

# CRITERIOS DE PRIORIDAD PARA LA CATALOGACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS A NIVEL NACIONAL Y LOCAL



**José Luís Marín Esquivel**

Centro de Planificación Ambiental

Viceconsejería de Medio Ambiente - Gobierno de Canarias

Ctra. Esperanza, km 0,8. La Laguna. Tenerife. ESPAÑA

Correo electrónico: [joseluis.martinesquivel@gobiernodecanarias.org](mailto:joseluis.martinesquivel@gobiernodecanarias.org)



**Resumen:** Analizamos los condicionantes para establecer listas de especies prioritarias para su catalogación bajo el principio de la responsabilidad de acción y cómo éste se relaciona con la evaluación basada en la preocupación social. Se señalan qué grupos de especies son candidatas a formar parte de dichas listas bajo una perspectiva regional y cómo evaluar la responsabilidad de acción mediante el análisis de la magnitud e inminencia de la pérdida.

**Palabras clave:** especies prioritarias, catalogación, evaluación del grado de amenaza.

**Summary:** We analyze the determining factors for setting conservation priorities of species under the principle of the responsibility of action and how this principle is related with the evaluation based on the social worry. We also indicate what groups of species are candidates for their inclusion in lists under a regional perspective and how to evaluate the responsibility of action through the analysis of the magnitude and imminence of the losses.

**Keywords:** priority species, cataloguing, threaten degree evaluation.

En un momento en el que la biodiversidad se enfrenta a una de las etapas más críticas de la historia de la humanidad, donde cada vez hay más especies amenazadas y el impacto de las amenazas es mayor y más global, la adopción de medidas efectivas de conservación es más urgente que nunca. Es preciso hacer más esfuerzos para evitar que muchas especies desaparezcan y, sin embargo, en muy pocas ocasiones los recursos son suficientes, de modo que hay una necesidad imperiosa de optimizar los medios disponibles y tomar mejores decisiones para obtener el máximo de resultados posible con el mínimo coste (Roberts, 1988). Ante la imposibilidad de atender a todas las especies amenazadas hay que priorizar

para asegurar que las más necesitadas sean las que reciben la primera y más urgente atención (Posshingham y Shea, 1999), tanto a la hora de su catalogación como en el momento de abordar su recuperación. Aún así es previsible que no todas las especies puedan salvarse por lo que se trata de evitar las pérdidas tanto como sea posible.

## Criterios de responsabilidad y criterios de preocupación

La literatura científica sobre cómo establecer prioridades de conservación está en auge y ha

		INMINENCIA DE LA PÉRDIDA →		
		Rara	Vulnerable	En peligro
↑ MAGNITUD DE LA PÉRDIDA	Familia	PRIORIDAD 4	PRIORIDAD 2	PRIORIDAD 1
	Género	PRIORIDAD 7	PRIORIDAD 5	PRIORIDAD 3
	Especie	PRIORIDAD 9	PRIORIDAD 8	PRIORIDAD 6

Figura 1. La Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza dio una fórmula para priorizar cada taxón en función de su estado de amenaza (inminencia de la pérdida) y de su filiación taxonómica (magnitud de la pérdida).

ido aumentando a medida que los gestores demandaban fórmulas para optimizar sus acciones (Bañares, 1994; Dunn *et al.*, 1999; Helbig *et al.*, 2002; Machado, 1989). Se han definido muchos parámetros de medición, unos influidos por la preocupación social por las especies y otros basados en la responsabilidad de conservación (Dunn *et al.*, 1999). Los primeros son esencialmente antropocéntricos y se basan en indicadores de índole socioeconómica y de gestión (Hughey, 2003; Pärtel *et al.*, 2005) y los segundos son de carácter biocéntrico y se basan en principios estrictamente biológicos. Según éstos, la principal responsabilidad de acción recae sobre aquellas especies cuya desaparición es más inminente y significará una pérdida mayor en cuanto a singularidad genética.

Los parámetros basados en la responsabilidad de acción suelen utilizarse para fijar prioridades de catalogación, mientras que los basados en la preocupación social por las especies se usan para fijar prioridades para la recuperación de especies ya catalogadas (Master, 1991; Fay y Thomas, 1983). La Estrategia Mundial del Conservación de los años ochenta (UICN, PNUMA y WWF, 1980) ya enfatizó los parámetros de responsabilidad, diseñando una escala de prioridades en función de la magnitud e inminencia de la pérdida (Figura 1).

Antes de analizar los problemas para evaluar la inminencia y el potencial de pérdida, hay que te-

ner claro cuáles son las especies susceptibles de ser priorizadas. En un plano global está claro que las prioridades se han de establecer teniendo en cuenta toda la biodiversidad taxonómica conocida, pero en un contexto regional –tanto nacional como local– la situación es marcadamente diferente



### Especies candidatas en el contexto regional

Las especies nativas siempre deben ser prioritarias frente a las especies exóticas, cuya conservación carece de sentido en una estrategia de preservación de la biodiversidad regional (Patten *et al.*, 2001; Dunn *et al.*, 2001). Dentro de la biota nativa, las especies endémicas de la región han de prevalecer sobre las no endémicas, en la medida en que su desaparición supondrá una pérdida irreversible en todo el planeta, lo cual no ocurre con las no endémicas que continuarían viviendo en otro lugar.

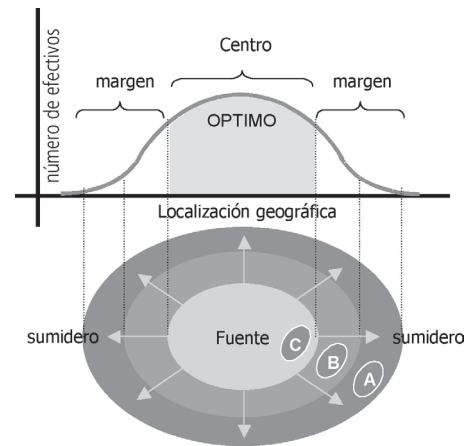
Entre las no endémicas podemos diferenciar también distintos tipos de especies, según sean inmigrantes regulares u ocasionales, accidentales, residentes, etc. (Gårdenfors *et al.*, 2001). Las especies no endémicas que albergan poblaciones estables en la región han de prevalecer sobre aquellas de presencia ocasional o accidental, o sobre las que poseen subpoblaciones no estables por ocupar hábitats inadecuados en el borde de su

área de repartición. Estas últimas son las subpoblaciones periféricas y conforman una fracción no desdeñable de la biota de todas las regiones (Bunnell y Squires, 2004). Tanto las accidentales, como las ocasionales o las periféricas suelen ser poblaciones escasas, con una alta tasa de extinción y recambio local (Doherty *et al.*, 2003), lo cual aparentemente podría llevar a considerarlas como amenazadas, sin embargo su rareza no es por causa antropogénica sino una manifestación de un proceso natural que tiene su contrapartida en que suelen ser abundantes en otras regiones donde se encuentra su hábitat óptimo (Carrascal y Palomino, 2006; Sagarin y Gaines, 2002).

Pretender aumentar el número de efectivos de una subpoblación periférica que es rara en la región tiene pocas garantías de éxito (Peterson, 2001), primero, porque dichos ejemplares quizás no se encuentren en su hábitat idóneo y, segundo, porque podría ocurrir que su supervivencia dependa de los migrantes que provienen de su entorno, donde existe un hábitat más adecuado (Lawton, 1993). Esto último es común en grupos altamente dispersivos que mantienen una distribución metapoblacional, como las aves (Holt y Keitt, 2000; Harrison, 1991). Las pautas globales de distribución de la biota explican que una misma especie puede ser un residente estable en una región y un periférico regular, ocasional o accidental, en otra. La prioridad regional dependerá de la zona del rango global de distribución donde nos encontremos (Figura 2).

A pesar de lo dicho, la conservación de subpoblaciones periféricas puede ser apropiada en áreas aisladas y ambientalmente bien diferenciadas, donde se ha producido una divergencia genética con respecto a las subpoblaciones del centro de distribución (Lesica y Allendorf, 1995), lo cual se traduce en la existencia de singularidades propias que pueden ser importantes en futuros procesos de especiación. Se trataría de unidades evolutivas significativas no reconocidas por la taxonomía (Durka, 1999), pero que pueden

jugar un destacado papel en la expansión de la especie a consecuencia de variaciones globales en el hábitat como, por ejemplo, el derivado del cambio climático (Safriel *et al.*, 1994). En todo caso, estos criterios afectan a subpoblaciones aisladas, de modo que parece apropiado que una subpoblación de borde que se distribuye de forma continua con otras subpoblaciones no debiera considerarse prioritaria (Bunnell *et al.*, 2004).



*Figura 2. Según la hipótesis del centro-margen, los efectivos de una especie se distribuyen más abundantemente en las zonas donde su hábitat es óptimo (centro) y más escasamente donde éste es menos óptimo, que suele coincidir con los márgenes. Las zonas de hábitats óptimo producen excedentes de ejemplares que colonizan las zonas marginales, menos óptimas, de modo que las primeras constituyen una fuente de individuos y las segundas un sumidero. La región donde estamos tratando de establecer prioridades de conservación puede ocupar parte del área de distribución de la especie: supongamos tres casos en los que el número de individuos observado es bajo: A, B y C. En A quizás se deba a la condición natural de subpoblación sumidero, lo que no convertiría a esta especie en prioritaria por las razones aducidas en este artículo. Ahora bien, si las subpoblaciones B y C son también raras, especialmente esta última dentro de la zona fuente, quizás sí debiera considerarse prioritaria pues es probable que la rareza no sea consecuencia de un proceso natural, sino antropogénico.*

## Inminencia de la pérdida

La categoría de amenaza de la especie suele ser el indicador de referencia para medir la inminencia de la pérdida. Hay varios sistemas para categorizar las especies en función de su riesgo de extinción; lamentablemente no todos son equivalentes (O'Grady *et al.*, 2004; De Gramont y Cuarón 2005) ni valoran similarmente los mismos parámetros (Regan *et al.*, 2004), de modo que es posible que una especie en peligro crítico en uno de ellos en otro tenga una prioridad menor, o incluso se considere como no amenazada.

El sistema más expandido a nivel global es el de UICN (2001), sin embargo su traslación a nivel regional plantea muchas dificultades, especialmente cuando se pretende aplicar en territorios aislados de pequeña superficie (Gärdenfors, 2001; Gärdenfors *et al.*, 2001; UICN, 2003). Por ejemplo, los umbrales de referencia de 20.000 km<sup>2</sup> para la extensión de presencia o de 2.000 km<sup>2</sup> de área de ocupación se aplican igualmente a islas de menos de 2.000 km<sup>2</sup> de superficie, pudiendo llevar a la conclusión de que todas sus especies deban considerarse como amenazadas (Tye, 2002). No constituye entonces una buena herramienta para fijar prioridades de conserva-

ción a nivel regional, pues no considera el sesgo de las poblaciones periféricas (Eaton *et al.*, 2004), ni permite diferenciar los dos tipos de rareza definidos por Huenneke (1991), que son cruciales desde el punto de vista de la conservación: las especies que siempre han sido raras y las que son raras a consecuencia de un declive reciente. Esto impide discriminar la inminencia de la pérdida a un nivel lo suficientemente fino como para ser aplicable (Posingham *et al.*, 2002).

En las islas pequeñas ricas en biodiversidad, los procesos acumulados de especiación producto de la historia ecológica y la heterogeneidad espacial favorecen la proliferación de especies con áreas geográficas limitadas. En el caso concreto de las Islas Canarias, las 521 especies de la flora endémicas del archipiélago, tienen un área de distribución media de 356 km<sup>2</sup>, que en el 97,5% de los casos es inferior a 2.000 km<sup>2</sup> (Figura 3). Parece lógico pensar entonces que los criterios de referencia para evaluar el estado de amenaza deben estar adaptados a la realidad geográfica del territorio donde estamos tratando de fijar las prioridades de conservación (Fraser *et al.*, 2004; Martín, 2004; Molloy *et al.*, 2002). En este sentido, en España, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza ha elaborado directrices

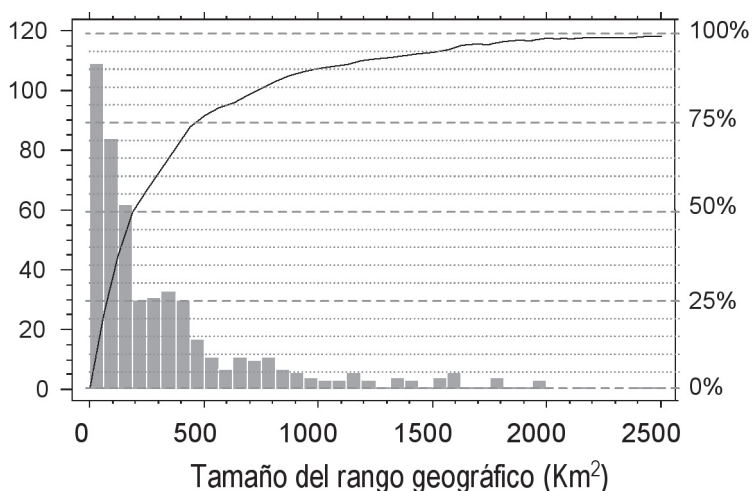


Figura 3. Tamaño del área geográfica de distribución de 521 especies endémicas de la flora de Canarias y curva acumulada. El área geográfica media es de 356 km<sup>2</sup>.

para la evaluación del estado de amenaza de las especies a nivel nacional (Dirección General para la Biodiversidad, 2004) y el Gobierno de Canarias ha hecho lo propio a nivel regional (BOC, 2005).

## Potencial de pérdida

El potencial de pérdida lo marca la singularidad taxonómica de la especie: es mayor en una especie que es el único representante de una familia -pues si la especie desaparece se pierde una familia entera-, y menor en una especie que cuenta con abundantes congéneres en la misma región (Bramwell y Rodrigo, 1982). Igual razonamiento podría aplicarse por debajo del nivel de especie, aunque la incertidumbre en este ámbito de la taxonomía obliga a la cautela, especialmente con la emergencia de las herramientas moleculares que están cuestionando gran parte de la sistemática por debajo del nivel de especie. Sólo en las aves, la proporción de subespecies no válidas estaría entre el 97% (Zink, 2004) y el 64% (Phillimore y Owens, 2006). Algunos autores sostienen que dada la urgencia global de conservación, la ambigüedad taxonómica y la escasez de recursos, no debieran priorizarse las subespecies (Craig, 2002).

Para una correcta evaluación del potencial de pérdida es necesario disponer de una taxonomía clara, lo cual no siempre ocurre; de hecho, hay cierta inflación taxonómica (Isaac *et al.*, 2004) que incide incluso en las categorías de amenaza y, por tanto, en los sesgos para evaluar la inminencia de pérdida (Haig *et al.* 2006). Por ejemplo *Crocidura ossorio* era una especie de musaraña que se creía endémica de la isla de Gran Canaria. Vivía en un hábitat boscoso muy alterado y amenazado, de modo que la especie se catalogó como en peligro de extinción. Sin embargo un análisis molecular posterior y una revisión taxonómica reveló que dicha especie se correspondía en realidad con la cosmopolita *Crocidura russula*, y su presencia en Gran Canaria se debió posiblemente

a una introducción (Vogel *et al.*, 2003). Este tipo de reordenaciones taxonómicas está siendo muy común en los últimos años a medida que se utilizan las herramientas moleculares para aclarar situaciones de taxones cuya morfología no permite una discriminación clara. Los taxones que más cambios están experimentando son aquellos descritos hace un siglo, o más, bajo parámetros morfológicos tipológicos de dudosa validez taxonómica y, sobre todo, en el nivel de las subespecies (Harris y Froufre, 2005).

La taxonomía bien aplicada puede ayudar a salvar especies ya que permite establecer prioridades de forma coherente, pero también puede condenarla cuando no es lo suficientemente robusta, bien porque no es capaz de reconocer una especie válida y entonces queda fuera de la escala de prioridades (Daugherty *et al.*, 1990), o bien porque considera amenazada una especie no válida en perjuicio de otros taxones válidos. Algunas instituciones encargadas de establecer prioridades entre especies para su conservación, como la Administración de la Columbia Británica, desechan considerar taxones de filiación ambigua (Vennesland, 2002). La diversidad filogenética, medida mediante la longitud de las ramas de cada especie dentro de un filograma, es un indicador de la información contenida en cada especie -y por tanto de la magnitud de la pérdida-, que puede contrarrestar las deficiencias de la taxonomía (Barker, 2002), pero requiere disponer de extensos árboles filogenéticos que abarquen, al menos, todos los grupos sobre los que estamos evaluando prioridades.

## Aspectos prácticos

La lista de especies prioritarias obtenida a partir de los criterios indicados, debe someterse a una reevaluación en el momento de planificar otras acciones de conservación diferentes a la catalogación, tales como seguimiento ecológico, medidas *ex situ*, traslocación, etc. Los criterios

de prioridad dependerán del nuevo objetivo que se establezca y estarán muy influidos por las posibilidades de éxito en la recuperación, la facilidad de acceso a las poblaciones o el grado de aceptación popular de la especie, entre otros parámetros. La consideración de diferentes criterios de evaluación explica el desfase que a menudo se observa entre la lista de especies prioritarias obtenida bajo criterios estrictamente de responsabilidad de acción, y la lista de especies sobre las que se interviene en la práctica.

Cuando los criterios de preocupación social difieren demasiado de los basados en la responsabilidad de acción es probable que la decisión final recaiga en las especies más vistosas, que no siempre coinciden con las que realmente necesitan una acción más urgente. La conservación de especies bandera es uno de los tópicos usados históricamente para justificar el abandono de especies poco aparentes o menos atractivas (Mace *et al.*, 2006). Sin embargo, considerando la magnitud de la actual crisis de la biodiversidad, hay ya razones sobradas para reorientar la conservación en la línea de colocar los recursos disponibles en las especies realmente más necesitadas, independientemente de su carisma o cualquier otra valoración subjetiva de su relevancia. Solo así podrán realmente optimizarse las decisiones de conservación, habida cuenta los escasos recursos disponibles y la envergadura del propósito de frenar la pérdida de biodiversidad.

## Bibliografía

Bañares, A. 1994. Recuperación de la flora amenazada de los parques nacionales canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología*, 8: 227-244.

Barker, G. 2002. Phylogenetic diversity; a quantitative framework for measurement of priority and achievement in biodiversity conservation.

*Biological Journal of the Linnean Society*, 76(2): 165-194.

BOC. 2005. ORDEN de 13 de julio de 2005, por la que se determinan los criterios que han de regir la evaluación de las especies de la flora y fauna silvestres amenazadas. nº 143, Viernes 22 de Julio de 2005.

Bramwell, D. y Rodrigo, J. 1982. Prioridades para la conservación de la diversidad genética en la flora de las Islas Canarias. *Botánica macaronésica*, 10: 3-17.

Bunnell, F.L., Campbell, R.W. y Squires, K.A. 2004. Conservation priorities for peripheral species: the example of British Columbia. *Can. J. For. Res.*, 34: 2240-2247.

Bunnell, F.L. y Squires, K.A. 2004. Plagued by a plethora of peripherals: refining guidelines for peripheral taxa. *Proceedings of the Conference on Species at Risk, pathway to recovery*, march 2-6, 2004, Victoria, British Columbia.

Carrascal, L.M y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia*, 62 (número extraordinario): 523-538.



Craig, R.J. 2002. Endangered species, provincialism and a continental approach to bird conservation. *Bird Conservation Research*, 7. 17 pp.

Daugherty, C.H., Cree, A., Hay, J.M. y Thompson, M.B. 1990. Neglected taxonomy and continuing extinctions of tuatara (*Sphenodon*). *Nature*, 347(6289):177-179.

De Gramont, P.C. y Cuarón, A.D. 2006. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology*, 20(1): 14-27.

- Dirección General para la Biodiversidad. 2004. *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.
- Doherty, P.F. Jr., Boulinier, T. y Nichols, J.D. 2003. Local extinction and turnover rates at the edge and interior of species' ranges. *Ann. Zool. Fennici*, 40: 145–153.
- Dunn E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 1999. Priority-Setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. *Conservation Biology*, 13(6): 1404-1415.
- Dunn E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 2001. Reply to letter: Conservation value and rankings of exotic species. *Conservation Biology*, 15(4): 818.
- Durka, W. 1999. Genetic diversity in peripheral and subcentral populations of *Corrigiola litoralis* L. (Illecebraceae). *Heredity*, 83: 476-484.
- Eaton, M., Gregory, R.D., Noble, D.G., Robinson, J.A., Hughes, J., Procter, D., Brown, A.F. y Gibbons, D.W. 2004. Regional IUCN red-listing: the process as applied to birds in the United Kingdom. *Conservation Biology*, 19(5): 1557-1570.
- Fay, J.J. y Thomas, W.L. 1983. Endangered and threatened species listing and recovery priority guidelines. *Federal Register, US Fish and Wildlife Service*, 48(184): 43.098-43.105.
- Fraser, D.F., Cannings, S.G., Paige, K., Nelson, K. y Harcombe, A.P. 2004. Risk listing and setting conservation priorities for species in British Columbia -A review of current practices. En Hooper, T.D. (ed.) "Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference", 2-6 de marzo, Victoria, British Columbia.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 511–516.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. y Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. *Conservation Biology*, 15(5) : 1206-1212.
- Haig, S.M., Beever, E.A., Chambers, S.M., Draheim, H.M., Dugger, B.D., Dunham, S., Elliott-Smith, E., Fontaine, J., Kesler, D.C., Knaus, B., Lopes, I.F., Loschl, P., Mullins, T.D. y Sheffield, L.M. 2006. Taxonomic considerations in listing subspecies under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology*, 20(6): 1584-1594.
- Harris, J.D. y Froufe, E. 2005. Taxonomic inflation: species concept or historical geopolitical bias? *Trends in Ecology & Evolution*, 20:6–8.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.*, 42: 73-88.
- Helbig, A.J., Knox, A.G., Parkin, D.T., Sangster, G. y Collinson, M. 2002. Guidelines for assigning species rank. *Ibis*, 144: 518–525.
- Holt, R.D. y Keitt, T.H. 2000. Alternative causes for range limits: a metapopulation perspective. *Ecology Letters*, 3: 41-47.
- Hughey K.F.D., Cullen, R. y Moran, E. 2003. Integrating Economics into Priority Setting and Evaluation in Conservation Management. *Conservation Biology*, 17(1): 93-.
- Huenneke, L.F. 1991. Ecological Implications of Genetic Variation. En Falk, D.A. y Holsinger, K.H. (eds.) "Genetics and conservation of rare plants". Oxford University Press, Oxford, UK: 31-44.

- Isaac, N.J.B., Mallet, J. y Mace, G.M. 2004. Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 464–469.
- Lawton, J.H. 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 8: 409-413.
- Lesica P. y Allendorf, F.W. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology*, 9:753-760.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. y Leader-Williams, N. 2006. Prioritizing Choices in Conservation. En D.W. Macdonald y K. Service (eds.) “*Key topics in conservation biology*” Blackwell Publishing, Malden, MA USA: 17-34.
- Machado, A. 1989. Planes de recuperación de especies. *Ecología*, 3: 23-43.
- Martín, J.L. 2004. Propuesta metodológica para la catalogación de especies amenazadas en Canarias. 385-411. En Fernández-Palacios, J.M. y Morici, C. (eds), *Ecología Insular*. Asociación española de ecología terrestre y Cabildo Insular de la Palma.
- Master, L. 1991 Assessing threat and setting priorities for conservation. *Conservation Biology*, 5: 559-563.
- Molloy, J., Bell, B., Clout, M., De Lange, P., Gibbs, G. Given, G., Norton, D., Smith, N. y Stephens, T. 2002. *Classifying species according to threat of extinction. A system for New Zealand. Threatened species* occasional publication, 22: 1-26.
- O’Grady, J.J., Burgman, M.A., Keith, D.A., Master, L.L., Andelman, S.J., Brook, B.W., Hammerson, G.A., Regan T. y Frankham, R. 2004. Correlations among extinction risks assessed by different systems of threatened species categorization. *Conservation Biology*, 18: 1624-1635.
- Pärtel M., Kalamees, R., Reier, U., Tuvi, E.L., Roosaluuste, E., Vellak, A. y Zobel, M. 2005. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*, 123(3): 271-278.
- Patten, M.A, Erickson, R.A., Dunn, E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 2001. Conservation Value and Rankings of Exotic Species, *Conservation Biology*, 15(4): 817-818.
- Peterson, A.T. 2001. Endangered species and peripheral populations: cause for reflection. *Endangered species UPDATE*, 18(2): 30-31.
- Phillimore, A.B. y Owens, P.F. 2006. Are subspecies useful in evolutionary and conservation biology?. *Proceedings of The Royal Society of London*, B 273: 1049-1053.
- Possingham, H. P., Andelmann, S.J., Burgman, M.A. y Medellin, R.A. 2002. Limits to the use of threatened species list. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 503-507.
- Possingham, H.P. y Shea, K. 1999. The business of biodiversity. *Australian Zoologist*, 31: 3-5.
- Regan, T.J., Burgman, M.A., McCarthy, M.A., Master, L.L., Keith, D.A., Mace, G.M. y Andelman, S.J. 2005 The consistency of extinction risk classification protocols. *Conservation Biology*, 19(6): 1969-1977.
- Roberts, L. 1988. Hard choices ahead on biodiversity. *Science*, 241: 1759-61.
- Safriel, U.N., Volis, S. y Kark, S. 1994. Core and peripheral populations and global climate change. *Israel Journal of Plant Sciences*, 42: 331-345.
- Sagarin, R.D. y Gaines, S.D. 2002. The abundant centre distribution: to what extent is it biogeographic?



graphical rule?. *Ecology Letters*, 5: 137-147.

Tye, A. 2002. *Revisión del Estado de Amenazas de la flora Endémica de Galápagos*. Fundación Científica Charles Darwin Santa Cruz. Galápagos.

UICN. 2001. *Categorías y criterios de la lista roja de UICN: versión 3.1*. Comisión de supervivencia de especies de UICN. UICN, Gland/Cambridge. 33 pp.

UICN. 2003. *Guidelines for application of UICN Red List Criteria at regional level: v 3.0*. Comisión de supervivencia de especies de UICN. UICN, Gland/ Cambridge.

UICN, PNUMA, WWF. 1980. Estrategia mundial para la conservación. La conservación de los recursos vivos para el logro de un desarrollo sostenido. UICN, Gland (Suiza).

Vennesland, R. 2002. *Species ranking in British Columbia*. B.C. Conservation Data Centre. Ministry of sustainable, resource managment. 4 pp.

Vogel, P., Cosson, J-F. y López-Jurado, L.F. 2003. Taxonomic status and origin of the shrews (Soricidae) from the Canary Islands inferred from a mtDNA comparison with the European *Crocidura species*. *Molecular phylogenetics and evolution*, 25: 271-282.

Zink, R. M. 2004. The role of subspecies in obscuring avian biological diversity and misleading conservation policy. *Proceedings of The Royal Society of London*, B 271:561–564.

