A lista Top 100

José Luis Martín[1], Paulo A. V. Borges[2], Manuel Arechavaleta[1], & Bernardo Faria[3]

[1]Servicio de Biodiversidad, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. Centro de Planificación Ambiental, La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España. e-mail: jmaresq@gobiernodecanarias.org; mareher@gobiernodecanarias.org

[2]Universidade dos Açores, Dep. de Ciências Agrárias – CITA-A (Azorean Biodiversity Group), Terra-Chã, 9700-851 Angra do Heroísmo, Terceira, Açores, Portugal. e-mail: pborges@uac.pt

[3]Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais - Direcção Regional do Ambiente – Rua Dr. Pestana Júnior nº 6 3º Dto 9064-506, Funchal, Madeira, Portugal. e-mail: bernardofaria.sra@gov-madeira.pt

Evitar a extinção das espécies é um dos maiores desafios actuais da ciência da conservação. A magnitude da perda de espécies é hoje tão importante que alguns autores defendem que estamos a ser testemunhas da sexta grande extinção na história da vida (Leakey & Lewin, 1995). De facto, no nosso planeta desta vez é a acção devastadora do Homem a força motriz que está a alterar habitats, a colocar em risco ecossistemas, e a extinguir inúmeras espécies, muitas delas desconhecidas para a ciência (Lawton & May, 1995; Pimm *et al.*, 1995, 1996; Chapin *et al.*, 2000). Durante os últimos séculos estas extinções tem sido muito significativas nas ilhas de todo o mundo (Reid & Miller, 1989; Lawton & May, 1995; Sadler, 1999; Steadman & Martin, 2003), o que tem estimulado o debate sobre a questão se os endemismos insulares são intrinsecamente mais sensíveis às ameaças do que as formas continentais (Manne *et al*., 1999; Sax *et al.,* 2002; Frankham, 2005). Contudo embora não pareça claro que assim seja (Manne & Pimm, 2001; Biber, 2002), o facto é que as ilhas por serem territórios com muitos *taxa* endémicos de distribuição reduzida a espaços limitados e, como consequência disso, com poucas possibilidades de escapar a uma eventual ameaça –como por exemplo a introdução de um novo predador–, tem o risco de extinção aumentado (Duncan & Blackburn, 2007). Evidências mostram igualmente que nas ilhas o número de espécies de plantas vasculares não nativas tem subido mais do que a extinção do número de espécies nativas mas que nas aves as extinções igualam o ganho de espécies exóticas (Sax *et al.,* 2002). O facto é que, independentemente da maior ou menor propensão ao desaparecimento das espécies insulares, as consequências devastadoras das ameaças externas nos territórios isolados levam a que as extinções nas ilhas sejam mais frequentes do que nos espaços abertos continentais (Quammen, 1997).

Um ponto em comum em todas as espécies antes da sua extinção é a apresentação de alterações do seu estado natural e de um declínio progressivo, palpável na diminuição da sua abundância ou da sua área de ocupação (Gaston, 1994; Lawton, 2000) e frequentemente acompanhada de uma desestabilização na estrutura das populações (Gilpin & Soule, 1986; Lawton, 2000). Quando uma espécie entra num processo de declínio e a regressão alcança níveis além do que se poderia considerar natural, diz-se que está ameaçada. Partimos do princípio que dificilmente as espécies se extinguem por causas naturais em espaços temporais tão curtos como a vida das pessoas, de modo que se durante uns poucos anos ou décadas se verifica um desses declínios, pode-se concluir que a espécie está em vias de desaparecer por causas presumivelmente antropogénicas. Por outro lado os estudos clássicos de Ehrlich (1987) mostram claramente que, por exemplo, o tamanho das reservas para a manutenção das (meta)populações de espécies de insectos herbívoros tem sido mal avaliada. De facto, muitas espécies podem ocorrer num local mas estarem em duplo risco de extinção devido ao facto do seu efectivo populacional ser demasiado pequeno para evitar os impactos dos factores independentes da densidade (Lawton, 2000).

A crise emergente na conservação dos sistemas naturais do nosso planeta faz parte da agenda política de muitos países e Organizações não Governamentais (ONGAS), e tem levado à criação de grandes movimentos no sentido de tentar ímpedir o processo de extinção de muitas espécies (e.g. iniciativa da DIVERSITAS, IBOY – International Biodiversity Observational Year, ver http://www.nrel.colostate.edu/IBOY). Juntamente com outros países Europeus, Portugal e Espanha assinaram a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) promovida pelas Nações Unidas. Um dos objectivos mais importantes da CDB é a "promoção da conservação das espécies", que deverá acontecer até 2010, de acordo com o "*Sixth Meeting of the Conference of the Parties*" (http://www.biodiv.org/2010-target/default.asp) (ver Igualmente UNEP, 2002).

As sociedades humanas organizadas e sensíveis ao desaparecimento de espécies dispõem de mecanismos legais para activar processos que permitem tentar contrariar as extinções de espécies; são as políticas de conservação da natureza, e entre elas está a declaração de uma espécie como oficialmente ameaçada (Klemm & Shine, 1993). Embora não saibamos quantas espécies se salvaram através de procedimentos legais, o certo é que um estudo recente demonstra que se não fossem os esforços realizados no âmbito de projectos de gestão, entre 1994 e 2004 cerca de 16 espécies de aves, a maior parte delas endémicas de ilhas, estariam extintas (Butchar *et al*., 2006). Nesta linha, muitas ONGAS elaboraram protocolos que permitem detectar quando uma espécie em declínio deve ser objecto de uma atenção privilegiada com vista à sua preservação, em função das mudanças que sofrem as suas populações (Scarpace & Schimpff, 2001; Miller *et al*., 2007).

Podemos compreender então que o conceito de espécie ameaçada não é universal, depende do critério utilizado para a sua definição. Uma espécie que para um determinado colectivo se encontra ameaçada, poderá não está-lo para outro, se ambos se baseiam em critérios diferentes. Esta é uma discrepância frequente entre as entidades governamentais e as organizações não governamentais, dado que os primeiros tem critérios mais restritos que os segundos ao declarar espécies ameaçadas, pois as suas decisões implicam um maior compromisso e obrigatoriedade de acção (Troubis & Dimitrakopoulos, 1998; Bouchet *et al*., 1999; Jeffrey, 2001).

Algo parecido se pode dizer no que respeita ao conceito de ameaça, pois tão pouco se aplica por igual em todas as situações. Um debate clássico é o se a ameaça deve considerar-se como tal quando implica um declínio real e observável ou basta que suponha um risco de perda, embora não se tenha observado nenhum declínio (Martín, 2004). Com base na segunda aproximação, uma espécie que ocupa uma pequena superfície poderia considerar-se ameaçada, embora não se verifique nenhum tipo de declínio, enquanto que na primeira aproximação ter-se-ia de verificar um declínio. Neste segundo caso uma espécie poderia também considerar-se ameaçada se o declínio fosse importante, embora não possuísse uma superfície de ocupação pequena. De facto, uma espécie pode até ser comum e devido a determinados impactos (e.g. fragmentação de habitats, fogo, doença, etc.) pode entrar em declínio rapidamente (Gaston & Fuller, 2008).

Açores. Foto: *Rui Vale Sousa (istockphoto).*

O conceito de pequena superfície também é discutível, pois depende da escala. Numa perspectiva global, a maior ilha dos arquipélagos macaronésicos não deixa de ser um pequeno ponto em relação ao planeta, mas numa perspectiva regional, a ilha maior é uma extensão considerável quando em comparação com as restantes ilhas. Numa visão global um endemismo insular poderia ser considerado uma espécie ameaçada pelo simples facto de ser exclusiva de uma ilha, mas numa óptica regional (= macaronésica) semelhante circunstância não denotaria um estado de ameaça. De facto, os biólogos que trabalham em ecossistemas insulares sabem que na maioria dos casos os endemismos insulares não estão em declínio e por vezes uma espécie endémica pode ser extremamente abundante, e excepcionalmente poderia inclusive comportar-se como uma praga (Tello-Marquina, 1975). No entanto, temos de reconhecer que muitas espécies insulares estão mesmo ameaçadas e possuem populações não estáveis (Gurd, 2006) e, por exemplo, nos Açores observamos muitas populações num processo de relaxamento (Borges *et al.*, em prep.; ver também Gaston *et al.*, 2006). Podemos igualmente argumentar que as ilhas grandes são também muitas vezes as mais habitadas e impactadas pelo Homem, pelo que as populações aí residentes estão em maior perigo (e.g. São Miguel nos Açores ou Tenerife e Gran Canária nas Canárias).

As espécies ameaçadas geralmente possuem pequenas populações e ocorrem em poucos lugares e podem designar-se por espécies "duplamente raras" (Gaston, 1994). Deveremos ainda realçar que em termos de conservação da natureza, as espécies duplamente raras estão sujeitas a uma maior probabilidade de extinção e necessitam de manter densidades sustentáveis nos poucos locais onde ocorrem. Aqui colocam-se desafios na forma em que se definem áreas protegidas que garantam a conservação dessas espécies (Gaston, 1994; Lawton, 2000). Será então possível observar que: a) a maioria das espécies ocorrem em poucos locais e são pouco abundantes nesses locais, encontrando-se muitas destas espécies em perigo de extinção; b) outras espécies ocorrem na maior parte dos locais e são em média muito abundantes nesses locais. Se considerarmos os valores de abundância média de cada espécie como a variável dependente (ou resposta) e o número de locais em que cada espécie ocorre (ou alternativamente a área de distribuição) a variável independente (ou explicadora), temos uma relação linear positiva entre a abundância média das espécies nos locais onde ocorrem e a sua distribuição (ver Fig. 1) (Gaston, 1994; Lawton, 2000; Gaston & Blackburn, 2000). Este padrão designa-se por "relação interespecífica positiva entre abundância e distribuição" e foi inicialmente proposta por Brown (1984).

Em complemento a este padrão temos a relação intraespecífica entre abundância e distribuição, em que à medida que uma espécie expande (ou diminui) a sua área de distribuição simultaneamente aumenta (ou decresce) a sua abundância local (Gaston, 1994; Lawton, 2000).

A RIPAD e a relação riqueza de espécies-área (RSA) estão intimamente relacionadas, já que a RSA é gerada por mecanismos de extinção - colonização e esses processos geram também a RIPAD. De facto, as comunidades são geralmente compostas por muitas espécies raras e algumas comuns, pelo que numa área de grandes dimensões será de esperar a presença de muitas espécies com uma distribuição restrita e umas poucas que ocorrem em toda a área. O declive da RSA tende a ser maior quando dominam as espécies com distribuição restrita. Em termos de conservação da natureza, a RIPAD constitui um modelo de grande relevância para determinar padrões de extinção em sistemas fragmentados. Por exemplo Gonzalez *et al*. (1998) demonstrou que a simples fragmentação de um comunidade de briófitos resultou na diminuição da área de distribuição das espécies de ácaros e na diminuição local das suas abundâncias . Num exemplo recente Gaston *et al.* (2006) mostraram que as espécies de artrópodes endémicos dos Açores que constituem "*outliers*" à curva RIPAD, são espécies que ocupam menos locais do que esperado para a sua abundância média, possuindo uma grande variância espacial na abundância o que indica incapacidade dessas espécies para ocuparem eficazmente a floresta nativa fragmentada. A insularidade dos ecossistemas naturais constitui, assim, um dos factores mais importantes na promoção da extinção de espécies (Hanski, 2005).

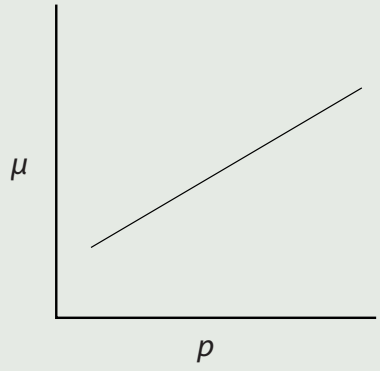

Figura 1. *Relação interespecifica positiva entre a abundância média das espécies (μ) e a sua distribuição (p).*

De qualquer forma as técnicas de identificação de espécies ameaçadas perseguem um mesmo objectivo, i.e., o de assinalar quais as espécies que têm uma necessidade urgente de conservação e classificá-las em diversos graus de importância em função da iminência de desaparecimento. Assim, a magnitude global de espécies ameaçadas é de tal calibre que usualmente não existem recursos suficientes de gestão para enfrentar o desafio da conservação. Isto obriga a reavaliar uma e outra vez sobre as prioridades já estabelecidas, a fim de diminuir a lista de espécies prioritárias, pelo menos até a um nível que possa ser assumido de forma realista pelos meios e capacidade de gestão disponível. Não basta seleccionar-se as espécies em função da sua importância biológica e ecológica, mas há que ter em conta também os recursos disponíveis, juntamente com aspectos muitas vezes falados como, o valor social da espécie, as reais pos-

sibilidades de recuperação, etc. (Marsh *et al*., 2007; Miller *et al.*, 2007). Por conseguinte, antes de fixar prioridades convém ter claro qual é o âmbito geográfico do trabalho, a quantidade de espécies implicadas, o conceito de ameaça, a gestão possível, etc.

No caso do nosso âmbito de trabalho que é a região biogeográfica macaronésica europeia, i.e., a região constituída pelos arquipélagos dos Açores, Madeira (incluindo Selvagens) e Canárias, que ao pertencerem aos estados de Portugal e Espanha se encontram incluídos na União Europeia. É portanto excluído o arquipélago de Cabo Verde, um estado soberano que não faz parte da União Europeia.

Quanto às ameaças, consideraram-se como tal os factores que incidem sobre as populações naturais provocando uma diminuição no número de efectivos populacionais (i.e. abundância) ou nas suas áreas de distribuição. São de natureza antrópica e, ou ocorrem actualmente, ou o terão feito nas últimas 3 décadas e são susceptíveis de se manterem. Excluem-se por tanto os riscos naturais independentes da densidade (que são tratados separadamente) e as ameaças directamente relacionadas com actividades humanas que historicamente têm incidido sobre as populações, mas que desapareceram recentemente.

Embora as análises de viabilidade das populações sejam um método eficaz para determinar a importância das ameaças, pela complexidade que apresentam não foram tidos em conta; não obstante recorreu-se a indicadores de viabilidade, tais como considerar somente o número de indivíduos potencialmente reprodutores, deduzir a taxa de sobrevivência de uma população a partir do tempo que esta leva a duplicar-se, e, nos casos possíveis, calcular o tamanho efectivo da população (tendo em conta os desequilíbrios na proporção de sexos).

TIPO DE LISTA

Nos livros ou listas vermelhas avaliam-se uma grande quantidade de espécies classificadas em diferentes categorias de ameaça (Scott *et al*., 1987; Millar *et al.*, 2007), enquanto que neste livro só se caracterizam umas poucas espécies seleccionadas, por se considerarem prioritárias: a lista Top 100. Embora com este estudo se tenha tido em conta o estado de conservação das espécies, outros aspectos também foram considerados, tais como a sua utilidade para o Homem, as opções de gestão, as possibilidades de controlar a ameaça, etc. (Millsap *et al*., 1990; Marsh *et al*., 2007). A lista Top 100 é a soma de duas listas de espécies: as que são prioritárias de serem protegidas e as que são tidas como mais prioritárias devido à sua facilidade de gestão. A combinação de ambas definirá a lista de espécies ameaçadas de gestão prioritárias, que não deverá

confundir-se com uma lista de espécies ameaçadas; de resto é previsível que existam espécies consideradas como ameaçadas, que não se encontram na presente lista, sobretudo se a sua ameaça não é suficientemente conhecida, se não é um *taxon* endémico ou se a sua gestão é demasiado complexa e dispendiosa.

A criação da lista Top 100 obedece em parte a convicção de que não existem meios suficientes para travar a perda de biodiversidade, de modo que os recursos têm de ser distribuídos de forma prioritária pelas espécies ameaçadas com maiores possibilidades de serem preservadas. Por este motivo, esta lista é um caminho directo até à acção, pois identifica quais são as espécies mais vulneráveis cuja gestão apresenta maiores garantias. Na elaboração da lista Top 100 não é só tido em conta a opinião dos especialistas nas espécies, mas tem um peso notável a opinião dos gestores que, independentemente do seu maior ou menor conhecimento sobre elas, conhecem bem a problemática de colocar em prática medidas de conservação úteis e eficazes. Em última instância, a combinação das duas listas de espécies resumirá a opinião dos especialistas nas espécies e a dos gestores que devem assumir a sua salvaguarda (Marsh, *et al*., 2007).

Apesar dos esforços na esfera política para a conservação das espécies e dos ecossistemas que o "Alvo 2010" parece implicar, o facto é que os indicadores são para aferir o sucesso deste tipo de iniciativas são escassos (Mace & Baillie, 2007). Assim este livro

São Jorge, Açores. Foto: *Henri Faure (istockphoto).*

pretende constituir uma ferramenta que irá permitir a utilização dos indicadores apresentados (ver classificações das espécies em Anexo) para aferir da sua variação nas próximas décadas nos arquipélagos dos Açores, Madeira e Canárias.

METODOLOGIA DE TRABALHO

O processo utilizado na selecção de espécies prioritárias teve por base a metodologia proposta por Marsh *et al.* (2007). Consistiu em avaliar por um lado as *prioridades de protecção* para as espécies ameaçadas, e por outro lado as *prioridades em função das possibilidades de gestão*, de modo que da conjunção de ambas as avaliações se obtiveram então as espécies consideradas prioritárias para a gestão.

Os critérios considerados para abordar as referidas avaliações foram os propostos por Marsh *et al*. (2007), embora parcialmente modificados de forma a adaptá-los à realidade dos arquipélagos macaronésicos. Para determinar as *prioridades de protecção* consideraram-se factores como o valor ecológico das espécies, a sua singularidade, a responsabilidade de tutela das administrações competentes e o valor social; por outro lado, para valorizar as *possibilidades de gestão* das espécies considerou-se, o conhecimento e a capacidade de controlo que temos sobre as ameaças, os factores socioeconómicos que facilitam a gestão (sinergias extrínsecas) e o potencial biológico das espécies. Vários destes critérios foram divididos em subcritérios: a *prioridade de protecção* foi analisada em função de sete subcritérios e as *possibilidades de gestão* em função de outros seis.

Por um lado recorreu-se a especialistas conhecedores das espécies candidatas ou focais com o objectivo de se atribuir a cada uma delas uma pontuação para cada subcritério.

Los Roques, Tenerife, Canárias. Foto: *Angelika Stern (istockphoto)*

Por outra parte, a gestores que pertencem a instituições relacionadas com a conservação da biodiversidade dos três arquipélagos (Açores, Madeira e Canárias) valorizaram a importância relativa dos diferentes subcritérios. Desta forma, uma vez atribuído um valor às espécies focais tendo em conta a sobreposição dos critérios, obteve-se uma relação ordenada de todas elas em função das *prioridades de gestão* (Fig. 2) O passo seguinte foi então seleccionar as 100 espécies que obtiveram maior pontuação e que constituem por tanto as *100 espécies de gestão prioritárias* para os arquipélagos da Macaronésia. Em adição, obtiveram-se igualmente as *100 especies de gestión prioritarias* para cada um dos três arquipélagos de forma a identificar prioridades de gestão regionais.

Um dos aspectos inovadores, e por sua vez vantajosos, do método proposto por Marsh *et al.* (2007) é a participação de forma independente de diferentes agentes sociais no processo de selecção das espécies prioritarias. No nosso caso foi estruturado da seguinte forma: os coordenadores do projecto (os editores deste livro, representantes das três administrações autónomas implicadas) definiram os critérios que permitiram estabelecer as prioridades, os gestores valorizaram a importância relativa dos critérios, e os especialistas nas espécies atribuíram as correspondentes pontuações.

Selecção dos *taxa* focais

Como *taxa* focais consideraram-se espécies e subespécies, mas não variedades. O processo de selecção dos *taxa* focais foi abordado de forma diferente nos três arquipélagos. Nas Canárias tomou-se como referencia os *taxa* considerados como ameaçados, de acordo com o processo de avaliação do estado de conservação das espécies protegidas que o governo das Canárias levou a cabo em 2004 (Martín *et al.*, 2005), assim como outras cujo estatuto havia piorado desde então. Nos Açores e na Madeira, como não existe uma avaliação semelhante, os *taxa* candidatos foram propostas pelos avaliadores especialistas, de cada arquipélago, susceptíveis de requerer medidas de gestão urgentes. O número de *taxa* focais foi nos Açores 310, na Madeira 190 e nas Canárias 156. O número de *taxa* focais mais elevado nos Açores reflecte a falta de trabalho prévio sobre o estatuto de ameaça das espécies neste arquipélago, o que seguindo o "princípio da precaução" obrigou a incluir um naipe maior de *taxa* à partida.

Pontuações

Para atribuir a pontuação a cada *taxon* consultaram-se os especialistas na sua biologia e ecologia. Estes atribuíram uma pontuação aos *taxa* para cada um dos subcritérios com um valor de 1 a 4 segundo os parâmetros previamente definidos (ver Quadros II e seguintes), e sem ter conhecimento da ponderação atribuída a cada subcritério.

Posteriormente realizaram-se diversas reuniões de trabalho nos Açores, Madeira e Canárias entre os coordenadores do projecto e os especialistas para se elaborar uma proposta em comum das pontuações e homogeneizar, dentro do possível, a aplicação dos critérios de prioridade. Participaram nesta fase um total de 36 especialistas.

Peso relativo de cada critério e subcritério

A importância relativa dos critérios e subcritérios considerados não tem de ser igual, pois diferentes grupos de trabalho podem atribuir pesos relativos distintos dependendo das particularidades socioeconómicas que tenha a conservação da natureza em cada região, das capacidades das instituições nela implicadas ou da percepção dos técnicos responsáveis.

Quadro I. *Relação de gestores que avaliaram a importância relativa dos subcritérios.*

Ana Calero	Cabildo de Fuerteventura, Canarias
Ángel Bañares Baudet	P. N. del Teide, Canarias
Ángel Fernández López	P. N. de Garajonay, Canarias
Antonio Domingos Abreu	Direcção Regional Ambiente, Madeira
Bárbara Chaves	Serviço de Ambiente de Santa Maria, Açores
Dília Menezes	Parque Natural, Madeira
Duarte Nunes	Direcção Regional Ambiente, Madeira
Elena Mateo	Cabildo de Lanzarote, Canarias
Félix Medina Hijazo	Cabildo de La Palma, Canarias
João Melo	Jardim Botânico do Faial, Açores
José Alberto Delgado Bello	Cabildo de Tenerife, Canarias
Juan Carlos Rando	Cabildo de Tenerife, Canarias
Mª Ángeles Llaría López	Cabildo de Tenerife, Canarias
Manuel Filipe	Direcção Regional de Florestas, Madeira
Manuel Martín Rocha	Cabildo de Tenerife, Canarias
Maria Botelho	Serviço de Ambiente de Flores e Corvo, Açores
Maria José Bettencourt	Direcção de Serviços da Conservação da Natureza, Açores
Mercedes González Martín	Cabildo de Tenerife, Canarias
Miguel Ángel Cabrera	Servicio de Biodiversidad, Canarias
Miguel Ángel Rodríguez	Cabildo de El Hierro, Canarias
Nuno Loura	Serviço de Ambiente de Santa Maria, Açores
Nuno Pacheco	Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, Açores
Paulo Freitas	Direcção Regional de Florestas, Madeira
Paulo Pimentel	Direcção de Serviços da Conservação da Natureza, Açores
Pedro Raposo	Serviço de Ambiente da Graciosa, Açores
Rui Sequeira	Serviço de Ambiente de São Jorge, Açores
Silvia Fajardo González	Servicio de Biodiversidad, Canarias

Para determinar o peso relativo de cada subcritério enviaram-se inquéritos a técnicos gestores de diferentes instituições públicas dos Açores, Madeira e Canárias implica-

dos na gestão de espécies selvagens ou com experiência na conservação e gestão dos recursos naturais. Estes atribuíram valores de 0 a 100 a cada um dos 7 subcritérios de *prioridade em termos de protecção* para os *taxa* e igualmente de 0 a 100 a cada um dos 6 subcritérios de *prioridade em função das possibilidades de gestão*, de forma que somaram 100 em ambos os casos.

Recebidos os inquéritos obteve-se um valor médio para o peso de cada subcritério, que foi o que se utilizou para ponderar as pontuações. A amostra disponível (24 inquéritos) resultou significativa, com dispersão escassa no que respeita aos valores médios, pelo que não se considerou necessário recorrer a sucessivas consultas seguindo o método DELPHI.

Elaboração das fichas das 100 espécies prioritárias

Para elaborar as fichas das 100 espécies seleccionadas como prioritárias remeteu-se aos autores um questionário standard com os itens predefinidos. Com este pretendia-se conseguir homogeneizar as respostas para se poder realizar análises e valorações globais. No Anexo II apresenta-se o questionário enviado aos especialistas.

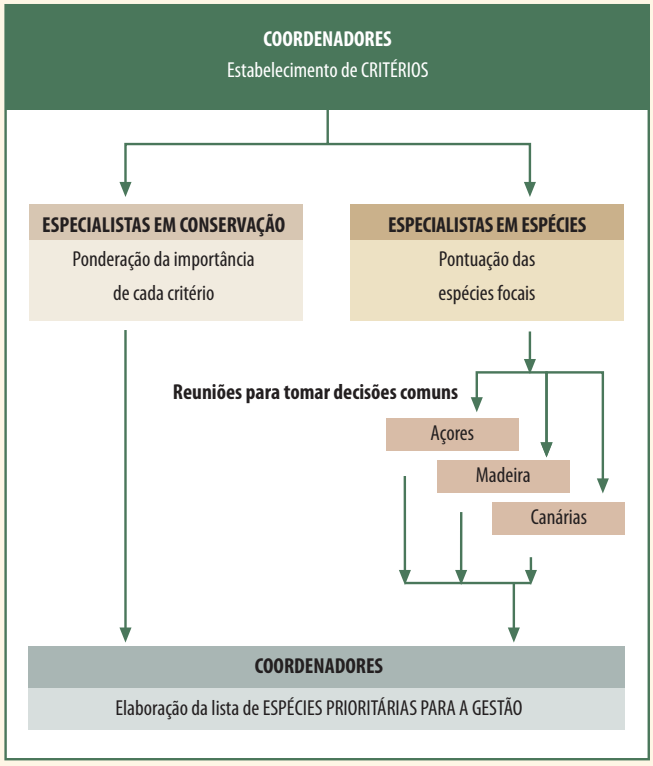

Figura 2. *Diagrama ilustrativo do processo metodológico seguido para a elaboração da lista Top 100.*

A classificação dos habitats dos três arquipélagos elaborou-se *ad hoc* para este livro. Para a elaboração dos formulários sobre as ameaças, os riscos naturais, os factores limitantes, as acções propostas para a conservação e os estudos e investigações necessárias, tendo por base os documentos de referência propostos pelo IUCN ("*authority files*" ver http://www.iucn.org/themes/ssc/sis/authority.htm), embora com algumas modificações de forma a adapta-los às particularidades dos arquipélagos macaronésicos e aos objectivos deste trabalho.

CRITÉRIOS PARA ESTABELECER AS PRIORIDADES

Critérios para estabelecer a prioridade em termos de protecção

Para determinar a prioridade de protecção recorreu-se a quatro critérios, alguns dos quais contem por sua vez vários subcritérios: valor ecológico, singularidade, responsabilidade de tutela e valor social.

Valor ecológico (Quadro II)**.** Pretende medir qual é a contribuição do *taxon* nas interacções ecológicas do ecossistema no qual está integrado, de modo que se dá maior importância às espécies que se situam no topo das pirâmides tróficas ou de modo geral às que exercem um papel ecológico chave na manutenção dos ecossistemas. A pontuação atribuída varia em função do grau de exclusividade e do papel que desempenham, de tal forma que é máxima quando a espécie desempenha um papel ecológico importante de forma exclusiva e é mínima quando esse papel ecológico é partilhado com outras cinco ou mais espécies do seu mesmo grupo taxonómico.

Quadro II. *Conceito e composição do critério de referência "valor ecológico".*

Valor	Subcritério 1.1. VALOR ECOLÓGICO
4	*Taxon* chave ou estruturante, (superpredador, agente dispersor ou polinizador importante, hospedeiro importante de espécies endémicas).
3	*Taxon* com um papel significativo no ecossistema, podendo partilhar esse papel com uma ou duas espécies do seu grupo taxonómico.
2	O papel ecológico no ecossistema é partilhado por outros 3, 4 ou 5 espécies do seu grupo taxonómico.
1	O papel ecológico no ecossistema é partilhado por mais de 5 espécies do seu grupo taxonómico.

Singularidade (Quadro III). Este critério tem em conta a raridade em termos de distribuição (subcritério 2.1) e em termos de abundância (subcritério 2.2) das espécies, assim como a sua singularidade genética (subcritério 2.3). A distribuição de cada espécie se determinou-se a uma escala de resolução de 2x2 km, de forma a manter-se uma homogeneidade nas análises e uma correspondência com as directivas da IUCN para a avaliação das espécies ameaçadas ("Standards and Petitions Working Group", 2006).

Quanto mais restringida é a área de distribuição de uma espécie maior é o seu grau de endemismo e, por conseguinte, maior é a sua importância evolutiva e necessidade de se estabelecer programas de gestão. O mesmo se aplica em relação às abundâncias: quanto menor for o número de exemplares adultos, maior será a sua raridade e necessidade de se estabelecerem programas de gestão (ver modelo RIPAD; Fig. 1). Finalmente, quanto menos espécies do mesmo género partilhadas por uma espécie, maior será a sua singularidade genética e, consequentemente a sua importância evolutiva e de conservação. Pelo contrário, as espécies que partilham muitas outras no mesmo género possuem uma certa redundância genética, complementar à singularidade que define cada espécie, o que permite que parte da informação genética, que se perde com o *taxon* que se extingue persista nas outras espécies do mesmo género. No entanto, quando não existem *taxa* do mesmo género ou esses são muito poucos, a quantidade de informação que se perde com a extinção de uma espécie é irremediavelmente maior, pelo que quantos menos parentes próximos tiver um *taxon* ameaçado, maior será a sua importância evolutiva e de conservação.

Quadro III. Conceito e composição do critério de referência "singularidade".

Valor	Subcritério 2.1. RARIDADE EM TERMOS DE DISTRIBUIÇÃO	Subcritério 2.2. RARIDADE EM TERMOS DE ABUNDÂNCIA	Subcritério 2.3. SINGULARIDADE GENÉTICA
4	Espécie endémica de uma só ilha da Macaronésia e extremamente rara (área de ocupação < 5% da superfície da ilha).	*Taxon* com menos de 50 indivíduos reprodutores.	*Taxon* de uma família monotípica.
3	Espécie endémica de uma só ilha da Macaronésia ou subespécie endémica de uma só ilha da Macaronésia e extremamente rara (área de ocupação < 5% da superfície da ilha).	*Taxon* com menos de 250 indivíduos reprodutores.	*Taxon* de um género monotípico.
2	Espécie endémica de duas ou mais ilhas da Macaronésia ou subespécie endémica de uma ou mais ilhas da Macaronésia.	*Taxon* com menos de 1000 indivíduos reprodutores.	*Taxon* que pertence a um género com quatro ou menos espécies.
1	*Taxon* nativo na Macaronesia.	*Taxon* com mais de 1000 indivíduos reprodutores.	*Taxon* que pertence a um género com mais de quatro espécies.

Dado que as espécies de maior importância evolutiva possuem frequentemente uma distribuição muito reduzida e um número de indivíduos reprodutores escasso constituindo espécies "duplas raras" (Fig. 1), é possível que correspondam a espécies ameaçadas cujo desaparecimento num futuro mais ou menos próximo poderia ocorrer caso não se adoptem adequadas medidas de conservação. Previsivelmente, muitas destas espécies também obtiveram uma elevada pontuação na avaliação do critério seguinte, de responsabilidade da tutela.

Responsabilidade de tutela (Quadro IV). Este critério permite avaliar as espécies cuja preservação deve ser preferencial por constituir parte do património natural característico da região macaronésica e/ou se encontram em risco de desaparecimento. A avaliação parte da base que as instituições devem intervir, por responsabilidade de salvaguarda do património natural, prioritariamente nos *taxa* exclusivos da Macaronésia que se encontram em declínio. Consequentemente, o grau de ocorrência da espécie na Macaronésia (subcritério 3.1.) e a magnitude de um eventual declínio que poderá estar a ocorrer (subcriterio 3.2.), permitirá estabelecer prioridades dentro deste critério.

Quadro IV. *Conceito e composição do critério de referência "responsabilidade da tutela".*

Valor	Critério 3.1. OCORRÊNCIA	Critério 3.2. DECLÍNIO
4	*Taxon* endémico da Macaronésia.	*Taxon* cujo declínio (populacional ou de área de ocupação) tenha sido, pelo menos, de 70% em 10 anos ou 3 gerações, ou que contando com uma área de ocupação inferior a 1km2, tenha mostrado um declínio nos últimos 10 anos ou 3 gerações.
3	Mais de 50% da sua população ou da sua área de ocupação está na Macaronésia.	*Taxon* cujo declínio (populacional ou de área de ocupação) tenha sido, pelo menos, de 50% em 10 anos ou 3 gerações, ou que contando com uma área de ocupação inferior a 2km2, tenha mostrado um declínio nos últimos 10 anos ou 3 gerações.
2	Entre 25% e 50% da sua população ou área de ocupação está na Macaronésia.	*Taxon* cujo declínio (populacional ou de área de ocupação) tenha sido, pelo menos, de 25% em 10 anos ou 3 gerações, ou que contando com uma área de ocupação inferior a 3km2, tenha mostrado um declínio nos últimos 10 anos ou 3 gerações.
1	Entre 25% da sua população ou área de ocupação está na Macaronésia.	*Taxon* nativo na Macaronésia cujos dados não permitam deduzir um declínio que alcance os limites anteriores.

Valor social (Quadro V). É um critério usado para avaliar a importância que a sociedade dá à espécie, por obter algum benefício directo dela (valor de uso) ou indirecto (valor de não uso). Esta sociedade será a que cedo adoptará as medidas de protecção e gestão necessárias, quer participando de forma directa e activa na conservação das espécies, ou de forma indirecta e passiva através da promoção de normativas e leis através de instituições publicas cujo funcionamento é suportado por essa mesma sociedade.

Quadro V. *Conceito e composição do critério de referência "valor social".*

Valor	Subcritério 4.1. VALOR SOCIAL
4	*Taxon* de alto valor social para a sociedade na Macaronesia ou numa parte significativa desta (arquipélago).
3	*Taxon* de alto valor social para a sociedade de pelo menos uma das ilhas da Macaronésia.
2	*Taxon* de alto valor social, no mínimo para um grupo de interesse relevante na região ou parte significativa desta (arquipélago).
1	*Taxon* geralmente desconhecido para a maioria da sociedade.

Considerou-se que a importância social de uma espécie deve ser separada da importância atribuída ao habitat em que esta vive, pois muitas vezes é mais amplo e está influenciado por outros aspectos que tornariam tendenciosos os critérios de prioridade, tais como presença de outros *taxa* ou de processos ecológicos não relacionados com a espécie em causa.

Açores. Foto: *Rui Vale Sousa (istockphoto).*

Critérios para dar prioridade em função das possibilidades de gestão

Para determinar quais são as espécies prioritárias de forma a garantir uma gestão com êxito recorreu-se a três critérios, que compreendem vários subcritérios: ameaça, sinergias extrínsecas e biologia.

Ameaça (Quadro VI). Este critério baseia-se no princípio de que para se poder controlar uma ameaça há primeiro que ter em conta a forma como esta actua. É preciso então avaliar o conhecimento que se tem sobre ela (subcritério 1.1.) e saber se esta permite deduzir em que medida a ameaça é controlável com uma adequada gestão de conservação (subcritério 1.2.). Uma ameaça pode ser impossível de controlar quando não se conhece ou quando depende de factores difíceis de lidar. O primeiro caso é mais comum do que aparentemente poderia pensar-se; é o que ocorre com espécies que se encontram em declínio sem que se saiba exactamente a causa ou espécies que não colonizam áreas contíguas às suas áreas de distribuição sem que exista um factor limitante aparentemente que as impeçam de o fazer. O segundo caso ocorre quando a ameaça é a pressão exercida por outro *taxon*, geralmente muito abundante e com taxas reprodutivas altas, de forma que é difícil de controlar (por exemplo, pequenos herbívoros ou pragas de insectos), ou quando a ameaça provem de um processo global –por exemplo, as mudanças climáticas– cuja mitigação é muito complexa.

Quadro VI. *Conceito e composição do critério de referência "ameaça".*

Valor	Critério 1.1. CONHECIMENTO	Critério 1.2. CAPACIDADE DE CONTROLO
4	Conhecem-se os factores de ameaça e qual a sua importância relativa.	A capacidade de controlar ou eliminar os factores de ameaça é alta.
3	Conhecem-se os factores de ameaça mas pouco se sabe acerca da sua importância relativa.	A capacidade de controlar ou eliminar os factores de ameaça é média.
2	Sabe-se que a espécie está em declínio mas não se conhecem os factores de ameaça.	A capacidade de controlar ou eliminar os factores de ameaça é baixa.
1	Não se sabe se a espécie está em declínio para além de possíveis flutuações periódicas.	Não há capacidade de controlar ou eliminar os factores de ameaça.

Sinergias extrínsecas (Quadro VII). A adopção de medidas efectivas de gestão não depende unicamente das características da espécie ou do tipo de ameaça que sobre elas incide, mas também de circunstâncias alheias que poderiam constituir um considerável apoio. É o que ocorre quando existe certa disposição da sociedade para se envolver na gestão (subcritério 2.2.), quando o habitat da espécie está protegido (subcritério 2.3.) ou quando as acções necessárias são poucas e os custos baixos (subcritério 2.1.). Os programas de recuperação das espécies mais difíceis são aqueles que requerem um controlo da ameaça e, além disso a adopção de medidas para estimular o crescimento das populações da espécie. Por vezes pode ser necessário abordar programas educativos que permitam neutralizar atitudes negativas por parte dos habitantes da zona. Mas em alguns casos é possível controlar a ameaça, a partir da mera inversão dos gastos correntes de uma instituição pública ou de uma organização não governamental consciencializada para intervir a favor da espécie.

Quadro VII. *Conceito e composição do critério de referência "sinergias extrínsecas".*

Valor	Subcritério 2.1. FINANCIAMENTO E CUSTOS	Subcritério 2.2. APOIO DA SOCIEDADE	Subcritério 2.3. PROTECÇÃO TERRITORIAL
4	É possível deter as ameaças sem gastos de tipo algum.	Há suficiente apoio da sociedade para que ela mesma implemente acções de recuperação da espécie, sob a supervisão regular da administração.	A totalidade da população está em áreas protegidas.
3	É possível deter as ameaças apenas com os gastos correntes.	Há suficiente apoio da sociedade para que esta elabore com a administração as actividades de recuperação.	Pelo menos 50% da população está em áreas protegidas.
2	Deter as ameaças é possível apenas com um compromisso financeiro específico a longo prazo.	Existe uma posição polarizada ou neutra da sociedade acerca das medidas de gestão requeridas ou da catalogação da espécie como ameaçada; é necessário um plano de recuperação.	Menos de 50% da população está em áreas protegidas.
1	Não é possível (ou necessário) controlar as ameaças, ou não se sabe quais as ameaças a controlar.	É muito provável que a sociedade resista à adopção das medidas requeridas para a recuperação; são requeridas importantes medidas de gestão, incluindo a aplicação de normas.	Não há população dentro de áreas protegidas.

Biologia (QuadroVIII). Segundo este critério, as espécies com ciclo biológico mais curto são mais fáceis de recuperar, devido ao facto de que as acções de gestão poderiam ser efectuadas em curtos períodos temporais, em relação às espécies com ciclos biológicos mais longos. O indicador de referência para medir este parâmetro é o tempo

que a espécie leva a duplicar a sua população, que por sua vez é um reflexo de algum dos parâmetros populacionais característicos de uma espécie, como as taxas de sobrevivência, de natalidade, de mortalidade e de recuperação. De facto, as taxas vitais de uma espécie podem desde logo determinar a sua posição relativa na comunidade em termos de abundância e distribuição. O "Modelo populacional" (Holt *et al.*, 1997), assume que todas as espécies são semelhantes na sua resposta aos factores dependentes da densidade que determinam a sua taxa de nascimento e mortalidade, pelo que as que atingem menores densidades e ocorrem em menos locais são aquelas que possuem uma taxa de mortalidade independente da densidade mas alta, estando em maior risco de desaparecer por factores estocásticos.

Quadro VIII. *Conceito e composição do critério de referência "biologia".*

Valor	Subcritério 3.1. POTENCIAL BIOLÓGICO
4	A espécie tem capacidade para duplicar a sua população em menos de um ano.
3	A espécie tem capacidade para duplicar a sua população em menos de 5 anos.
2	A espécie tem capacidade para duplicar a sua população em menos de 10 anos
1	A espécie levaria mais de 10 anos a duplicar a sua população.

Gran Canaria, Canárias. Foto: *Carlos Más*

BIBLIOGRAFIA

Biber, E. 2002. Patterns of endemic extinctions among island bird species. *Ecography*, 25: 661-676.

Bouchet, P., G. Falkner & M. B. Seddon. 1999. Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and european habitats directive: are they relevant to conservation?. *Biological Conservation*, 90: 21-31.

Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124: 255-279.

Butchar, S. H. M., A. J. Stattersfield & N. J. Collar. 2006. How many bird extinctions have we prevented?. *Oryx*. 40: 266-278.

Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. V. Mack & S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.

Duncan, R. P. & T. M. Blackburn. 2007. Causes of extinction in island birds. *Animal Conservation*, 10: 149-150.

Ehrlich, P. R. 1987. Conservation lessons from long-term studies of Checkerspot butterflies. *Conservation Biology*, 1: 129-138.

Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126: 131-140.

Gaston K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London.

Gaston, K. J. & T. M. Blackburn. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford.

Gaston, K. J. & R. A. Fuller. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 14-19.

Gaston, K. J., P. A. V. Borges, F. He & C. Gaspar. 2006. Abundance, spatial variance and occupancy: arthropod species distribution in the Azores. *Journal of Animal Ecology*, 75: 646-656.

Gilpin, M. E. & M. E. Soule. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. En M. E. Soule (ed.) *Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Sunderland, MA. pp. 19-34.

Gonzalez, A., J. H. Lawton, F. S. Gilbert, T. M. Blackburn & I. Evans-Freke. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science*, 281: 2945-2047.

Gurd, D. B. 2006. Variation in species losses from islands: artifacts, extirpation rates, or pre-fragmentation diversity?. *Ecological Applications*, 16: 176-185.

Hanski, J. H. 2005. *The shrinking world: ecological consequences of habitat loss*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Holt, R. D., J. H. Lawton, K. J. Gaston & T. M. Blackburn. 1997. On the relationship between range size and local abundance: back to basics. *Oikos*, 78: 183-190.

Jeffrey, D. W. 2001. The roles of environmental non-governmental organisations in the next century. *Biol. Environ. Proc. R. Irish Acad.*, 101B (1-2): 151-156.

Klemm, C. de & C. Shine. 1993. *Biological diversity conservation and the law: legal mechanisms for conserving species and ecosystems*. IUCN, Gland Switzerland, Environmental Policy and Law Paper nº 29.

Lawton, J. H. & R. M. May. 1995. *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford.

Lawton, J. H. 2000. *Community ecology in a changing world*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Leakey, R. & R. Lewin. 1995. *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*, Anchor.

Mace, G. M. & J. E. M. Baillie. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology*, 21: 1406-1413.

Manne, L. L. & S. L. Pimm. 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next?. *Animal Conservation,* 4: 221-230.

Manne, L. L., T. M. Brooks & S. L. Pimm. 1999. The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399: 258–261.

Marsh, H., A. Denis, H. Hines, A. Kutt, K. McDonald, E. Weber, S. Williams & J. Winter. 2007. Optimizing allocation of management resources for wildlife. *Conservation Biology*, 21: 387-399.

Martín J. L., S. Fajardo, M. A. Cabrera, M. Arechavaleta, A. Aguiar, S. Martín & M. Naranjo. 2005. *Evaluación 2004 de especies amenazadas de Canarias. Especies en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat y vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 95 pp + CD.

Martín, J. L. 2004. Propuesta metodológica para la catalogación de especies amenazadas en Canarias. En J. M. Fernández-Palacios & C. Morici (eds.) "*Ecologia insular*". Asociación española de ecología terrestre (AEET)-Cabildo Insular de La Palma: pp. 385-412.

Miller, R. M., J. P. Rodríguez, T. Aniskowicz-Fowler, C. Bambaradeniya, R. Boles, M. A., Eaton, U. Gärdenfors, V. Keller, S. Molur, S. Walker & C. Pollock. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21: 684-696.

Millsap, B. A., J. A. Gore, D. E. Runde & S. I. Cerulean. 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monograph*, 111: 1-57.

Pimm, S. L., J. L. Gittleman, G. J. Russell & T. M. Brooks. 1996. Extinction rates. *Science*, 273: 293-297.

Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman & T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.

Quammen, D. 1997. *The song of dodo: island biogeography in an age of extinction*. Simon & schuster, New York. Roughgarden.

Reid, W. V. & K. R. Miller. 1989. *Keeping options alive: The scientific basis for conserving biodiversity*. World Resources Institute.

Sadler, J. P. 1999. Biodiversity on oceanic islands: a palaeoecological assessment. *Journal of Biogeography*, 26: 75-87.

Sax, D. F., S. D. Gaines & J. H. Brown. 2002. Species invasions exceed extinctions on Islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *The American Naturalist*,160: 766-783.

Scarpace, E. K. & J. A. Schimpff. 2001. *Endangered and Threatened Species Listing Criteria: A review of Agency and Organizational Experiences*. Bureau of Integrated Science Services, Wisconsin Department of Natural Resources. Special publication PUB-SS-957. 109 pp.

Scott, P., J. A. Burton & R. Fitter. 1987. Red Data Books: the historical background. En R. Fitter & M. Fitter (eds.) "*The Road to Extinction*", IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, UK.

Standards and Petitions Working Group. 2006. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria Version 6.2. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in December 2006. http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pd/.

Steadman, D. W. & P. S. Martin. 2003. The late Quaternary extinction and future resurrection of birds on Pacific islands. *Earth-Science Reviews*, 61: 133–147.

Tello-Marquina, J. C. 1975. Los lagartos (*Lacerta* sp.), una plaga de algunos cultivos de las islas Canarias. *Bol. INIA,* 1975: 1-3.

Troubis, A. Y. & P. G. Dimitrakopoulos. 1998. Geographic coincidence of diversity threatspots for three taxa and conservation planning in Greece. *Biological Conservation*, 84: 1 - 6

UNEP – United Nations Environment Programme. 2002. *Report on the Sixth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity*. (UNEP/CBD/COP/6/20/Part2) Strategic Plan Decision VI/26.