **50**, 653–666.
- Hansen, M., DeFries, R., Townshend, J.R.G. & Sohlberg, R. (1998) UMD Global Land Cover Classification, 1 Kilometer, 1.0.
- Hansen, M.C., DeFries, R.S., Townshend, J.R.G. & Sohlberg, R. (2000) Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, **21**, 1331–1364.
- Hinde, J. & Demétrio, C.G. (1998) Overdispersion: models and estimation. *Computational Statistics & Data Analysis*, **27**.
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E.K. & Tockner, K. (2010) Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in ecology & evolution*, **25**, 681–682.
- Hurvich, C.M. & Tsai, C.-L. (1989) Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, **76**, 297–307.
- Levin, S.A. (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, **73**, 1943–1967.

- Longcore, T. & Rich, C. (2004) Ecological Light Pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**, 191–198.
- Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M.A. & Paulo, O.S. (2008) *Atlas Dos Anfíbios E Répteis de Portugal*, 1ª ed. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa.
- Lyons, S.K., Smith, F.A. & Brown, J.H. (2004) Of mice , mastodons and men: human-mediated extinctions on four continents. *Evolutionary Ecology Research*, **6**, 339–358.
- Mooney, H.A. & Cleland, E.E. (2001) The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98**, 5446–5451.
- Nelder, J.A. & Wedderburn, R.W.M. (1972) Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society*, **135**.
- O'Hara, R.B. & Kotze, D.J. (2010) Do not log-transform count data. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 118–122.
- Odum, E.P. & Barrett, G.W. (2004) The Scope of Ecology. *Fundamentals of Ecology*, 5th ed Cengage Learning.
- Pautasso, M. (2007) Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology letters*, **10**, 16–24.
- Pecher, C., Fritz, S.A., Marini, L., Fontaneto, D. & Pautasso, M. (2010) Scale-dependence of the correlation between human population and the species richness of stream macro-invertebrates. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 272–280.
- Perry, G., Buchanan, B.W., Fisher, R.N., Salmon, M. & Wise, S.E. (2008) Chapter 16. *Urban Herpetology* pp. 239–256.
- Peterson, B.G., Carl, P., Boudt, K., Ross, B., Ulrich, J., Zivot, E., Balkissoon, K., Lestel, M. & Wuertz, D. (2014) PerformanceAnalytics - Econometric tools for performance and risk analysis (1.4.3541).
- Pincheira-Donoso, D., Bauer, A.M., Meiri, S. & Uetz, P. (2013) Global taxonomic diversity of living reptiles. *PloS one*, **8**, e59741.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (2002) *Atlas Y Libro Rojo de Los Anfíbios Y Reptiles de España*, 2ª impress. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetologica Española, Madrid.
- Rohde, C.L.E. & Kendle, A.D. (1997) Nature for people. *Urban Nature Conservation: Landscape Management in the Urban Countryside* pp. 319–335. Taylor & Francis, London.
- Rosenzweig, M.L. (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sánchez-Herráiz, M.J., Barbadillo, L.J., Machordom, A. & Sanchiz, B. (2000) A new species of Pelodytid frog from the Iberian Peninsula. *Herpetologica*, **56**, 105–118.

- Sandom, C., Faurby, S., Sandel, B. & Svenning, J. (2014) Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proceedings of The Royal Society B*, **281**.
- Sastre, P., Roca, P. & Lobo, J.M. (2009) A Geoplatform for improving accessibility to environmental cartography. *Journal of Biogeography*, **36**, 568–568.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science (New York, N.Y.)*, **306**, 1783–1786.
- Themudo, G.E.C. (2004) *Study of the Marbled Newt (Triturus (m.) Marmoratus and T. (m.) Pygmaeus) Hybrid Zone by Genetic Markers*. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Turner, M.G., Dale, V.H. & Gardner, R.H. (1989) Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology*, **3**, 245–252.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M. & Westbrooks, R. (1997) Introduced Species: A significant component of Human-caused global environmental change. *New Zealand Journal of Ecology*, **21**, 1–16.
- Wilkinson, M., Kupfer, A., Marques-Porto, R., Jeffkins, H., Antoniazzi, M.M. & Jared, C. (2008) One hundred million years of skin feeding? Extended parental care in a Neotropical caecilian (Amphibia: Gymnophiona). *Biology letters*, **4**, 358–361.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D. (2003) Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**, 273–309.

Anexos

Anexo nº1 - Tabelas

Tabela 1

Sumário do modelo binomial negativo saturado para Espanha.

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 1.413×10^{-6} | 7.543×10^{-7} | <0.1 |
| UrbA | -2.021×10^{-2} | 9.753×10^{-3} | <0.05 |
| DUrb | 1.629×10^{-3} | 4.436×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | -1.874×10^{-3} | 3.491×10^{-4} | <0.001 |
| D500 | -8.775×10^{-4} | 1.555×10^{-4} | <0.001 |
| NLight | 6.677×10^{-5} | 1.277×10^{-5} | <0.001 |
| Area | 1.790×10^{-3} | 4.801×10^{-4} | <0.001 |
| Lati | -3.759×10^{-2} | 5.183×10^{-3} | <0.001 |
| LDiv | 9.859×10^{-2} | 7.327×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 3.482 | 0.207 | <0.001 |

Tabela 2

Sumário do modelo quasi-Poisson para Espanha.

| Variável | Coeficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 9.962×10^{-7} | 5.594×10^{-7} | <0.1 |
| UrbA | -1.486×10^{-2} | 7.541×10^{-3} | <0.05 |
| DUrb | 1.518×10^{-3} | 4.083×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | -1.909×10^{-3} | 3.227×10^{-4} | <0.001 |
| D500 | -9.326×10^{-4} | 1.418×10^{-4} | <0.001 |
| NLight | 5.785×10^{-5} | 1.038×10^{-5} | <0.001 |
| Area | 1.409×10^{-3} | 4.662×10^{-4} | <0.01 |
| Lati | -3.962×10^{-2} | 4.603×10^{-3} | <0.001 |
| LDiv | 9.954×10^{-2} | 6.633×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 3.618 | 0.183 | <0.001 |

Tabela 3

Sumário do modelo binomial negativo saturado para Portugal.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|------------------------|----------|
| HPop | 3.288×10^{-6} | 9.708×10^{-7} | <0.001 |
| UrbA | -1.908×10^{-2} | 8.660×10^{-3} | <0.05 |
| DUrb | 2.359×10^{-3} | 5.821×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | 5.658×10^{-4} | 4.538×10^{-4} | 0.194 |
| D500 | 1.236×10^{-3} | 3.096×10^{-4} | <0.001 |
| NLight | -1.021×10^{-5} | 1.646×10^{-5} | 0.535 |
| Area | 1.893×10^{-3} | 6.114×10^{-4} | <0.001 |
| Lati | -5.693×10^{-3} | 9.210×10^{-3} | 0.537 |
| LDiv | 4.493×10^{-2} | 9.605×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 1.996 | 0.369 | <0.001 |

Tabela 4

Sumário do modelo quasi-Poisson para Portugal.

| Variável | Coefficiente | Erro-padrão | <i>P</i> |
|-----------|-------------------------|-------------------------|----------|
| HPop | 3.174×10^{-6} | 9.653×10^{-7} | <0.01 |
| UrbA | -1.778×10^{-2} | 8.661×10^{-3} | <0.05 |
| DUrb | 2.300×10^{-3} | 5.785×10^{-4} | <0.001 |
| D100 | 5.562×10^{-4} | 4.365×10^{-4} | 0.203 |
| D500 | 1.236×10^{-3} | 3.107×10^{-4} | <0.001 |
| NLight | -9.606×10^{-6} | 1.659×10^{-5} | 0.563 |
| Area | 1.657×10^{-3} | 6.339×10^{-4} | <0.01 |
| Lati | 5.596×10^{-3} | 9.234×10^{-30} | 0.545 |
| LDiv | 4.429×10^{-2} | 9.658×10^{-3} | <0.001 |
| Intercept | 2.008 | 0.370 | <0.001 |

Anexo nº2 – Gráficos de correlações entre variáveis

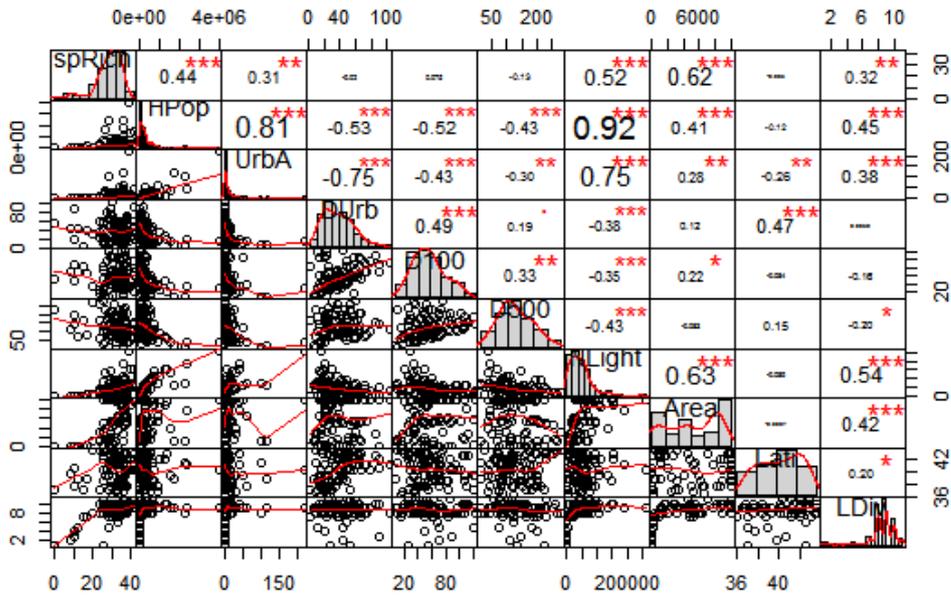


Figura 1 – Gráficos das relações entre variáveis, distribuição de cada uma, correlações univariadas de Spearman e respetivos níveis de significância (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$), na Península Ibérica à escala UTM100. Feito através da função “chart.Correlation” disponível no pacote *PerformanceAnalytics* (Peterson et al., 2014).

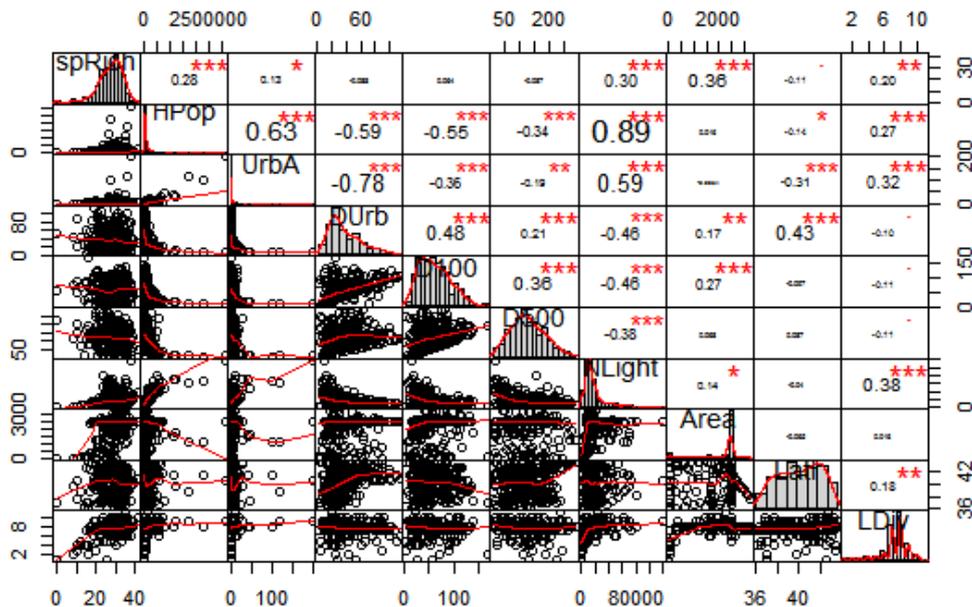


Figura 2 – Gráficos das relações entre variáveis, distribuição de cada uma, correlações univariadas de Spearman e respetivos níveis de significância (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$), na Península Ibérica à escala UTM100.

na Península Ibérica à escala UTM50. Feito através da função “chart.Correlation” disponível no pacote *PerformanceAnalytics* (Peterson *et al.*, 2014).

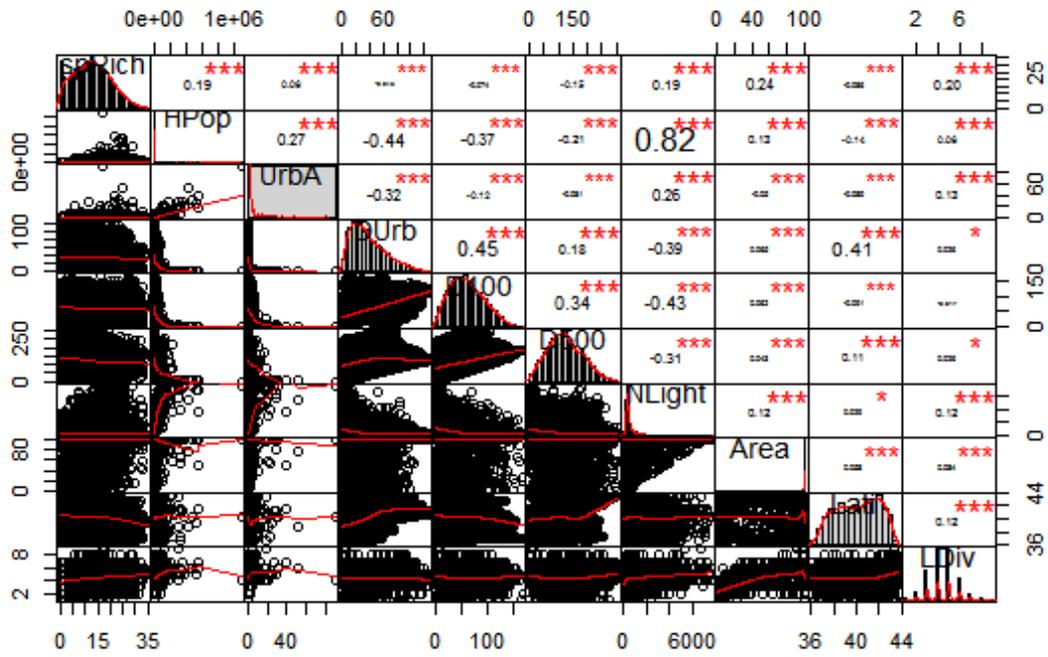


Figura 3 – Gráficos das relações entre variáveis, distribuição de cada uma, correlações univariadas de Spearman e respetivos níveis de significância (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$), na Península Ibérica à escala UTM10. Feito através da função “chart.Correlation” disponível no pacote *PerformanceAnalytics* (Peterson *et al.*, 2014).