

# Las especies amenazadas como hipótesis: problemas y sesgos en su categorización ejemplificados con las serpientes de la Argentina

Alejandro R. Giraud<sup>1,2</sup>, Vanesa Arzamendia<sup>1,2</sup>, Gisela Bellini<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Limnología (CONICET, UNL), Ciudad Universitaria, 3000, Santa Fe, Argentina.

<sup>2</sup>Facultad de Humanidades y Ciencias (UNL), Santa Fe, Argentina.

Recibido: 08 Junio 2011

Revisado: 30 Agosto 2011

Aceptado: 30 Agosto 2011

Editor Asociado: M. Vaira

## RESUMEN

Las especies amenazadas (EA) son aquellas que tienen una elevada probabilidad de extinción o que se aproximan a dicha situación de continuar las presiones directas sobre éstas o sus hábitats. Partiendo de esta definición revisamos problemas y sesgos en las categorías de amenaza de las serpientes argentinas y discutimos ejemplos en donde cambios taxonómicos (deficiencias linneanas), vacíos en el conocimiento sobre la distribución (deficiencias wallaceanas) y sobre características bio-ecológicas (deficiencias haeckelianas) generaron sesgos en las asignaciones de sus categorías de conservación. Discutimos que las especies amenazadas deben ser enunciadas como hipótesis, analizando científicamente la información cuantitativa y/o cualitativa sobre su distribución geográfica, tamaño y tendencias poblacionales y características bio-ecológicas que las hacen vulnerables ante efectos antropogénicos, lo que permitirá rechazar o no su inclusión como EA. Como en todos los esquemas hipotético-deductivos se pueden cometer errores de tipo I (rechazar una hipótesis nula verdadera) y de tipo II (no rechazar una hipótesis nula falsa), el de tipo II implica afirmar que una especie no está amenazada cuando sí lo está, lo que podría implicar su extinción sin acciones de conservación, por lo que se sugiere utilizar el principio de precaución ante la duda. La categorización de especies amenazadas debería basarse en información e interpretaciones científicas (verificables) que correspondan a disciplinas de las ciencias biológicas (ecología, biogeografía, biología y sistemática), debiéndose explicitar la metodología, definiciones, grado de incertidumbre y calidad de la información utilizada. Se deben seguir estándares científicos que minimicen sesgos o errores innecesarios tales como: (1) diseños y análisis adecuados para estimaciones poblacionales, (2) revisión de pares, (3) consenso de múltiples evaluadores, (4) uso de manuales de entrenamiento y de métodos formales para estimar parámetros que ayuden a representar las incertidumbres, y (5) reporte de los inconvenientes y decisiones tomadas. Es deseable minimizar la influencia de factores políticos, sociales y económicos en el proceso de evaluación, tales factores sí deben ser considerados en los esfuerzos de conservación de las especies amenazadas.

Palabras clave: Especies amenazadas; categorización; serpientes; Argentina;

## ABSTRACT

Threatened species are those that have a high probability of extinction or are close to this situation to continue direct pressure on them or their habitats. From this definition we analyze problems and biases in the categories of threat of Argentine snakes, showing examples where taxonomic changes (Linnaean shortfall), gaps in knowledge about the distribution of species (Wallacean shortfall), or bio-ecological aspects (Haeckelian shortfall) generate biases in the allocation of its conservation status. We proposed that endangered species should be listed as hypothesis, by analyzing scientifically quantitative and / or qualitative information about its geographic distribution, size and population trend and bio-ecological characteristics that make them vulnerable against anthropogenic effects. As a result, will be reject or not its

inclusion as threatened species. Like all hypothetical-deductive schemes can be two types of errors, Type I (rejecting a true null hypothesis) and Type II (failing to reject a false null hypothesis). The type II error is affirm that a species is not threatened when in fact is. This could mean extinction of a species, without taking action of conservation, so it is suggested to use the precautionary principle in doubt. The threat categories of the species should be based on scientific information (verifiable), which belong to biological sciences (ecology, biogeography, biology and systematic), explaining the methodology, definitions, uncertainty and quality of information used. It must be follow certain scientific standards that minimize biases and errors, such as: (1) use suitable analysis and design for population estimates, (2) peer review, (4) consensus among multiples assessors, (5) use of training manuals and formals methods for estimating parameters that allow uncertainties to be represented, and (5) reporting of problems and decisions. It is desirable to minimize the influence of political, social and economic factors on the categorization process; such factors must be considered in conservation efforts of threatened species.

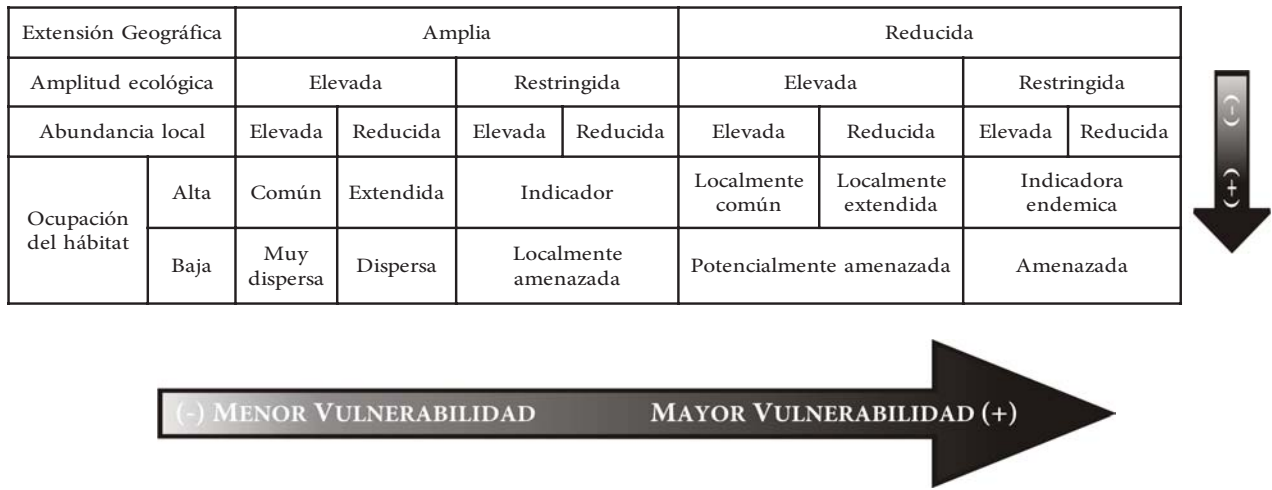
Key words: Endangered species; categorization; snakes; Argentina

## Introducción

Abordar la denominada «crisis de la biodiversidad», que consiste en la devastación en pocas décadas de la mayoría de las comunidades biológicas como consecuencia de actividades humanas (Rozzi *et al.*, 2001; Lavilla, 2002), es uno de los desafíos prioritarios del siglo XXI, tanto para sectores científicos como para la sociedad en general. Una de las consecuencias de esta crisis es la desaparición de poblaciones de especies, con tasas de extinción 100 a 10.000 veces mayores a las existentes antes del impacto humano (Pim *et al.*, 1995), lo que provoca la extinción global y acelerada de taxones. Entre una amplia variedad de acciones y estrategias de conservación de la biodiversidad (Primack y Rodrigues, 2002) se encuentra la categorización de especies amenazadas (EA), tarea que ha sido mundialmente liderada por UICN ([www.uicnredlist.com](http://www.uicnredlist.com)), y tiene por objetivos generar listados de taxones que tienen mayores probabilidades de extinguirse, para ser priorizados en acciones de conservación (Akçakaya *et al.*, 2000). Desde que se comenzaron a categorizar taxones amenazados a nivel mundial y regional se han propuesto, mejorado y revisado metodologías con el objetivo minimizar problemas relacionados con imprecisiones y subjetividades que afectan al proceso de categorización (ver por ejemplo Mace y Lande, 1991; Mace *et al.*, 1992; IUCN, 1993; Mace y Stuart, 1994; UICN, 1994, 2000, 2003). Tales métodos requieren de mayores esfuerzos de investigación para obtener información poblacional, demográfica y geográfica detallada sobre los taxones. No

obstante, en regiones de gran diversidad de especies como Latinoamérica, resulta prácticamente imposible efectuar estudios sobre el estado poblacional de la gran variedad de especies presentes en la mayoría de los ecosistemas latinoamericanos, debido al reducido número de profesionales, a la enorme variedad de especies y complejidad de los ecosistemas, a los limitados recursos, y a la velocidad de transformación de los paisajes naturales (Galindo Leal, 2000). En consecuencia, debido a la dificultad de aplicación de las propuestas de UICN, se han desarrollado propuestas alternativas para categorizar EA, que también sufrieron inicialmente de inconvenientes metodológicos y a través del tiempo se han perfeccionado (ver Grigera y Úbeda, 2002 para una revisión de métodos usados en Argentina). No obstante, a diferencia de los métodos de UICN, estos protocolos están basados en aproximaciones principalmente cualitativas de variables relevantes en la supervivencia de los taxones (e. g. Reca *et al.*, 1994; Cofré y Marquet, 1999; Sánchez *et al.*, 2007; Aguirre *et al.*, 2009), que generalmente tienen que ver con su grado de rareza debido a que evalúan extensión geográfica, abundancia, amplitud ecológica y grado de ocupación del hábitat (Fig. 1), y en algunos casos se agregan aspectos como especialización trófica y potencial reproductivo (Reca *et al.*, 1994).

La categorización de especies amenazadas es esencialmente un proceso científico, como se puede visualizar cuando se aplican los métodos indica-



**Figura 1.** Esquema mostrando categorías de rareza de especies (ejemplificadas como variables discretas aunque en la mayoría de los casos son continuas) que son progresivamente más vulnerables (izquierda a derecha, y de arriba abajo) a los efectos antropogénicos (flecha) como destrucción y fragmentación del hábitat, sobre-explotación o eliminación de individuos, contaminación, introducción de especies invasoras (incluyendo patógenos) (modificado de Rey Benayas, 2009)

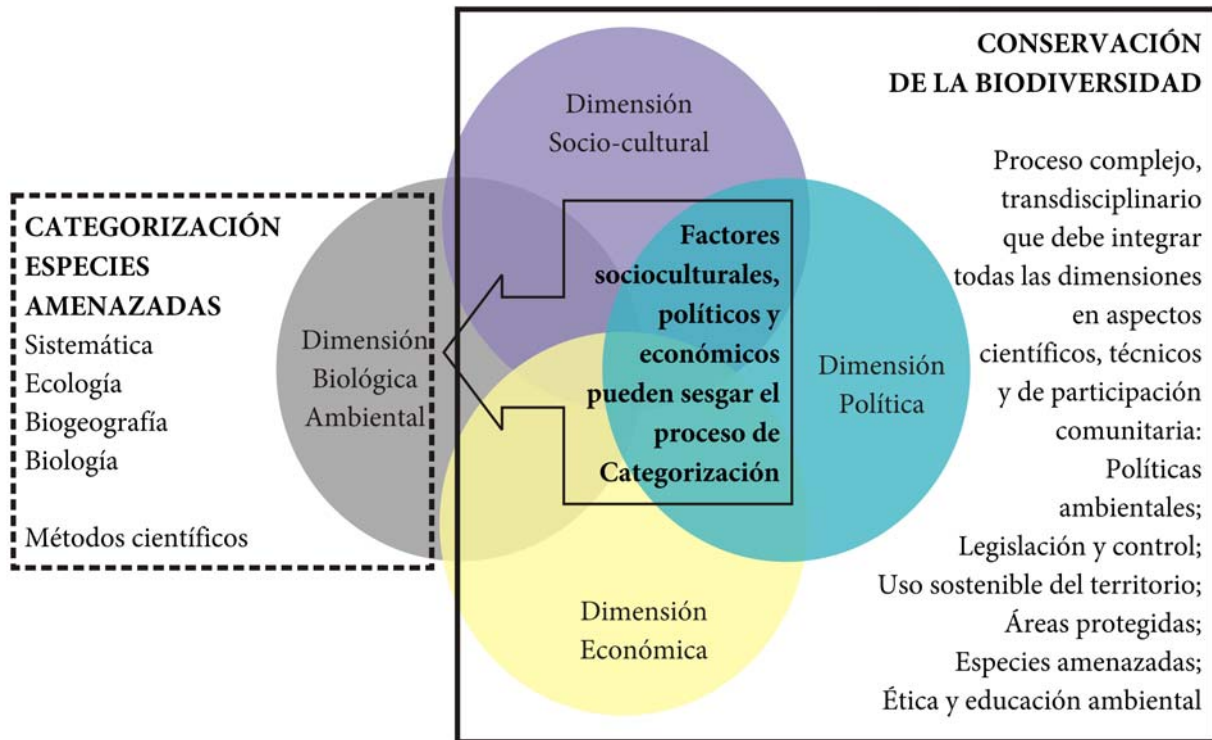
dos. Por ejemplo el de UICN (2001) requiere de evidencia para evaluar 5 tipos de criterios: (1) Declinación poblacional (pasada, presente o proyectada), (2) Rango geográfico pequeño, y fragmentación, declinación o fluctuaciones extremas, (3) Tamaño poblacional pequeño y fragmentación, declinación o fluctuaciones, (4) Población extremadamente pequeña o muy restringida geográficamente y (5) Un análisis cuantitativo de riesgo de extinción (e. g. Análisis de Viabilidad Poblacional). La categoría depende de valores umbrales explicitados (UICN, 2001, 2008). Métodos como el de Reca *et al.* (1994), usado en la categorización de la herpetofauna argentina con modificaciones particulares para cada grupo taxonómico (Lavilla *et al.*, 2000), en realidad no permiten estimar la probabilidad de extinción de una especie, sino analizar cualitativamente datos de su historia natural relevantes para definir su grado de vulnerabilidad o prioridad de conservación (Grigera y Ubeda, 2000, 2002), como son su distribución, potencial reproductivo, abundancia, tamaño, especialización trófica y en el uso del hábitat, acciones extractivas, grado de protección y singularidad taxonómica. En consecuencia, una especie puede tener un alto valor de SUMIN (Reca *et al.*, 1994), que se traduce en alto grado de vulnerabilidad, y no verse afectada de manera importante ante cambios antropogénicos por vivir en áreas o hábitats poco modificados por los humanos o por no verse afectada por tales cambios (por ejemplo especies endémicas que viven en áreas poco accesibles y modificadas de la Cordille-

ra de los Andes o que resisten a cambios antropogénicos) y por lo tanto sus poblaciones mantenerse estables en el tiempo. Esto ocurre porque este método no incorpora aspectos dinámicos como disminución o viabilidad poblacional. Por otra parte, el SUMIN puede no ser sensible al hecho de que especies muy abundantes y ampliamente distribuidas, como suelen ser especies migrantes o comercialmente explotadas, pueden estar disminuyendo poblacionalmente en cantidades significativas (por ejemplo por sobre-explotación sumada a rápida pérdida de su hábitat) hasta llegar en poco tiempo a extinguirse como ocurrió con varias especies como *Ectopistes migratorius* (Gaston y Fuller, 2007). No obstante, varios de estos problemas también han sido señalados para el método implementado por UICN (2001).

Las metodologías para categorizar EA requieren de datos científicos (verificables) que entran claramente en el campo de las ciencias biológicas (ecología, biología, biogeografía y sistemática). La determinación de EA puede brindar opciones para direccionar prioridades de gestión en conservación, aunque se debe tener en claro que categorizar EA no es una acción de conservación en sí misma. Las acciones o estrategias de conservación para evitar que se extingan las EA, implican un proceso complejo de gestión y acción que requiere de la interacción entre ciencias naturales y sociales, así como la participación de diferentes sectores sociales desde organismos gubernamentales y no gubernamentales a distintos sectores de la sociedad en

general, desde los que pueden estar interesados en conservar una especie hasta aquellos que directa o indirectamente pueden afectar a sus poblaciones a

través de sus actividades (destrucción de sus hábitats por uso de la tierra o contaminación, sobre-explotación, introducción de especies exóticas) (ver Fig. 2).



**Figura 2.** Diagrama mostrando la lógica de los procesos categorización de especies amenazadas (rectángulo de línea de puntos) y de conservación de la biodiversidad (rectángulo de línea continua). Las EA son uno de los muchos ítems y aspectos a considerar en estrategias de conservación. La categorización de EA se debería desarrollar en una dimensión biológica-ambiental científica mientras que la gestión de su conservación debería además incluir dimensiones políticas, económicas y socio-culturales cuya influencia deber ser evitada en el proceso de categorización para disminuir sesgos y errores (recuadro con flecha).

Como indica Possingham *et al.* (2002) las listas de especies amenazadas están diseñadas principalmente para proporcionar una estimación cualitativa de fácil comprensión de los riesgos de extinción, y no para ser utilizadas en varios procesos de toma de decisiones de conservación, pudiendo no ser eficientes para ser usadas en el diseño de áreas protegidas, o para priorizar la asignación de recursos para la recuperación de especies o para informar sobre el estado del medio ambiente.

En coincidencia con Galindo Leal (2000) las categorizaciones de especies amenazadas en Latinoamérica, han sido en muchos casos, el producto de opiniones de unos pocos expertos (muchas veces no necesariamente científicos) y de pocas investigaciones sobre las tendencias de su distribución, estado poblacional y/o aspectos de su his-

toria natural (ver ejemplos en la revisión de Grigera y Úbeda, 2002). Esto puede tener su raíz en frecuentes confusiones o sobre-dimensionamiento del rol que deben cumplir distintos sectores sociales en relación con su aporte a la conservación de la biodiversidad (Galindo Leal, 2000), siendo frecuente que en Latinoamérica sectores conservacionistas no técnicos, intenten cumplir roles científicos por sus expectativas de aportar a la conservación de la biodiversidad, por disponibilidad de financiamiento para proyectos de conservación, por razones de prestigio, o porque que los investigadores no se involucran tan frecuentemente en el estudio de especies amenazadas. Esto último puede ocurrir por las dificultades que existen para estudiarlas (debido a su rareza, bajas densidades, falta de información previa, localización en áreas remotas) e inclu-

so por características intrínsecas de los sistemas científicos como los mecanismos de evaluación y criterios de éxito aplicados en las ciencias (Chehebar y Saba, 1998). Frecuentemente se confunden aspectos que tiene que ver con acciones y gestión de conservación (por ejemplo que una especie se encuentre en un área protegida) con el proceso de categorización de especies amenazadas. En el caso de las serpientes, estas son frecuentemente eliminadas en las áreas protegidas (AP) tanto por visitantes como por personal asignado al manejo del área (Giraudó *et al.*, 2009). La mera presencia de las especies de ofidios en un área protegida (AP), no garantiza necesariamente su protección efectiva o la viabilidad de sus poblaciones, debido a que la mayoría de las veces las serpientes son conocidas por uno o pocos registros dentro de las AP, donde además pueden verse afectadas por factores estocásticos o antropogénicos, más aún considerando que muchas AP en Argentina tienen pequeña superficie (Grigera y Úbeda, 2000; Giraudó *et al.*, 2003, 2009). Es también un hecho que una importante cantidad de AP de la Argentina, no han sido adecuadamente implementadas por lo que su función en la conservación de la biodiversidad puede ser relativa, siendo tal situación frecuente en reservas provinciales, privadas o municipales, que constituyen la mayor superficie en Argentina (Rozzatti y Mosso, 1997; Giraudó *et al.*, 2003; Arzamendia y Giraudó, 2004).

Como se ha discutido, existen sesgos e incertidumbres en relación con la categorización de especies amenazadas que dependen de: (1) la variabilidad natural, (2) incertidumbre semántica y (3) error de medición (Akçakaya *et al.*, 2000). La variabilidad natural es el resultado de que las especies (y aspectos de su historia natural) y sus ambientes cambian en el tiempo y el espacio. La incertidumbre semántica surge de la vaguedad en la definición de términos o de una falta de consistencia o acuerdo en el uso que diferentes evaluadores dan a dichos términos. Pese a los intentos por hacer que los términos utilizados en los criterios sean exactos, en algunos casos esto no es posible sin la pérdida de una cualidad generalizadora (UICN, 2001). Los errores de medición surgen de la falta de información precisa acerca de los parámetros usados en los criterios, incluyendo inexactitudes y sesgos al estimar los valores o a una falta de conocimiento (Akçakaya *et al.*, 2000). Por ejemplo Regan *et al.* (2005) proporcionaron información idéntica sobre

13 especies a 18 evaluadores para que realicen estimaciones de los parámetros requeridos por tres métodos de categorización. Como resultado las clasificaciones de amenaza variaron desde riesgo bajo a alto dependiendo de quien realizó la evaluación en los tres protocolos utilizados, siendo impredecible la correspondencia entre métodos.

Debido a que la información científica adecuada no está disponible para muchos taxones, algunos autores sostienen que seguramente el número de especies amenazadas de reptiles supera a las conocidas oficialmente (Gibbons *et al.*, 2000). Por el contrario, es posible que debido a sesgos o deficiencias en los métodos de evaluación, en la información disponible o en el proceso de categorización (Reca *et al.*, 1994; Grigera y Ubeda 2000,2002; UICN, 2001), especies que se consideraron amenazadas a la luz de determinadas metodologías y datos disponibles, verdaderamente no lo estén. La dificultad de aplicar los métodos mencionados a la fauna de serpientes argentinas, muy diversa, y con animales secretivos, raros y poco conocidos, es evidente. La falta de datos de distribución o deficiencias wallaceanas (*sensu* Lomolino *et al.*, 2006) es un problema muy común cuando se evalúa a las serpientes debido a sus hábitos (Giraudó *et al.*, 2004). Se suma la falta de conocimiento sobre el estado taxonómico o deficiencias linneanas (*sensu* Lomolino *et al.*, 2006), incluyendo la descripción y cita de varias especies nuevas en Argentina (por ejemplo Scrocchi *et al.*, 2005; Scott *et al.*, 2006; Carrasco *et al.*, 2009; Akmentins y Vaira 2010) o cambios taxonómicos en otras (por ejemplo Kretzschmar, 2006), lo que provoca que varias especies no hayan sido evaluadas en la última categorización de serpientes argentinas (Scrocchi *et al.*, 2000) o que algunas variables como su distribución se vean significativamente modificadas. Otra deficiencia linneana está constituida por el hecho de que la cantidad de especies endémicas, un grupo particularmente amenazado por las modificaciones antropogénicas, puede incrementarse notablemente cuando se aplican diferentes conceptos de especies. Por ejemplo la utilización del concepto filogenético puede duplicar la cantidad de endemismos de especies respecto a la aplicación del concepto biológico de especie, teniendo consecuencias en las categorías de conservación asignadas (Peterson y Navarro-Sigüenza, 1999).

Nuevos datos sobre la historia natural pueden permitir reevaluar la situación de algunas especies

a la luz de conocimientos más precisos (por ejemplo Cardozo y Chiaraviglio, 2008; Marques *et al.*, 2006; Winck *et al.*, 2007), la falta de este tipo de datos bio-ecológicos (denominadas deficiencias haeckelianas de aquí en más) genera sesgos en las categorizaciones.

En relación con lo discutido, en este aporte analizamos sesgos y problemas que surgen en el proceso de categorización de especies amenazadas que tienen que ver tanto con deficiencias metodológicas, errores de medición, o falta de datos biológicos científicos, así como factores socio-culturales y políticos que pueden sesgar el proceso de categorización de las especies amenazadas, brindando ejemplos a partir de la categorización de las serpientes argentinas de Scrocchi *et al.* (2000) y de nuevos datos obtenidos sobre las serpientes.

### Las especies amenazadas como hipótesis

La definición de IUCN (2000) indica que «**las especies amenazadas son aquellas que tienen una elevada probabilidad de extinción o que se aproximan a dicha situación de continuar las presiones directas sobre éstas o sus hábitat**». Es necesario comprender que las especies amenazadas constituyen hipótesis, ya que debemos estimar la probabilidad de que una especie se extinga, siempre y cuando las causas de tal extinción sean antropogénicas, ya que la extinción es un proceso natural, aunque generalmente tiene tasas muy inferiores a las generadas por el hombre (Pim *et al.*, 1995). Siguiendo los criterios de UICN (2001) los valores cuantitativos de extinción necesarios requieren de datos sumamente detallados sobre la dinámica poblacional, análisis de viabilidad, factores de mortalidad y pérdida de hábitat para cada especie, que nos permitan evaluar su probabilidad de extinción. Esos datos insumen mucho tiempo de investigación y monitoreo, y necesitan ser cuidadosamente diseñados para conocer los errores y sesgos asociados, y por lo tanto la confiabilidad de las estimaciones. No obstante, el explicitar los valores umbrales para considerar las categorías de amenaza permite plantear la hipótesis claramente, por ejemplo una especie con una población total menor a 50, 250 o 1000 individuos maduros obtendrán la categoría de En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable respectivamente, aunque una estimación de especies con bajas densidades pueden brindar rangos importantes por ejemplo con un intervalo de confianza entre 49 y 700 con una media de 300 individuos. Siguiendo el

valor indicado por la media calificaría como Vulnerable (aunque cercano al umbral de En Peligro), siguiendo el valor del intervalo inferior de confianza la especie categorizaría como En Peligro Crítico. Estas situaciones pueden implicar decisiones subjetivas que deben ser tomadas a la luz de la calidad, confiabilidad de las estimaciones y de criterios desarrollados para ello (ver actitud precautoria en Akçakaya *et al.*, 2000), o de conocimientos sobre la historia natural de la especie y tendencias de las presiones antropogénicas que poseen los especialistas (Díaz y Ojeda, 2000). Es un hecho que en Argentina las categorizaciones aplicando los métodos propuestos por UICN se han realizado en un contexto de falta de datos poblacionales y de distribución, y en muchos casos se han tomado decisiones con distintos grados de subjetividad para salvar estos problemas (ver por ejemplo Fraga, 1997; Garcia-Fernandez *et al.*, 1997; Ojeda y Díaz, 1997; Díaz y Ojeda, 2000). Las diferencias, tanto metodológicas como de decisiones tomadas en el proceso ante la incertidumbre, generan diferencias en la proporción de especies categorizadas como amenazadas e insuficientemente conocidas, tanto en el mismo grupo taxonómico como entre distintos grupos (Giraud *et al.*, 2006a).

Existen problemas y críticas asociadas a los valores límites propuestos por Recca *et al.* (1994) como los indicados por Grigera y Ubeda (2000), ya que el uso de la media y la desviación estándar como límites para decidir las categorías de las especies puede verse afectado por valores extremos o muy frecuentes. También diferencias de decisiones en el proceso de categorización puede sesgar el número de especies en distintas categorías. Por ejemplo la categorización de Saurios en Argentina, consideró como Insuficientemente Conocidas a aquellas especies con valores mayores a la media que tuviesen tres o más variables desconocidas (Ávila *et al.*, 2000), mientras que en la categorización de serpientes fueron IC aquellas con valor menor a la media más un desvío estándar (No Amenazadas) que tuviesen dos o más variables desconocidas (Scrocchi *et al.*, 2000).

Como ocurre en todos los esquemas hipotéticos-deductivos se pueden cometer errores de tipo I (rechazar una hipótesis nula siendo esta verdadera) y de tipo II (no rechazar una hipótesis nula cuando es falsa) (Triola, 2000). El error de tipo II es más grave cuando abordamos aspectos de conservación, ya que implica afirmar que una especie no está amenazada cuando sí lo está, lo que podría implicar su

extinción sin acciones de conservación. Por ello se sugiere utilizar el principio de precaución ante la duda (UICN, 2001). El error de tipo I ocurre cuando se considera a una especie amenazada cuando en realidad no lo está; esto puede generar que se inviertan recursos humanos y financieros en una especie que en verdad no lo necesita, lo cual si bien no es deseable no implica el riesgo de que una especie se extinga. Aunque no es deseable, factores políticos, sociales y económicos pueden influir sobre la categorización de una especie amenazada. Por ejemplo un sector con interés comercial sobre la explotación de una especie, puede intentar influir sobre sectores gubernamentales, no gubernamentales y científicos, para que una especie no sea categorizada como amenazada. Por el contrario un grupo de conservacionistas, sin que necesariamente tengan datos biológicos, pueden considerar que una especie explotada o carismática debe ser incluida en una categoría de amenaza y presionar a los sectores mencionados. Si bien en el proceso de categorización, estos factores deberían ser minimizados, cuando existen altos grados de incertidumbre en los datos, unos y otros argumentos pueden ser considerados válidos (aunque no son necesariamente científicos). Otro punto a considerar es que si una especie alcanzó una categoría de amenaza como consecuencia de su explotación comercial, y posteriormente su cacería es abandonada (sea por falta de demanda o acciones de control y conservación locales o globales como la regulación de CITES) y su situación poblacional comienza a mejorar paulatinamente, el simple aumento de su abundancia debería ser analizado con cuidado y precaución para justificar su exclusión de categorías de amenaza y nuevamente facilitar su explotación comercial, ya que como indica UICN (2008) un criterio de amenaza es el de «declinaciones poblacionales (pasadas, presentes o proyectada)».

Cuando se utilizan e interpretan datos inciertos, las posiciones con respecto al riesgo y la incertidumbre pueden jugar un papel importante, teniendo dos componentes (UICN, 2001): (1) Los evaluadores deben considerar si incluirán todo el rango de valores plausibles en sus evaluaciones, o si excluirán de su consideración los valores extremos (lo que se conoce como tolerancia a la disputa). Un evaluador con una baja tolerancia a la disputa incluiría todos los valores, por tanto aumentando la incertidumbre, mientras un evaluador con una alta tolerancia a la disputa excluiría los extremos, redu-

ciendo la incertidumbre. (2) Los evaluadores necesitan considerar si tienen una actitud precautoria o de evidencia con relación al riesgo (conocido como tolerancia al riesgo). Una actitud precautoria clasificará un taxón como amenazado a menos que se tenga la certeza de que no lo está, mientras una actitud de evidencia clasificará un taxón como amenazado solo si hay fuerte evidencia para respaldar tal clasificación. Los evaluadores deben resistirse a tomar una actitud de evidencia y adoptar una postura precautoria pero realista con relación a la incertidumbre al aplicar el criterio, por ejemplo, utilizando límites plausibles más bajos en lugar de la estimación más cercana al determinar el tamaño de la población, especialmente si ésta es fluctuante. Todas las posturas deben ser documentadas explícitamente (UICN, 2001).

#### **Deficiencias linneanas y wallaceanas y su efecto en las categorías de amenaza**

Se brindan a continuación ejemplos de cómo cambios taxonómicos y sesgos o errores en los datos de distribución puede afectar a una categoría de conservación de especies:

Leptotyphlopidae incluye un grupo de serpientes fosoriales poco conocidos en cuanto a su sistemática y distribución, en parte por sus hábitos subterráneos que hacen su detección muy difícil y casual. Scrocchi *et al.* (2000) advirtieron la existencia de problemas taxonómicos no resueltos en esta familia y evaluaron 9 especies de Leptotyphlopidae, categorizándose dos como amenazadas, una de ellas, *Leptotyphlops albipunctus* (Burmeister, 1861) como Vulnerable. Posteriormente, Kretzschmar (2006) analizó la sistemática del grupo determinando que *L. melanotermus* (Cope, 1862) y *L. weyrauchi* (Orejas-Miranda, 1964) son sinónimos de *L. albipunctus* (Burmeister, 1861). *L. melanotermus* y *L. weyrauchi* estaban categorizadas como No Amenazadas por Scrocchi *et al.* (2000) y el valor de SUMIN de 18 obtenido por *L. albipunctus* se debía a su distribución continental (DICON) y nacional (DINAC) restringidas con valores de 3 y 5 respectivamente (Scrocchi *et al.*, 2000). Esta sinonimización permite recalcular los valores de DINAC=1 y DICON=1 para *L. albipunctus*, con lo que el SUMIN alcanza un valor de 12 y por lo tanto se debe recategorizar como No Amenazada. Tales re-categorizaciones, cuando se basan en nueva información científica, pueden ser realizadas automáticamente siguiendo a UICN (2001). Actualmente, un análisis

filogenético de la Familia Leptotyphlopidae (Adalsteinsson *et al.* 2009) proponen varios géneros para los grupos monofiléticos, cuya divergencia se ha producido desde el Cretácico y en relación con Gondwana, proponiendo para los taxa Sudamericanos de la Argentina los géneros *Epictia* Gray, 1845, *Siagonodon* Peters, 1881 y *Rena* Baird y Girard, 1853, razón por la cual la especie mencionada es *Epictia albipuncta*.

Las poblaciones de *Hydrops triangularis* categorizadas por Scrocchi *et al.* (2000) fueron descritas como una nueva especie, *H. caesus* Scrocchi, Ferreira, Giraudo, Ávila y Motte, 2005. Su geonemia incluye un pequeño sector desde el Pantanal de Brasil hasta el nordeste de Argentina, modificándose sus valores de distribución continental de 1 a 3, que antes incluía además toda la cuenca amazónica, lo que permitiría aumentar su categoría de amenaza de Vulnerable a Amenazada.

Los Pseudobini de los géneros *Boiruna*, *Clelia* y *Mussurana* (*sensu* Zaher, 2009) constituyen un grupo de especies muy similares morfológicamente, con notables variaciones ontogenéticas en su coloración, razón por la cual su determinación taxonómica ha sido frecuentemente confundida (ver Scott *et al.*, 2006 para una revisión) requiriendo de un buen conocimiento taxonómico del grupo. Por ejemplo *Mussurana quimi* (antes *Clelia*), fue citada en la Argentina con un único ejemplar de Posadas, Misiones (Giraudo 1999), razón por la cual fue categorizada como Insuficientemente Conocida en Scrocchi *et al.* (2000). La revisión de Scott *et al.* (2006) confirmó este patrón de distribución, registrando unos pocos ejemplares en el área de la represa de Yacyretá en Paraguay cercanos a Posadas. No obstante, una publicación reciente (López y Kubisch, 2008) cita a esta especie en el norte de Misiones. El examen de fotos del ejemplar en el que basan tal cita (Carlos Ariel López, in litt.) evidenció que se trataba de *Oxyrhopus petola* (Giraudo, obs. pers.). La extensión de la distribución es un aspecto importante para determinar el grado de amenaza de una especie (UICN, 2001), por ejemplo taxones con extensión de la presencia menor a 20.000 km<sup>2</sup> y que se encuentran en menos de 10 localidades son considerados Vulnerables. Este sería el caso de *Mussurana quimi*, según los datos correctamente verificados, sin embargo, extender la distribución de esta especie sin datos que incluyan «*vouchers*» depositados en museos o sin una determinación taxonómica correcta (la cual es compleja por ser una

especie críptica con otros Pseudoboini), puede sesgar su distribución generando errores en la categoría asignada. De la misma manera, Giraudo *et al.* (2009) discuten errores en la localidad de un ejemplar de *Epicrates crassus*, la especie con mayor grado de amenaza en la Argentina (Scrocchi *et al.*, 2000), que fue incluida con un ejemplar sin localidad precisa en el Parque Nacional Iguazú. López y Kubisch (2008) amplían la distribución de *E. crassus* en Argentina sin brindar precisiones, ni posibilidades de verificación del registro (Carlos Ariel López, in litt.; Giraudo, obs. pers.). Esta especie presenta un patrón de distribución muy particular en Argentina, coincidente con el de otras especies propias del Cerrado brasileño que habitan en la región (Giraudo *et al.*, 2009), con registros en áreas cercanas al río Paraná (Arzamendia y Giraudo, 2009) y es muy probable que no se encuentre efectivamente protegida en reservas debido a que las AP no presentan los hábitats utilizados por esta especie (Giraudo *et al.*, 2009).

Estos ejemplos muestran como errores en asignaciones taxonómicas (deficiencias linneanas) y en la distribución de las especies (deficiencias wallaceanas), pueden influir generando sesgos o errores en la categorización de especies amenazadas.

### **Deficiencias haeckelianas y su influencia en las categorías de amenaza**

A pesar de que *Pseudablabe agassizii* (actualmente *Philodryas* según Zaher, 2009) fue categorizada como no amenazada por Scrocchi *et al.* (2000), nuevos estudios sobre su bio-ecología han determinado en dos regiones del Brasil (una de ellas sectores pampeanos del Rio Grande do Sul similares a los de Argentina), que es una especie especialista en hábitat y sensible a su alteración, proponiéndola como indicadora de cambios ambientales y como amenazada por las modificaciones agropecuarias en los pastizales (Marques *et al.*, 2006; Winck *et al.*, 2007). Winck *et al.* (2007) comprobaron que en pastizales de la ecorregión Pampeana del Brasil, cambios generados por el fuego y cultivos, modificaron notablemente la comunidad de serpientes, disminuyendo drásticamente *Philodryas agassizii*, que era la especie dominante y aumentando en abundancia *Liophis poecilogyrus*, una especie generalista en el uso del hábitat. En la Argentina, *P. agassizii*, es una especie con mayor cantidad de registros históricos. En la actualidad, a pesar de que



el número de colectores es mayor, es registrada más frecuentemente en sectores con pastizales en buen estado de conservación incluyendo áreas protegidas como los Parques Nacionales El Palmar, Lihué Calel y las Reserva Provincial Esteros del Iberá (Giraud y Arzamendia, obs. pers.). La intensa y extensa modificación de los pastizales en Argentina debido a las actividades agropecuarias, podrían ser la causa de la rareza actual de esta especie. No obstante, en la categorización publicada por Scrocchi *et al.* (2000), no existían datos que permitieran estos análisis, y debido a su amplia distribución y a su tamaño pequeño esta especie no presentó un valor de SUMIN elevado (12+?, por desconocerse su potencial reproductivo), siendo 17 el valor umbral para considerar una especie amenazada. Esto muestra como especies que a priori no se muestran como Amenazadas por las características cualitativas analizadas, pueden estar amenazadas debido a particularidades en el uso del hábitat y por su respuesta ante los efectos humanos.

### Conclusiones

La evaluación de taxones para generar listas de especies amenazadas es esencialmente un proceso científico, en donde las EA deben ser enunciadas como hipótesis, analizando científicamente la información cuantitativa y/o cualitativa sobre aspectos distribución geográfico, tamaño y tendencias poblaciones y características bio-ecológicas que las hacen vulnerables ante efectos antropogénicos, lo que permitirá rechazar o no su inclusión como tal explicitando la metodología, definiciones, el grado de incertidumbre y calidad de la información utilizada. Se deben seguir estándares científicos que minimicen sesgos o errores innecesarios. Por ejemplo, la determinación taxonómica de las especies amenazadas debe ser verificable y correctamente documentada mediante «vouchers», tejidos en alcohol (que se pueden extraer sin dañar al animal), o fotografías detalladas mostrando caracteres diagnósticos. En todos los casos la evidencia debe ser depositada en una colección científica accesible a todas las personas. Esto permitirá la posibilidad de verificación, comparación y de corrección de las asignaciones taxonómicas a medida que cambian y mejoran los conocimientos científicos. Los datos de distribución y abundancia deben basarse en estudios correctamente diseñados que consideren la variación espacial y temporal de las poblaciones, y los problemas metodológicos en la detección de las

especies.

Si bien la investigación científica no es infalible, contiene mecanismos intrínsecos que permiten explicitar el grado de certeza de los conocimientos generados (por ejemplo el método hipotético-deductivo, procesos de validación estadística o de verosimilitud) y un proceso de revisión de pares (revisión científica obligatoria en tesis y publicaciones) que facilita optimizar los datos y minimizar las probabilidades de cometer errores (o estimar su magnitud) e incluso superarlos con el avance del conocimiento científico. No obstante, la subjetividad puede existir entre investigadores cuando aplican métodos e interpretan datos por lo que se ha sugerido como mecanismos para evitarla, además de los antes mencionados, el consenso de múltiples evaluadores en la categorización de especies, el uso de manuales de entrenamiento para lograr consistencia entre evaluadores, el uso de métodos formales para estimar parámetros que ayuden a representar las incertidumbres y el reporte de los inconvenientes y decisiones tomadas (Regan *et al.*, 2005).

Como se ha discutido, se debería evitar o minimizar la influencia de factores políticos, culturales o sociales en el proceso de asignación de las categorías de amenaza, lo que generará sesgos ponderando aspectos que no tienen que ver con el estado poblacional de las especies analizadas. Los aspectos sociales, culturales y políticos sí deben ser integrados con los biológicos con la profundidad necesaria en la gestiones y acciones de conservación de las especies amenazadas (ver Fig. 2), por ejemplo medidas de legislación, control y protección, evaluaciones de impacto ambiental, aspectos educativos y de difusión para capacitar técnicos, inspectores y la población en general, intereses y presiones comerciales sobre las especies, proyectos de conservación y uso sostenible, entre otros.

Confusiones entre los roles que deben cumplir los sectores científicos, políticos y conservacionistas en relación con la categorización y gestión de las especies amenazadas, pueden ser causa de sesgos en las evaluaciones y/o poca efectividad en las acciones de conservación. Se debe tener cautela con categorizaciones de EA realizadas por uno o pocos evaluadores, más aún si no están familiarizados con los mecanismos, reglas y metodologías científicas y manejan datos con altos grados de incertidumbre y pobremente verificados. Por otra parte, los sectores científicos deben evitar considerar que la generación de conocimientos aca-

démicos es un paso suficiente para la gestión de conservación de especies amenazadas. Debido a que la conservación incluye factores socioeconómicos, culturales y políticos que pueden ser preponderantes (ver Fig. 2), el conocimiento biológico por sí mismo no es suficiente, siendo la gestión y las concepciones socio-culturales, políticas y económicas aspectos importantes para ser considerados en estrategias de conservación (ver por ejemplo Lavilla, 2002; Rivas, 2007). De esta manera, pueden surgir conflictos que pueden ser importantes entre sectores que deberían complementar sus roles para optimizar las estrategias y acciones de conservación.

No existen dudas sobre la importancia que tienen las listas de especies amenazadas desde el punto de vista científico, social y político, por ejemplo para explicar a la población la importancia de evitar la pérdida de biodiversidad (Possingham *et al.*, 2002). Si bien conocer adecuadamente qué especies están amenazadas en una región es deseable para mejorar estrategias para su conservación, en el pasado ONGs y ecologistas se preocupaban de modo casi personal por este tipo de especies carismáticas; no obstante, más recientemente, se percibió que este enfoque puede ser poco efectivo ya que ninguna especie puede ser conservada independientemente de su ambiente (Primack y Rodrigues, 2002). En Latinoamérica las perspectivas de concentrar esfuerzos de conservación en especies amenazadas pueden no ser muy alentadora debido al reducido número de profesionales, a la gran diversidad de especies y complejidad de los ecosistemas, a los limitados recursos, y a la velocidad de transformación de los paisajes naturales (Galindo Leal, 2000), siendo necesario abordar estrategias regionales de conservación a nivel del comunidades y de ecosistemas lo que redundará tanto en la conservación de EA como de gran parte de su biodiversidad y los procesos evolutivos y ecológicos que la mantienen (Primack y Rodrigues *et al.* 2002; Giraud *et al.*, 2006b).

### Agradecimientos

A Carmen Úbeda, Dora Grigera, Gustavo Scrocchi y Esteban Lavilla porque sus trabajos y discusiones fueron constante fuente de ideas y estímulo para realizar este aporte. Agradecemos a las instituciones en las que trabajamos (INALI-CONICET y FHCU-UNL) y que financian nuestros proyectos: CONICET (PEI No. 6129, PIP No. 6487), Univer-

sidad Nacional del Litoral (CAID 2005 PE249, CAID 2009 Tipo I PJ-47-383, CAID 2009) y ANPCYT (PICT 2002 no. 01-12831, PICT 2005 no. 15-23191).

### Literatura citada

- Adalsteinsson, S.A.; Branch, W.R.; Trape, S.; Vitt, L.J. & Hedges, B.S. 2009. Molecular phylogeny, classification, and biogeography of snakes of the Family Leptotyphlopidae (Reptilia, Squamata). *Zootaxa* 2244: 1-50.
- Aguirre L.F.; Aguayo, R.; Balderrama, J.; Cortéz, C.; Tarifa, T.; Van Damme, P.A.; Arteaga, L. & Peñaranda, D. 2009. El Método de Evaluación del Grado de Amenaza para Especies (MEGA). En: Aguirre L.F., Aguayo R., Balderrama, J.; Cortéz, C. & Tarifa, T. (eds.), Libro Rojo de la Fauna Silvestre de Vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, Viceministerio de Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambios Climáticos.
- Akçakaya, H.R.; Ferson, S.; Burgman, M.A.; Keith, D.A.; Mace, G.M.; & Todd, C.A. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001-1013.
- Akmentins, M.S.; & Vaira, M. 2010. Reptilia, Squamata, Dipsadidae, Tomodon orestes Harvey and Muñoz, 2004: Distribution extension, new country record. *CheckList* 6:248-249
- Arzamendia, V. & Giraud, A. 2004. Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 335-348.
- Arzamendia, V. & Giraud, A. 2009. Influence of large South American rivers of the Plata Basin in distributional patterns of tropical snakes: a panbiogeographical analysis. *Journal of Biogeography* 36: 1739-1749.
- Avila, L.J.; Montero, R. & Morando, M. 2000. Categorización de las lagartijas y anfisbenas de Argentina: 51-74. En Lavilla, E.O.; Richard, E. & Scrocchi, G.J. (eds.). Categorización de anfibios y reptiles de la República Argentina. Asociación Herpetológica Argentina. Tucumán.
- Cardozo, G. & Chiaraviglio, M. 2008. Landscape changes influence the reproductive behaviour of a key 'capital breeder' snake (*Boa constrictor occidentalis*) in the Gran Chaco region, Argentina. *Biological Conservation* 141: 3050-3058.
- Carrasco, P.A.; Harvey, M.B. & Muñoz Saravia, A. 2009. The rare Andean pitviper *Rhinocerocephis jonathani* (Serpentes: Viperidae: Crotalinae): redescription with comments on its systematics and biogeography. *Zootaxa* 2283: 1-15.
- Chehebar, C. & Saba, S. 1998. Trampa 22: una paradoja que afecta a las especies amenazadas en peligro de extinción. *Boletín Sociedad de Biología, Concepción, Chile* 69: 63-70.
- Cofré, H. & Marquet, P.A. 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation* 88: 53-68.

- Díaz G.B. & Ojeda, R.A. (eds.) 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, Buenos Aires.
- Fraga, R.M. 1997. Sección Aves. Pp. 155-219, en García Fernández, J.J.; Ojeda, R.A.; Fraga, R.M.; Díaz, G.B. & Baigún, R.J. (Comp.). Libro Rojo de Mamíferos y Aves amenazados de la Argentina. FUCEMA. Buenos Aires,.
- Galindo-Leal, C. 2000. Ciencia de la conservación en América latina. *Interciencia* 25: 129-135.
- García Fernández, J.J.; Ojeda, R.A.; Fraga, R.M.; Díaz, G.B. & Baigún, R.J. 1996. Libro rojo de mamíferos y aves amenazados de la Argentina. Fucema y Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.
- Gaston, K. J. & Fuller, R. A. 2007. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 14-19.
- Gibbons, J.W.; Scott, D.E.; Ryan, J.T.; Buhlmann, K.A.; Tuberville, T.D.; Metts, B.S.; Greene, J.L.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S. & Winne, C.T. 2000. The global decline of reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* 50: 653-666.
- Giraudó, A.R. 1999. New records from Snakes of Argentina. *Herpetological Review* 30: 179-181.
- Giraudó, A.R.; Krauczuk, E.; Arzamendia, V. & Povedano, H. 2003. Critical analysis of protected areas in the Atlantic Forest of Argentina: 245-261. En: Galindo-Leal, C. & Cámara, I. G. (eds.), Atlantic Forest of the South America. Biodiversity status, threats, and outlook. Island Press. Washington D.C. USA.
- Giraudó, A.R.; Arzamendia, V. & López, S. 2004. Ofidios del litoral fluvial de Argentina (Reptilia: Serpentes): Biodiversidad y síntesis sobre el estado actual de conocimiento. *INSUGEO, Miscelánea* 12: 323-330.
- Giraudó, A.R.; Bortoluzzi, A. & Arzamendia, V. 2006. Fauna de vertebrados tetrápodos de la reserva y Sitio Ramsar Esteros del Iberá: Análisis de su composición y nuevos registros para especies amenazadas. *Natura Neotropicalis* 37: 1-20.
- Giraudó, A.R.; Arzamendia, V.; Méndez G.G. & Acosta, S. 2009. Diversidad de serpientes (Reptilia) del Parque Nacional Iguazú y especies prioritarias para su conservación: 223-242. En: Carpinetti, B.; Garciarena, M. & Almirón, M. (eds.) Parque Nacional Iguazú, Conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina. Administración de Parques Nacionales, 1ª ed. Buenos Aires, Argentina
- Grigera, D. & Úbeda, C. 2000. Una evaluación de tres métodos para evaluar el estado de conservación de la fauna silvestre, mediante la aplicación a un conjunto de mamíferos patagónicos. *Gestión Ambiental* 6: 55-71.
- Grigera, D. & Úbeda, C. 2002. Una revisión de los trabajos sobre categorizaciones y prioridades de conservación de los vertebrados de Argentina. *Ecología Austral* 12: 163-174.
- IUCN. 1993. *Draft IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 2000. Red List of threatened animals. Gland, Switzerland: (IUCN) World Conservation Union.
- IUCN/SSC Criteria Review Working Group. 1999. IUCN Red List Criteria review provisional report: draft of the proposed changes and recommendations. *Species* 31-32: 43-57.
- Kretzschmar, S. 2006. Revisión histórica y redescrición de *Leptotyphlops albipunctus* (Serpentes: Leptotyphlopidae). *Cuadernos de Herpetología* 19: 43-56.
- Lavilla, E.O. 2002. Economía, educación y conservación: el costo de nuestra ignorancia. *Natura Neotropicalis* 33: 95-101.
- Lavilla, E.O., Richard, E. & Scrocchi, G.J. 2000 (Eds.). Categorización de los Anfibios y Reptiles de la República Argentina. Asociación Herpetológica Argentina. Tucumán, Argentina.
- Lomolino, M.V.; Riddle, B.R. & Brown, J.H. 2006. Biogeography. Third Edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderlands. Massachusetts.
- López C. S. & Kubrisch, E. 2008. Relevamiento *in situ* de la herpetofauna del Refugio Privado de Vida Silvestre Yacutinga, Provincia de Misiones (Argentina). *Aprona Boletín Científico* 40: 1-12.
- Mace, G.M., Collar, N., Cooke, J., Gaston, K.J., Ginsberg, J.R., Leader-Williams, N., Maunder, M. & Milner-Gulland E.J. 1992. The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. *Species* 19: 16-22.
- Mace, G.M. & Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157.
- Mace, G.M. & Stuart, S.N. 1994. Draft IUCN Red List Categories, Version 2.2. *Species* 21-22: 13-24.
- Marques, O.A.V.; Sawaya, R.J.; Stender-Oliveira, F.M. & Franca, F.G.R. 2006. Ecology of the Colubrid Snake *Pseudablabes agassizii* in Southeastern South America. *Herpetological Journal* 16: 37-45.
- Ojeda R.A. & Díaz, G. B. 1997. Sección II-Mamíferos: 71-154. En: García Fernández, J.J.; Ojeda, R.A.; R.M. Fraga; Díaz, G.B. & Baigún, R.J. (eds.), Libro rojo de mamíferos y aves amenazados de la Argentina Fundación para la conservación de las especies y el medio ambiente (FUCEMA); Sociedad Argentina para el estudio de los Mamíferos (SAREM); Asociación Ornitológica del Plata (AOP) y Administración de Parques Nacionales.
- Peterson, A.T. & Navarro-Sigüenza, A.G. 1999. Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology* 13: 427-431
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-360-
- Possingham, H.P.; Andelman, S.J.; Burgman, M.A.; Medellín, R.A.; Master, L.L. & Keith, D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 503-507.
- Primack, R.B. & Rodriguez, E. 2002. Biología da Conservação, Londrina, Brazil.
- Reca, A.; Ubeda, C. & Grigera, D. 1994. Conservación de la fauna de tetrápodos. I. Un índice para su evaluación. *Mastozoología Neotropical* 1: 17-28.
- Regan, T. J.; Burgman, M.A.; McCarthy, M.A.; Master, L.L.; Keith, D.A.; Mace, G.M. & Andelman, S.J. 2005. The consistency of extinction risk classification protocols. *Conservation Biology* 19: 1969-1977.
- Rey Benayas, J. M. 2009. La rareza de las especies. *Investigación y Ciencia* 392: 62-69.
- Rivas, J. 2007. How Tylenol conservation and macroeconomics threaten the survival of the World's largest Snakes. *Iguana*

A. Giraudo *et al.* - Las especies amenazadas: problemas y sesgos

14: 75–85

- Rozzi, R., Feinsinger, P., Massardo, F. & Primack, R. 2001. ¿Qué es la diversidad biológica? Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.
- Rozzatti J.C. & Mosso, E. (eds.) 1997 Sistema provincial de áreas naturales protegidas de Santa Fe. Gobierno de la Provincia de Santa Fe, Administración de Parques Nacionales, Edición de la Cooperadora de la Estación Zoológica Experimental de Santa Fe. Argentina.
- Sánchez, O.; Medellín, R.; Aldama, A.; Goettsch, B.; Soberón, J. & Tambutti, M. 2007. Método de evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER). Semarnat-Instituto Nacional de Ecología-Instituto de Ecología, UNAM – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO. México, D. F.
- Scott, N.J.; Giraudo, A.R.; Scrocchi, G.; Aquino, A.L.; Cacciali, P. & Motte, M. 2006. The Genera *Boiruna* and *Clelia* (Serpentes: Pseudoboini) in Paraguay and Argentina. *Papeis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 46: 77–105.
- Scrocchi, G.J.; Aguer, I.; Arzamendia, V.; Cacivio, P.; Carcacha, H.; Chiaraviglio, M.; Giraudo, A.R.; Kretzschmar, S.; Leynaud, G.; López, M.S.; Rey, L.; Waller, T. & Williams, J. 2000. Categorización de las serpientes de Argentina: 75–93. En: Lavilla, E.O.; Richard, E. & Scrocchi, G.J. (eds.), Categorización de los anfibios y reptiles de la República Argentina. Asociación Herpetológica Argentina. Tucumán.
- Scrocchi, G.J.; Ferreira, V. L.; Giraudo, A. R.; Ávila, R.W. & Motte, M. 2005. A newspecies of *Hydrops* (Serpentes: Colubridae: Hydropsini) from Argentina, Brazil and Paraguay. *Herpetologica*, 61: 468–477.
- Triola, M.F. 2000. Estadística elemental. Séptima edición. Addison Wesley Longman, México.
- UICN. 1994. Categorías de la Listas Rojas de la UICN. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza.
- UICN. 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Gland, Suiza y Cambridge. Reino Unido.
- UICN. 2003. Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UICN. 2008. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in August 2008. Disponible en: <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- Winck, G.R.; Dos Santos, T.G. & Cechin, S.Z. 2007. Snakes assemblages in a disturbed grassland environment in Rio Grande do Sul State, Southern Brazil: population fluctuations of *Liophis poecilogyrus* and *Pseudablables agazzissi*. *Annales Zoologici Fennici*, 44: 321–332.
- Zaher, H.; Grazziotin, F.G.; Cadle, J.E.; Murphy, R.T.W.; Moura-Leite, J.C. & Bonato, S.L. 2009. Molecular phylogeny of advanced snakes (Serpentes, Caenophidia) with an emphasis on South American Xenodontines: a revised classification and descriptions of new taxa. *Papeis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 49: 115–153.

© 2011 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 3.0 Unported de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/deed.es>