



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

DIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN
DE LOS MAMÍFEROS DE SUDAMÉRICA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTOR EN CIENCIAS

P R E S E N T A

FRANCISCO PABLO ORTEGA BAES

DIRECTOR DE TESIS: DR. GERARDO J. CEBALLOS GONZÁLEZ

MÉXICO, D.F.

AGOSTO, 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Se reconoce a la DGEP por la beca otorgada (temporal).

Se reconoce a los miembros del Comité Tutorial:

Dr. Gerardo Jorge Ceballos González

Dr. Víctor Sánchez Cordero Dávila

Dr. Jorge Soberón Mainero

Ante la adversidad...

vuela más alto!

*A Ale, Angy, Carlitos, Guada, Jorge, Laura, Mariana, Nato, Piky, Panchito, Pompe,
Seba, Silvia S, Silvia B y Walter por la amistad, la lealtad,....
y por darme la fuerza para seguir adelante.*

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mi director de tesis, Gerardo Ceballos. Conocí a Gerardo cuando realizaba mis estudios de Maestría. A partir de ese momento establecí una relación que ha sido muy importante para mi vida académica. Él ha sido generoso a todo nivel y me ha brindado todo el apoyo necesario para poder crecer y obviamente concretar este doctorado. Como olvidar que cuando todo parecía que se caía estabas firme dándome la fuerza para continuar. Esas palabras de aliento y todo tu apoyo fueron cruciales para poder terminar. Gracias por escucharme siempre y por creer en mí. Muchas gracias por apoyar a mi grupo de trabajo.

Quiero agradecer muy especialmente a mis amigos Silvia y Luis por la amistad y el apoyo en todos estos años. Silvia gracias por atender mis “cosas” en Salta y por ayudarme en todo lo que necesité con mi tesis. Luis gracias por escucharme, ayudarme a no caer y por brindarme un hogar en México.

A todos los “chiquitines” y los “gorilas” del LABIBO: Ale, Angy, Carlitos, Jorge, Laura, Mariana, Nato, Piky, Panchito, Pompe, Seba, Silvia y Walter por la amistad, la lealtad y por darme la fuerza para continuar. Gracias por todos los momentos vividos. Walter gracias por la ayuda con los mapas y todo lo que necesité con mi tesis. A Seba, Carlitos, Jorge, Nanis y Claudio por ayudarme con la base de datos. A los “gorilas” por ayudarme en ese enero glorioso!

A Guada por su amistad, lealtad, paciencia y por su apoyo constante.

A Dury por su amistad y el apoyo todos estos años. A sus hijos por todo el cariño que me brindan.

A mi amigo Piky Esper por todos los momentos compartidos.

A mis amigos Leti y Chano por todo el apoyo brindado estos años y por compartir ideas y proyectos.

A Martín Gorostiague por su amistad y la ayuda en el 2004, que fue importantísima. A Diego Baldiviezo por todos los momentos compartidos. A María Saravia por todo el apoyo brindado durante los años que trabajamos juntos. A Omar Pizzorno por los momentos compartidos y su apoyo. A mis compañeras de la Facultad de Ciencias Naturales de la UNSa, Carmen Hernández, Gladys Chilo, Graciela Caruso, Mariana Pocoví, Mercedes Alemán, Miriam Ochoa, Noemí Acreche, Periquita Visuara, Rebeca Carabajal, Silvia Gómez Molina, Viviana Broglia y Alejandra Barrios por todo el apoyo brindado. A Carlos Gómez y Luis Haro por los momentos compartidos y por la colaboración que brindaron en los proyectos del laboratorio.

Quiero agradecer muy especialmente a Juan y Heliot por la amistad, el apoyo y sobre todo por ayudarme con todos los trámites administrativos. Heliot muchas gracias por la ayuda con los mapas y la base de datos.

A Mariana Rojas por su amistad, por su solidaridad y por escucharme siempre.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Ale, Andrea, Bety, Chucho, Claudia C, Claudia G, Cuau, Emanuel, Felipe, Georgina, Giselle, Juan, Heliot, Luli, María, Melissa, Paulina, Rafa, Rurik, Segundo y Yola por todo los momentos vividos. A Giselle, Chucho y Yola por la ayuda brindada. A Luli por su amistad y alegría y por ayudarme siempre que lo necesité.

Quiero agradecer a los integrantes de mi comité de admisión Dres Stella Giannoni, Ricardo Ojeda y Carlos Borghi por el tiempo que destinaron a ese propósito y por los aportes que brindaron para mejorar mi proyecto.

Mi Comité Tutorial estuvo integrado por los Dres. Gerardo Ceballos, Víctor Sánchez Cordero y Jorge Soberón, a quienes agradezco todo el tiempo brindado y la ayuda con mi proyecto. Muchas gracias por la celeridad con que me ayudaron a cumplir con mis trámites administrativos.

Quiero dar un especial agradecimiento a los integrantes de mi jurado Dres Irma Trejo, Gerardo Ceballos, Rodrigo Medellín, Joaquín Arroyo Cabrales, Víctor Sánchez Cordero, Julio Campo y Rurik List, quienes corrigieron el manuscrito con gran celeridad y realizaron importantes aportes para mejorar significativamente su factura. Quiero agradecer a Rodrigo Medellín su apoyo durante mis estudios de doctorado.

En el orden institucional, quiero agradecer a la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta por otorgar la licencia que me permitió concretar la estancia en México. A la cátedra de Botánica Agrícola por permitir la licencia. Deseo agradecer a los Dres Rodolfo Dirzo y Julio Campo, a cargo del Departamento de Docencia y Posgrado del Instituto de Ecología, todo el apoyo brindado durante el desarrollo de mi doctorado. Por igual razón, quiero agradecer al Dr. Juan Nuñez, Coordinador del Posgrado en Ciencias Biológicas. Al personal del Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM por la ayuda con los trámites administrativos, principalmente a Lilia y Lola. Al personal de la biblioteca por toda su colaboración.

Finalmente, quiero agradecer a mi familia. A mi madre, por su amor y porque se todo lo que le costó que yo estuviera tan lejos. A mis hermanos y a

mis sobrinos. A Mary y Ely por todo el cariño que me brindan y por lo importante que son en mi vida. A mi tía Ñata y a mi prima Guady.

Contenido

Resumen	1
Abstract	2
Introducción General	3
Capítulo I. Prioridades de conservación para los mamíferos de Sudamérica: ¿que diversidad está siendo protegida en los países megadiversos?	18
Capítulo II. Patrones de diversidad en los mamíferos de Sudamérica: congruencia entre riqueza de especies, endemismo y rareza.	36
Capítulo III. El desempeño de sustitutos de la diversidad en la selección de áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de Sudamérica.	58
Capítulo IV. Efectividad del sistema de áreas protegidas de Argentina: una evaluación con base en los mamíferos.	80
Capítulo V. La diversidad de los países de América: factores que la explican y generalidad de las prioridades.	106
Discusión General y Conclusiones	127
Anexo Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae.	

Resumen

En la tesis se evaluó si los países megadiversos son efectivos en representar la diversidad de mamíferos de Sudamérica. Los resultados indican que los recursos deben canalizarse también en otros países que son importantes por sus niveles de endemismo. Se demostró que la diversidad de los países de América se explica por el área, pero no por la posición latitudinal de cada país. Los países prioritarios seleccionados con base en mamíferos y cactus mostraron una alta efectividad. Además, se demostró una baja congruencia entre los “hotspots” de riqueza de especies, de especies endémicas y de especies raras. Esto implica que debe usarse más de un aspecto de la diversidad cuando se seleccionan áreas especialmente diversas. En la tesis, se evaluó si los taxa superiores (familias y géneros) y los grupos indicadores (especies raras y endémicas) pueden ser utilizados como sustitutos de la diversidad. Los resultados indican que las especies raras y las endémicas tienen un buen desempeño como sustitutos. Por último, se puso a prueba la idea que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Argentina tiene una baja efectividad en la protección de los mamíferos de este país, lo que fue demostrado. Se sugiere que las áreas protegidas de jurisdicción local o regional, ubicadas en los sitios prioritarios, se incorporen al sistema. Los aspectos analizados en la tesis ofrecen perspectivas nuevas o complementarias a otras propuestas conocidas y deben considerarse como el primer paso para el establecimiento de estrategias concretas para la conservación de la mastofauna sudamericana.

Abstract

In this study, I analyzed the diversity patterns of mammals in South America with the objective to set conservation priorities. The geographical distributions of 1123 mammal species that inhabit that region were used. In the first chapter, the effectiveness of megadiverse countries was assessed. Results indicate that financial resources must be outlined also in other countries that have a high endemism level. In the second chapter, it was demonstrated that a low congruence exists among species richness, endemism and rarity hotspots. This implies that more than one aspect of diversity must be used when hotspots are selected. In the third chapter, it was proved that higher taxa (families and genera) have a low performance as surrogate; while rare and endemic species can be used as indicator groups. In the fourth chapter, the effectiveness of the Protected Areas National Network in Argentina was assessed. Results indicated a low proportion of represented species, particularly endemic species. It is suggested that protected areas of local or regional jurisdiction, located in the chosen sites, have to be incorporated to Protected Areas National Network. In the fifth chapter, it was proved that the diversity of the countries of America is explained by the area but not by the latitudinal position of each country. The priority countries selected based on mammals and cacti showed a high effectiveness. Aspects analyzed in this work offer new or complementary perspectives that must be considered as the first step in the establishment of strategies for mammals conservation in South America.

Introducción General

A escala global, Sudamérica es una de las masas de tierras con mayor biodiversidad de nuestro planeta (Mares 1982, 1986, 1992), con regiones consideradas entre las más importantes por su riqueza de especies y endemismo (Mares 1992, Mittermeier et al. 1998, Kier et al. 2005). Entre estas, los Bosques Tropicales Húmedos de Tierras Bajas y Montanos están considerados entre las ecoregiones con mayor diversidad del planeta (Fig. 1; Myers 1988, 1990, Mittermeier et al. 1998, Kier et al. 2005). Por otra parte cinco países de Sudamérica (Brasil, Perú, Ecuador, Colombia y Venezuela) están calificados como megadiversos (Fig. 2; Mittermeier et al. 1997).

Las acciones de conservación para Sudamérica se han concentrado en la diversidad de los bosques tropicales lluviosos o en los países considerados megadiversos en desmedro de la diversidad de otras unidades ambientales o políticas igualmente importantes o de grupos de especies con patrones particulares en su distribución (Mares 1986, Redford et al. 1990, Mares 1992).

La diversidad de los mamíferos de Sudamérica

Hasta principios de 1990 los mamíferos de América comprendían 1538 especies (33 % del total de especies vivientes; Wilson y Reeder 1993), de las cuáles 1145 se distribuían en la región Neotropical y aproximadamente 1050 en Sudamérica (Wilson y Reeder 1993). Actualmente, a medida que las regiones de Sudamérica son estudiadas y que se realizan revisiones taxonómicas, nuevas especies son reconocidas para esta región (Braun et al. 2000, Mares y Braun 2000, Mares et al. 2000, Patterson 2000, Braun y Mares 2002). En la actualidad, los mamíferos de Sudamérica comprenden 1123 especies, de las cuáles el 40 % corresponde a endemismo político.

En Sudamérica se han descrito en el período 1993-2002, 107 especies nuevas de mamíferos (Wilson y Reeder 2005). El número más alto de nuevas especies corresponde al orden Rodentia, seguido por los órdenes Chiroptera y Primates. Cuando se analiza el número de nuevas especies por países, el mayor número corresponde a Brasil con el 43 %, seguido por Argentina (14 %) y Perú (12 %). Así, la riqueza de especies en Sudamérica, incrementó en un 28.34 %, mientras que el endemismo político un 67.28%. El mayor porcentaje de incremento en la riqueza de especies correspondió a Brasil (27.23 %). Cinco países incrementaron su diversidad entre el 10-17 % (Argentina, Chile, Ecuador, Colombia y Perú). El porcentaje de incremento fue especialmente alto para el endemismo político, con un incremento del 100 % en países con un endemismo relativamente bajo (Chile, Guyana Francesa y Uruguay). En los países diversos el porcentaje de incremento fue también alto con el 92.13 % en Brasil y el 72 % en Argentina y Ecuador.

Se ha indicado que la riqueza de especies de mamíferos en Sudamérica incrementa con la disminución en la latitud (Willig y Sandlin 1991, Kaufman 1995, Willig y Gannon 1997, Kaufman y Willig 1998, Ruggiero 1999, Willig et al. 2003). Sin embargo, este patrón puede variar cuando se analizan los órdenes separadamente (Ruggiero 1994). Los murciélagos y los primates exhiben un gradiente latitudinal más marcado y contribuyen en mayor medida al incremento en la riqueza de especies de todos los mamíferos en el Neotrópico (Ruggiero 1994, 1999, Kaufman 1995). En Sudamérica, los roedores histicognatos no cumplen con el patrón de aumento de la riqueza de especies hacia el trópico (Ruggiero 1994). La diversidad de mamíferos se ha asociado con variables correlacionadas con la latitud, como la tasa de

evapotranspiración, la temperatura, la precipitación y la productividad (Ruggiero 1999, Real et al. 2003, Ruggiero y Kitzberger 2004, Tognelli y Kelt 2004).

Además, se ha indicado que el tamaño del bioma puede explicar los patrones latitudinales de la riqueza de especies para mamíferos extratropicales de Sudamérica (hipótesis del área geográfica; Ruggiero 1999, Willig et al. 2003).

Paralelamente a estos importantes avances en el conocimiento de la diversidad de los mamíferos sudamericanos, muchos hábitats se han transformado, con la consecuente amenaza para esta diversidad (Primack et al. 2001). Existe coincidencia en que la pérdida y la degradación del hábitat, la presión de caza y la introducción de especies exóticas son los principales factores de amenaza para los mamíferos sudamericanos (Mares y Genoways 1982, Mares y Ojeda 1984, Mares 1986, Ceballos y Simonetti 2002). Por ejemplo, las especies de camélidos han perdido al menos el 50 % de su área de distribución geográfica original (Franklin 1982, Ojeda y Mares 1982). Otras especies como *Ozotocerus bezoarticus*, *Tapirus terrestris*, *Panthera onca* y *Chinchilla chinchilla* han retraído sus rangos de distribución históricos debido al impacto de las actividades humanas (Ojeda y Mares 1982, Roig 1991). A nivel regional, las pérdidas de poblaciones de mamíferos han sido más altas en la región Pampeana de Argentina, en la Mata Atlántica de Brasil y en las regiones costeras de Ecuador y Perú (Ceballos y Ehrlich 2002).

Recientes estimaciones han indicado que el 16 % de la superficie de Sudamérica está destinada como área protegida. En esta región los bosques tropicales y los templados tienen una proporción mayor de superficie destinada a áreas protegidas, mientras que las sabanas templadas y las ecoregiones de tipo mediterráneo son las que tienen la menor superficie destinada a este

propósito (Brooks et al. 2004). Entre las regiones identificadas a escala global como prioritarias para extender el sistema de áreas protegidas, se han citado las regiones de los Andes y los bosques vecinos del Pacífico en la región del Chocó y Tumbes y el Bosque Atlántico (Rodrigues et al. 2004).

En este contexto de ideas, se ha desarrollado un proyecto de investigación cuyos resultados se presentan en cuatro capítulos. En el primer capítulo, titulado ***Prioridades de conservación para los mamíferos de Sudamérica: ¿que diversidad está siendo protegida en los países megadiversos?***, se puso a prueba la idea que los países megadiversos de Sudamérica son eficientes en representar una alta proporción de la diversidad de mamíferos de esta región. Si esto fuera cierto, podría suponerse que los recursos que se destinan para acciones de conservación en estos países estarían enfocándose en la diversidad de mamíferos sudamericanos. Para poner a prueba esta idea, la efectividad de estos países se comparó con otros dos grupos de países prioritarios: países seleccionados por su riqueza de especies y países seleccionados por el principio de complementariedad. Los resultados indican que los países megadiversos registraron la menor representatividad de los grupos de especies evaluados. Estos resultados ponen de manifiesto que los recursos destinados a la conservación de los mamíferos sudamericanos deben canalizarse también en otros países que son importantes por sus niveles de endemismo o por su importancia relativa en la conservación de las especies de ciertos órdenes de mamíferos.

En el segundo capítulo, titulado ***Patrones de diversidad en los mamíferos de Sudamérica: congruencia entre riqueza de especies, endemismo y rareza***, se analizaron los patrones espaciales de la riqueza de

especies, de las especies raras y del endemismo político de los mamíferos de Sudamérica, poniendo a prueba la idea que existe una baja congruencia entre las áreas más diversas para cada uno de estos aspectos de la diversidad. Los resultados indican que como se ha descrito a escala global y para otros grupos de animales, no existe congruencia entre la riqueza de especies, el endemismo y la rareza. Esto es de suma importancia para las estrategias de conservación que se concentran en las áreas especialmente diversas, por cuanto implica que deberían usarse más de un aspecto de la diversidad cuando se seleccionan dichas áreas.

El tercer capítulo titulado ***El desempeño de sustitutos de la diversidad en la selección de áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de Sudamérica***, analiza el papel de los taxa superiores (familias y géneros) y los grupos indicadores (especies endémicas y raras) como sustitutos de la diversidad. En este capítulo se puso a prueba la idea que los taxa superiores tienen un bajo desempeño como sustitutos de la diversidad porque las áreas seleccionadas con base en este criterio tienen una baja representatividad de especies prioritarias (raras y endémicas). Además, se puso a prueba la idea que si las especies raras son un buen sustituto de la diversidad de mamíferos sudamericanos, el endemismo también lo sería debido a que una alta proporción de las especies endémicas son raras. Tal como se esperaba las áreas seleccionadas por taxa superiores registraron un bajo desempeño en la representación de la diversidad de mamíferos sudamericanos, sobre todo de las especies prioritarias. De igual manera como se esperaba las áreas seleccionadas con base en las especies endémicas representaron una alta proporción de las especies evaluadas. Por lo tanto, las

especies endémicas se desempeñaron como un buen sustituto de la diversidad.

En el cuarto capítulo, titulado ***Efectividad del sistema de áreas protegidas de Argentina: una evaluación con base en los mamíferos***, se evaluó la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) de este país en proteger la diversidad taxonómica de mamíferos. Se puso a prueba la idea que el SNAP es inefectivo en representar la diversidad del país porque se ha instrumentado sin tener en cuenta una planificación sistemática. Esta evaluación se consideró importante porque facilitará la definición de la estrategia de expansión del sistema de áreas protegidas. Los resultados indicaron que el SNAP de Argentina es inefectivo en representar la diversidad de los mamíferos terrestres del país, fundamentalmente de las especies endémicas. Se sugiere que las áreas protegidas de jurisdicción local o regional y que se localizan en los sitios considerados prioritarios sean incorporados al SNAP de Argentina.

En el quinto capítulo, titulado ***La diversidad de los países de América: factores que la explican y generalidad de las prioridades***, se puso a prueba la idea que los países de América tienen diferentes niveles de diversidad porque los mismos difieren en área y posición latitudinal. Es decir, los países con mayor superficie serán más diversos, al igual que los que tienen posición tropical. Además, se evaluó la generalidad de las prioridades seleccionadas con base en mamíferos y cactus. De acuerdo a los resultados, el área de cada país, pero no la posición latitudinal, explicó la riqueza de especies de los países de América. Los resultados indican que la congruencia es alta, aunque no total entre los países seleccionados por mamíferos y cactus. Una alta proporción de

la diversidad de un grupo es contenida por los países seleccionados con base en el otro grupo. Debido al análisis detallado que se realizó para los cactus, el comité tutorial recomendó la publicación de un manuscrito específico, mismo que fue aceptado en la revista *Biodiversity and Conservation* y que figura como anexo de la tesis.

Finalmente, se presenta una discusión general donde se analizan y discuten los resultados de los cinco capítulos.

Referencias

- Braun J.K., Mares M.A. y Ojeda R.A. 2000. A new species of grass mouse, genus *Akodon* (Muridae: Sigmodontinae), from Mendoza Province, Argentina. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 216-225.
- Brown, J.H. 1995. *Macroecology*. University Chicago Press.
- Braun J.K. y Mares M.A. 2002. Systematics of the *Abrocoma cinerea* species complex (Rodentia: Abrocomidae), with a description of a new species of *Abrocoma*. *Journal of Mammalogy* 83: 1-19.
- Brooks T.M., Bakkarr M.I., Bouche T., Da Fonseca G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., Olivieri S., Parrish J., Pressey R., Rodrigues S.L., Sechrest W., Stattersfield A., Strahm W. y Stuart S.N. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *Bioscience* 54: 1081-1091.
- Ceballos G. y Ehrlich P.R. 2002. Mammals population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.
- Ceballos G. y Simonetti J.A. 2002 (eds). *Diversidad y conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-Instituto de Ecología. México.

- Franklin W. 1982. Biology, Ecology, and relationship to man of the South American camelids. Pp: 457-489. En: Mares, M.A. y Genoways, H.H. (eds). Mammalian biology in South America. Pymatuning Symposia in Ecology 6., Special Publications Series, Pymatuning Symposia in Ecology, University of Pittsburgh. Pittsburgh, Pennsylvania.
- Kaufman, D.M. 1995. Diversity of New World mammals: universality of the latitudinal gradients of species and bauplans. *Journal of Mammalogy* 76: 322-334.
- Kaufman D.M. y Willig M.R. 1998. Latitudinal patterns of mammalian species richness in the New World: the effects of sampling method and faunal group. *Journal of Biogeography* 25: 795-805.
- Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T.H., Küper W., Kreft H. y Barthlott W. 2005. Global patterns of plants diversity and floristic knowledge. *Journal Biogeography* 32: 1107-1116.
- Mares M.A. 1982. The scope of South American mammalian Biology: Perspectives on a decade of research. Pp. 1-26. En: Mares, M.A. y Genoways, H.H. (eds). Mammalian biology in South America. Pymatuning Symposia in Ecology 6., Special Publications Series, Pymatuning Symposia in Ecology, University of Pittsburgh. Pittsburgh, Pennsylvania.
- Mares M.A. 1986. Conservation in South America: problems, consequences and solution. *Science* 233: 734-739.
- Mares M.A. 1992. Neotropical Mammals and the Myth of Amazonian Biodiversity. *Science* 255: 976-979.

- Mares M.A. y Braun J.K. 2000. Three new species of *Brucepattersonius* from Misiones Province, Argentina. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History* 9: 1-13.
- Mares M.A., Braun J.K., Barquez R.M. y Díaz M. 2000. Two new genera and species of halophytic desert mammals from isolated SALT flats in Argentina. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University* 203: 1-27.
- Mares M.A. y Genoways H.H. (Eds.). 1982. *Mammalian biology in South America. Pymatuning Symposia in Ecology* 6., Special Publications Series, Pymatuning Symposia in Ecology, University of Pittsburgh. Pittsburg, Pennsylvania.
- Mares M.A. y Ojeda R.A. 1984. Faunal commercialization and conservation in South America. *Bioscience* 34: 580-584.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. *Megadiversidad: Los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX. México.
- Mittermeier R.A., Myers N. y Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspot and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 178-208.
- Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- Ojeda R. A. y Mares M.A. 1982. Conservation of South American mammals: Argentina as a paradigm. Pp: 505-521. En: Mares, M.A. y Genoways, H.H. (eds). *Mammalian biology in South America. Pymatuning Symposia*

- in Ecology 6., Special Publications Series, Pymatuning Symposia in Ecology, University of Pittsburgh. Pittsburgh, Pennsylvania.
- Olson D.M. y Dinerstein E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
- Patterson B.D. 2000. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions* 6: 145-151.
- Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. y Massardo F. (eds) 2001. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Real R., Barbosa A.M., Porras D., Kin M.S., Marquez A.L., Guerrero J.C., Palomo L.J., Justo E.R. y Vargas J.M. 2003. Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina. *Journal of Biogeography* 30: 939–947.
- Redford K.H., Taber A. y Simonetti J.A. 1990. There is more to biodiversity than the tropical rain forests. *Conservation Biology* 4: 328-330.
- Rodrigues S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffman M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart SN, Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E. y Yan X. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54: 1092-1100.
- Roig V.G. 1991. Desertification and distribution of mammals in the Southern Cone of South America. Pp 239-279. En: Mares, M. y Schmidly, D.J.

(eds). Latinoamerican mammalogy: history, diversity and conservation.
University of Oklhahoma Press.

Ruggiero A. 1994. Latitudinal gradients of the sizes of mammalian geographical ranges in South America. *Journal of Biogeography* 21: 545-559.

Ruggiero A. 1999. Spatial patterns in the diversity of mammals species: a test of the geographic area hypothesis in South America. *Ecoscience* 6: 338-354.

Ruggiero A. y Kitzberger T. 2004. Environmental correlates of mammal species richness in South America: effects of spatial structure, taxonomy and geographic range. *Ecography* 27:401-416.

Tognelli M.F. y Kelt D. 2004. Analysis of determinants of mammalian species richness in South America using spatial autoregressive models. *Ecography* 27: 427-436.

Willig M.R. y Gannon, M.R. 1997. Gradients of species density and turnover in marsupials: a hemispheric perspective. *Journal of Mammalogy* 78: 756-765.

Willig M.R., Kaufman D.M. y Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematic* 34: 273-309.

Willig M.R. y Sandlin E.A. 1991. Gradients of species density and turnover in New World bats: a comparative of quadrant and band methodologies. Pp. 81-96. En: Mares D.J., Schmidley D.J. (eds). *Latin American mammals: their conservation, ecology, and evolution*. Oklahoma University Press.

Wilson D.E. y Reeder, D.M. 1993. Mammals species of the world: A taxonomic and geographic reference. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.

Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. III edition. The Johns Hopkins University Press.

Leyendas de figuras

Fig. 1. Biomas de Sudamérica. Tomado de Olson y Dinerstein (2002).

Fig. 2. Países de Sudamérica.



Fig. 1



Fig. 2

CAPÍTULO I

**Prioridades de conservación para los mamíferos de
Sudamérica: ¿que diversidad está siendo protegida en los
países megadiversos?**

Introducción

Entre las aproximaciones utilizadas para seleccionar áreas prioritarias de conservación a escala global o continental se encuentra la que considera como unidad de análisis a países o territorios políticos (Sisk et al. 1994, Ceballos y Brown 1995, Arita 1997, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997, Ortega-Baes y Godínez-Álvarez 2006). Este tipo de análisis se basa en el hecho de que aunque la distribución de la biodiversidad no reconoce límites políticos, acciones atinentes a su conservación se realizan en el marco de la soberanía que las naciones tienen sobre sus recursos biológicos y que les permite soportar su desarrollo nacional (Sisk et al. 1994, Ceballos y Brown 1995, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997). Entre los resultados concretos de este enfoque se puede citar el establecimiento del concepto de países megadiversos (Mittermeier 1988, Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001).

Los países megadiversos (17 en la actualidad) son aquellos que presentan una alta riqueza de especies y de endemismo, albergando en conjunto el 66-75 % de la diversidad del planeta (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Estos países tienen prioridad para los organismos internacionales de financiamiento y consecuentemente una mayor cantidad de recursos se ha canalizado en estos países (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001).

A escala global, Sudamérica es uno de los continentes con mayor biodiversidad (Mares 1982, 1986, 1992). Algunas de sus regiones están consideradas entre las más importantes con base en su riqueza de especies y endemismo (Mares 1992, Mittermeier et al. 1997, Myers 2000). Por ejemplo, las

selvas tropicales lluviosas de tierras bajas y montañas de Sudamérica están incluidas entre las regiones con mayor diversidad del planeta (Myers 1988, 1990, Mittermeier et al. 1998). A nivel de países, Brasil, Perú, Ecuador, Colombia y Venezuela están clasificados como países megadiversos (Mittermeier et al. 1997). Como consecuencia de esto, los recursos destinados a acciones de conservación para Sudamérica se han concentrado principalmente en estas regiones y en estos países en detrimento de otros tipos de unidades ambientales o políticas igualmente importantes desde el punto de vista de la biodiversidad (Redford et al. 1990, Mares 1992).

Los mamíferos han sido uno de los grupos utilizados para la determinación de los países megadiversos (Mittermeier et al. 1997). Dado que los criterios principales en la definición de estos países han sido la riqueza de especies y el endemismo (Mittermeier et al. 1997), se esperaría que una alta proporción de la diversidad de mamíferos esté siendo objeto de acciones de conservación, debido a que se han destinado recursos a los cinco países sudamericanos que tienen esta categoría. Sin embargo, es importante indicar que países como Colombia, Ecuador y Venezuela presentan un bajo endemismo de mamíferos, mientras que otros países no considerados megadiversos presentan altos niveles de endemismo (Mittermeier et al. 1997). Además, dado que los cinco países son tropicales, serían redundantes en la diversidad que ellos están protegiendo y no serían eficientes en representar proporciones significativas de los mamíferos sudamericanos. Por lo tanto, cabe preguntarnos: ¿qué proporción de la diversidad de mamíferos está representada en las áreas prioritarias de conservación identificadas mediante el enfoque de países megadiversos?

El propósito de este capítulo fue evaluar la efectividad de los países megadiversos de Sudamérica *sensu* Mittermeier et al. (1997), en contener una alta proporción de la diversidad total y de cada orden de mamíferos, comparando su efectividad con otros grupos de países prioritarios, incluido el seleccionado por el principio de complementariedad. Se incluyeron los órdenes en este análisis debido a que se han registrado variaciones en los patrones espaciales en la riqueza de especies entre órdenes de mamíferos sudamericanos (Ruggiero 1994), lo que podría reflejar diferencias en la proporción de diversidad que es contenida en cada grupo de países.

Materiales y Métodos

La base de datos

Las especies de mamíferos incluidos en el análisis fueron 1123 e incluyen a todas las especies de mamíferos terrestres nativos presentes en Sudamérica. La lista y la información sobre la distribución de las especies en los diferentes países se compiló de acuerdo a Patterson et al. (2003, 2005) y Wilson y Reeder (2005). Con la información se construyó una matriz de presencia-ausencia de cada especie en cada uno de los 13 países sudamericanos (Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Ecuador, Guyana Francesa, Guyana, Paraguay, Perú, Surinam, Uruguay y Venezuela). Con esta información se calculó para cada país el número de especies y el número de especies endémicas (endemismo político). El endemismo político se refiere a las especies que sólo se distribuyen en Sudamérica y tienen registro en un sólo país (Cowling 2001, Ceballos y Erlich 2002).

Países prioritarios

Se evaluó la importancia de los países megadiversos (de ahora en más países megadiversos) con el grupo de países seleccionados de acuerdo a la riqueza de especies (de ahora en más países diversos) y con el seleccionado de acuerdo al principio de complementariedad (de ahora en más países complementarios). De acuerdo a la riqueza de especies de cada país se ordenaron los países, seleccionando los cinco más diversos. Se consideró este número de países para compararlos con los cinco países megadiversos (Brasil, Perú, Colombia, Ecuador y Venezuela; Mittermeier et al. 1997).

Para seleccionar los países por el principio de complementariedad, se utilizó un algoritmo, procediéndose de la siguiente manera: 1) se seleccionó el país que registró la mayor riqueza de especies y se eliminaron de la base todas las especies presentes en el mismo, 2) con las especies remanentes, se procedió a seleccionar el país más rico, eliminándose de la base todas las especies presentes en el mismo, 3) se procedió de esta manera hasta que todas las especies fueron incluidas al menos una vez. También se utilizó en la comparación, los cinco primeros países seleccionados.

La importancia relativa de cada grupo de países en la conservación de los mamíferos sudamericanos se determinó mediante la representatividad. Para ello se calculó el porcentaje de la riqueza de especies, del endemismo y de la riqueza de especies de cada orden que está representado en cada grupo de países prioritarios.

Resultados

Sudamérica presenta 1123 especies de mamíferos terrestres, de los cuáles 455 son endémicas a un país. De acuerdo a la riqueza de especies los cinco

países más diversos fueron Brasil, Perú, Colombia, Bolivia y Argentina, de los cuáles sólo los tres primeros son considerados megadiversos. Brasil presentó el mayor endemismo político seguido por Argentina y Perú (Tabla 1).

De acuerdo al análisis de complementariedad 12 países fueron necesarios para albergar el 100 % de la riqueza de especies. Los cinco países más importantes, en orden decreciente, fueron Brasil, Perú, Argentina, Colombia y Ecuador (Fig. 1).

Brasil, Perú y Colombia fueron los países comunes a los tres grupos de países prioritarios. Los países complementarios registraron la mayor representatividad para la riqueza de especies (93.1 %) y para el endemismo (84.7 %), mientras que la menor correspondió a los países megadiversos (riqueza de especies: 82.4 %; endemismo: 69.9 %). El porcentaje de endemismo en estos últimos fue el más bajo de todos los grupos evaluados (Tabla 2).

La representatividad para la riqueza de especies de los órdenes fue variable. Para cinco de los siete órdenes, los países megadiversos registraron el menor porcentaje (Carnivora, Didelphimorphia, Primates, Rodentia y Xenarthra). Los tres grupos de países fueron igualmente importantes para la riqueza de especies del orden Artiodactyla (85.0 %) y los países megadiversos registraron la mayor representatividad para las especies del orden Chiroptera (97.8 %). Los países diversos registraron los mayores porcentajes para cinco de los siete órdenes, mientras que los países complementarios para cuatro. La representatividad fue del 100 % para Primates (países diversos) y Xenarthra (países diversos y países complementarios; Tabla 2).

Discusión

Debido a que el tiempo y los recursos destinados a la conservación de la biodiversidad son limitados, numerosos estudios se han enfocado en la selección de áreas prioritarias de conservación. Estas áreas han sido seleccionadas con base en su diversidad y grado de amenaza y con el empleo de diferentes grupos de organismos tales como mamíferos, aves, plantas y mariposas, entre otros (Myers 1988, 1990, Sisk et al. 1994, Ceballos y Brown 1995, Ceballos et al. 1998, Mittermeier et al. 1997, 1998). Un enfoque que ha influenciado fuertemente las prioridades a escala global ha sido el de países megadiversos (Sarukhán y Dirzo 2001). Una importante fuente de financiamiento de los organismos internacionales se ha canalizado en los 17 países considerados como tal.

De acuerdo a los resultados, la riqueza de especies de cada país no concuerda con los reportados por otros autores (Mittermeier et al. 1997, Groombridge y Jenkins 2002, Duff y Lawson 2004). Tres causas pueden explicar las diferencias registradas en este trabajo con respecto a las fuentes de uso corriente. La primera de ellas tiene que ver con el hecho de que nuevas especies se han descrito en los años recientes lo que modifica el número total sobre todo de las endémicas. Otra causa tiene que ver con la validez de ciertas especies, sobre todo de aquellas que han sido descritas en publicaciones locales y que por lo tanto no están disponibles de forma corriente o aquellas que eran consideradas subespecies o sinónimos y con posterioridad se consideran especies válidas. Por último, muchos estudios sobre registros de presencia de especies se publican en revistas de circulación reducida (Ceballos y Simonetti 2002). Este es el caso particular de países como Argentina cuya

fauna de mamíferos está subestimada en la literatura de circulación corriente. Si bien se ha destacado el alto nivel de endemismo político de este país (Mittermeier et al. 1997), la validez de muchas de sus especies endémicas es controvertida (por ejemplo, las del género *Ctenomys*; Galliari et al. 1996). Es importante indicar que la inclusión de Argentina como país prioritario explica la mayor representatividad registrada para los países diversos y los complementarios.

La identidad de los países prioritarios seleccionados por complementariedad está influenciada por los patrones en la riqueza de especies de cada uno de los grupos considerados. Si bien la riqueza de especies de mamíferos sudamericanos aumenta hacia bajas latitudes (Willig et al. 2003), los patrones espaciales de la riqueza de algunos órdenes no cumplen con esta tendencia latitudinal en el aumento de especies (Ruggiero 1994). Esto se ve reflejado en la riqueza de especies de cada orden al nivel de país (Sarukhán y Dirzo 2001, Ceballos et al. 2002, Ortega-Baes et al. 2002). En Sudamérica, Argentina, Chile y Uruguay son típicamente templados, mientras que el resto de los países son típicamente tropicales. Esta posición afectará la diversidad presente en cada país,

Los tres grupos de países fueron ineficientes en incluir el 100 % de la diversidad de mamíferos sudamericanos (a excepción de las especies del orden Xenarthra). Si bien el porcentaje de especies representadas fue alto en todos los grupos de países prioritarios, fue más bajo para el grupo de países megadiveros (a excepción de Artiodactyla y Chiroptera). En el grupo países complementarios, la representatividad nunca fue inferior al 84 %, mientras que en el grupo países diversos nunca fue inferior al 83 %. Los porcentajes más

bajos registrados en la representatividad para países megadiversos corresponden al endemismo (inferior al 70 %) y a la riqueza de especies del orden Rodentia (inferior al 71 %), por lo que acciones de conservación canalizados en los países megadiversos serían menos eficientes en proteger las especies de ambos grupos.

Particularmente, las especies endémicas y consecuentemente las áreas ricas en endemismo han sido consideradas como de máxima prioridad (Mittermeier et al. 1997, Ceballos et al. 1998, Cowling 2001). De los cinco países sudamericanos con el mayor nivel de endemismo, sólo Argentina no está clasificado como país megadiverso. En la última década nuevas especies endémicas se han descrito para este país, muchas de las cuáles están asociadas a zonas áridas y semiáridas (Braun et al. 2000, Mares y Braun 2000, Mares et al. 2000, Braun y Mares 2002, Patterson et al. 2003, 2005). Mares (1992), ha indicado que las zonas áridas y semiáridas son las regiones ambientales más ricas en especies de mamíferos de Sudamérica, siendo también las regiones con los más altos niveles de endemismo para este grupo de organismos.

Los resultados presentados en este capítulo indican que una estrategia de conservación para los mamíferos sudamericanos que tenga como foco de atención la diversidad de los países, requerirá acciones en más países que los cinco que tienen prioridad por el enfoque de países megadiversos. Si bien estos países albergan una alta proporción de la biodiversidad sudamericana (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001), existe un alto porcentaje de la riqueza de especies de mamíferos, pero sobre todo del endemismo, que no está siendo objeto de acciones de conservación.

Lo discutido en este capítulo, no significa desconocer la gran diversidad de los países megadiversos de Sudamérica, ni su alta prioridad de conservación. El enfoque de países megadiversos ha sido muy útil en el desarrollo de acciones de conservación a escala global (Sarukhán y Dirzo 2001); sin embargo, se llama la atención sobre la necesidad de complementar este enfoque con otros que han demostrado ser más eficientes en la selección de áreas prioritarias. Tal como se demostró en este capítulo, otros países de Sudamérica requieren atención urgente, sobre todo aquellos que albergan entre sus límites políticos altos niveles de endemismo o que son singulares por la alta diversidad de ciertos grupos de organismos (Redford et al. 1990, Mares 1992).

Agradecimientos

Jorge Soberón, Víctor Sánchez Cordero, Silvia Sühling y Francisco Camardelli revisaron el manuscrito realizando importantes críticas. Heliot Zarza, Claudio Cabral y Francisco Camardelli colaboraron en la construcción de la base utilizada en este trabajo. POB fue apoyado por una beca temporal de la DGP, UNAM.

Referencias

- Arita H. 1997. The non-volant mammal fauna of México: species richness in a megadiverse country. *Biodiversity and Conservation* 6: 787-795.
- Braun J.K., Mares M.A. y Ojeda R.A. 2000. A new species of grass mouse, genus *Akodon* (Muridae: Sigmodontinae), from Mendoza Province, Argentina. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 216-225.

- Braun J.K. y Mares M.A. 2002. Systematics of the *Abrocoma cinerea* species complex (Rodentia: Abrocomidae), with a description of a new species of *Abrocoma*. *Journal of Mammalogy* 83: 1-19.
- Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. y Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699-727.
- Ceballos G. y Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology* 9: 559-568.
- Ceballos G. y Ehrlich P.R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296: 904-907.
- Ceballos G., Ortega Baes P., Sühling, S., Domínguez Y. y Zarza H. 2002. Mamíferos de Venezuela. Pp. 567 – 582, en: *Diversidad y conservación de los mamíferos del Neotrópico* (Ceballos G. y Simonetti J.A., eds). CONABIO-UNAM, México D.F.
- Ceballos G. y Simonetti J.A (eds). 2002. *Diversidad y conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-Instituto de Ecología. México.
- Ceballos G., Rodríguez P. y Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8: 8-17.
- Cowling R.M. 2001. Endemism. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics, pp. 497-507.
- Duff A. y Lawson A. 2004. *Mammals of the world. A checklist*. A & C Black. London.
- Galliani C.A., Pardiñas U.F.J. y Goin F.J. 1996. Lista comentada de los mamíferos de Argentina. *Mastozoología Neotropical* 3: 39-62.

- Groombridge B. y Jenkins M.D. 2002. World atlas of biodiversity. Earth's living resources in the 21st century. University of California Press.
- Mares M.A. 1982. The scope of South American mammalian Biology: Perspectives on a decade of research. Pp. 1-26. En: Mares, M.A. y Genoways, H.H. (eds). Mammalian biology in South America. Pymatuning Symposia in Ecology 6., Special Publications Series, Pymatuning Symposia in Ecology, University of Pittsburgh. Pittsburg, Pennsylvania.
- Mares M.A. 1986. Conservation in South America: problems, consequences and solution. Science 233: 734-739.
- Mares M.A. 1992. Neotropical Mammals and the Myth of Amazonian Biodiversity. Science 255: 976-979.
- Mares M.A. y Braun J.K. 2000. Three new species of Brucepattersonius from Misiones Province, Argentina. Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History 9: 1-13.
- Mares M.A., Braun J.K., Barquez R.M. y Díaz M. 2000. Two new genera and species of halophytic desert mammals from isolated salt flats in Argentina. Occasional Papers, Museum of Texas Tech university 203: 1-27.
- Mittermeier R.A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversitu countries. In: Wilson E.O. (ed.). Biodiversity, pp. 145-153. National Academic Press, Washington, pp. 145-153.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. Megadiversidad: Los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX. México.

- Mittermeier R.A., Myers N. y Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspot and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 178-208.
- Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- Myers N. 2001. Hotspots. Pp. 371-381. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics.
- Ortega-Baes P. y Godínez-Alvarez H. 2006. Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation* 15: 817-827
- Ortega Baes P., Sühring S. y Ceballos G. 2002. Los mamíferos de Uruguay. Pp. 551 -566, en: *Diversidad y conservación de los mamíferos del Neotrópico* (Ceballos, G. y J. A. Simonetti, eds). CONABIO-UNAM, México D.F.
- Patterson B. D., G. Ceballos W. Sechrest M. Tognelli T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2003. *Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0*. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2005. *Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 2.0*. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Redford K.H., Taber A. y Simonetti J.A. 1990. There is more to biodiversity than the tropical rain forests. *Conservation Biology* 4: 328-330.

- Ruggiero A. 1994. Latitudinal correlates of the sizes of mammalian geographical ranges in South America. *Journal of Biogeography*, 21: 545-559.
- Sarukhán J. y Dirzo R. 2001. Biodiversity-rich countries. Pp. 419-436. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academic Press.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592-604.
- Willig M.R., Kaufman D.M. y Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity. *Annual Review Ecological, Evolutionary and Systematics* 34: 273-309.
- Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. III edition. The Johns Hopkins University Press.

Leyendas de figuras

Fig. 1. Curva de acumulación de especies resultado de la selección de los países prioritarios de Sudamérica, por el principio de complementariedad. Ar: Argentina, Bo: Bolivia, Br: Brasil, Co: Colombia, Ch: Chile, Ec: Ecuador, GF: Guyana Francesa, Gu: Guyana, Pa: Paraguay, Pe: Perú, Ur: Uruguay y Ve: Venezuela.

Tabla 1. Diversidad taxonómica de los mamíferos terrestres en los países de Sudamérica. El endemismo político se refiere a la presencia en un solo país. Entre paréntesis el porcentaje de endemismo político. * Países megadiversos.

	Riqueza de especies	Endemismo político
Brasil*	556	171 (30.8)
Perú*	423	60 (14.2)
Colombia*	414	44 (10.6)
Bolivia	343	23 (6.7)
Argentina	332	81 (24.4)
Venezuela*	327	18 (5.5)
Ecuador*	318	31 (9.8)
Guyana	209	0
Surinam	200	0
Guyana F.	194	4 (2.1)
Paraguay	155	4 (2.6)
Chile	98	16 (16.3)
Uruguay	72	2 (2.8)
Total	1123	455 (40.5)

Tabla 2. Representatividad (%) para la riqueza de especies, el endemismo y la riqueza de especies de cada orden para los tres grupos de países prioritarios.

	Países megadiversos	Países diversos	Países complementarios
Riqueza de especies	82.4	92.9	93.1
Endemismo	69.8	83.5	84.7
Artiodactyla	85.0	85.0	85.0
Carnivora	87.0	97.8	97.8
Chiroptera	97.8	96.4	96.9
Didelphimorphia	91.1	95.5	92.5
Primates	96.8	100	96.8
Rodentia	70.9	89.2	89.9
Xenarthra	83.33	100	100

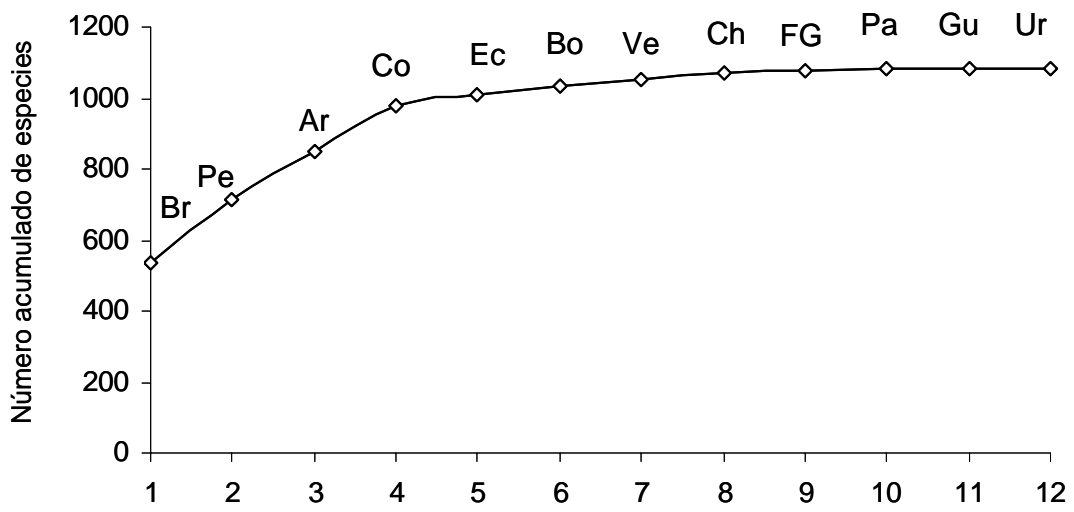


Fig. 1

CAPITULO II

**Patrones de diversidad en los mamíferos de Sudamérica:
congruencia entre riqueza de especies, endemismo y rareza**

Introducción

Un principio bien documentado es que la distribución espacial de los organismos sobre la Tierra no es uniforme, es decir ciertas áreas poseen más especies que otras (Brown 1995, Brown y Lomolino 1998, Gaston 2000). Este patrón en la distribución espacial de la diversidad, más precisamente de la riqueza de especies, el endemismo y la rareza, ha sido tenido en cuenta para identificar el esquema más efectivo de conservación *in situ*. Así, áreas con una alta diversidad han sido consideradas prioritarias para acciones de conservación en comparación con otras que presentan una diversidad más baja. A partir de este criterio se han seleccionado unidades políticas y ambientales (Myers 1988, 1990, Sisk et al. 1994, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997, 1998, Myers et al. 2001, Ortega-Baes y Godínez-Álvarez 2006) y áreas a escala menor (por ejemplo, celdas de 10,000 km²; Ceballos et al. 1998, Ceballos et al. 2005) que tienen prioridad para este propósito.

Numerosos estudios han reportado que la riqueza de especies, la medida de la diversidad más usada, puede variar con la escala espacial y a través de gradientes latitudinales, longitudinales y altitudinales (Gaston y Williams 1996, Brown y Lomolino 1998, Gaston 2000). Sin embargo, la variación espacial de esta u otra medida de la diversidad biológica, es mucho más compleja que lo que puede desprenderse a partir del conocimiento de la variación a lo largo de estos gradientes espaciales. Se ha intentado comprender la manera en que factores ambientales tales como la temperatura, la precipitación, la productividad o la heterogeneidad del hábitat pueden explicar la variación espacial en la diversidad (Gaston 2000).

Una aproximación para comprender los patrones espaciales de la riqueza de especies ha sido entender la manera en que los mismos pueden ser explicados por los patrones espaciales de los grupos que la conforman, por ejemplo grupos ecológicos (i.e. especies raras o comunes) o taxonómicos (i.e. especies de una familia u orden). A pesar de que un ensamble se caracteriza por tener una proporción mayor de especies raras, se ha registrado que los patrones espaciales de la especies de rango amplio o comunes son las que más explican los patrones de la riqueza de especies para un grupo de organismos en una región determinada (Jetz y Rahbeck 2002, Lennon et al. 2004, Vazquez y Gaston 2004).

Estos resultados tienen importantes implicaciones en conservación debido a que una relación positiva entre la riqueza de especies y la riqueza de especies prioritarias para un grupo de organismos, implicaría que priorizando las áreas con la más alta riqueza de especies se estarían también priorizando áreas con una alta riqueza de especies raras o endémicas. Sin embargo, se ha indicado que a escala global no existe congruencia entre las áreas con alta riqueza de especies y áreas ricas en especies endémicas y amenazadas de aves (área: ~ 10,000 km²; Orme et al. 2005) y vertebrados (área: ecoregión; Lamoreux et al. 2006), mientras que se ha registrado una relación positiva entre la riqueza de especies y el endemismo de cactus (área: países; Ortega-Baes y Godínez-Álvarez 2006).

Sudamérica es una las regiones más diversas de la Tierra, con áreas políticas y ambientales consideradas prioritarias para acciones de conservación a escala global (Mittermeier et al. 1997, 1998, Myers et al. 2001). Los mamíferos sudamericanos comprenden 1123 especies de las cuáles el 40 %

corresponde a endemismo político (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). Se ha indicado que la riqueza de especies de mamíferos sudamericanos aumenta hacia los trópicos, con algunos grupos taxonómicos presentando picos de riqueza a latitudes subtropicales (Willig y Sandlin 1991, Ruggiero 1994, Kaufman 1995, Willig y Gannon 1997, Kaufman y Willig 1998, Ruggiero 1999, Willig et al. 2003). La variación espacial de la diversidad taxonómica de los mamíferos de Sudamérica se ha relacionado con variables ambientales como la evapotranspiración, la temperatura, la precipitación y la productividad (Ruggiero 1999, Real et al. 2003, Ruggiero y Kitzberger 2004, Tognelli y Kelt 2004). Además, se ha indicado que el tamaño del bioma puede explicar los patrones latitudinales de la riqueza de especies para mamíferos extratropicales de Sudamérica (hipótesis del área geográfica; Ruggiero 1999, Willig et al. 2003). Mares (1992), ha indicado que las regiones “secas” de Sudamérica presentan más taxones en todos los niveles y mayor endemismo que las tierras bajas de la Amazonia.

En este marco de ideas, se analizaron los patrones espaciales de la riqueza de especies, de las especies raras y de las especies endémicas de los mamíferos de Sudamérica, evaluando si existe congruencia entre las áreas más diversas seleccionadas para cada uno de estos aspectos de la diversidad. De acuerdo con lo registrado por Orme et al. (2005) y Lamoreux (2006), se esperaba una baja congruencia entre las áreas más diversas para cada uno de estos aspectos de la diversidad. La falta de congruencia sería de suma importancia para las estrategias de conservación que se concentran en las áreas especialmente diversas, por cuanto implicaría que debería usarse más de un aspecto de la diversidad cuando se seleccionan dichas áreas.

Materiales y Métodos

Base de datos

Se consideraron en el análisis las 1123 especies de mamíferos terrestres que se reconocen para Sudamérica (Ortega-Baés y Ceballos datos no publicados). La lista de especies se confeccionó con base en Patterson et al. (2003, 2005) y Wilson y Reeder (2005). Las especies descritas hasta diciembre de 2005 fueron incorporadas en el análisis. Los mapas de distribución fueron tomados de Patterson et al. (2005) y para las especies recientemente descritas de la literatura original.

Se consideraron como especies raras a aquellas que están incluidas en el primer cuartil de la distribución de rangos geográficos de todas las especies (especies de rango restringido; $n = 281$). Para ello, los mapas de distribución fueron digitalizados y superpuestos sobre una rejilla con celdas de 1 x 1 grados de latitud y longitud utilizando Arc View 3.3. El rango geográfico de una especie fue definido como el número de celdas que interceptaron con el mapa de distribución. Así, las especies raras fueron las que presentaron un registro \leq a diez celdas. Se consideraron como endémicas a las especies que sólo se distribuyen en los límites políticos de los países (endemismo político, Cowling 2001, Ceballos y Ehrlich 2002). El listado de especies endémicas se elaboró con base en Patterson et al. (2002, 2005) y en Wilson y Reeder (2005).

Para analizar los patrones de diversidad y seleccionar las áreas más diversas se solaparon los mapas de distribución de las especies sobre una cuadrícula con celdas de 1 x 1 grados de latitud y longitud ($n = 1731$ celdas), registrando la presencia de cada especie en cada celda. Con esta información se elaboró una matriz de presencia-ausencia de especies *versus* celdas. De

igual manera se procedió con las especies raras y las especies endémicas. Así se determinó el número de especies, de especies endémicas y raras para cada celda.

La congruencia entre las áreas más diversas de acuerdo a la riqueza de especies, de las especies raras y de las endémicas se evaluó determinando el porcentaje de celdas comunes. Se consideró como áreas más diversas al 2.5 % de las celdas que presentaron el más alto número de especies totales, endémicas y raras. Este criterio de selección sigue lo propuesto por Orme et al. (2005), quien indica que diferentes estudios han registrado que una alta proporción de la diversidad del planeta está presente en áreas que comprenden del 1 al 5 % de la superficie del mismo. Además, seguir este criterio facilita la comparación con estudios que han evaluado la congruencia entre áreas más diversas para otros grupos de organismos. Para evaluar que la congruencia detectada entre áreas más ricas no fue un efecto de la definición de áreas más diversas, se calculó la congruencia para diferentes criterios de áreas más diversas. Así la congruencia espacial se determinó para: 5, 10, 15, 20 y 25 % de las celdas con el más alto número de especies totales, endémicas y raras.

Para evaluar si los resultados obtenidos para la congruencia entre aspectos de la diversidad no fueron un efecto de haber seleccionado sólo los cuadrantes más diversos, se evaluó si existe una relación positiva entre: 1) riqueza de especies-especies raras, 2) riqueza de especies-especies endémicas y 3) especies raras-especies endémicas (Orme et al. 2005). Debido a la forma en que se obtienen los datos para cada celda, los datos de las mismas están auto-correlacionados. A fin de controlar los efectos de auto-

correlación, los análisis de correlación se realizaron para una muestra de las 1731 celdas, de tal manera que sólo se incluyeron en el análisis el 20 % de las mismas. La selección de las mismas fue hecha de manera sistemática, eligiendo cuadrante de por medio (Baquero y Tellería 2001, Willig et al. 2003). La relación entre pares de especies se analizó mediante una correlación de Spearman (Zar 1984).

Resultados

La riqueza de especies promedio de mamíferos sudamericanos fue de 124 ± 62 especies por celda. Los cuadrantes más ricos (entre 219-267 especies) se registraron en los Bosques Tropicales Húmedos de la Cuenca del Amazonas y de la región andina (Fig. 1). Los cuadrantes con menor riqueza de especies están asociados a las regiones áridas andinas y del extremo sur de Sudamérica.

El número de especies endémicas varió de cero a 34 especies por celda, con un promedio de 6.6 ± 5.6 (Fig. 2). La mayor concentración se registró en el Bosque Atlántico. Además, altos niveles de endemismo fueron registrados en la Cuenca del Amazonas, en la región andina y en los desiertos extratropicales.

El número promedio de especies raras por celda fue de 0.741 ± 1.51 , con un mínimo de cero y un máximo de 24 (Fig. 3). Las mayores concentraciones se registraron en la región del Chocó, en la región andina norte, en la región andina peruana y en los desiertos extratropicales.

No existió congruencia espacial entre los tres tipos de áreas más diversas para el criterio del 2.5 y del 5 %. A medida que se aumentó el número de celdas consideradas más diversas existe un solapamiento bajo, el que nunca supera el 10 %, aún para el criterio máximo del 25 % (Fig. 4). Si se

analiza el solapamiento entre riqueza de especies y especies raras este es del 21 % y se mantienen en valores similares aún cuando se aumentó el número de áreas consideradas diversas (Fig. 5). No existió congruencia entre la riqueza de especies y las especies endémicas para los criterios del 2.5 y 5 %, registrándose un bajo solapamiento a medida que se aumentó el número de celdas, aunque nunca superando el 12 % (Fig. 5). No se registró solapamiento al 2.5 % entre el endemismo y las especies raras, alcanzando el 30 % a medida que se aumenta el número de celdas (Fig. 5).

Existe una relación positiva y significativa entre la riqueza de especies y el endemismo ($r_s = 0.165$, $P = 0.002$; Fig. 6a) y entre la riqueza de especies y la de especies raras 1 ($r_s = 0.322$, $P < 0.0001$; Fig. 6b). De igual manera, se registró una relación positiva y significativa entre la rareza y el endemismo ($r_s = 0.414$, $P < 0.0001$; Fig. 6c).

Discusión

Numerosos estudios han indicado que la riqueza de especies de mamíferos sudamericanos aumenta desde altas a bajas latitudes (Willig y Sandlin 1991, Ruggiero 1994, Kaufman 1995, Willig y Gannon 1997, Kaufman y Willig 1998, Ruggiero 1999, Willig et al. 2003). Los resultados del presente manuscrito acuerdan con esta idea, demostrando que la mayor riqueza de especies de mamíferos se concentra en el trópico sudamericano. Las celdas con la más alta riqueza de especies se asociaron al Bosque Tropical Húmedo de la Cuenca del Amazonas y de la región andina. La alta diversidad de estas dos regiones ha sido ampliamente documentada (Mittermeier et al. 1998, Myers et al. 2000, Orme et al. 2005, Kier et al. 2005). La alta riqueza de especies de mamíferos en el trópico de Sudamérica puede deberse a que algunos órdenes diversos

tienen una distribución principalmente tropical. Este es el caso de los órdenes Primates y Chiroptera (Ruggiero et al. 1994, 1999, Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados).

Los resultados indican que el más alto número de especies endémicas de mamíferos en Sudamérica está asociado al Bosque Atlántico. Esta región ha sido considerada un centro de endemismo para mamíferos, con el 84 % de las especies pertenecientes a los órdenes Didelphimorphia, Rodentia y Primates (Costa et al. 2000). Otras celdas de importancia están asociadas a las regiones áridas y semiáridas del continente, que en conjunto presentan el mayor número de taxones endémicos, en comparación con las selvas tropicales (Mares 1992).

Los patrones de riqueza de especies raras parecen explicarse en parte por el hecho de que algunas especies que se distribuyen en Norte y Centroamérica tienen sus límites más sureños de distribución en el extremo norte de Sudamérica. Otras áreas con alta concentración de especies raras son regiones que presentan una alta riqueza de especies endémicas que tienen rango restringido y que en muchos casos sólo son conocidas por unos pocos registros (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados).

Numerosos estudios han indicado que las áreas especialmente diversas tienen prioridad para acciones de conservación en relación a otras que presentan una diversidad mucho más baja (Myers 1988, 1990, Mittermeier et al. 1998, Myers et al. 2000). Sin embargo, muchas de esas áreas han sido seleccionadas utilizando un solo aspecto de la diversidad como puede ser la riqueza de especies, el endemismo o la rareza (Orme et al. 2005). Si existiera congruencia entre estos aspectos de la diversidad, cualquiera de ellos podría ser usado para definir dónde deberían realizarse las acciones de conservación.

Recientemente, se registró una baja congruencia entre áreas con alta riqueza de especies, endemismo y especies amenazadas para aves a escala global, llamando la atención sobre las implicaciones de estos resultados en la selección de áreas para conservación con base en un solo aspecto de la diversidad (Orme et al. 2005). A diferencia de ese estudio, en el presente no se registró solapamiento entre áreas más diversas para los tres aspectos de la diversidad de mamíferos de Sudamérica. Sólo cuando se aumentó el porcentaje de celdas se registró solapamiento, el que nunca superó el 10 %. Esta falta de solapamiento parece ser efecto de que se utilizan las celdas más ricas en especies, ya que se registró una relación significativa entre la riqueza de especies y el endemismo, entre el endemismo y la rareza y entre la riqueza de especies y la rareza, aunque esta relación fue débil (Orme et al. 2005).

Los resultados del presente capítulo sugieren que las especies raras y endémicas no serían las determinantes de los patrones de la riqueza de especies en los mamíferos de Sudamérica, como ha sido registrado para otras regiones (Jetz y Rahbeck 2002, Lennon et al. 2004, Vazquez y Gaston 2004). Los registrado sugiere que el papel de las especies raras o endémicas puede ser importante en algunas regiones de Sudamérica, como por ejemplo, en la región de los Andes donde muchas celdas ricas en especies presentan una alta proporción de especies raras y endémicas (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). Por lo tanto, la posibilidad de congruencia entre áreas parece ser el resultado de factores y procesos que ocurren a escala regional-local más que a escalas globales o continentales.

De manera general las implicaciones de estos resultados son coincidentes con los de Orme et al (2005), en el sentido que más de un aspecto

de la diversidad debe ser utilizado cuando se seleccionan áreas especialmente diversas para conservación. Además, los resultados sugieren que el bajo solapamiento detectado a escala global puede diferir entre regiones de la Tierra, registrándose inclusive, la ausencia total de solapamiento o un solapamiento mayor. Ceballos y Ehrlich (datos no publicados), han registrado una baja congruencia entre áreas con alta riqueza de especies, endemismo y especies amenazadas para los mamíferos a escala global, lo que difiere con lo registrado para los mamíferos de Sudamérica. Futuros estudios deberían analizar si existen variaciones regionales en la congruencia entre diferentes aspectos de la diversidad para un mismo grupo de organismos y ampliar estas evaluaciones a otros grupos de animales y plantas.

Referencias

- Baquero R.A. y Telleria J.L. 2001. Species richness, rarity, and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation* 10: 29-44.
- Brown J.H. 1995. *Macroecology*. University Chicago Press.
- Brown J.H. y Lomolino M.V. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates, INC. Publishers.
- Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. y Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699 – 727.
- Ceballos G. y Ehrlich P.R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296: 904-907.
- Ceballos G., Ehrlich P.R., Soberón J., Salazar I. y Fay J. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607.

- Ceballos G., Rodríguez P. y Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications*, 8: 8-17.
- Costa L.P., Leite Y.L.R., da Fonseca G.A.B. y da Fonseca M.T. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic forest. *Biotropica* 32: 872-881.
- Cowling R.M. 2001. Endemism. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics, pp. 497-507.
- Gaston K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Gaston K.J. y Williams P.H. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. In: Gaston K.J. (ed), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, pp 202-229. Blackwell, pp: 202-229.
- Jetz W. y Rahbek C. 2002. Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science* 297: 1548-1551.
- Kaufman D.M. 1995. Diversity of New World mammals: universality of the latitudinal gradients of species and bauplans. *Journal of Mammalogy* 76: 322-334.
- Kaufman D.M. y Willig M.R. 1998. Latitudinal patterns of mammalian species richness in the New World: the effects of sampling method and faunal group. *Journal of Biogeography* 25: 795-805.
- Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T.H., Küper W., Kreft H. y Barthlott W. 2005. Global patterns of plants diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography* 32: 1107-1116.
- Lamoreux J.F., Morrison J.C., Ricketts T.H., Olson D.M., Dinerstein E., McKnight M.W. y Shugart H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214.

- Lennon J.J., Koleff P., Greenwood J.J.D. y Gaston K. Contribution of rarity and commonness to patterns of species richness. *Ecology Letters* 7: 81-87.
- Mares M.A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science* 255: 976-979.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. Megadiversidad. CEMEX. México.
- Mittermeier R.A., Myers N. y Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspot and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.
- Myers 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 187-208.
- Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- Myers N. 2001. Hotspots. Pp. 371-381. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics.
- Ortega-Baes P. y Godínez-Alvarez H. 2006. Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation* 15: 817-827
- Orme C.D., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T., Rasmussen P.C., Ridgely R.S., Stattersfield A.J., Bennett P.M., Blackburn T.M., Gaston K.J. y Owens I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.
- Patterson B. D., G. Ceballos W. Sechrest M. Tognelli T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2003. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia.

- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2005. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 2.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Real R., Barbosa A.M., Porrás D., Kin M.S., Marquez A.L., Guerrero J.C., Palomo L.J., Justo E.R. y Vargas J.M. 2003. Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina. *Journal of Biogeography* 30: 939–947.
- Ruggiero A. 1994. Latitudinal gradients of the sizes of mammalian geographical ranges in South America. *Journal of Biogeography* 21: 545-559.
- Ruggiero A. 1999. Spatial patterns in the diversity of mammals species: a test of the geographic area hypothesis in South America. *Ecoscience* 6: 338-354.
- Ruggiero A. y Kitzberger T. 2004. Environmental correlates of mammal species richness in South America: effects of spatial structure, taxonomy and geographic range. *Ecography* 27:401-416.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592-604.
- Tognelli M.F. y Kelt D. 2004. Analysis of determinants of mammalian species richness in South America using spatial autoregressive models. *Ecography* 27: 427-436.
- Vazquez L.B. y Gaston, K. 2004. Rarity, commonness, and patterns of species richness: the mammals of Mexico. *Global Ecology and Biogeography* 13: 535-542.
- Willig M.R. y Gannon M.R. 1997. Gradients of species density and turnover in marsupials: a hemispheric perspective. *Journal of Mammalogy*. 78: 756-765.

- Willig M.R., Kaufman D.M. y Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 34: 273-309.
- Willig M.R. y Sandlin E.A. 1991. Gradients of species density and turnover in New World bats: a comparative of quadrant and band methodologies. Pp. 81-96. En: Mares D.J., Schmidley D.J. (eds). *Latin American mammals: their conservation, ecology, and evolution*. Oklahoma University Press.
- Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. III edition. The Johns Hopkins University Press.
- Zar J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, INC.

Leyendas de figuras

Fig. 1. Patrones espaciales de la riqueza de especies para los mamíferos de Sudamérica. Se indica el número de especies por celda ($1^\circ \times 1^\circ$).

Fig. 2. Patrones espaciales de la riqueza de especies endémicas. Se indica el número de especies por celda ($1^\circ \times 1^\circ$).

Fig. 3 Patrones espaciales de la riqueza de especies raras. Se indica el número de especies por celda ($1^\circ \times 1^\circ$).

Fig. 4. Congruencia entre áreas diversas para la riqueza de especies, las especies endémicas y las especies raras.

Fig. 5. Congruencia entre áreas diversas para pares de grupos de especies.

RE: riqueza de especies, Ra: riqueza de especies raras, En: riqueza de especies endémicas.

Fig. 6. a) Relación entre riqueza de especies-especies endémicas, b) relación entre riqueza de especies-especies raras y c) relación entre especies raras-especies endémicas.

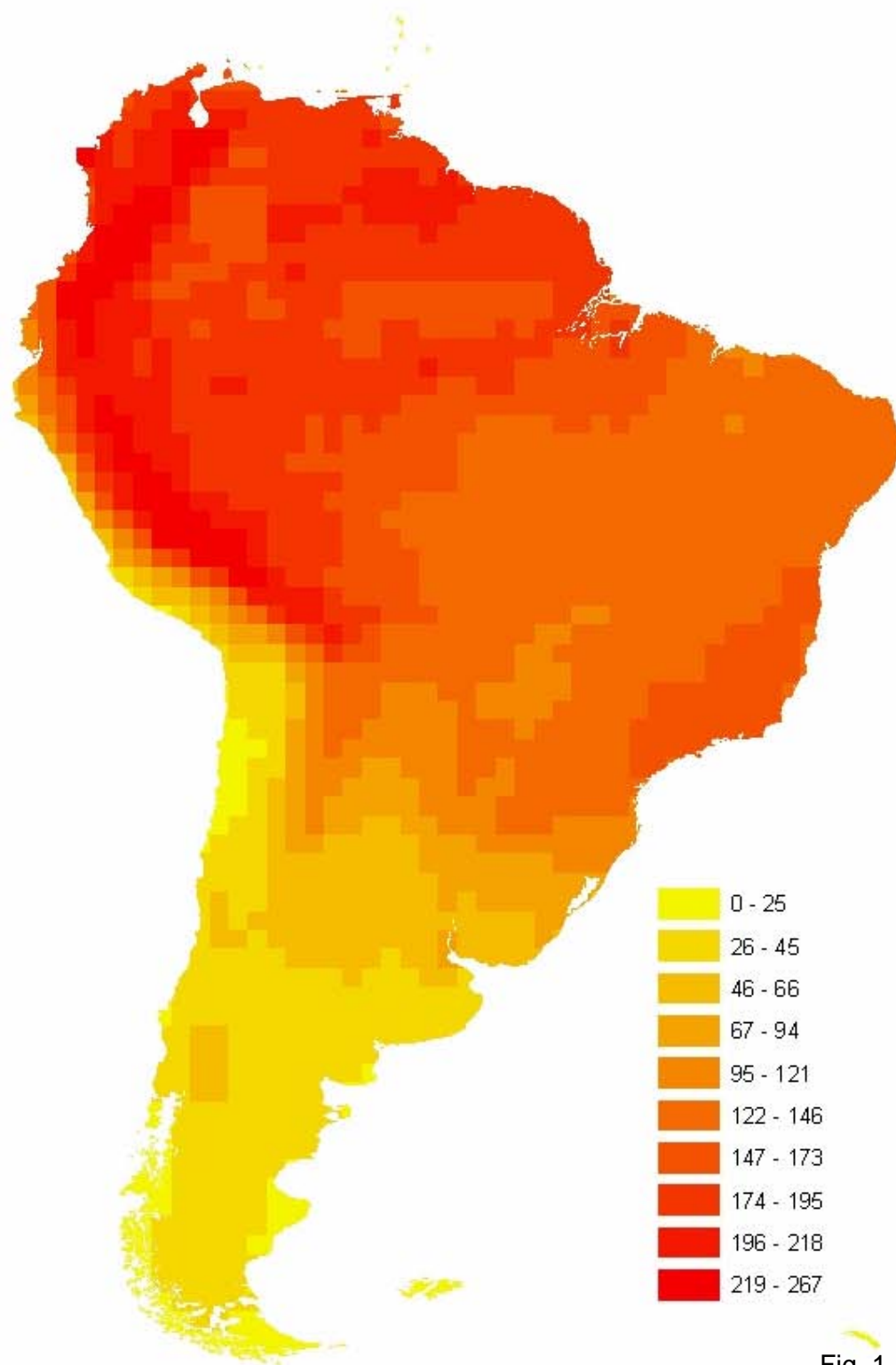


Fig. 1

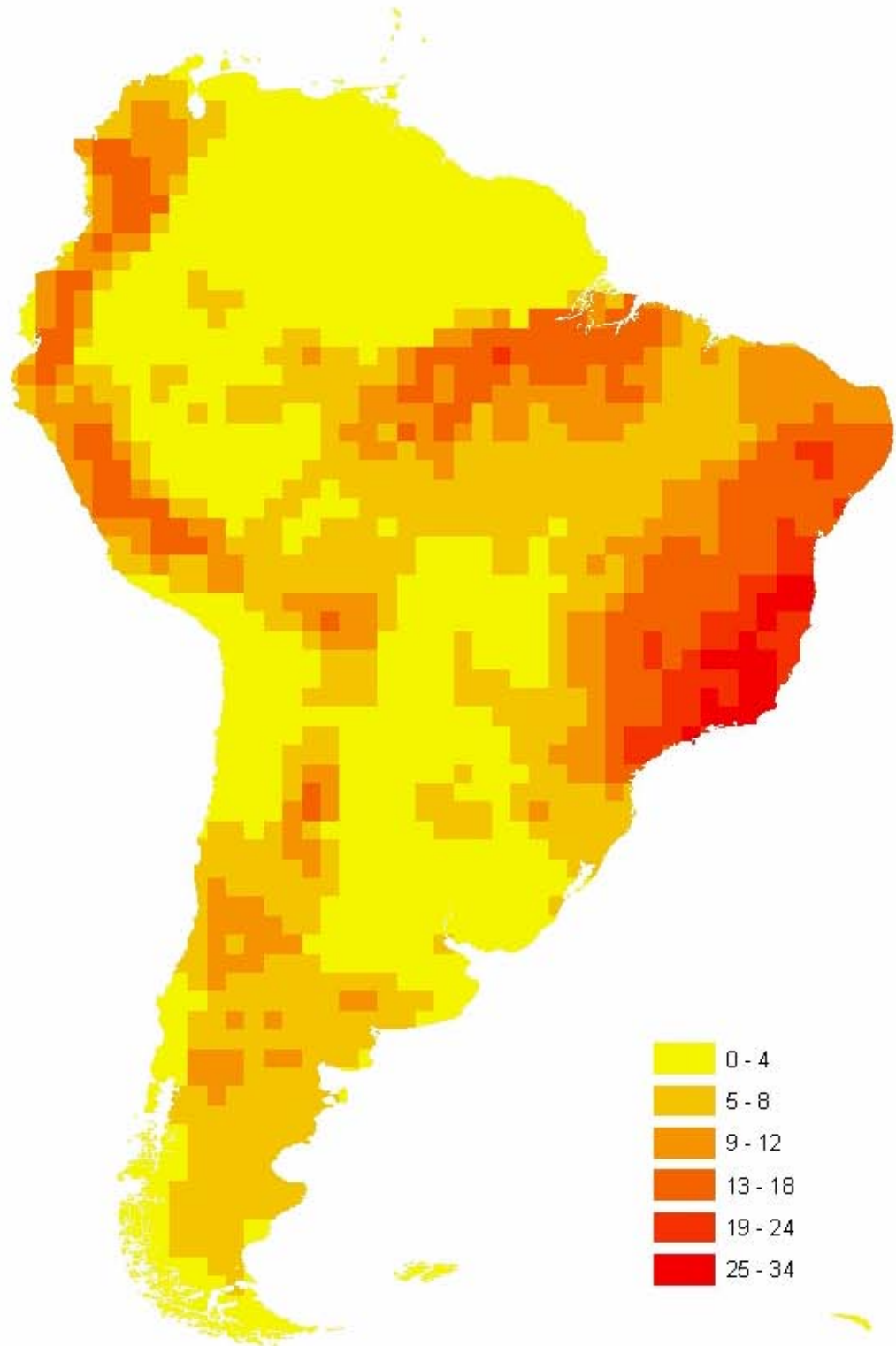
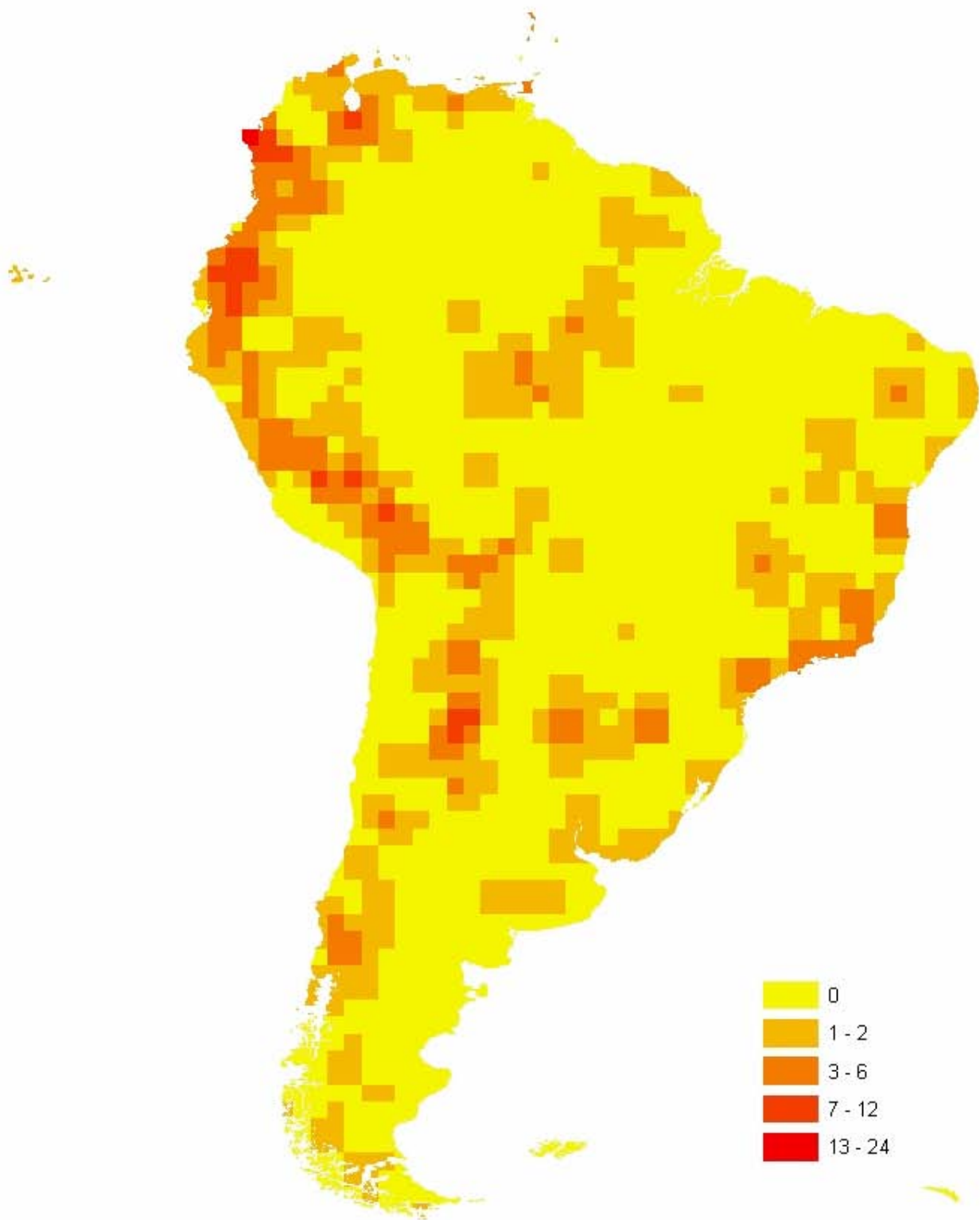


Fig. 2

Fig. 3



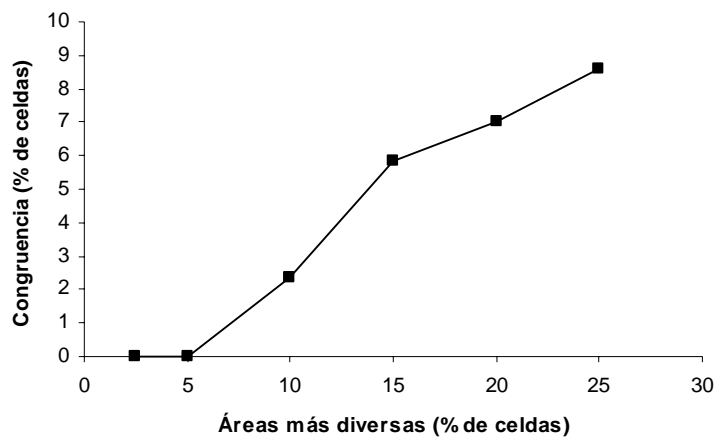


Fig. 4

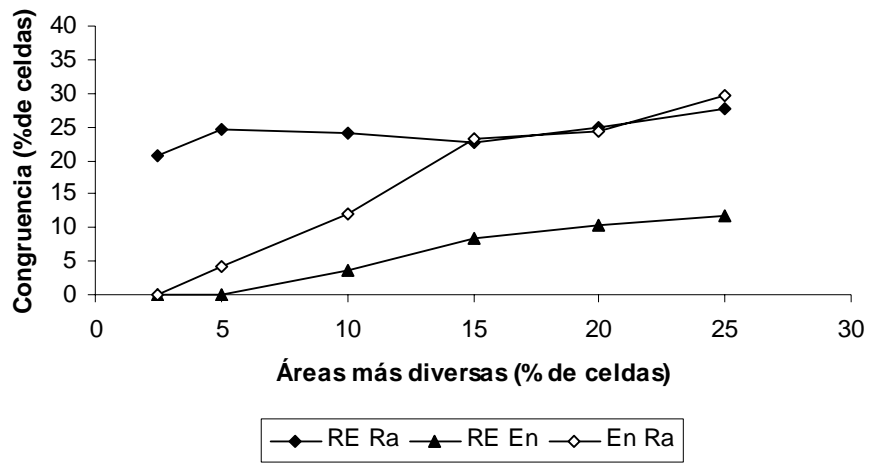


Fig. 5

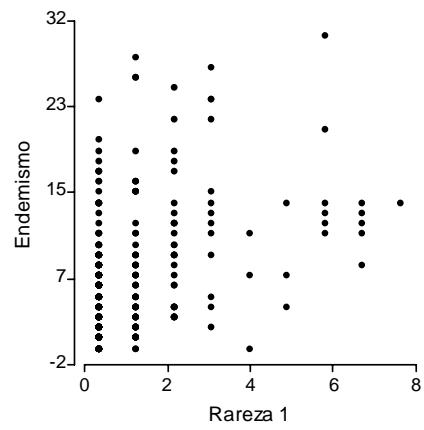
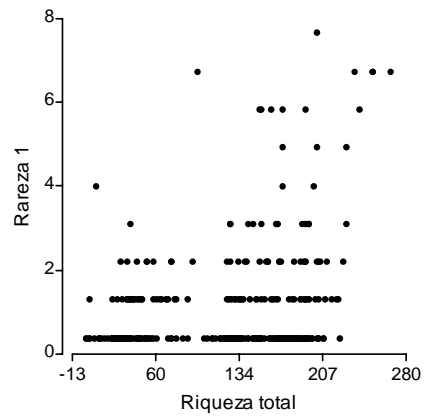
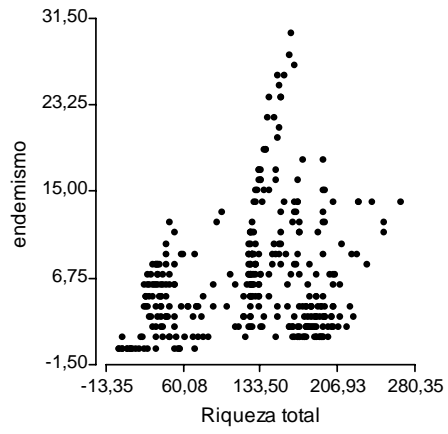


Fig. 6

CAPÍTULO III

**El desempeño de sustitutos de la diversidad en la selección de
áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de
Sudamérica**

Introducción

El aumento en el tamaño de las poblaciones humanas y el consecuente cambio en el uso del suelo debido a las actividades antrópicas han llevado a un incremento en la tasa de extinción de poblaciones y especies, dando como resultado la pérdida de biodiversidad (Sisk et al. 1994, Kerr y Currie 1994, Ehrlich y Ceballos 1997, Primack et al. 2001). Ante este panorama, y dado que los recursos y tiempos son escasos, es necesario definir prioridades de conservación que consideren la diversidad biológica y las propiedades que de ella se derivan (Sisk et al. 1994, Ceballos et al. 1998, Primack 2001).

La selección de un grupo de áreas prioritarias tiene como propósito principal enfocar las acciones de conservación en un número limitado de áreas que tienen un valor especial por el tipo de biodiversidad que ellas contienen (Myers 2001). Debido a la carencia de información para muchas regiones del mundo y para muchos aspectos de la biodiversidad, el uso de sustitutos de la misma se ha constituido en una herramienta importante cuando se desean seleccionar áreas prioritarias para acciones de conservación (Gaston 1996, 2000, Reyers et al. 2000, Margules y Pressey 2000).

Entre los sustitutos de la biodiversidad que se han propuesto se pueden citar a las variables ambientales, los grupos indicadores y los taxa superiores (Howard et al. 1998, Gaston 2000, Reyers et al. 2000, Lawler et al. 2003, Tognelli 2003, Villaseñor et al. 2005). Algunos estudios han indicado que existe una baja congruencia entre los patrones de diversidad de ciertos grupos de organismos, lo que dificultaría el uso de alguno de ellos como indicadores o sustitutos de la diversidad de otros (Prendergast et al. 1993, Reyers et al. 2000). Sin embargo, se ha demostrado que aún cuando la congruencia

espacial pueda ser baja, un grupo puede ser un buen indicador cuando las áreas seleccionadas con base en su diversidad capturan una alta proporción de la diversidad del otro grupo (Howard et al. 1998, Reyers et al. 2000). Más aún, se ha indicado que áreas seleccionadas por complementariedad tienen una mayor representatividad que áreas seleccionadas por otros métodos (Howard et al. 1998, Reyers et al. 2000, Kati et al. 2004).

Se ha propuesto que el uso de la riqueza de taxa superiores como sustitutos de la riqueza de especies puede hacerse cuando hay más especies que taxa superiores, es más fácil distinguir a los taxa superiores que a sus especies constituyentes y la identidad de los mismos es menos controversial que el de las especies (Gaston 2000). El éxito del uso de grupos indicadores como sustitutos de la diversidad deriva de su habilidad para muestrear un amplio rango de condiciones ambientales, al menos casi toda a las que está asociada la diversidad regional que se pretende representar en las áreas seleccionadas de acuerdo al grupo indicador (Lawler et al. 2003). Un grupo de especies puede ser usado como indicador cuando es un grupo bien conocido y cuando presenta muchas especies que abarcan muchos tipos de ambientes (Lawler et al. 2003, Kati et al. 2004).

En este capítulo, se evalúa el desempeño de la diversidad de taxa superiores (familias y géneros) y de grupos indicadores (especies endémicas y especies raras) como sustitutos de la diversidad de mamíferos de Sudamérica. Dos estudios previos han evaluado el papel de sustitutos de la diversidad para los mamíferos de esta región. Viveiros-Grelle (2002), ha registrado una relación significativa y positiva entre la riqueza de géneros y de especies para comunidades de mamíferos que se localizan en la región Amazónica, indicando

que la riqueza de géneros es un sustituto útil de la riqueza de especies en esta región de Sudamérica. Por otra parte, Tognelli (2005), analizando el papel de diferentes grupos indicadores, arribó a la conclusión que la especies raras son el mejor grupo indicador de la diversidad de mamíferos de Sudamérica debido a que las áreas seleccionadas con base en este grupo de especies presentaron una alta representatividad de la diversidad evaluada. Las diferencias del presente capítulo con esos estudios radican en que aquí: 1) se evalúan de manera simultánea dos aproximaciones relativas al uso de sustitutos de la diversidad (taxa superiores y grupos indicadores; Gaston 2000), 2) el desempeño de taxa superiores se evalúa con base en la selección de áreas por el principio de complementariedad (Howard et al. 1998, Reyers et al. 2000, Gaston 2000), 3) el desempeño de taxa superiores se evalúa para toda Sudamérica, 4) se utilizaron las 1123 especies reconocidas en la actualidad para esta región, a diferencia de Tognelli (2005) que sólo consideró el 59 % de las especies en su análisis y 5) se evalúa el endemismo político como grupo indicador.

Se ha registrado que los grupos indicadores tienen un bajo desempeño en la representación de especies prioritarias (endémicas, raras y amenazadas), habiéndose indicado que estas especies son buenos sustitutos de la diversidad (Lawler et al. 2003, Tognelli 2005). En Sudamérica, el 40 % de las especies son endémicas. Las mismas se distribuyen a largo de todo el continente, con altas concentraciones de especies en el Bosque Atlántico, la Cuenca del Amazonas, la región andina y los desiertos extratropicales (Capítulo 2). En este capítulo se puso a prueba la idea que los taxa superiores tienen un bajo desempeño como sustitutos de la diversidad porque las áreas seleccionadas

con base en este criterio tienen una baja representatividad de especies prioritarias (raras y endémicas; Lawler et al. 2003). Además, se puso a prueba la idea que si las especies raras son un buen sustituto de la diversidad de mamíferos sudamericanos (Tognelli 2005), el endemismo también lo sería debido a que una alta proporción de las especies endémicas son raras. Esto es relevante para la planificación, ya que si las especies endémicas son buenas indicadoras de la diversidad de mamíferos, una estrategia de los países enfocada en la conservación de las especies endémicas se reflejaría en toda la diversidad de mamíferos.

Materiales y Métodos

Base de datos

Se consideraron en el análisis las 1123 especies de mamíferos terrestres que se reconocen para Sudamérica (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). La lista de especies se confeccionó con base en Patterson et al. (2003, 2005) y Wilson y Reeder (2005). Las especies descritas hasta diciembre de 2005 fueron incorporadas en el análisis. Los mapas de distribución fueron tomados de Patterson et al. (2005) y para las especies recientemente descritas de la literatura original.

Se consideró como especies raras a aquellas que están incluidas en el primer cuartil de la distribución de rangos geográficos de todas las especies (especies de rango restringido; $n = 281$). Para ello los mapas fueron digitalizados y superpuestos sobre una rejilla con celdas de 1 x 1 grados de latitud y longitud utilizando Arc View 3.3. El rango geográfico de una especie fue definido como el número de celdas que interceptaron con el mapa de distribución. Así, las especies raras fueron las que presentaron un registro $\leq a$

diez celdas. Se consideraron como endémicas a las especies que sólo se distribuyen en los límites políticos de los países (endemismo político, Cowling 2001, Ceballos y Ehrlich 2002). El listado de especies endémicas se elaboró con base en Patterson et al. (2002, 2005) y de Wilson y Reeder (2005).

Para seleccionar las áreas por el principio de complementariedad se solaparon los mapas de distribución de las familias, los géneros y las especies sobre una cuadrícula con celdas de 1 x 1 grados de latitud y longitud (n = 1731 celdas), registrando la presencia de cada género, familia y especie en cada celda. Con esta información se elaboró una matriz de presencia-ausencia de familias, géneros y especies *versus* celdas. Además, se construyó una matriz para las especies raras y las especies endémicas. Una vez construidas las matrices se procedió a realizar los análisis de complementariedad para seleccionar las áreas prioritarias con base en las familias, los géneros, las especies endémicas y las especies raras. Esos análisis se realizaron como sigue: 1) se seleccionó la celda más rica en los elementos de cada taxón o especies del grupo indicador utilizado; 2) los elementos de esta celda fueron removidos de la base de datos; 3) con base en los elementos remanentes se seleccionó nuevamente la celda más rica; 4) se repitieron los pasos 2 y 3 hasta que todos los elementos estuvieron representados al menos una vez.

La importancia relativa de cada taxón superior y de cada grupo indicador como sustituto de la diversidad de mamíferos se determinó mediante la representatividad. Para ello, se calculó el porcentaje de la riqueza de especies, de las especies endémicas, de las especies raras y de las especies de los órdenes más diversos (Rodentia y Chiroptera) presentes en cada grupo de celdas seleccionadas por complementariedad. Además, se determinó la

congruencia espacial entre grupos de áreas calculando el solapamiento (S_o) como $S_o = N_c/N_m$, donde N_c es el número de celdas comunes entre dos grupos de áreas seleccionadas por complementariedad y N_m el número mínimo de celdas que presentan elementos de ambos sustitutos (Prendergast et al. 1993, Reyers et al. 2000).

Resultados

De acuerdo a la riqueza de familias, seis áreas fueron seleccionadas como prioritarias, todas las áreas seleccionadas tienen ubicación tropical y están asociadas a la región andina y amazónica (Fig. 1).

Cuando se utilizó a los géneros como criterio de selección, 33 áreas fueron seleccionadas como prioritarias. Esas áreas se distribuyen en zonas tropicales y templadas de Sudamérica, asociadas a la región andina, la Cuenca del Amazonas, el Bosque Atlántico y las zonas áridas y semiáridas (Fig. 2).

De acuerdo a las especies endémicas, 115 áreas fueron seleccionadas por complementariedad. Cuando se utilizaron las especies raras como grupo indicador, 118 áreas fueron el número mínimo para contener todas las especies de este grupo. Las áreas seleccionadas por los dos grupos indicadores se distribuyeron en todas las regiones de Sudamérica (Fig. 3 y 4).

Congruencia y representatividad

La superposición entre las áreas fue de 0.29 entre familias y géneros, mientras que entre especies endémicas y raras fue de 0.70.

La representatividad por familias fue baja para todos los grupos de especies evaluados, siendo mayor para la riqueza de especies del orden Chiroptera (69.4 %, Fig. 5). La proporción de especies prioritarias (endémicas y

raras) por familias fue baja para todos los grupos de especies evaluados (Fig. 5). Utilizando géneros, la mayor representatividad correspondió a la riqueza de especies del orden Chiroptera, mientras que la menor correspondió a las especies prioritarias con porcentajes entre el 55.6 (especies endémicas del orden Chiroptera) y el 35.9 % (especies raras del orden Rodentia). Existieron diferencias significativas en la representatividad entre familias y géneros, siendo mayor en los últimos ($t = 3.19$, $P = 0.0029$; Fig. 5).

Cuando se comparó el desempeño de las especies endémicas y las especies raras, no se registraron diferencias significativas ($t = 0.629$, $P = 0.269$; Fig. 6). La representatividad nunca fue inferior al 75 % (especies raras del orden Chiroptera). El porcentaje de la riqueza de especies, el endemismo y la rareza de todos los mamíferos de Sudamérica nunca fue inferior a 91 (Fig. 6).

Cuando se comparó la representatividad entre familias y grupos indicadores y géneros y grupos indicadores, se registraron diferencias significativas ($t = 10.23$, $P < 0.0001$ y $t = 6.66$, $P < 0.001$; respectivamente), siendo mayor en los grupos indicadores.

Discusión

Debido a la carencia de información para numerosos grupos de organismos en muchas regiones del mundo, se han realizado esfuerzos para evaluar de qué manera las variables ambientales, los taxa superiores y los grupos indicadores pueden ser utilizados como sustitutos de la diversidad. Los estudios al día de hoy sugieren que la efectividad de los mismos como sustitutos varía según el grupo de organismos utilizados, los métodos empleados en la evaluación, la región donde se realizó el estudio y la escala del mismo (Prendergast et al. 1993, Howard et al. 1998, Gaston 2000, Pharo et al. 2000, Reyers et al. 2000,

Viveiros-Grelle et al. 2002, Lawler et al. 2003, Prinzing et al. 2003, Tognelli 2005, Villaseñor et al. 2005).

La utilización de los taxa superiores, supone entre otras cuestiones, que es más fácil identificar este nivel taxonómico que el de especies y, por lo tanto, existiría un menor esfuerzo en relación a la identificación de áreas diversas que tienen importancia para la conservación (Gaston 2000, Villaseñor et al. 2005). Se ha indicado que la riqueza de géneros es el mejor sustituto de la diversidad cuando se utilizan aproximaciones de taxa superiores (Gaston 2000, Viveiros-Grelle 2002, Villaseñor et al. 2005). Los resultados del presente trabajo confirman que los géneros son mejores sustitutos que las familias, debido a que la representatividad fue significativamente mayor. El bajo desempeño de las familias como sustituto parece estar relacionado al hecho de que las áreas que se seleccionaron sólo están ubicadas en las regiones tropicales y, si bien la mayor concentración de especies en Sudamérica se distribuyen en esta región (Capítulo 1), existe una proporción de especies que tienen una distribución subtropical-templada. Particularmente, las especies endémicas y las especies del orden Rodentia tienen una baja representación y son dos grupos especialmente diversos en las regiones templadas. Más del 20 % de las especies endémicas están distribuidas en la región templada del continente (Capítulos 1 y 2).

En el presente estudio las áreas seleccionadas por taxa superiores mostraron una representatividad significativamente más baja que las áreas seleccionadas por los grupos indicadores, sobre todo de las especies prioritarias. Otros estudios han registrado un bajo desempeño en representar estos grupos de especies, tanto de taxa superiores como de grupos

indicadores, lo que significaría que su uso como sustitutos de la diversidad sería limitado (Reyers et al. 2000, Lawler et al. 2003). Lawler et al. (2003), han propuesto que la solución a esto es el uso de las propias especies prioritarias como sustitutas de la diversidad.

Los estudios que han utilizado las especies amenazadas y las raras como grupos indicadores han demostrado buenos niveles de representatividad en las áreas seleccionadas con base en las mismas (Lawler et al. 2006, Tognelli 2005). Particularmente para los mamíferos de Sudamérica, Tognelli (2005) registró que las especies raras fueron los mejores indicadores de la diversidad por él evaluada. Los resultados presentados aquí coinciden con los de este autor en que las especies raras son buenos sustitutos de la diversidad de mamíferos Sudamericanos y destacan la importancia de otro grupo de especies prioritarias, las especies endémicas. Ambos grupos indicadores representaron más del 90 % de la riqueza de especies, de las especies raras y de las especies endémicas para todos los mamíferos de Sudamérica. No se registraron diferencias significativas entre el desempeño promedio entre ambos grupos por lo que ambos deben considerarse buenos sustitutos. Además, se registró un alto solapamiento (0.70) entre áreas seleccionadas con base en ambos grupos de especies, lo que sugiere la existencia de áreas irremplazables para la conservación de mamíferos Sudamericanos, donde debería prestarse especial atención.

Se ha cuestionado el uso de las especies prioritarias para seleccionar áreas prioritarias (Bonn et al. 2002, Rodríguez y Gaston 2002). Rodríguez y Gaston (2002), han indicado que el uso de las especies raras en la selección de áreas prioritarias, tiene un efecto desproporcionado en el número y la

identidad de las celdas seleccionadas, sobre todo en las celdas que son irremplazables. Ellos han demostrado que hay una tendencia a la selección de sitios en la periferia de las unidades regionales evaluadas (en su estudio países) y, por lo tanto, sugieren que deberían eliminarse dichas especies del análisis. En la base de datos utilizada en este estudio, estos posibles efectos están asociados sólo a las especies que se distribuyen en Norteamérica y Centroamérica y que tienen sus límites australes de distribución en el norte de Sudamérica (Capítulo 2). Es importante recordar que el 80 % de las especies de mamíferos sudamericanos son endémicos a este continente y, por lo tanto, los rangos de distribución conocidos son los globales para cada especie. De igual manera a los fines de la conservación de especies de un grupo de organismos (en nuestro caso mamíferos) en una región determinada (en nuestro caso Sudamérica), las especies que son raras por tener distribución marginal en esta región se comportan como tales y se deberían considerar así en las evaluaciones.

Bonn et al. (2002), han encontrado que las especies endémicas y las amenazadas no son lo suficientemente eficientes para representar toda la diversidad regional cuando se utilizan como especies indicadoras. A diferencia de dicho estudio, en el presente una alta proporción de la diversidad evaluada fue contenida en las áreas seleccionadas por especies endémicas. Sin embargo, la proporción fue relativamente más baja para algunos grupos de especies evaluados. El más bajo porcentaje de representatividad fue para las especies raras del orden Chiroptera, aunque este fue superior al 75 %.

Tal como se esperaba las áreas seleccionadas por taxa superiores registraron un bajo desempeño en la representación de la diversidad de

mamíferos sudamericanos, sobre todo de las especies prioritarias. De igual manera como se esperaba las áreas seleccionadas con base en las especies endémicas representaron una alta proporción de las especies evaluadas. Por lo tanto, las especies endémicas se desempeñaron como un buen sustituto de la diversidad. El hecho que las especies endémicas puedan ser utilizadas como indicadores de la diversidad de mamíferos es muy importante por cuanto estrategias enfocadas en uno de los grupos de especies con la más alta prioridad de conservación en la actualidad, implicaría que una alta proporción de la diversidad de mamíferos este contemplada en dicha estrategia.

Referencias

- Bonn A., Rodrigues A.S.L. y Gaston K.J. 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national. *Ecology Letters* 5: 733-741.
- Ceballos G. y Ehrlich P.R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296: 904-907.
- Ceballos G., Rodríguez P. y Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8: 8-17.
- Cowling R.M. 2001. Endemism. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics, pp. 497-507.
- Ehrlich P.R. y Ceballos G. 1997. Población y medio ambiente: ¿qué nos espera? *Ciencia* 48: 19-30.
- Gaston K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. In: Gaston K.J. (ed), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, pp 77-113. Blackwell, pp 77-113.

- Gaston K.J. 2000. Biodiversity: higher taxon richness. *Progress in Physical Geography* 24: 117-127.
- Howard P.C., Viskanic P., Davenport T.R.B., Kigenyi F.W., Baltzer M., Dickinson C., Lwanga J.S., Matthews R.A. y Balmford A. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472-475.
- Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D. y Lebrun P. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667-675.
- Kerr J.T. y Currie J.D. 1994. Effects of human activity on global extinction risk. *Conservation Biology* 1528-1538.
- Lawler J.J., White D., Sifneos J.C. y Master L.L. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17: 875-882.
- Margules C.R. y Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Myers N. 2001. Hotspots. Pp. 371-381. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics.
- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2003. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2005. Digital Distribution Maps of the Mammals

of the Western Hemisphere, version 2.0. NatureServe, Arlington, Virginia.

- Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C. y Gibbons D.W. 1993. *Nature* 365: 335-337.
- Pharo E.J., Beattie A.J. y Binns D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biology* 13: 282-292.
- Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. y Massardo F. (eds.) 2001. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Prinzing A., Klotz S., Stadler J. y Brandl R. 2003. Woody plants in Kenya: expanding the higher-taxon approach. *Biological Conservation* 110: 307-314.
- Reyers B., van Jaarsveld y Krüger M. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceeding of the Royal Society of London, Series B* 267: 505-513.
- Rodrigues A.S.L. y Gaston K.J. 2002. Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology* 16: 674-682.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592-604.
- Tognelli M. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 121: 409-417.
- Villaseñor J.L., Ibarra-Manríquez G., Meave J.A. y Ortiz E. 2005. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. *Conservation Biology* 19: 232-238.

Viveiros-Grelle C.E. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation* 108: 101-106.

Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. III edition.* The Johns Hopkins University Press.

Leyendas de figuras

Fig.1. Áreas prioritarias seleccionadas por complementariedad de acuerdo a las familias de mamíferos de Sudamérica.

Fig.2. Áreas prioritarias seleccionadas por complementariedad de acuerdo a los géneros de mamíferos de Sudamérica.

Fig.3. Áreas prioritarias seleccionadas por complementariedad de acuerdo a las especies endémicas de mamíferos de Sudamérica.

Fig.4. Áreas prioritarias seleccionadas por complementariedad de acuerdo a las especies raras de mamíferos de Sudamérica.

Fig. 5. Porcentaje de especies representadas en las áreas seleccionadas de acuerdo a los taxa superiores. Chi-RS: Riqueza de especies del orden Chiroptera, Chi-E: Especies endémicas del orden Chiroptera, Chi-Ra: Especies raras del orden Chiroptera, Rod-RS: Riqueza de especies del orden Rodentia, Rod-E: Especies endémicas del orden Rodentia y Rod-Ra: Especies raras del orden Rodentia.

Fig. 6. Porcentaje de especies representadas en las áreas seleccionadas de acuerdo a las especies endémicas y raras. Chi-RS: Riqueza de especies del orden Chiroptera, Chi-E: Especies endémicas del orden Chiroptera, Chi-Ra: Especies raras del orden Chiroptera, Rod-RS: Riqueza de especies del orden Rodentia, Rod-E: Especies endémicas del orden Rodentia y Rod-Ra: Especies raras del orden Rodentia.



Fig. 1

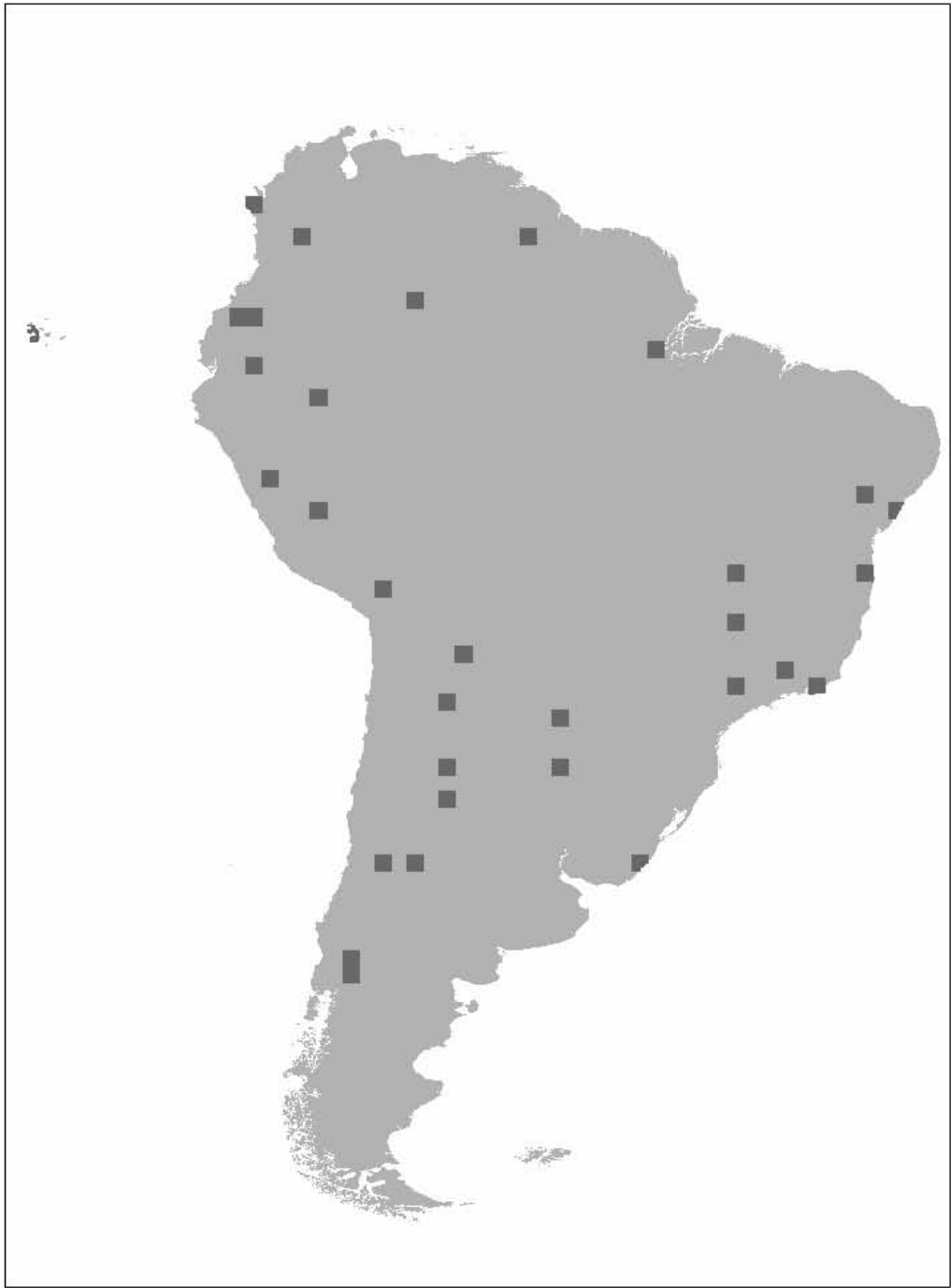


Fig. 2

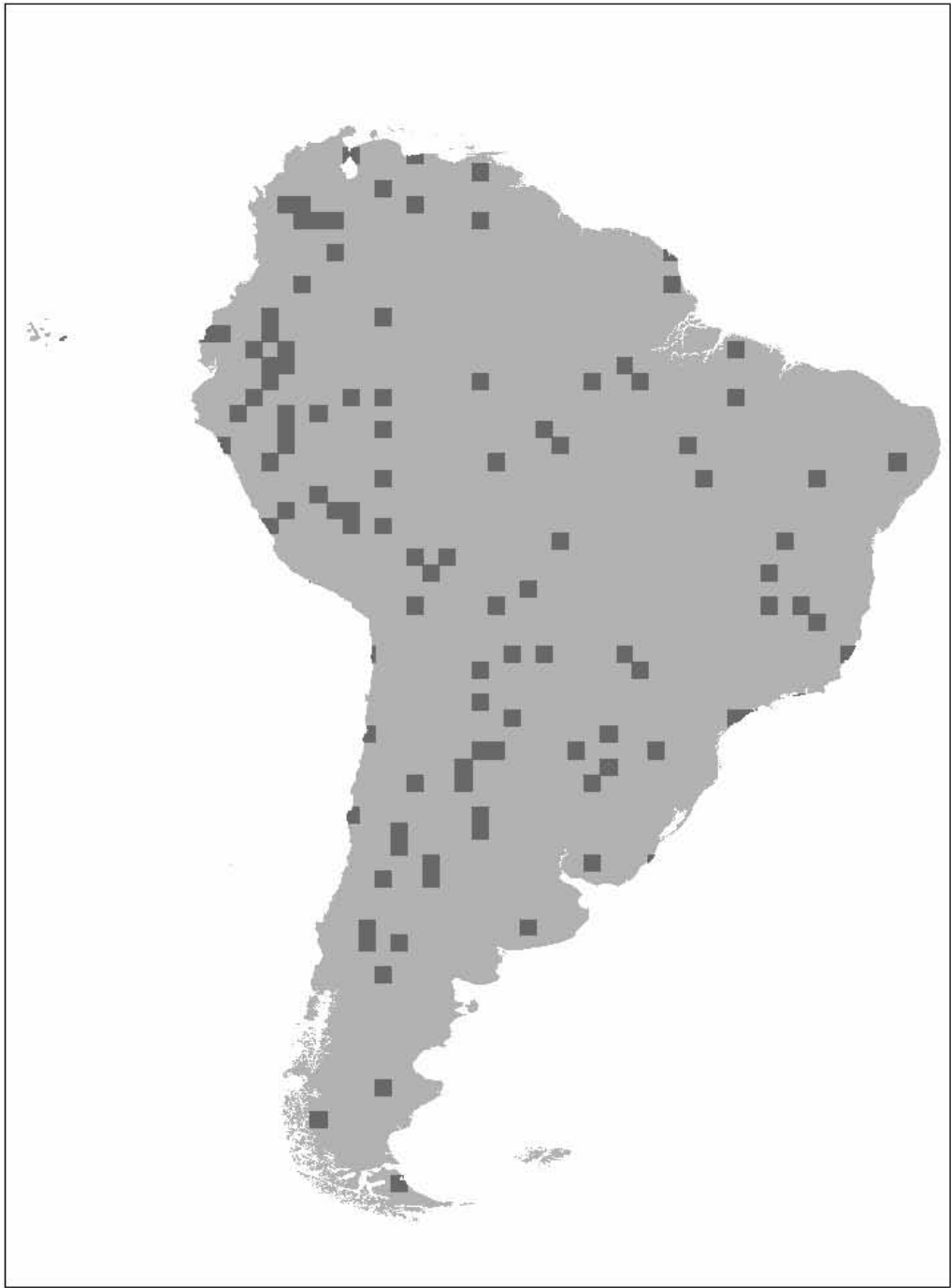


Fig. 3

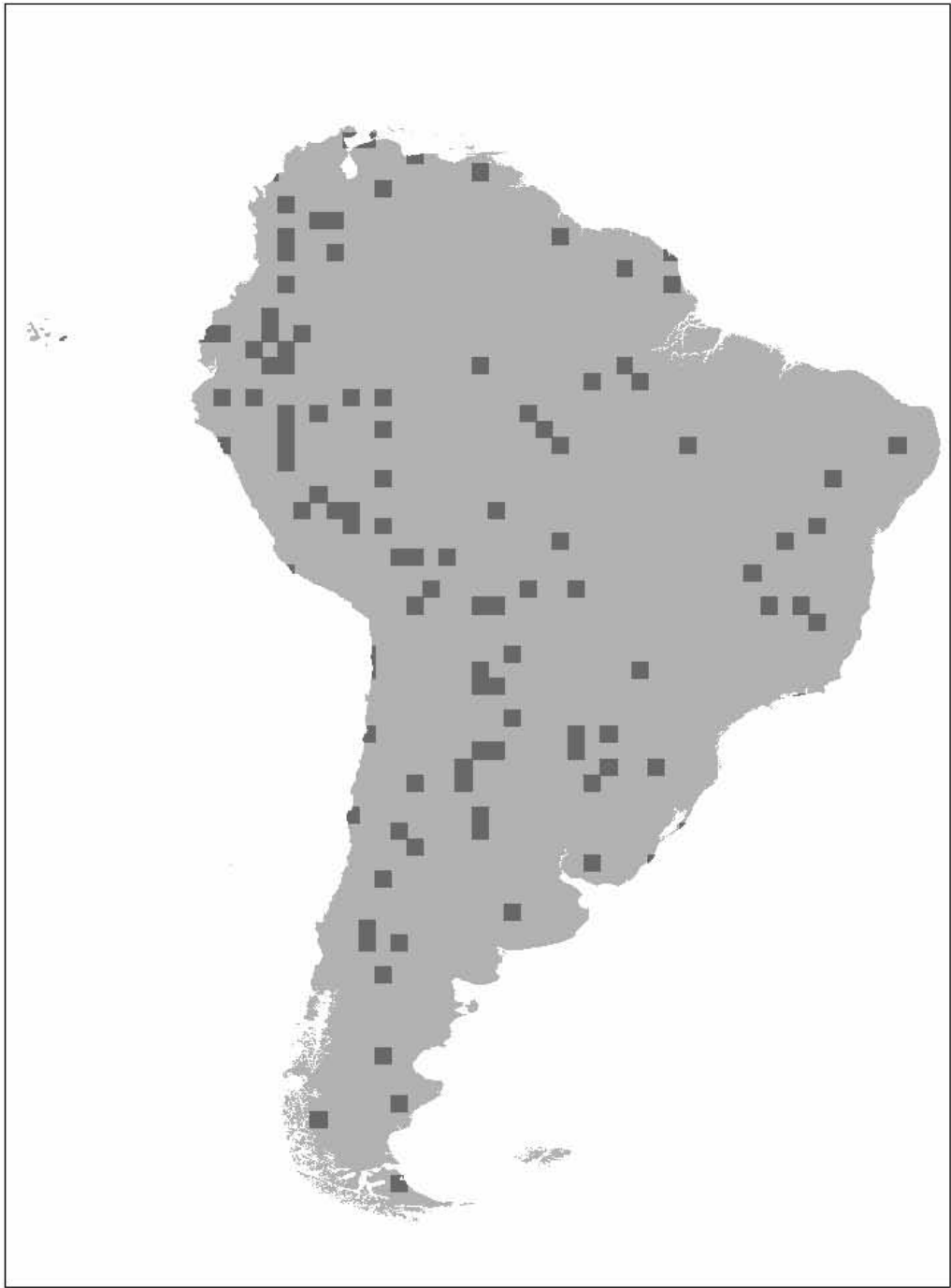


Fig. 4

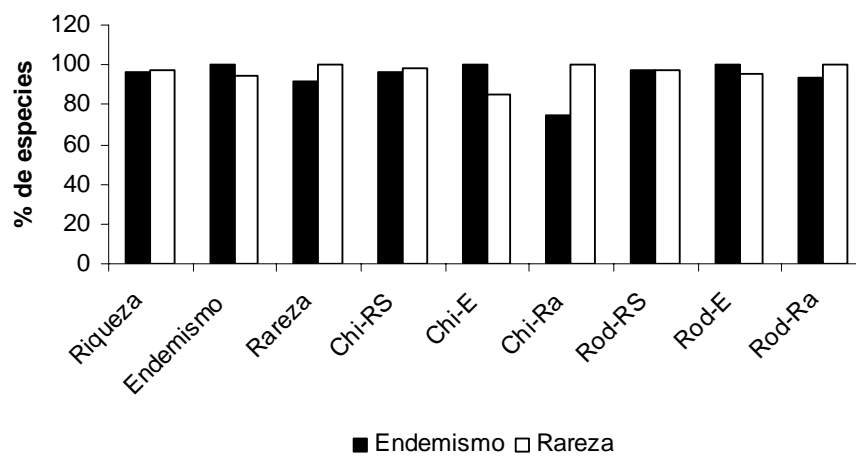


Fig. 5

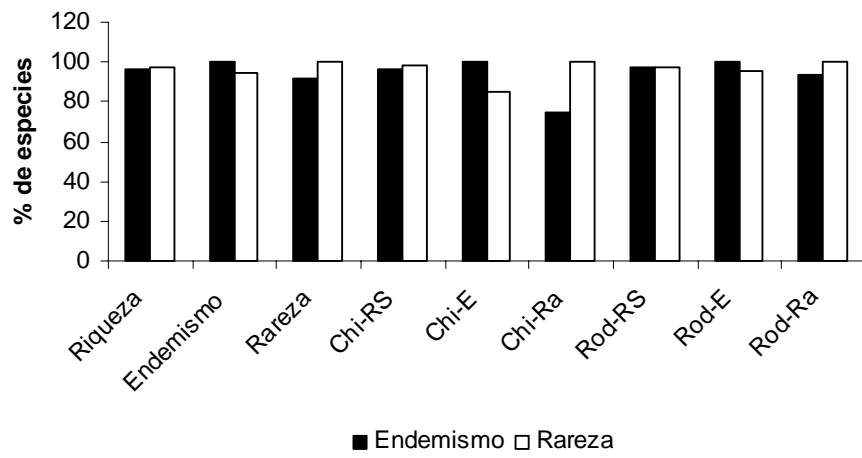


Fig. 6

CAPITULO IV

**Efectividad del sistema de áreas protegidas de Argentina: una
evaluación con base en los mamíferos**

Introducción

Las actividades humanas han llevado a una significativa conversión de tierras para actividades como la agricultura, la ganadería, el aprovechamiento forestal y la urbanización. Debido a esto, un gran número de especies y poblaciones se han extinguido y muchos hábitats se han perdido, lo que aumentará a menos que se implementen estrategias efectivas de conservación (Sisk et al. 1994, Ehrlich y Ceballos 1997, Primack et al. 2001, Ceballos y Ehrlich 2002).

El sistema de áreas protegidas de un país es considerado un componente esencial de las estrategias de conservación *in situ* (Bruner et al. 2001, Chape et al. 2005). En este sentido, se ha fijado como objetivo de conservación que al menos el 10 % de la superficie de la tierra debería estar bajo esta forma de uso, lo que ha sido ampliamente cuestionado ya que su cumplimiento no garantiza la conservación eficiente de la biodiversidad del planeta (Soulé y Sanjayán 1998, Rodríguez y Gaston 2001, Brooks et al. 2004, Rodríguez et al. 2004a, 2004b, Chape et al. 2005). Evaluaciones sobre la efectividad de los sistemas de áreas protegidas a escala global y regional han indicado que existe una alta proporción de biodiversidad que no está representada y, en consecuencia, los sistemas de áreas protegidas deberían ser ampliados (Margules y Pressey 2000, Andelman y Willig 2002, 2003, Brooks et al. 2004, Rodríguez et al. 2004a, 2004b).

Argentina es un país templado de Sudamérica que abarca una superficie de 2,779,741 km² y que ha sido considerado como uno de los 25 países más diversos a escala global por su riqueza de especies y endemismo (Caldecott et al. 1996). Para algunos grupos de especies se ha destacado como un país prioritario (Ortega-Baes y Godínez-Álvarez 2006) y algunas de sus ecoregiones

han sido seleccionadas como prioritarias a escala global (Mittermeier et al. 1998, Myers 2001).

En este país, existen 34 áreas protegidas que pertenecen al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (de ahora en más SNAP) y 294 de jurisdicción regional o local (provincial, municipal, privada y comunitaria), las que presentan baja implementación (APN 1998, SAyDS 2004). El 76 % de la superficie protegida por el SNAP está bajo categorías de manejo que no permiten actividades humanas, con la excepción de actividades científicas y educativas (APN 1998). Hasta 1940, la política de creación de áreas protegidas en este país estuvo relacionada con promover la ocupación y el desarrollo efectivo de zonas conflictivas desde el punto de vista geopolítico (APN 1998, Sabatini y Rodríguez-Iglesia 2001). Esto ha llevado a que ciertas ecoregiones estén poco representadas en el SNAP (APN 1998, Sabatini y Rodríguez-Iglesia 2001, SAyDS 2004), y que en conjunto todas las áreas protegidas de Argentina no cubren el 10 % de la superficie del país (SAyDS 2004).

El propósito de este capítulo fue evaluar la efectividad del SNAP en proteger la diversidad taxonómica de los mamíferos de Argentina, bajo la idea de que el mismo es inefectivo en representar la diversidad del país porque se ha instrumentado sin tener en cuenta una planificación sistemática (Margules y Pressey 2000). Esta evaluación es fundamental para delinear la estrategia de expansión del sistema de áreas protegidas a fin de maximizar la protección de la biodiversidad del país (Margules y Pressey 2000, Rodrigues et al. 2004a, 2004b).

Los mamíferos terrestres argentinos comprenden 320-337 especies (Ojeda et al. 2002, Ortega Baes y Ceballos datos no publicados), con la mayor

riqueza de especies concentradas en las regiones noroeste y noreste del país (Real et al. 2003). Argentina posee un alto endemismo político de mamíferos cuando se lo compara con otros países a escala global (Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997), que alcanza el 26 % de sus especies (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). Las especies endémicas están concentradas principalmente en las regiones áridas y semiáridas del país (Mares et al. 2000, Ojeda et al. 2002) y se caracterizan por presentar rangos geográficos restringidos (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). El 23 % de las especies han sido consideradas en alguna categoría de riesgo a la extinción a escala nacional (Díaz y Ojeda 2000, Ojeda et al. 2002).

En este contexto, se analizó qué proporción de la riqueza de especies, de las especies endémicas y de las especies amenazadas de mamíferos de Argentina está siendo protegida por el SNAP, y que sitios son los prioritarios para establecer las nuevas áreas para alcanzar el 100 % de especies representadas. Debido a que la congruencia entre riqueza de especies, de especies endémicas y de especies amenazadas puede ser baja o no existir (Prendergast et al. 1993, Ceballos et al. 1998, Lawler et al. 2003, Orme et al. 2005), las especies prioritarias (endémicas y amenazadas) podrían tener una baja representación en los sistemas de áreas protegidas. Por ello, se analizó si existen diferencias, en los niveles de representación, entre los grupos de especies. Si esto fuera cierto, sería relevante para la conservación de las especies endémicas y amenazadas y debería tenerse en cuenta en la selección de nuevos sitios para ampliar el sistema.

En Argentina, como en otros países, muchas áreas del actual sistema tienen un bajo nivel de implementación debido a que no cuentan con los

recursos suficientes para su manejo y su administración (Bruner et al. 2001, Sabatini y Rodríguez-Iglesia et al. 2001, SAyDS 2004). Por lo tanto, es importante conocer que áreas protegidas del actual sistema tienen prioridad para mejorar su implementación. Esto fue evaluado utilizando todas las especies, las especies endémicas y las especies amenazadas.

Concretamente se formularon los siguientes interrogantes: (1) ¿Qué proporción de especies están representadas en las áreas protegidas del SNAP? (2) ¿Están las especies prioritarias y las de los órdenes de mamíferos diferencialmente representadas en el SNAP? (3) ¿Cuáles son los sitios donde deberían establecerse las nuevas áreas protegidas para representar el 100% de la riqueza de especies y de las especies prioritarias? y (4) ¿Cuáles son las áreas protegidas del actual sistema que tienen prioridad?

Materiales y Métodos

Base de datos

Se consideraron en el análisis las 337 especies de mamíferos terrestres que se reconocen para Argentina (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). La lista de especies se confeccionó con base en Galliari et al. (1996), Ojeda et al. (2002), Patterson et al. (2003, 2005) y Wilson y Reeder (2005). Las especies descritas hasta diciembre de 2005 fueron incorporadas en el análisis. Se consideró como especies amenazadas a todas aquellas que fueron clasificadas al menos como vulnerables por Díaz y Ojeda (2000). Las especies descubiertas con posterioridad a esta evaluación se les consideró como no amenazadas. Se consideraron como endémicas a las especies que sólo se distribuyen en Argentina (endemismo político; Cowling 2001, Ceballos y Ehrlich 2002). La información fue obtenida de Ojeda et al. 2002, Patterson et al. (2002,

2005) y de Wilson y Reeder (2005).

La presencia-ausencia de las especies en el SNAP de Argentina se determinó de acuerdo a Heinonen-Fortabat y Chebez (1997) y de www.apn.gov.ar (2005). Se consideró a las especies no incluidas en dichas fuentes de información como no protegidas por el SNAP. En la Fig. 1, se muestran las áreas protegidas que conforman el actual SNAP. La evaluación realizada en este trabajo contempla sólo 26 áreas protegidas (79 % del total) porque la información sólo estaba disponible para ese número de áreas.

Representatividad

Con la información de presencia-ausencia de cada especie en cada área protegida se elaboró una matriz. A partir de ella se determinó la proporción de especies protegidas y no protegidas para la riqueza de especies, la riqueza de especies endémicas y la riqueza de especies amenazadas de todos los mamíferos y de cada uno de los órdenes.

A fin de evaluar si los grupos de especies están diferencialmente representados en el SNAP de Argentina, se realizó una prueba de Chi cuadrado utilizando una tabla de contingencia de tres vías para poner a prueba la hipótesis de independencia entre el estado de las especies (protegida o no protegida) y el grupo (todas las especies, las especies endémicas y las especies amenazadas), controlando el efecto del orden al que pertenecen mediante el uso de la prueba de Cochran-Mantel-Haenzel (Agresti 1990). Esta prueba utiliza la información parcial de cada orden para evaluar la relación entre estado y grupo. Si se rechaza la hipótesis de independencia implica que la proporción de especies protegidas no es la misma para los diferentes grupos considerados. Adicionalmente, en los casos en que fue posible (en función del

número de especies involucradas), se construyó un intervalo de confianza para la proporción de especies protegidas y se le comparó con el porcentaje de especies bajo protección correspondiente al total de especies de Argentina. Si el intervalo incluye a este último valor, implica que la proporción de especies no es significativamente diferente.

Selección de sitios prioritarios

Para seleccionar los sitios donde deberían establecerse las nuevas áreas protegidas se sobrepusieron los mapas de distribución de las especies no protegidas sobre una cuadrícula con cuadros de 1 x 1 grados de latitud y longitud, registrando la presencia de cada especie en cada cuadrante. Con esta información se elaboró una matriz de presencia-ausencia de especies no protegidas vs cuadrantes. Un análisis de complementariedad, por grupo de especie (todas las especies, las especies endémicas y las especies amenazadas), fue realizado para seleccionar las nuevas áreas. Esos análisis se realizaron como sigue: 1) se seleccionó el cuadrante más rico en especies; 2) las especies de este cuadrante fueron removidas de la base de datos; 3) con base en las especies remanentes se seleccionó nuevamente el cuadrante más rico en especies; 4) se repitieron los pasos 2 y 3 hasta que todas las especies estuvieron representadas al menos una vez. En el caso de empate entre dos o más áreas prioritarias, las reglas de desempate fueron: 1) el cuadrante que presentó la mayor riqueza absoluta de especies, 2) el cuadrante con la mayor riqueza absoluta de especies endémicas y 3) el cuadrante con la mayor riqueza absoluta de especies amenazadas. Cuando los empates se mantenían, el cuadrante se seleccionó al azar entre los cuadrantes empatados.

Áreas protegidas establecidas

Las áreas protegidas del actual sistema, en las que deben canalizarse los recursos fueron seleccionadas mediante el principio de complementariedad de la siguiente manera: 1) se seleccionó el área protegida más rica en especies, 2) se removieron todas las especies presentes en dicha área protegida, 3) con las especies remanentes se seleccionó el área protegida más rica en especies, 4) se repitieron los pasos 2 y 3 hasta que todas las especies estuvieron representadas al menos una vez. En el caso de empate entre dos o más áreas protegidas, las reglas de desempate fueron: 1) el área protegida que presentó la mayor riqueza absoluta de especies, 2) el área protegida con la mayor riqueza absoluta de especies endémicas y 3) el área protegida con la mayor riqueza absoluta de especies amenazadas. Cuando los empates se mantenían, el área protegida se seleccionó al azar entre las áreas empatadas.

Resultados

Representatividad

De las 337 especies de mamíferos terrestres de Argentina, sólo 209 (62 %) están protegidas por el SNAP. Cuarenta y cinco especies amenazadas (58 %) y 21 especies endémicas (24 %) están representadas en las áreas protegidas (Tabla 1). El porcentaje de especies protegidas es dependiente del grupo de especies ($X^2 = 42.46$, $gl = 2$, $P < 0.0001$), aún cuando se controló el efecto del orden (CMH = 21.01, $P < 0.0001$). De acuerdo con los valores límites de los intervalos de confianza construidos, la proporción de especies protegidas es igual al de todas las especies del país en el caso de las especies amenazadas y las del orden Chiroptera y, es significativamente menor para el grupo de especies endémicas y las del orden Rodentia (Tabla 1).

Sitios prioritarios

Teniendo en cuenta todas las especies, 35 sitios son necesarios para maximizar el número de especies protegidas. Esos sitios estuvieron asociados a todas las ecoregiones del país, con una concentración mayor en el centro-norte del mismo (Fig. 2). Las áreas seleccionadas como prioritarias de acuerdo a las especies endémicas fueron 28, mientras que las que se seleccionaron de acuerdo a las especies amenazadas fueron 14. En ambos casos las áreas seleccionadas estuvieron asociadas, principalmente, a las regiones áridas y semiáridas del centro-norte del país (Fig. 3 y 4). Las 28 áreas seleccionadas de acuerdo a las especies endémicas albergan el 94 % de la riqueza de especies y de las especies amenazadas, mientras que las 14 áreas seleccionadas de acuerdo a las especies amenazadas representan el 71 % de la riqueza de especies y el 56 % de las especies endémicas.

Áreas protegidas establecidas

De acuerdo al análisis de complementariedad, 15 áreas protegidas fueron requeridas para contener, al menos una vez, a todas las especies de mamíferos protegidos de Argentina (Fig. 5a). Las cinco primeras áreas seleccionadas (i.e. PN Iguazú, PN Calilegua, PN Nahuel Huapi, PN Pilcomayo y PN Lihué Calel, en orden decreciente) representan en conjunto el 82 % de las especies protegidas.

El Parque Nacional Lihué Calel es el más importante cuando el análisis de complementariedad se realiza con las especies endémicas. Siete áreas protegidas son necesarias para representar, al menos una vez, a todas las especies de mamíferos endémicos protegidos (Fig. 5b).

Once reservas son necesarias para contener a todas las especies amenazadas que se encuentran protegidas por el SNAP (Fig. 5c). Las cinco

primeras áreas seleccionadas son las mismas que las identificadas para todas las especies.

Discusión

Una estrategia para la conservación de los mamíferos de Argentina sería proteger varias poblaciones de todas las especies que se distribuyen en el país. Sin embargo, existen muchas restricciones para alcanzar este propósito. Una estrategia mínima sería proteger en el SNAP una población de todas las especies de mamíferos distribuidos en este país o proteger una población de todas las especies prioritarias, es decir las endémicas y las amenazadas.

Si consideramos que el cumplimiento de la estrategia mínima califica a un sistema de áreas protegidas como eficiente, deberíamos concluir que el SNAP de Argentina no lo es. Como los resultados indican, sólo el 62 % de la riqueza de especies de mamíferos terrestres están protegidos en este país por el SNAP. Esta proporción es menor que la registrada a escala global (Rodríguez et al. 2004a y 2004b) y para los SNAPs de países de Latinoamérica como México (Ceballos 1999, 2006) y Paraguay (Yahnke et al. 1998).

La baja efectividad de los SNAPs puede deberse a que se ha definido como objetivo de conservación que el 10 % de la superficie de la tierra debe estar bajo esta forma de uso de suelo (Rodríguez et al. 2004a, 2004b, Chape et al. 2005). Como se ha demostrado, aún alcanzando este objetivo una alta proporción de la biodiversidad no se encuentra representada en las áreas protegidas establecidas (Rodríguez et al. 2004a, 2004b). Cuando la biodiversidad a proteger es la diversidad taxonómica, el tamaño del sistema de áreas protegidas de una región, es decir cuanto de la superficie de la misma debe ser destinado a este propósito, es dependiente del número de especies,

del número de especies endémicas y del tamaño de la unidad de análisis (Rodríguez y Gaston 2001). Esto implica que la efectividad de un SNAP variará según los grupos utilizados en la evaluación, en la medida que ellos varíen en estas propiedades.

Argentina tiene una alta proporción de especies endémicas de mamíferos (Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997), con el 26 % de las especies exclusivas a sus límites políticos (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). Muchas de estas especies tienen rangos restringidos en el país, conociéndose sólo para las localidades tipo (Ortega-Baes y Ceballos datos no publicados). Esto puede explicar la baja representatividad de este grupo de especies, con sólo el 24 % bajo la condición de protegida por el SNAP. Las especies de rango restringido, como es el caso de muchas especies endémicas de Argentina, tienen una menor probabilidad de estar representadas en sitios específicos como lo son las áreas protegidas, respecto a las especies de distribución amplia. Además, en Argentina el endemismo está asociado principalmente a las regiones áridas y semiáridas (Mares et al. 2000, Ojeda et al. 2002), las que están poco representadas en el SNAP (APN 1998, SAyDS 2004).

De acuerdo a los resultados, 35 áreas son necesarias para representar el 100 % de las especies de mamíferos argentinos, lo que totalizaría 61, sumando las áreas protegidas del actual SNAP, utilizadas en la presente evaluación. Esto refleja la baja eficiencia del SNAP de este país. Si se seleccionaran las áreas prioritarias para establecer un sistema sin tener en cuenta la situación actual, 38 áreas serían las necesarias para representar todas las especies de mamíferos de este país (Ortega-Baes y Ceballos datos

no publicados). El alto número de áreas prioritarias seleccionadas puede ser reflejo de la alta proporción de especies de rango restringido (la mayoría endémicas) presentes dentro de las especies no protegidas. Más del 50 % de las áreas seleccionadas complementan una sola especie. Como ya se indicó el número mínimo de áreas necesarias para representar todas las especies de una región es dependiente del número de especies endémicas (Rodrigues y Gaston 2001).

Desde el punto de vista de la planificación y de la toma de decisiones, el número de áreas necesarias de acuerdo a todas las especies y las especies endémicas parece dificultar la expansión del SNAP de este país, ya que difícilmente se puedan establecer 35 o 28 nuevas áreas protegidas. Si bien el número de áreas prioritarias seleccionadas de acuerdo a las especies amenazadas es menor, la proporción del endemismo representado es bajo (56 %). Una de las posibilidades para expandir el SNAP de Argentina con base en los resultados obtenidos, podría ser que las áreas protegidas de jurisdicción regional o local que no forman parte del SNAP se incorporen al mismo. Existen actualmente casi 300 áreas protegidas de jurisdicción provincial, municipal o privada que están distribuidas en las 24 unidades políticas en las que se divide el país, muchas de ellas con un bajo nivel de implementación (SAyDS 2004). Esto sería ventajoso porque estas áreas ya han sido establecidas y sólo se requerirían recursos para optimizar el funcionamiento de las mismas. A priori, las áreas protegidas de jurisdicción regional o local que se incorporarían al SNAP de Argentina serían aquellas que estarían ubicadas en los sitios definidos como prioritarias en el presente trabajo.

De acuerdo a los resultados, existen áreas protegidas con una

importancia relativa mayor, en las cuáles deberían concentrarse principalmente los recursos destinados al funcionamiento de las áreas protegidas establecidas en este país. De las 15 áreas que fueron seleccionadas utilizando todas las especies, las especies endémicas y las especies amenazadas, pueden distinguirse tres grupos con importancia relativa diferente de acuerdo a la recurrencia en su elección. El primer grupo está conformado por siete áreas protegidas, que fueron seleccionadas por los tres análisis de complementariedad (PN Lihué Calel, PN Calilegua, PN Nahuel Huapi, PN Lanín, PN Sierra de las Quijadas, PN Río Pilcomayo y RNE Otamendi). El segundo grupo está conformado por cuatro áreas (PN Iguazú, RN Formosa, PN Baritú y PN Perito Moreno), priorizadas utilizando todas las especies y las especies amenazadas. Por último, el tercer grupo estuvo conformado por cuatro áreas protegidas (PN Mburucuyá, RNE El Leoncito, PN Tierra del Fuego y MN De los Bosques Petrificados) seleccionadas usando todas las especies.

Las evaluaciones de la efectividad de los SNAPs son útiles para conocer cuanto del objetivo de conservación se está cumpliendo en la actualidad y cuáles son las necesidades futuras (Margules y Pressey 2000). Como los resultados indicaron el SNAP de Argentina es inefectivo en representar la diversidad de los mamíferos terrestres, fundamentalmente de las especies endémicas. Muchas regiones de Argentina han experimentado una significativa expansión de la frontera agropecuaria, lo que se ha expresado en pérdida de hábitat. Por ejemplo, la superficie destinada al cultivo de soja se ha incrementado en diez años (1992-2002) en un 142 % en promedio, aunque en varias ecoregiones el aumento ha sido superior al 300 %. En consecuencia, es fundamental evaluar el estado actual de los sitios seleccionados como

prioritarios en este trabajo. Dichas evaluación deberían contemplar no sólo un análisis de la disponibilidad de hábitat, sino también la factibilidad socioeconómica de establecer nuevas áreas protegidas u otras acciones de conservación.

Agradecimientos

Se agradece a Rodrigo Medellín y Silvia Sühling por revisar el manuscrito.

Walter Martín, Claudio Cabral, Jorge Arrueta, Carlos Chicharro y Francisco Camardelli colaboraron con la base de datos.

Referencias

Administración de Parques Nacionales (APN). 1998. Las áreas naturales protegidas de la Argentina. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires.

Agresti A. 2002. Categorical data analysis. Wiley_Interscience.

Andelman S.J. y Willig M.R. 2002. Alternative configurations of conservation reserves for Paraguayan bats: considerations of spatial scale. Conservation Biology 16: 1352-1363.

Andelman S.J. y Willig M.R. 2003. Present patterns and future prospects for biodiversity in the Western Hemisphere. Ecology Letters 6: 818-824.

Brooks T.M., Bakkarr M.I., Bouche T., Da Fonseca G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., Olivieri S., Parrish J., Pressey R., Rodrigues S.L., Sechrest W., Stattersfield A., Strahm W. y Stuart S.N. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? Bioscience 54: 1081-1091.

Bruner A.G., Gullison R.E., Rice R.E. y da Fonseca G.A.B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Science 291: 125-128.

- Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. y Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699-727.
- Ceballos G. 1999. Conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* 27:1-8.
- Ceballos G. 2006. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications*. En prensa.
- Ceballos G. y Ehrlich P.R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.
- Ceballos G., Rodríguez P. y Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications* 8: 8-17.
- Ceballos G. y Simonetti J.A. 2002. Diversidad y conservación de los Mamíferos Neotropicales. CONABIO-Instituto de Ecología. México.
- Chape S., Harrison J., Spalding M. y Lysenko I. 2005. measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 443-455.
- Cowling R.M. 2001. Endemism. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics, pp. 497-507.
- Díaz G.B. y Ojeda R.A. 2000. Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina. SAREM. Argentina.
- Ehrlich P.R. y Ceballos G. 1997. Población y medio ambiente: ¿qué nos espera? *Ciencia* 48: 19-30.
- Galliari C.A., Pardiñas U.F. y Goin F.J. 1996. Lista comentada de los

- mamíferos de Argentina. *Mastozoología Neotropical* 3: 39-62.
- Heinonen-Fortabat S.H. y Chebez J.C. 1997. Los mamíferos de los Parques Nacionales de la Argentina. LOLA. Buenos Aires.
- Lawler J.J., White D., Sifneos J.C. y Master L.L. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17: 875-882.
- Mares M.A. y Braun J.K. 2000. Three new species of *Brusepattersonius* from Misiones Province, Argentina. *Occasional papers of Oklahoma Museum of Natural History* 9:1-13.
- Mares M.A., Braun J.K., Barquez R.M. y Díaz M. 2000. Two new genera and species of halophytic desert mammals from isolated salt flats in Argentina. *Occasional papers, Museum of Texas Tech University* 203:1-27.
- Margules C.R. y Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. Megadiversidad. CEMEX. México.
- Mittermeier R.A., Myers N. y Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspot and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12: 516-520.
- Myers N. 2001. Hotspots. Pp. 371-381. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academics.
- Ojeda A., Borghi C.E. y Roig V.G. 2002. Mamíferos de Argentina. En: Ceballos G. y Simonetti J.A. (eds.), *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*, pp. 23-63. Conabio-Instituto de Ecología. México.

- Orme C.D., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T., Rasmussen P.C., Ridgely R.S., Stattersfield A.J., Bennett P.M., Blackburn T.M., Gaston K.J. y Owens I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.
- Ortega-Baes P. y Godínez-Alvarez H. 2006. Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation* 15: 817-827
- Patterson B.D. 2000. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions* 6: 145-151.
- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2003. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Patterson B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. Tognelli, T. Brooks, P. Ortega, I. Salazar, y B. E. Young. 2005. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 2.0. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C. y Gibbons D.W. 1993. *Nature* 365: 335-337.
- Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. y Massardo F. (eds.) 2001. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Real R., Barbosa A.M., Porrás D., Kin M.S., Marquez A.L., Guerrero J.C., Palomo L.J., Justo E.R. y Vargas J.M. 2003. Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the

distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina. *Journal of Biogeography* 30: 939–947.

Rodríguez A.S. y Gaston K.J. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4: 602-609.

Rodrigues S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffman M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart SN, Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E. y Yan X. 2004a. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54: 1092-1100.

Rodrigues S.L., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffman M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart SN, Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E. y Yan X. 2004b. Effectiveness of global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.

Sabatini M.C. y Rodríguez-Iglesia R.M. 2001. A global context for the evolution and current status of protected areas in Argentina. *Natural Areas Journal* 21: 274-281.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2004. *Geo Argentina 2004*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina.

Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592-604.

Soulé M.E. y Sanjayán M.A. 1998. Ecology-conservation targets: do they help?

Science 279: 2060-2061.

Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. III edition. The Johns Hopkins University Press.

Yahnke C.J., Gamarra de Fox I. y Colman F. 1998. Mammalian species richness in Paraguay: the effectiveness of national park in preserving biodiversity. *Biological Conservation*, 84: 263-268.

Leyendas de figuras

Fig. 1. Áreas protegidas de jurisdicción nacional que conforman el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Argentina (SNAP). 1: PN Baritú, 2: PN Calilegua, 3: RN Formosa, 4: PN El Rey, 5: PN Río Pilcomayo, 6: PN Iguazú, 7: RNE San Antonio, 8: PN Chaco, 9: RNE Colonia Benítez, 10: PN Mburucuyá, 11: RNE El Leoncito, 12: PN El Palmar, 13: PN Diamante, 14: PN Sierra de las Quijadas, 15: RNE Otamendi, 16: PN Lihué Calel, 17: PN Laguna Blanca, 18: Lanín, 19: PN Arrayanes, 20: PN Nahuel Huapi, 21: PN Lago Puelo, 22: PN Los Alerces, 23: PN Perito Moreno, 24: MN Bosques Petrificados, 25: PN Los Glaciares y 26: PN Tierra del Fuego.

Fig. 2. Sitios prioritarios para el establecimiento de las nuevas áreas protegidas del SNAP de Argentina de acuerdo a la riqueza de especies.

Fig. 3. Sitios prioritarios para el establecimiento de las nuevas áreas protegidas del SNAP de Argentina de acuerdo a la riqueza de especies endémicas.

Fig. 4. Sitios prioritarios para el establecimiento de las nuevas áreas protegidas del SNAP de Argentina de acuerdo a la riqueza de especies amenazadas.

Fig. 5. Curvas de acumulación de especies para a) riqueza de especies, b) especies endémicas y c) especies amenazadas resultado de la selección de las áreas protegidas establecidas prioritarias por el principio de complementariedad. IG: PN Iguazú, CA: PN Calilegua, NH: PN Nahuel Huapi, PI: PN Pilcomayo, LI: PN Lihué Calel, OT: RNE Otamendi, FO: PN Formosa, LN: PN Lanin, BA: PN Baritú, PM: PN Perito Moreno, SQ: PN Sierra de las Quijadas, MB: PN Mburucuyá, EL: RNE El Leoncito, TF: PN Tierra del Fuego y BP: MN Bosques Petrificados.

Tabla 1. Riqueza de especies, especies endémicas y en peligro de extinción y porcentaje de especies protegidas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Argentina (SNAPA) según cada uno de los órdenes de mamíferos.

	Riqueza de especies		Endémicas		En peligro de extinción	
	Totales	Protegidas (%)	Totales	Protegidas (%)	Totales	Protegidas (%)
Microbiotheria	1	100	-	-	1	100
Didelphimorphia	24	75	4	25	3	100
Paucituberculata	1	100	-	-	1	100
Cingulata	15	80	2	50	5	80
Pilosa	3	67	-	-	2	50
Chiroptera	59	73	1	0	5	100
Primates	5	80	-	-	2	50
Carnivora	27	82	-	-	15	73
Rodentia	187	50	82	23	36	33
Lagomorpha	1	100	-	-	-	-
Perissodactyla	1	100	-	-	1	100
Artiodactyla	13	85	-	-	6	83
Total	337	62	89	24	77	58

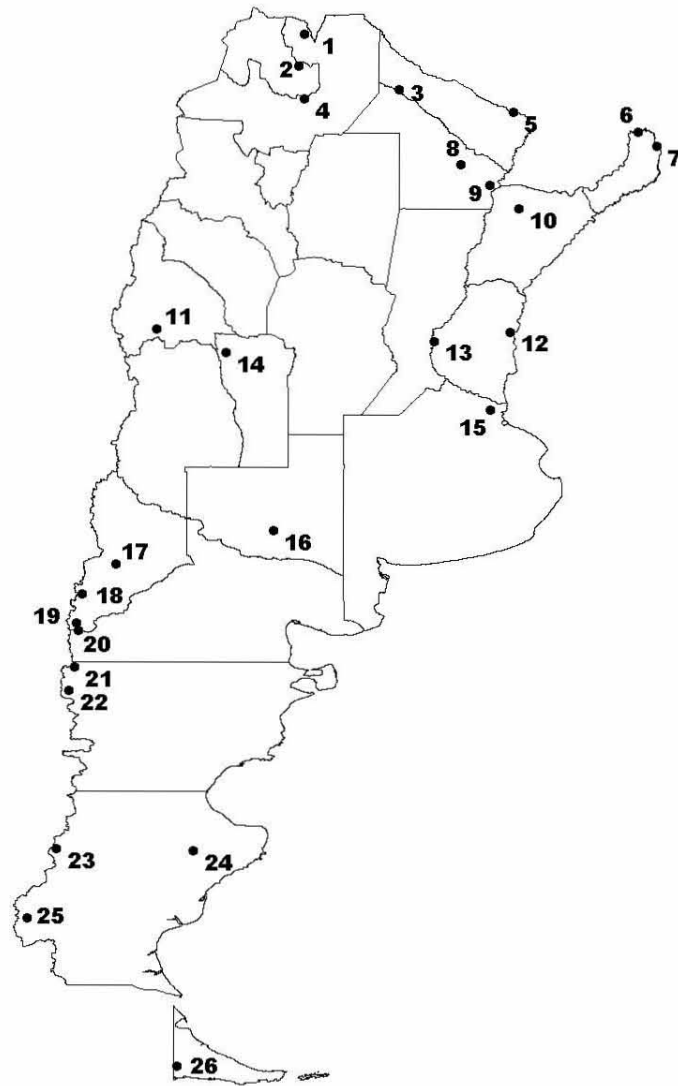


Fig. 1

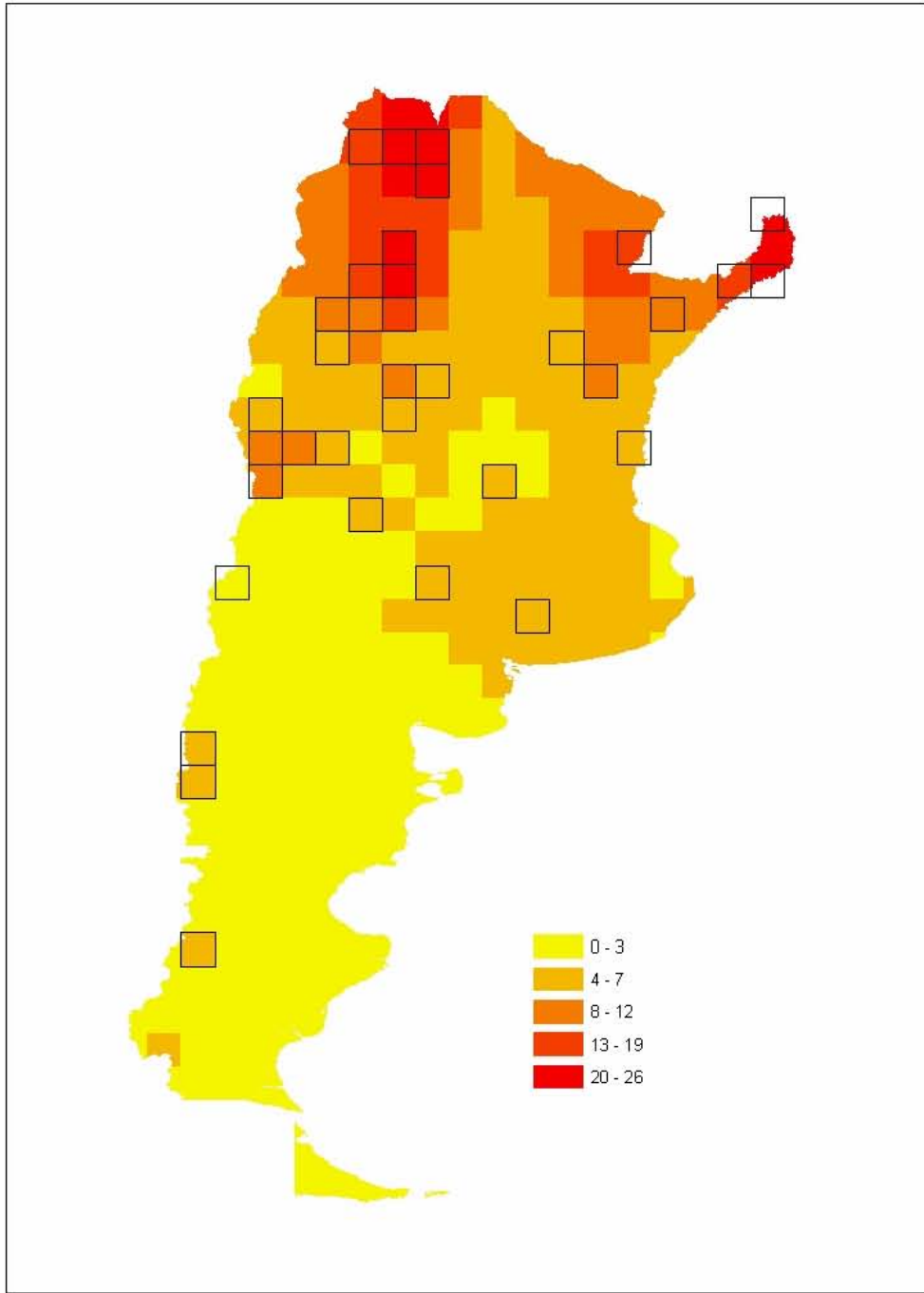


Fig. 2

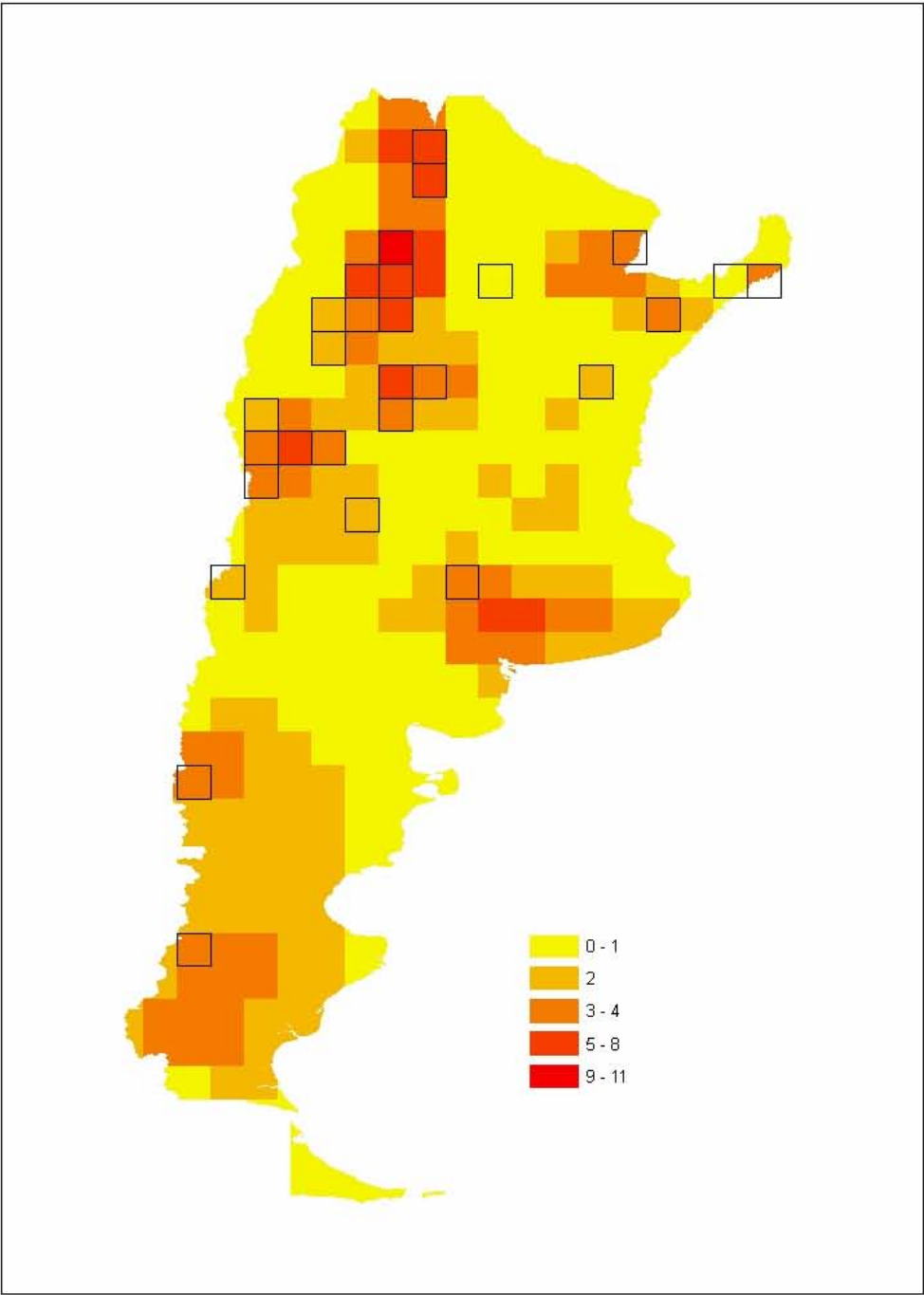


Fig. 3

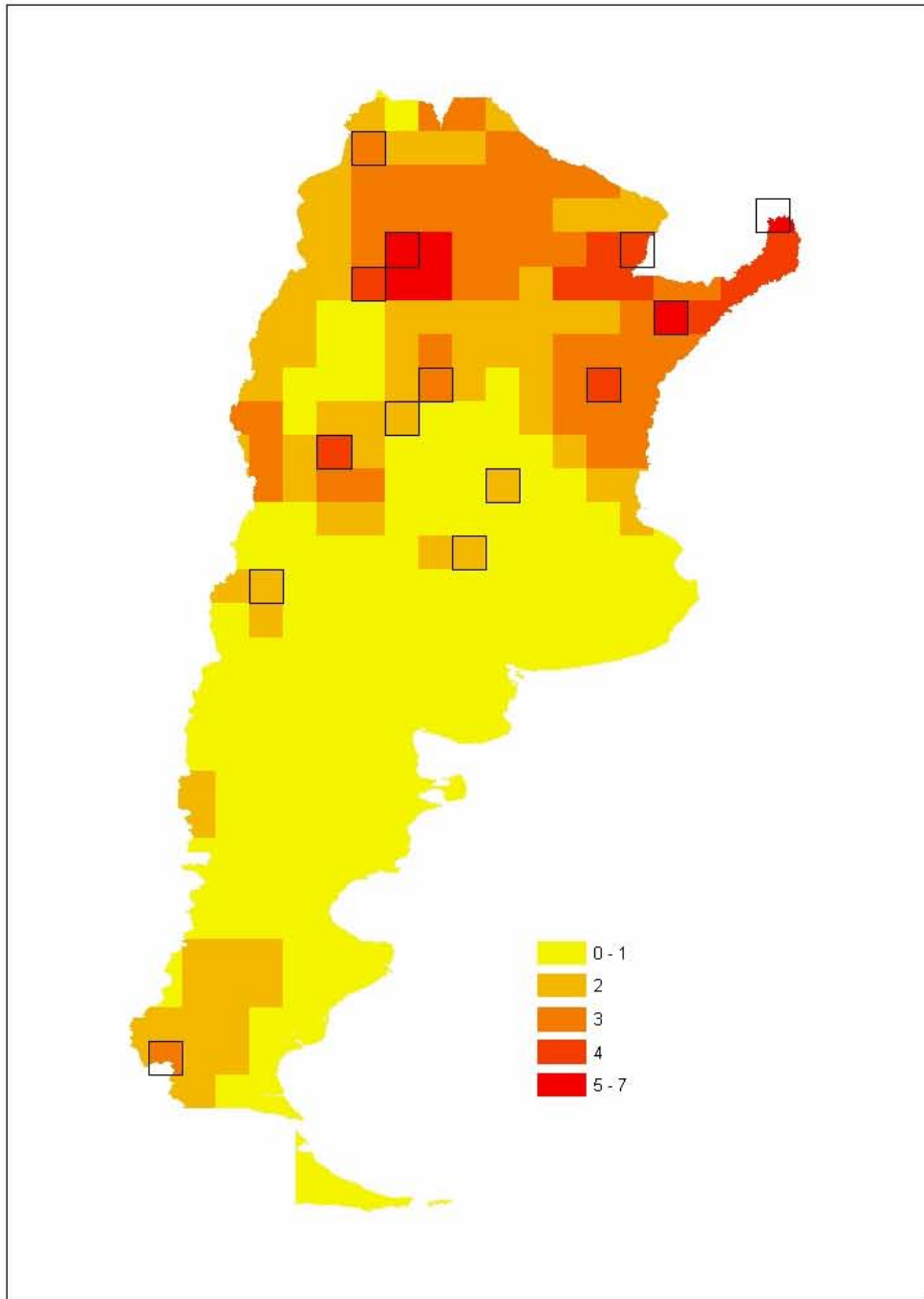


Fig. 4

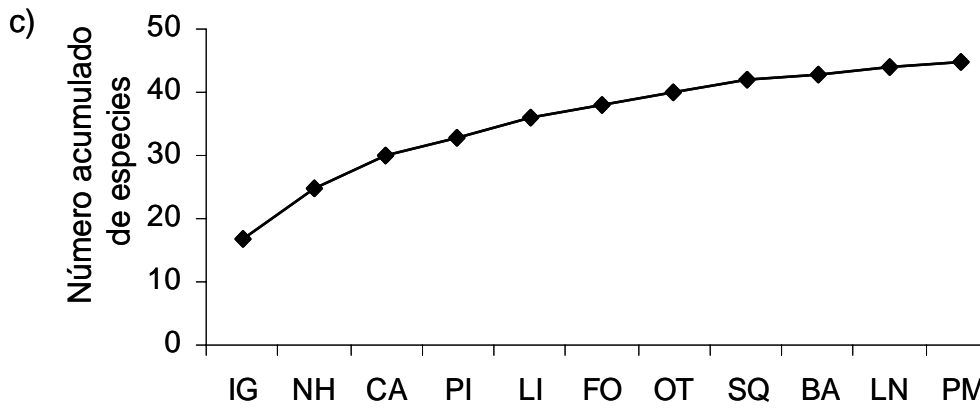
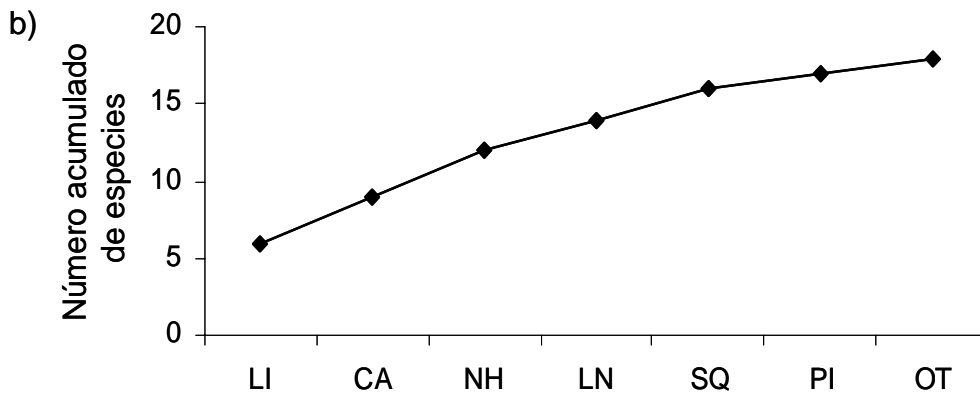
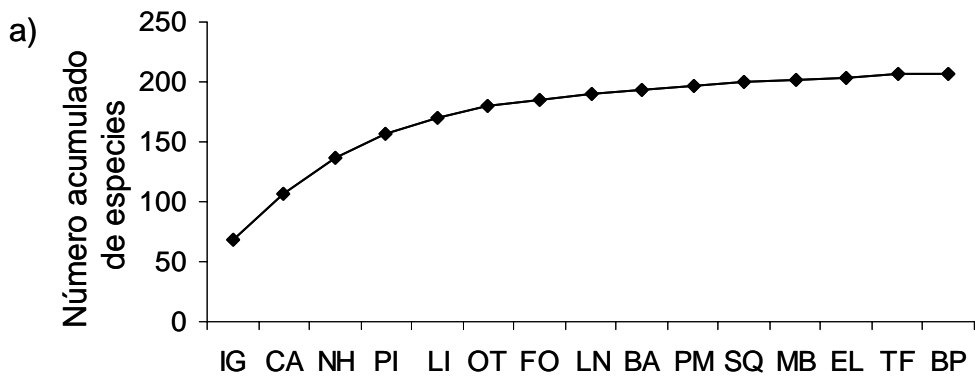


Fig.

CAPÍTULO V

**La diversidad de los países de América: factores que la explican y
generalidad de las prioridades**

Introducción

Una aproximación utilizada para seleccionar áreas prioritarias a escala global ha sido la identificación de los países o territorios políticos que destacan por su diversidad biológica (Mittermeier 1988, Sisk et al. 1994, Ceballos y Brown 1995, Caldecott et al. 1996, Arita 1997, Mittermeier et al. 1997). Uno de los resultados de la aplicación de este enfoque es el establecimiento del concepto de países megadiversos. En la actualidad se reconocen 17 países en esta categoría, los que albergan en conjunto el 66-75 % de la diversidad del planeta (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Estos países tienen prioridad para las organizaciones internacionales de financiamiento y consecuentemente la mayor cantidad de recursos se ha canalizado en ellos (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001).

Entre las causas que explican porque algunos países son más diversos que otros se pueden citar la superficie del país, la posición latitudinal, los factores físicos que incrementan la producción primaria, los factores históricos, la presencia de selvas tropicales lluviosas y la heterogeneidad ambiental (Arita 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Arita (1997), no encontró evidencia de que la posición latitudinal pueda ser una de las causas que explique porque algunos países de América son más diversos que otros. Por otro lado, se ha indicado que al menos en parte el área de un país puede explicar su diversidad, es decir países con más superficie tienen más especies (Ceballos y Brown 1995, Arita 1997).

La selección de países prioritarios se ha realizado teniendo en cuenta la riqueza de especies, el endemismo y los niveles de amenaza (Sisk et al. 1994, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Sin embargo,

se ha indicado que debido a que la efectividad de las acciones de conservación depende de variables socioeconómicas, estas deberían ser usadas conjuntamente con los criterios biológicos (O'Connor et al. 2003). Los estudios realizados sugieren que las prioridades a nivel país son dependientes de los criterios que se utilicen (Sisk et al. 1994, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997, Reyers et al. 1998, O'Connor et al. 2003). Así, países que son importantes para un grupo de especies no necesariamente lo son para otros.

En este capítulo, se analizó si la diversidad diferencial de los países de América puede ser explicada por el área de cada país y por su posición latitudinal. El aumento de la riqueza de especies con el aumento del área es un patrón general bien documentado. Así, áreas más grandes contienen más especies (Brown y Lomolino 1998, Connor y McCoy 2001). De igual manera, la variación de la riqueza de especies con la latitud ha sido registrada para diferentes regiones de la Tierra y para diferentes grupos de organismos como mamíferos, aves, anfibios, peces, insectos y plantas (Gaston y Williams 1996, Willig et al. 2003). De acuerdo a esto, se esperaba una relación positiva entre la riqueza de especies y la superficie de cada país e inversa entre la riqueza de especies y la posición latitudinal. Así, los países con mayor superficie presentarían una diversidad mayor que aquellos que tienen una superficie menor, mientras que los países tropicales serían más diversos que los templados. Además, se analizó la congruencia entre los países prioritarios de Sudamérica seleccionados de acuerdo a dos grupos de organismos con características ecológicas y evolutivas diferentes como lo son los mamíferos y los cactus. Se ha sugerido que existe una baja correspondencia entre las áreas seleccionadas por diferentes grupos de organismos dentro de una

misma región (Prendergast et al. 1993). En consecuencia se esperaba una baja congruencia entre los países seleccionados por ambos grupos de organismos y a la vez una baja representatividad si se utiliza un grupo como indicador del otro.

Materiales y Métodos

Riqueza específica y endemismo

Para cada uno de los 23 países incluidos en el análisis (Argentina, Belice, Bolivia, Brasil, Canadá, Chile, Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Estados Unidos, Guayana Francesa, Guatemala, Guyana, Honduras, México, Nicaragua, Perú, Surinam, Panamá, Paraguay, Uruguay y Venezuela) se registró la riqueza de especies y el endemismo de plantas, aves, mamíferos, cactus y el de todas las especies de estos grupos. Los datos para los dos primeros grupos de especies se tomaron de Groombridge y Jenkins (2002), los cactus de Hunt (1999) y los mamíferos de Wilson y Reeder (2005).

Relación diversidad-área de cada país

Se realizó un análisis de regresión lineal para evaluar si la riqueza de especies y el endemismo de cada grupo de especies dependen de la superficie de cada país. Para ello, se utilizó la transformación logaritmo natural para la superficie en km² y la raíz cuadrada para la riqueza. La superficie de cada país fue tomada del atlas geográfico Oxford (Oxford 1996). Los países que se ubicaron por arriba de la banda de confianza (95 %) de la recta de regresión, se consideraron con una riqueza mayor de la que se esperaba de acuerdo a su superficie.

Relación diversidad-latitud

Para evaluar si la riqueza o el endemismo de cada grupo de especies puede ser explicada por la posición latitudinal de cada país, se realizó un análisis de

regresión lineal utilizando la latitud media como variable independiente y la raíz cuadrada de la riqueza de especies o el endemismo como variable dependiente. Además, se evaluó la regresión entre la riqueza de cada grupo y el rango latitudinal (latitud máxima-latitud mínima). Cuando la regresión resultó significativa, se consideró que aquellos países que se ubicaron por encima de la banda de confianza (95%) para la recta de regresión presentaban mayor riqueza que la esperada de acuerdo a su posición geográfica.

Países prioritarios para mamíferos y cactus

Se elaboraron dos matrices de presencia-ausencia de especies contra países (una para mamíferos y la otra para cactus). La selección de países prioritarios para los mamíferos y los cactus de Sudamérica se realizó por dos métodos. El primero de ellos consistió en seleccionar los países más importantes de acuerdo a la riqueza de especies absoluta (método de ordenamiento). Para ello, se ordenaron los países de acuerdo a su riqueza de especies y se escogieron los seis países más diversos. El segundo método consistió en seleccionar los países prioritarios de acuerdo al principio de complementariedad (método de complementariedad). Para seleccionar los países por este método, se utilizó un algoritmo, procediéndose de la siguiente manera: 1) se seleccionó el país que registró la mayor riqueza de especies y se eliminaron de la base todas las especies presentes en el mismo, 2) con las especies remanentes, se procedió a seleccionar el país más rico, eliminándose de la base todas las especies presentes en el mismo, 3) se procedió de esta manera hasta que todas las especies fueron incluidas al menos una vez. Para los primeros seis países de cada grupo se determinó el porcentaje de la riqueza de especies y del endemismo de mamíferos y cactus. Además, se

determinó la congruencia entre grupos de países, es decir el porcentaje de países comunes.

Resultados

Relación diversidad-área de cada país

En todos los casos la riqueza de especies y el endemismo pudo ser explicada por la superficie de cada país (Tabla 1; Fig. 1 y 2). Sin embargo, la proporción de la variación explicada por la superficie fue considerable sólo para la riqueza de especies y el endemismo de mamíferos, el endemismo de aves, la riqueza de especies de plantas, la riqueza de especies y el endemismo de cactus y para todo el conjunto de especies ($R^2 = 0.43, 0.59, 0.49, 0.31, 0.34, 0.36, 0.31$ respectivamente; Tabla 1). En todos los casos se registraron países con una diversidad mayor de la que se esperaría para su superficie (Fig. 1 y 2).

Relación diversidad-latitud

En ningún caso la riqueza de especies pudo ser explicada por la posición latitudinal de los países ($P > 0.05$). Por otro lado, el rango latitudinal explicó el endemismo de mamíferos, el endemismo de aves, la riqueza de especies de plantas, el endemismo de cactus y la riqueza de todas las especies (Tabla 2; Fig. 3), aunque en ningún caso superó el 37%. En todos los casos se registraron países con una diversidad mayor de lo que se esperaría para su rango latitudinal (Fig. 3).

Países prioritarios

Los seis países más diversos para mamíferos fueron Brasil, Perú, Colombia, Bolivia, Argentina y Venezuela, mientras que para cactus fueron Argentina, Bolivia, Brasil, Perú, Chile y Paraguay (Fig. 4). De acuerdo al análisis de

complementariedad 12 países fueron necesarios para albergar el 100 % de la riqueza de especies de mamíferos. Los seis países más importantes fueron Brasil, Perú, Argentina, Colombia, Ecuador y Bolivia (Fig. 5a). Por complementariedad 11 países fueron necesarios para contener el 100 % de cactus de Sudamérica. Los seis países más importantes fueron Argentina, Perú, Brasil, Bolivia, Chile y Venezuela (Fig. 5b).

La congruencia entre países fue, para ambos métodos, del 67 %. La representatividad fue siempre superior al 78%, con los porcentajes más altos para los países complementarios. Por ambos métodos los porcentajes más bajos se registraron para los mamíferos endémicos (Fig. 6).

Discusión

De acuerdo a los resultados, la riqueza de los países de América pudo ser explicada por la superficie. Así, los países con la mayor diversidad fueron aquellos que tienen una superficie mayor. El aumento de la diversidad con el incremento del área es un patrón general (Brown y Lomolino 1998, Connor y McCoy 2001), que ha sido indicado como una causa de que ciertos países tengan más especies que otros (Ceballos y Brown 1995, Arita 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Entre las hipótesis propuestas para explicar la relación especies-área pueden citarse la hipótesis de la diversidad de hábitats, la del área *per se* y la del muestreo pasivo, aunque se ha propuesto que más de una causa puede ser la responsable de este patrón (Connor y McCoy 2001). Arita (1997), ha demostrado que la riqueza de especies de mamíferos no voladores de México está fuertemente asociada a la heterogeneidad ambiental. Al igual que este país, muchos otros en esta región se caracterizan por una gran diversidad de hábitats lo que podría explicar el hecho

que a medida que aumenta la superficie aumenta la diversidad. En el presente estudio, y al igual que en otros realizados a escala regional y global, se han registrado países que presentan una diversidad mayor de la que se esperaría de acuerdo a su superficie. Esto implica que otras causas deben invocarse como explicativas de los niveles de diversidad de ciertos países (Ceballos y Brown 1995, Arita 1997). Otras causas propuestas son los factores físicos relacionados con la producción primaria, los factores históricos, la presencia de selvas tropicales lluviosas y la posición latitudinal (Arita 1997, Sarukhán y Dirzo 2001).

De acuerdo a los resultados la posición latitudinal media no explica la riqueza de especies ni el endemismo de los países de América, aunque si el rango latitudinal. Países con un rango latitudinal mayor tienen una mayor diversidad. Sin embargo, el rango latitudinal está más asociado al área que a la latitud *per se*. En este sentido, países con un rango latitudinal mayor abarcan áreas mayores.

Los resultados indican que no existe congruencia total entre los seis primero países seleccionados por mamíferos y cactus, aunque existe una proporción relativamente alta de coincidencia. Además, si bien el orden de prioridad varía existen algunas coincidencias importantes. En el caso de los países seleccionados por complementariedad, los tres países más importantes son los mismos para mamíferos y cactus. Además, una alta proporción de la diversidad de un grupo es contenida por los países seleccionados con base en el otro grupo. Por lo tanto, recursos destinados a los países considerados prioritarios redundarían en la conservación de ambos grupos. Sin embargo, es importante destacar que generalmente los recursos destinados a la conservación en los países prioritarios se distribuyen diferencialmente, por ejemplo entre ecoregiones. La importancia

relativa de las ecoregiones para ambos grupos de organismos debería ser evaluada. Si bien la mayor diversidad de mamíferos está relacionada a selvas húmedas, donde la diversidad de cactus es baja, las regiones áridas y semiáridas han sido destacadas por sus altos niveles de endemismo (Mares 1992).

En síntesis, la diversidad de los países de América fue explicada por la superficie, pero no por la posición latitudinal. Es decir los países con mayor superficie son los que presentan la mayor diversidad. Se registró congruencia entre los países prioritarios seleccionados por mamíferos y cactus, con una alta representatividad. Finalmente, deberían evaluarse otras causas propuestas para explicar por que ciertos países son más diversos que otros, como así también la congruencia entre grupos de especies no emparentados a diferentes escalas de análisis.

Referencias

- Arita H. 1997. The non-volant mammal fauna of México: species richness in a megadiverse country. *Biodiversity and Conservation* 6: 787-795.
- Brown J.H. y Lomolino M.V. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates, INC. Publishers.
- Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. y Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699-727.
- Ceballos G. y Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology* 9: 559-568.
- Connor E.F. y McCoy E.D. 2001. Species-area relationships. In: Levin S.A. (ed.), *Encyclopedia of biodiversity*, pp 397-411. San Diego Academic Press.

- Gaston K.J. y Williams P.H. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. In: Gaston K.J. (ed), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*, pp 202-229. Blackwell.
- Groombridge B. y Jenkins M.D. 2002. *World atlas of biodiversity. Earth's living resources in the 21st century*. University of California Press.
- Hunt D. 1999. CITES. Cactaceae checklist. Royal Botanic Gardens Kew and International Organization for Succulent Plant Study. U. K.
- Lamoreux J.F., Morrison J.C., Ricketts T.H., Olson D.M., Dinerstein E., McKnight M.W. y Shugart H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214.
- Mares M.A. 1992. Neotropical Mammals and the Myth of Amazonian Biodiversity. *Science* 255: 976-979.
- Mittermeier R.A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversitu countries. In: Wilson E.O. (ed.). *Biodiversity*, pp. 145-153. National Academic Press, Washington, pp. 145-153.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. *Megadiversidad: Los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX. México.
- O'Connor C., Marvier M. y Kareiva P. 2003. Biological vs. social, economic and political priority-setting in conservation. *Ecology Letters* 6: 706-711.
- Orme C.D., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T., Rasmussen P.C., Ridgely R.S., Stattersfield A.J., Bennett P.M., Blackburn T.M., Gaston K.J. y Owens I.P.F. 2005. *Global*

- hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat.
Nature 436: 1016-1019.
- Oxford. 1996. Atlas of the world. Oxford University Press.
- Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C. y Gibbons D.W. 1993.
Nature 365: 335-337.
- Reyers B., van Jaarsveld A.S. y McGeoch M.A. 1998. Nacional biodiversity risk
assessment: a composite multivariate and index approach. Biodiversity and
conservation 7: 945-965.
- Sarukhán J. y Dirzo R. 2001. Biodiversity-rich countries. Pp. 419-436. En: Levin,
S.A. (Ed.). Encyclopedia of Biodiversity. San Diego Academic Press.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction
threats. Bioscience 44: 592-604.
- Willig M.R., Kaufman D.M. y Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of
biodiversity. Annual Review Ecological, Evolutionary and Systematics 34:
273-309.
- Wilson D.E. y Reeder D.M. 2005. Mammal species of the world. A taxonomic and
geographic reference. III edition. The Johns Hopkins University Press.

Leyendas de figuras

Fig. 1. Relación riqueza de especies-área de cada país de América. a) Todas las especies, b) Mamíferos, c) Aves, d) Plantas y e) Cactus. ARG: Argentina, BOL: Bolivia, BRA: Brasil, COL: Colombia, COS: Costa Rica, ECU: Ecuador, GUA: Guayana, MEX: México, PAN: Panamá, PER: Perú y VEN: Venezuela.

Fig.2. Relación endemismo-área de cada país de América. a) Todas las especies, b) Mamíferos, c) Aves, d) Plantas y e) Cactus. ARG: Argentina, BOL: Bolivia, BRA: Brasil, CHI: Chile, COL: Colombia, COS: Costa Rica, ECU: Ecuador, GUA: Guayana, MEX: México, PAN: Panamá, PER: Perú y VEN: Venezuela.

Fig. 3. Relación riqueza de especies-rango latitudinal y endemismo-rango latitudinal de los países de América. a) Riqueza de especies, b) Riqueza de especies de plantas, c) Riqueza de especies de cactus, d) Endemismo de mamíferos, e) Endemismo de aves y f) Endemismo de cactus. BOL: Bolivia, BRA: Brasil, COL: Colombia, ECU: Ecuador, MEX: México, PER: Perú, USA: Estados Unidos y VEN: Venezuela.

Fig. 4. a) Riqueza de especies de mamíferos en los países de Sudamérica y b) riqueza de especies de cactus en los países de Sudamérica. Ar: Argentina, Bo: Bolivia, Br: Brasil, Co: Colombia, Ch: Chile, Ec: Ecuador, GF: Guyana Francesa, Gu: Guyana, Pa: Paraguay, Pe: Perú, Su: Surinam, Ur: Uruguay y Ve: Venezuela.

Fig. 5. a) Curva de acumulación de especies resultado de la selección de los países prioritarios de Sudamérica, por el principio de complementariedad. a) Con base en las especies de mamíferos y b) Con base en las especies de cactus. Ar: Argentina, Bo: Bolivia, Br: Brasil, Co: Colombia, Ch: Chile, Ec: Ecuador, GF:

Guyana Francesa, Gu: Guyana, Pa: Paraguay, Pe: Perú, Ur: Uruguay y Ve: Venezuela.

Fig. 6. Porcentaje de la riqueza de especies y el endemismo de mamíferos y cactus representados en los países seleccionados como prioritarios (seis primeros países) con base en los mamíferos y los cactus. a) Método de ordenamiento y b) Método de complementariedad. R-Mam: Riqueza de especies de mamíferos, E-Mam: Endemismo de mamíferos, R-Cac: Riqueza de especies de cactus y E-Cac: Endemismo de cactus.

Tabla 1. Relación entre la superficie (ln km²) y la riqueza de especies (raíz cuadrada) de cada grupo.

Grupo de especies	F	n	P	R ²
Riqueza de especies	9.03	22	0.0070	0.31
Riqueza de especies de mamíferos	16.03	23	0.0006	0.43
Riqueza de especies de aves	6.37	22	0.0202	0.24
Riqueza de especies de plantas	9.50	23	0.0056	0.31
Riqueza de especies de cactus	11.06	23	0.0032	0.34
Endemismo	6.87	19	0.0179	0.29
Endemismo de mamíferos	30.39	23	< 0.0001	0.59
Endemismo de aves	21.78	23	0.0001	0.49
Endemismo de plantas	6.65	19	0.0195	0.28
Endemismo de cactus	11.63	23	0.0026	0.36

Tabla 2. Relación entre el rango latitudinal y la riqueza de especies (raíz cuadrada) de cada grupo (solo se presentan las relaciones significativas).

Grupo	F	n	P	R ²
Riqueza de especies	4.89	22	0.039	0.20
Riqueza de especies de plantas	5.21	23	0.033	0.20
Endemismo de mamíferos	8.30	23	0.009	0.28
Endemismo de aves	12.57	23	0.019	0.37
Endemismo de cactus	4.89	23	0.038	0.19

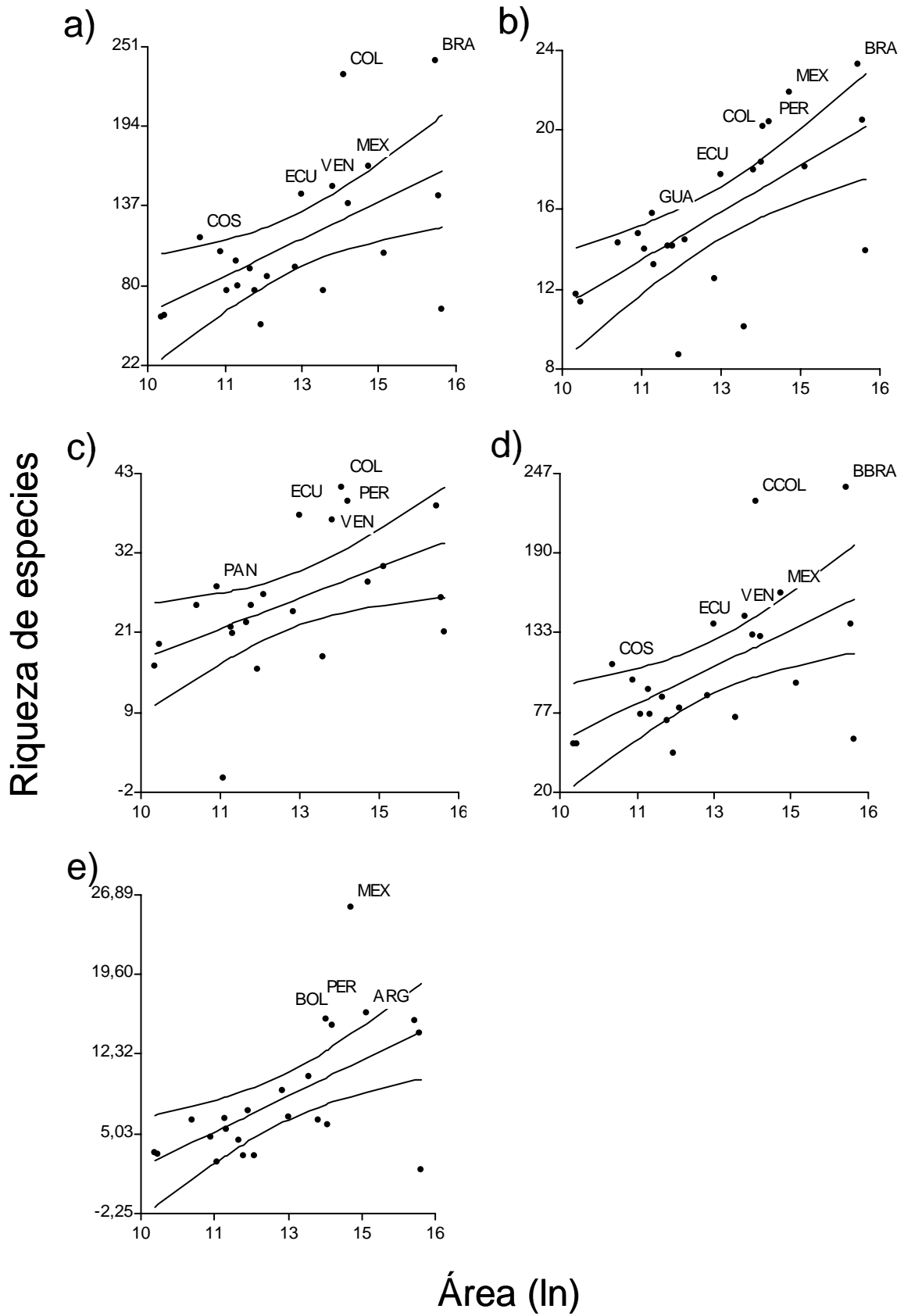


Fig. 1

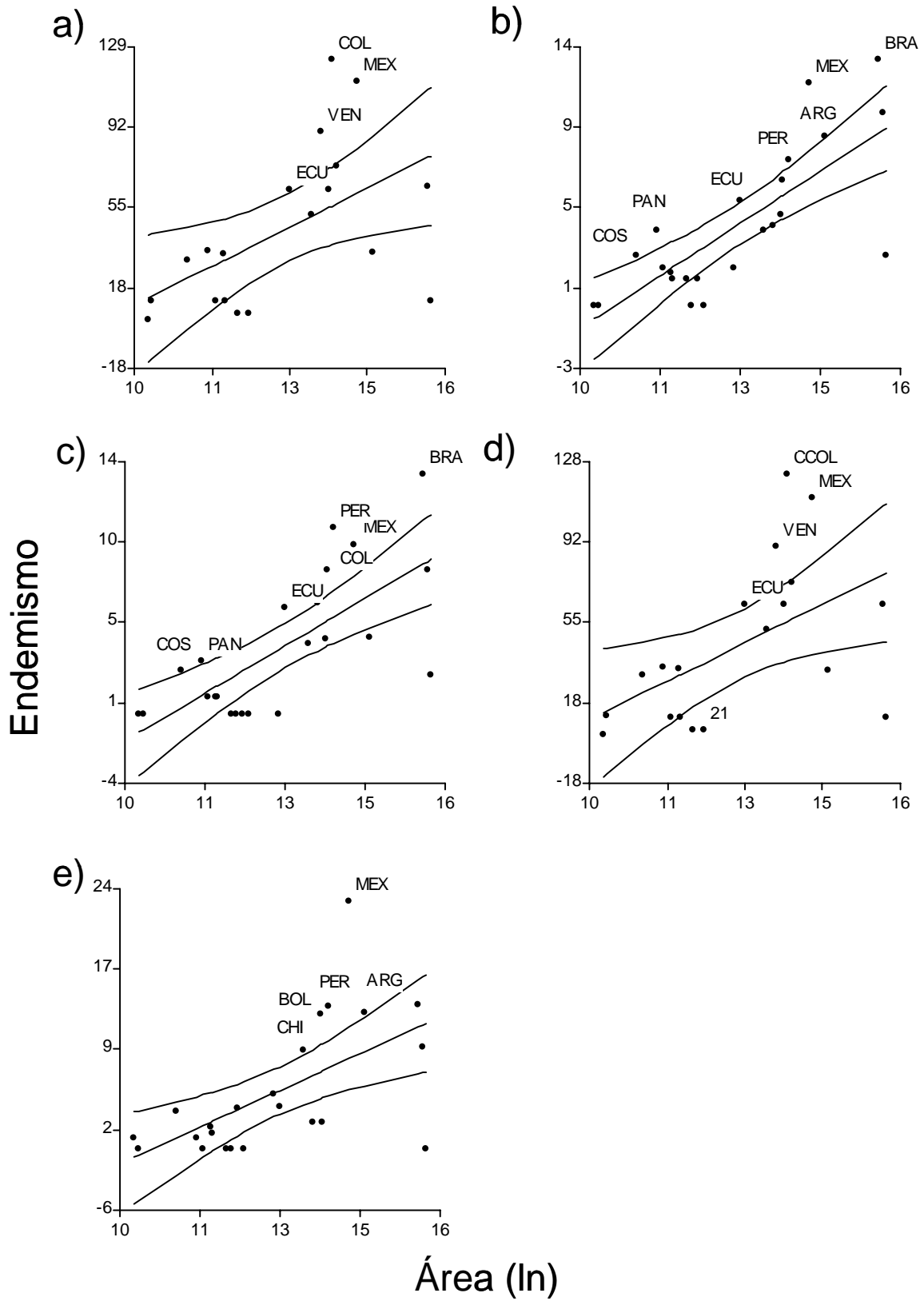


Fig. 2

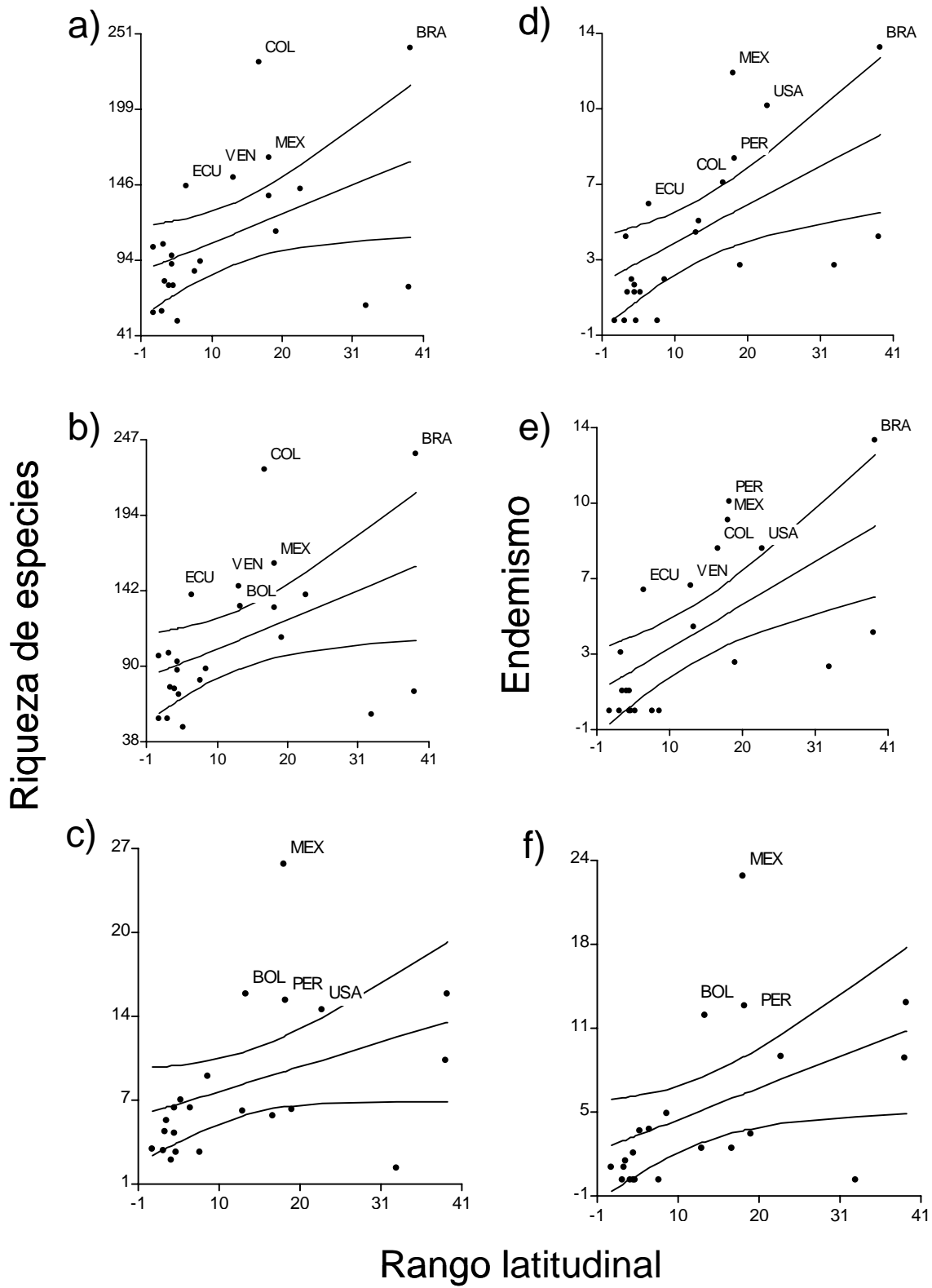


Fig. 3

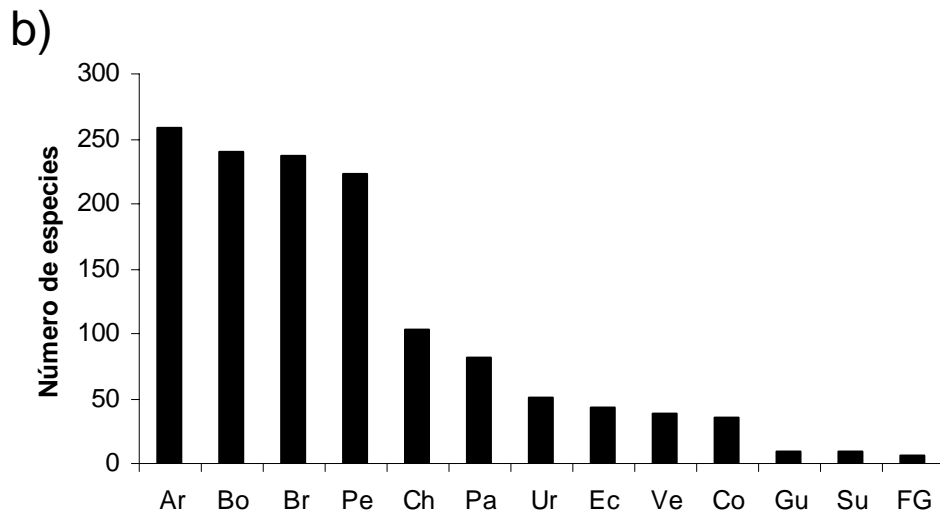
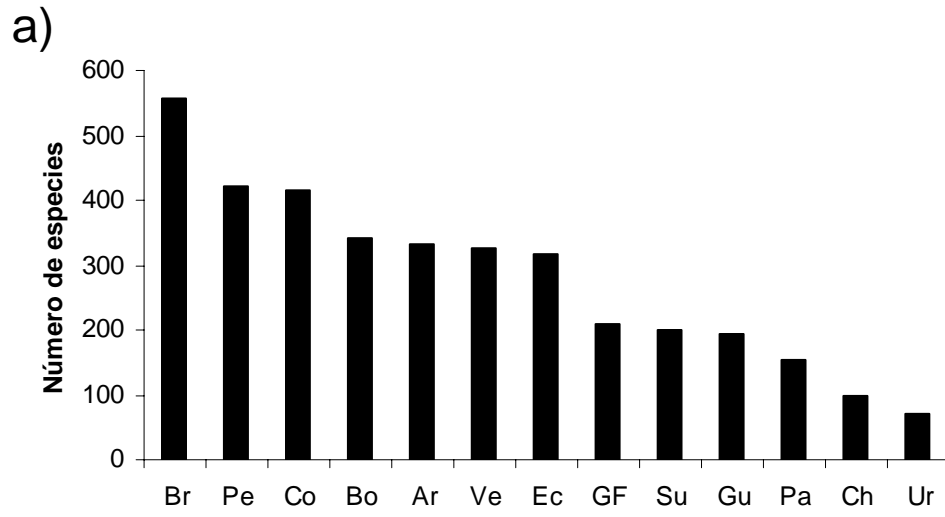


Fig. 4

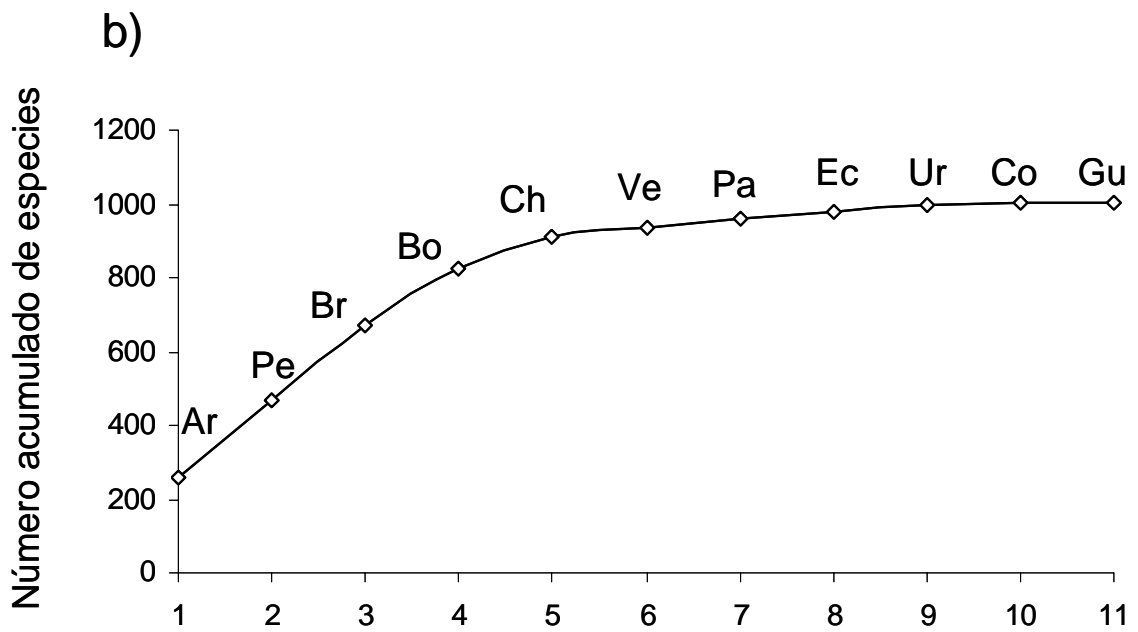
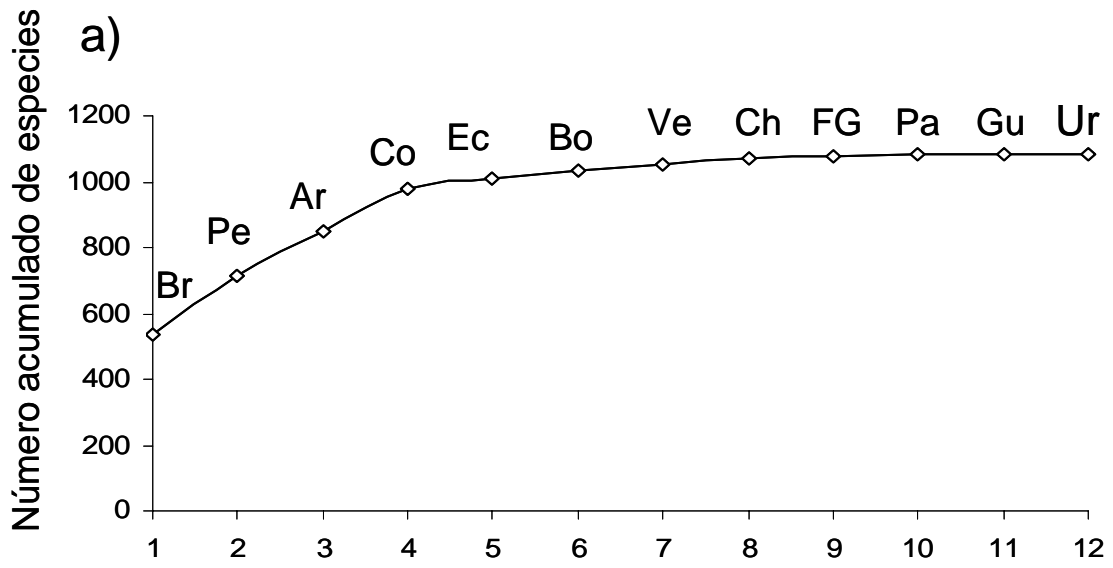


Fig. 5

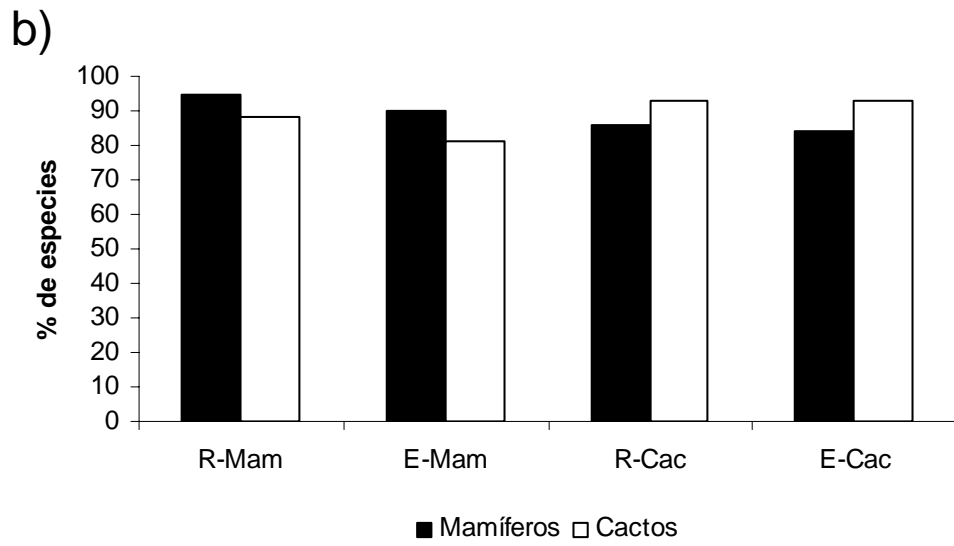
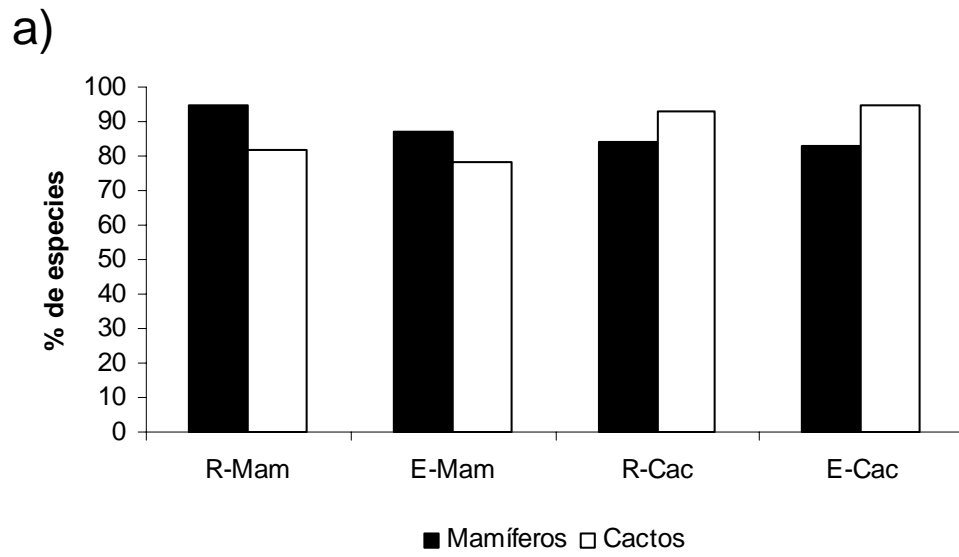


Fig. 6

Discusión General y Conclusiones

Los mamíferos de Sudamérica representan más del 20 % de la especies de los mamíferos del mundo, con más del 80 % endémicas al continente y con el 40 % distribuyéndose dentro de los límites de un país. Cinco países de Sudamérica son considerados megadiversos (Brasil, Colombia, Perú, Venezuela y Ecuador) y muchos de los recursos destinados a la conservación de la diversidad sudamericana se han canalizado en estos países (Mittermeier et al. 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). Sin embargo, cuando se analiza la diversidad de mamíferos, otros países necesitan ser incluidos para alcanzar una representación de 100 % de la riqueza de especies y del endemismo en un esquema de conservación que se concentra en los países (Capítulo 1).

Como ha sido indicado por varios estudios la riqueza de especies de mamíferos sudamericanos aumenta hacia el ecuador (Willig et al. 2003), por lo tanto áreas con mayor concentración de especies se localizan en esta región, principalmente asociadas al Bosque Tropical Húmedo de la región Amazónica y Andina (Capítulo 2). Si los esfuerzos de conservación se concentran en las áreas más diversas, estas se localizarían en las regiones tropicales. Sin embargo, se estaría utilizando un solo aspecto de la diversidad en la selección de las mismas. Si las áreas con la más alta riqueza de especies son a la vez áreas de alta concentración de especies prioritarias como endémicas, raras o amenazadas, la selección con base en un criterio sería suficiente (Orme et al. 2005). Se ha registrado una baja congruencia entre áreas de alta diversidad, seleccionadas con base en la riqueza de especies, de especies endémicas y de especies raras para los mamíferos Sudamericanos (Capítulo 2), lo que

coincide con estudios recientes que evaluaron la congruencia espacial para aves y vertebrados a escala global (Orme et al. 2005, Lamoreux et al. 2006).

Para muchas regiones del mundo se carece de información sobre los patrones espaciales de la diversidad de tal manera que muchas veces es difícil definir un esquema de conservación *in situ* (Gaston 2000). En consecuencia numerosos estudios han evaluado la manera en que sustitutos de la biodiversidad pueden ser usados para conocer los patrones espaciales de ciertos grupos de organismos y seleccionar áreas para conservación (Gaston 2000, Reyers et al. 2000, Lawler et al. 2003). Dos de las aproximaciones más comunes son el uso de taxa superiores y el de grupos indicadores como sustitutos de la diversidad (Gaston 2000, Villaseñor et al. 2005). Sin embargo, ambos grupos, tienen un bajo desempeño como sustitutos debido a que las áreas seleccionadas tienen una baja representatividad de especies prioritarias. Se ha sugerido que estas deberían ser utilizadas como grupos indicadores (Lawler et al. 2003). Para los mamíferos de Sudamérica los taxa superiores (familias y géneros) tuvieron un bajo desempeño como sustitutos debido a que las áreas seleccionadas por estos criterios tienen una baja representatividad, sobre todo de las especies endémicas y raras. Por el contrario, tanto las especies raras como las endémicas se comportaron como buenos sustitutos de la diversidad de mamíferos (Capítulo 3).

Entre las acciones más comúnmente implementadas por los países para la conservación de la diversidad, se encuentra el establecimiento de áreas protegidas. Recientes evaluaciones han indicado que una alta proporción de la diversidad no está siendo objeto de conservación por los sistemas de áreas protegidas a escala global y regional y, en consecuencia, los sistemas deberían

expandirse (Margules y Pressey 2000, Brooks et al. 2004, Rodríguez et al. 2004a, 2004b). Sudamérica no es la excepción. En el caso de Argentina, sólo 62 % de la riqueza de especies de mamíferos del país estuvieron representados por el actual sistema nacional de áreas protegidas. Este porcentaje fue significativamente más bajo en las especies endémicas y en las especies del orden Rodentia. Debido a la gran proporción de especies endémicas que no se encuentran protegidas, la selección de áreas para ampliar el actual sistema arrojó un gran número de áreas, lo que a priori dificultaría las acciones tendientes a maximizar el número de especies de mamíferos argentinos bajo protección. Entre las soluciones probables se encuentra la de jerarquizar las áreas protegidas ya establecidas que tienen jurisdicción local o provincial. De estas, las que podrían incorporarse al sistema nacional serían aquellas que se localizan en los sitios que se han identificado como prioritarios (Capítulo 4).

Entre las causas que explican porque algunos países tienen mayor diversidad que otros se pueden citar la superficie del país, la posición latitudinal, los factores físicos que incrementan la producción primaria, los factores históricos, la presencia de selvas tropicales lluviosas y la heterogeneidad ambiental (Arita 1997, Sarukhán y Dirzo 2001). En los países de América, la superficie de cada país explica parte de la variación en la diversidad de especies, pero la posición latitudinal no (Capítulo 5). Los estudios realizados sugieren que las prioridades a nivel país son dependientes de los criterios que se utilicen (Sisk et al. 1994, Caldecott et al. 1996, Mittermeier et al. 1997, Reyers et al. 1998, O'Connor et al. 2003). Así, países que son importantes para un grupo de especies no necesariamente lo son para otros.

En Sudamérica, áreas seleccionadas por complementariedad con base en mamíferos y cactus mostraron una alta congruencia. Además, una alta proporción de la diversidad de un grupo fue contenida por los países seleccionados con base en el otro. Por lo tanto, recursos destinados a los países considerados prioritarios redundarán en la conservación de ambos grupos (Capítulo 5).

Los diferentes aspectos analizados en la presente tesis ofrecen perspectivas nuevas o complementarias a las ya conocidas para los mamíferos en una de las regiones más diversas del planeta. Estos resultados deben considerarse en todos los casos el primer paso hacia el establecimiento de estrategias concretas para la conservación de la mastofauna sudamericana. En todo sentido las ideas desarrolladas se enmarcan dentro de la planificación conservacionista. Mucho de los patrones y prioridades presentados en esta tesis tienen la limitación devenida por el "mundo real". Muchas de las áreas que son consideradas como prioritarias podrían no tener al día de hoy hábitat disponible para las especies debido al gran incremento de las actividades humanas. Futuros análisis que complementen los presentados aquí, son necesarios para alcanzar en algún momento las decisiones más adecuadas para la conservación de este grupo de organismos.

Referencias

- Arita H. 1997. The non-volant mammal fauna of México: species richness in a megadiverse country. *Biodiversity and Conservation* 6: 787-795.
- Brooks T.M., Bakkarr M.I., Bouche T., Da Fonseca G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., Olivieri S., Parrish J., Pressey R., Rodrigues S.L., Sechrest W., Stattersfield A., Strahm W. y Stuart S.N. 2004.

Coverage provided by the global protected-area system: is it enough?

Bioscience 54: 1081-1091.

Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. y Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699-727.

Gaston K.J. 2000. Biodiversity: higher taxon richness. *Progress in Physical Geography* 24: 117-127.

Lawler J.J., White D., Sifneos J.C. y Master L.L. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17: 875-882.

Lamoreux J.F., Morrison J.C., Ricketts T.H., Olson D.M., Dinerstein E., McKnight M.W. y Shugart H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214.

Margules C.R. y Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

Mittermeier R.A., Gil P.R. y Mittermeier C.G. 1997. Megadiversidad. CEMEX. México.

O'Connor C., Marvier M. y Kareiva P. 2003. Biological vs. social, economic and political priority-setting in conservation. *Ecology Letters* 6: 706-711.

Orme C.D., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T., Rasmussen P.C., Ridgely R.S., Stattersfield A.J., Bennett P.M., Blackburn T.M., Gaston K.J. y Owens I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.

- Reyers B., van Jaarsveld A.S y Krüger M. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceeding of the Royal Society of London, Series B* 267: 505-513.
- Reyers B., van Jaarsveld A.S. y McGeoch M.A. 1998. Nacional biodiveristy risk assessment: a composite multivariate and index approach. *Biodiversity and conservation* 7: 945-965.
- Rodrigues S.L., Akcakaya H.R., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Chanson J.S., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffman M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart SN, Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E. y Yan X. 2004a. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54: 1092-1100.
- Rodrigues S.L., Andelman S.J., Bakarr M.I., Boitani L., Brooks T.M., Cowling R.M., Fishpool L.D.C., Da Fonseca G.A.B., Gaston K.J., Hoffman M., Long J.S., Marquet P.A., Pilgrim J.D., Pressey R.L., Schipper J., Sechrest W., Stuart SN, Underhill L.G., Waller R.W., Watts M.E. y Yan X. 2004b. Efectiveness of global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- Sarukán J. y Dirzo R. 2001. Biodiversity-rich countries. Pp. 419-436. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego Academic.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. y Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592-604.
- Villaseñor J.L., Ibarra-Manríquez G., Meave J.A. y Ortiz E. 2005. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. *Conservation Biology* 19: 232-238.

Willig M.R., Kaufman D.M. y Stevens R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 34: 273-309.

Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae

PABLO ORTEGA-BAES^{1,*} and HÉCTOR GODÍNEZ-ALVAREZ²

¹Laboratorio de Investigaciones Botánicas (LABIBO), Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Buenos Aires 177, Salta 4400, Argentina and Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. Postal 70-275, México, D.F.04510, México; ²UBIPRO, FES-Iztacala, UNAM. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 54090, Edo. de México. Ap. Postal 314. México; *Author for correspondence (e-mail: portega@miranda.ecologia.unam.mx)

Received 13 February 2004; accepted in revised form 7 July 2004

Key words: America, Complementarity analysis, Deserts, Endemic species, Species richness

Abstract. The purpose of this paper was to analyze the diversity patterns of Cactaceae at a global scale, to identify those countries where conservation actions should be performed. In order to do this, the species richness and the number of endemic species for 34 American countries were determined. With these data, the relationship between the total number of species or the number of endemic species and the area of the countries were analyzed. In addition, a complementarity analysis was conducted to determine the most important countries for cactus conservation. Results showed that Mexico had the highest number of total and endemic species followed by Argentina, Bolivia, Brazil, and Peru, among others. There was a significant positive relationship between both, the total and endemic species, and the area of the countries. Despite this fact, the cactus diversity in Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, and Costa Rica was higher than expected according to their area. Further, these countries also presented the highest proportions of endemic species. The complementarity analysis indicated that 24 countries are necessary to preserve all cactus species. However, 94% of all species could be preserved with only 10 countries. Considering the diversity patterns and the complementarity analysis, three important groups for cactus conservation were identified: (1) Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, and Costa Rica, (2) Paraguay and Cuba, and (3) Brazil and USA. Conservation efforts should be focused on these countries in order to preserve cactus diversity.

Introduction

Cactaceae is a family endemic to America where it distributes from Canada to Argentina (Bravo Hollis and Sánchez-Mejorada 1978; Gibson and Nobel 1986). The main diversity centers known are Mexico and SW of USA, the Central Andes (Peru, Bolivia, S of Ecuador, NE of Chile and NW of Argentina), E of Brazil, and W and S of Brazil, Paraguay, Uruguay and Argentina. Of all these regions, Mexico is the country with the highest species richness and endemism (Hernández and Godínez 1994; Oldfield 1997; Boyle and Anderson 2002).

These plants may grow in different ecosystems although the highest diversity is found in the arid and semiarid regions, located between 35°N and S latitudes as well as from sea level to altitudes over 5000 m (Bravo Hollis and Sánchez-Mejorada 1978; Gibson and Nobel 1986; Boyle and Anderson 2002). In these

ecosystems, cacti play important roles due to the numerous biological interactions established with other plants and animals. Additionally, some species of cacti represent important food resources to humans. These plants are also important because their ornamental value (Nobel 2002).

Cacti have some ecological traits that make them vulnerable to environmental perturbations such as restricted geographic distributions, long life cycles and low rates of individual growth (Hernández and Godínez 1994; Godínez-Alvarez et al. 2003). Moreover, the successful completion of some reproductive stages such as pollination and seed dispersal depend on the obligate participation of other organisms (Fleming and Valiente-Banuet 2002; Godínez-Alvarez et al. 2003). In addition to these ecological traits, cacti could also be negatively affected by human activities such as illegal collection, international trade, and habitat modification (Oldfield 1997; Hunt 1999; Boyle and Anderson 2002).

At present, many species of cacti are considered threatened or endangered to extinction (Oldfield 1997; Hunt 1999) therefore some countries with high diversity such as Mexico and USA have performed conservation actions. Thus, several cacti have been included in red lists and the priority areas for the conservation of the family have been determined (Hernández and Bárcenas 1995, 1996; Gómez-Hinostrosa and Hernández 2000; Hernández et al. 2001, Hernández and Gómez-Hinostrosa 2002). Furthermore, the demographic data for some species and the legislation to regulate their conservation also exist in these countries (Oldfield 1997; Godínez-Alvarez et al. 2003). Unfortunately, the situation in other countries from Central and South America is different because there is no sufficient information on the areas where cactus diversity concentrates, the demography of the species, and the factors that threaten the maintenance of their populations. Consequently, conservation actions as the establishment of rules to insure the conservation of these plants are scarce or non-existent (Oldfield 1997; Boyle and Anderson 2002). Another factor affecting this situation is that most of the countries in America, excepting Canada and USA, have traditionally faced socio-economic crises which decrease the financial support provided to perform conservation actions. Furthermore, international cooperation institutions have focused their conservation efforts in the establishment of priority areas mainly in the tropical rain forests, instead of desert ecosystems where a high diversity of cactus exist (Myers 1988, 1990; Mares 1992; Mittermeier et al. 1998).

To preserve the diversity of Cactaceae in America, first it is necessary to identify those countries or political territories with an outstanding biological diversity. Based on these analyses, it is possible to define the priority countries for the conservation of this group of plants where financial support must be provided (Sisk et al. 1994; Ceballos and Brown 1995; Caldecott et al. 1996; Arita 1997; Mittermeier et al. 1997). These countries should perform actions through national and international projects to preserve their cactus diversity.

The main purpose of this paper was to analyze the diversity patterns of cactus at a global scale, to determine the countries with a high priority for

the conservation of this family. To accomplish this goal, species richness, endemism and species-area ratio were determined for 34 American countries. In addition, a complementarity analysis was conducted to determine the most important countries to preserve the majority of species. Specifically, the following questions were addressed: (1) what are the countries with the highest species richness and endemism? (2) is there a relationship between cactus diversity and the area of the countries? (3) are species richness and endemism related? and (4) what are the most important countries for the preservation of the majority of species?

Methods

Species richness and endemism

Based on species lists for each country taken from Hunt (1999), a species presence-absence matrix was constructed. This matrix was used to determine: (1) the total number of species or species richness, (2) the number of endemic species, and (3) the relative endemism, which was calculated as the number of endemic species divided by the total number of species for each country. It is important to mention that the number of species per country could vary depending on the taxonomically and provisionally accepted cactus species. However, we believe that Hunt (1999) represents a rather conservative approach and, at the same time, is one of the most complete datasets available until now. Therefore, we consider that its use is well justified in the study reported here.

Species–area ratio

Linear regression analyses between the species richness or the number of endemic species and the area of the countries were conducted to determine the species–area ratio. The area for each country was obtained from a geographic atlas (Oxford 1996). Both variables, number of species and area, were log-transformed to meet the regression analysis assumptions. Confidence intervals (95%) were calculated for the adjusted regression lines to determine those countries with the highest richness and/or endemism. The countries above the confidence intervals were considered as having higher diversity than expected according to their areas (Ceballos and Brown 1995; Arita 1997).

Species richness-endemism ratio

Linear regression analyses between the species richness and the number of endemic species were conducted to determine whether the countries with the

highest species richness were also those with the highest endemism. These regression analyses were conducted as previously described.

Complementarity analysis

A complementarity analysis was conducted to determine the importance of each country in the conservation of the cactus family. This analysis was carried out using an algorithm in which countries were selected according to their total number of species. The procedures followed were: (1) the country with the highest number of species was selected and their taxa were dropped from the analysis; (2) from the remaining countries, that with the highest number of species that had not yet been selected was chosen (i.e., the country with the highest complementarity). This procedure was repeated until all species of the family were selected.

Results

Species richness and endemism

Of all the countries analyzed, Mexico and Canada had the highest (660) and lowest (3) species richness, respectively. In other countries such as Argentina, Bolivia, Brazil, Peru, USA, and Chile, the total number of species ranged from 100 to 250. For the remaining countries, richness was less than 51 species. Similarly, Mexico had also the highest number of endemic species (576) followed by Brazil, Peru, Argentina, and Bolivia with 150–176. The number of endemic species in USA, Chile, Paraguay, and Cuba was relatively low (<100). Twenty six percent of the countries did not have endemic species (Table 1).

In relation to the relative endemism, results showed that many countries presented high proportions of endemic species. Chile had the highest proportion of endemic species (80%) although there were other countries as Mexico, Peru, Brazil, Bolivia, Argentina, and Cuba where this proportion represented more than 50% of the total diversity (Table 1).

Species–area ratio

The species–area regression was significantly positive ($F = 20.2$, d.f. = 1, 32, $p = 0.0001$, $R^2 = 0.39$), indicating that the number of species increases according to the area of the countries. However, some countries such as Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, Paraguay, and Costa Rica presented a higher number of total species than expected (Figure 1).

Likewise, a significant relationship between the number of endemic species and the area was also found ($F = 22.8$, d.f. = 1, 32, $p < 0.00001$,

Table 1. Cactus diversity in 34 American countries.

	Total genera	Endemic genera (%)	Total species	Endemic species (%)
Argentina	26	3 (12)	258	158 (61)
Bahamas	5	0	9	2 (22)
Belize	6	0	10	0
Bolivia	30	4 (13)	240	153 (64)
Brazil	35	14 (40)	237	176 (74)
Caiman Islands	5	0	7	0
Canada	2	0	3	0
Colombia	17	0	35	6 (17)
Costa Rica	13	0	40	12 (30)
Cuba	15	0	48	25 (25)
Chile	13	1 (8)	104	83 (80)
Dominican Republic	11	0	27	3 (11)
Ecuador	18	2 (11)	43	15 (35)
El Salvador	9	0	11	1 (9)
French Guiana	6	0	6	0
Guatemala	18	0	42	4 (10)
Guyana	8	0	9	0
Haiti	12	0	23	5 (22)
Honduras	16	0	30	2 (7)
Jamaica	10	0	15	4 (27)
Lesser Antilles	9	0	18	1 (6)
Mexico	46	14 (30)	660	517 (78)
Netherland Antilles	10	0	15	1 (7)
Nicaragua	13	0	20	0
Panama	10	0	22	1 (5)
Paraguay	19	0	81	25 (31)
Peru	33	6 (18)	223	170 (76)
Puerto Rico	10	0	18	5 (28)
Suriname	7	0	9	0
Trinidad & Tobago	11	0	13	0
Uruguay	11	0	51	14 (27)
USA	26	1 (4)	202	86 (43)
Venezuela	16	0	39	6 (15)
Virgin Islands	7	0	10	0

Data taken from Hunt (1999).

$R^2 = 0.42$). Eight countries (Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, Cuba, Costa Rica, and Peru) had more endemic species than expected according to their area (Figure 2).

Species richness-endemism ratio

The relationship between species richness and endemism was significantly positive ($F = 363.9$, d.f. = 1, 32, $p = 0.00001$, $R^2 = 0.92$). This implies that countries with the highest species richness also had the highest endemism. Six countries (Chile, Cuba, Costa Rica, Puerto Rico, Jamaica, and Honduras)

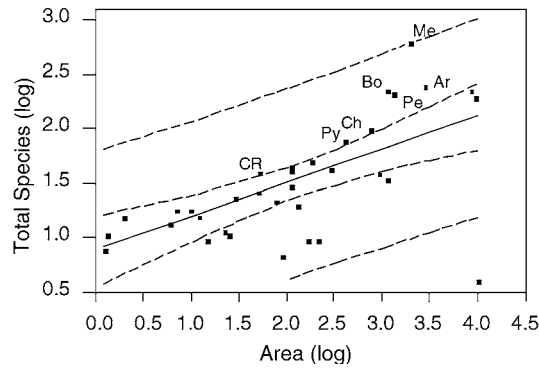


Figure 1. Relationship between total species and area for 34 American countries. Those countries with higher diversity than expected according to their area are: Me – Mexico, Ar – Argentina, Pe – Peru, Bo – Bolivia, Ch – Chile, Py – Paraguay, and CR – Costa Rica.

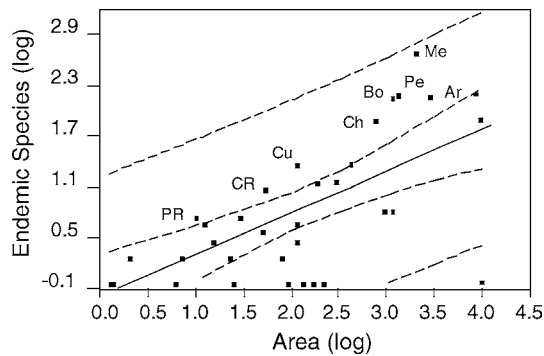


Figure 2. Relationship between endemic species and area for 34 American countries. Those countries with higher endemism than expected according to their area are: Me – Mexico, Ar – Argentina, Pe – Peru, Bo – Bolivia, Ch – Chile, Cu – Cuba, CR – Costa Rica, and PR – Puerto Rico.

presented more endemic species than expected according to their species richness (Figure 3).

Complementarity analysis

The complementarity analysis showed that 24 countries are necessary to preserve all species of the cactus family (Figure 4). However, a high proportion (94%) of this total could be preserved with only 10 countries (i.e., Mexico, Argentina, Peru, Brazil, Bolivia, USA, Chile, Cuba, Costa Rica, and Paraguay).

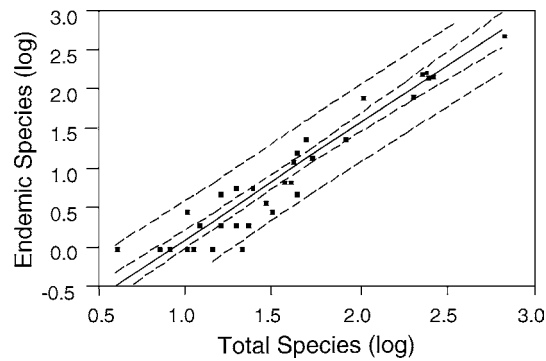


Figure 3. Relationship between endemic and total species for different American countries.

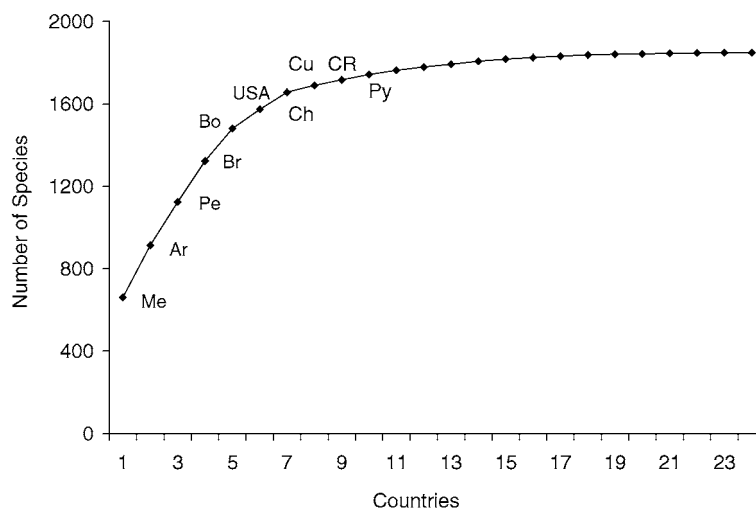


Figure 4. Complementarity analysis for 34 American countries. The first ten marked countries are: Me – Mexico, Ar – Argentina, Pe – Peru, Br – Brazil, Bo – Bolivia, USA – United States of America, Ch – Chile, Cu – Cuba, CR – Costa Rica, and Py – Paraguay.

Discussion

Because time and financial support are limited to preserve biodiversity, many studies have determined priority areas to perform conservation actions. These areas have been selected using the diversity and/or the existing threats for different groups of organisms such as butterflies, birds, mammals, and plants (Myers 1988; 1990; Sisk et al. 1994; Ceballos and Brown 1995; Hernández and Bárcenas 1995; Mittermeier et al. 1997; Ceballos et al. 1998; Mittermeier et al. 1998; Gómez-Hinostrosa and Hernández 2000; Hernández and

Gómez-Hinojosa 2002). In this context, the results obtained in this work showed that Mexico is an important country for the conservation of the cactus family since 36% of all species occur in its territory (Hernández and Godínez 1994). However, there are other countries mainly in South America which are also important to preserve high proportions of cacti species. Thus, the proportion of species that could be preserved combining efforts in some countries such as Argentina, Bolivia, Brazil, and Peru is ca. 52%.

Some authors have indicated that Cactaceae is a group of plants characterized by high levels of endemism (Rzedowski 1992; Hernández and Godínez 1994; Hernández and Gómez-Hinojosa 2002). The obtained results provide support to this idea because the seven countries with the highest diversity also presented high proportions (> 50%) of endemic species. This endemism even increase to 80% in Chile. These high endemism in supraspecific taxa such as order and family are quite infrequent in mainland sites. On the other hand, this is a common situation in isolated geo-political units such as islands (Brown and Lomolino 1999). For example, Madagascar and Australia have high degrees of mammal endemism (Ceballos and Brown 1995; Caldecott et al. 1996; Mittermeier et al. 1997; Brown and Lomolino 1998), while Hawaii and Juan Fernandez archipelago are rich in endemic plants (Primack et al. 2001).

Our results indicated that the species richness and the number of endemic species in all the analyzed countries may be explained in some degree by their area. This increase in the number of species with the area is a well-documented pattern that has been used to explain the existence of megadiverse countries (Ceballos and Brown 1995; Arita 1997). In this work, the cactus diversity of certain countries as Brazil and USA was explained by their area. However, diversity in other countries such as Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, Paraguay, Costa Rica, Cuba, and Puerto Rico was higher than expected according to their areas. Therefore, these countries have an outstanding diversity of cactus and should be considered important for the conservation of these plants. This importance is enhanced considering the positive relationship between species richness and endemism. This implies that conservation actions performed in these countries insure the preservation of both, species richness and endemic species.

Based on the complementarity analysis, 24 countries are needed to preserve all cactus species. This large number of countries results from the high levels of endemism found in this family. Despite this fact, in practical terms, it is difficult to perform conservation actions in such a high number of countries; therefore, it is necessary to establish priority areas to optimize the use of the available financial support. In this regard, Mexico, Argentina, Peru, Brazil, Bolivia, USA, Chile, Cuba, Costa Rica, and Paraguay could be considered priority areas because they concentrate ca. 94% of all cactus species. Therefore, financial support to preserve cactus diversity should be focused to these countries. Some of them have already been considered as megadiverse for other groups of organisms, being supported by the international cooperation institutions (Mittermeier 1988; Caldecott et al. 1996; Mittermeier et al. 1997).

However, it is important to mention that such financial support is mainly focused to tropical ecosystems, instead of arid and semiarid regions (Redford et al. 1990; Mares 1992).

Of all the countries selected in the complementarity analysis, Mexico, Argentina, Peru, Bolivia, Chile, and Costa Rica constitute the most important group for cactus conservation because they have higher species richness and endemism than expected according to their areas. Particularly, Mexico, Argentina, and Peru are specially important since they have 49 and 47% of the total and endemic species, respectively. Likewise, Paraguay and Cuba represent a second important group since they present higher species richness or endemism than expected to their area. The third group is conformed by Brazil and USA which have wide areas and high proportions of species, some of them endemic to these countries. Finally, the remaining countries (14) constitute the fourth important group for the conservation of cactus species.

According to the IUCN Cactus and Succulent Specialist Group, financial support to perform cactus conservation actions should ideally focus on: (1) taxonomic studies, (2) evaluation of the conservation status of species, (3) *in situ* protection, (4) *ex situ* protection, (5) development of efficient national regulations, (6) control of national and international trade, and (7) educational programs (Oldfield 1997). Some of these actions have already been proposed and enforced in some of the countries regarded as important in this work. Thus, USA and Mexico have achieved significant advances in cactus conservation (Oldfield 1997; Boyle and Anderson 2002; Hernández and Gómez-Hinostroza 2002). However, it is necessary to conduct these conservation actions in other priority countries, mainly those located in South America. These actions should be performed immediately since in some countries such as Argentina and Peru currently there are no national red lists of species as well as demographic studies of threatened or endangered cacti. At the same time, it is unknown the conservation status of those species affected by human activities and there is no legislation to regulate their national and international trade.

Acknowledgements

We are grateful to Silvia Sührling, Rurik List, Leticia Ríos, Heliot Zarza, and two anonymous referees for reviewing the manuscript. POB thanks Latin American Plant Sciences Network (RLB) for supporting a research stay at UNAM, Mexico.

References

- Arita H. 1997. The non-volant mammal fauna of México: species richness in a megadiverse country. *Biodiver. Conserv.* 6: 787–795.

- Boyle T.H. and Anderson E. 2002. Biodiversity and Conservation. In: Nobel P.S. (ed.), *Cacti. Biology and Uses*. University of California Press, Los Angeles, pp. 125–141.
- Bravo-Hollis H. and Sánchez Mejorada H. 1978. *Las Cactáceas de México, Vol. I*. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
- Brown J.H. and Lomolino M.V. 1998. *Biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- Caldecott J.O., Jenkins M.D., Johnson T.H. and Groombridge B. 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiver. Conserv.* 5: 699–727.
- Ceballos G. and Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conserv. Biol.* 9: 559–568.
- Ceballos G., Rodríguez P. and Medellín R. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecol. Appl.* 8: 8–17.
- Fleming T.H. and Valiente-Banuet A. (eds) 2002. *Columnar cacti and their mutualists. Evolution, ecology and conservation*. The University of Arizona Press, Tucson.
- Gibson A.C. and Nobel P.S. 1986. *The cactus primer*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Godínez-Alvarez H., Valverde T. and Ortega-Baes P. 2003. Demographic trends in the cactaceae. *Bot. Rev.* 69: 173–203.
- Gómez-Hinostrosa C. and Hernández H.M. 2000. Diversity, geographical distribution and conservation of Cactaceae in the Mier y Noriega region, Mexico. *Biodiver. Conserv.* 9: 403–418.
- Hernández H.M. and Godínez H. 1994. Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. *Acta Botánica Mexicana* 26: 33–52.
- Hernández H.M. and Bárcenas R.T. 1995. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. I. Distribution patterns. *Conserv. Biol.* 9: 1176–1188.
- Hernández H.M. and Bárcenas R.T. 1996. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. II. Biogeography and conservation. *Conserv. Biol.* 10: 1200–1209.
- Hernández H.M., Gómez-Hinostrosa C. and Bárcenas R.T. 2001. Diversity, spatial arrangement, and endemism of Cactaceae in the Huizache area, a hot-spot in the Chihuahuan Desert. *Biodiver. Conserv.* 10: 1097–1112.
- Hernández H.M. and Gómez-Hinostrosa C. 2002. An integrated approach to the conservation of cacti in Mexico. In: Maunder M., Clubbe C., Hankamer C. and Groves M. (eds), *Plant Conservation in the Neotropics*. Royal Botanical Gardens Kew, Great Britain, pp. 350–367.
- Hunt D. 1999. CITES. Cactaceae checklist. Royal Botanic Gardens Kew and International Organization for Succulent Plant Study, U.K.
- Mares M.A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science* 255: 976–979.
- Mittermeier R.A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In: Wilson E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academic Press, Washington, pp. 145–153.
- Mittermeier R.A., Gil P.R. and Mittermeier C.G. 1997. *Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX, México.
- Mittermeier R.A., Myers N. and Thomsen J.B. 1998. Biodiversity hotspot and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conserv. Biol.* 12: 516–520.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *Environmentalist* 8: 178–208.
- Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 10: 243–256.
- Nobel P.S. (ed.) 2002. *Cacti. Biology and uses*. University of California Press, Los Angeles, USA.
- Oldfield S. (compiler). 1997. *Cactus and succulent plants: status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC cactus and succulent specialist group. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- Oxford. 1996. *Atlas of the world*. Oxford University Press.
- Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. and Massardo F. 2001. *Fundamentos de la conservación biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.

- Redford K.H., Taber A. and Simonetti J.A. 1990. There is more to biodiversity than the tropical rain forests. *Conserv. Biol.* 4: 328–330.
- Rzedowski J. 1992. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. In: Halffter G. (ed.), *La diversidad biológica de Iberoamérica Acta Zoológica Mexicana*. vol. especial, pp. 337–359.
- Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. and Ehrlich P.R. 1994. Identifying extinction threats. *Bioscience* 44: 592–604.