
LOS CONCEPTOS DE ESPECIES INDICADORAS, PARAGUAS, BANDERAS Y CLAVES: SU USO Y ABUSO EN ECOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

EMILIANA ISASI-CATALÁ

RESUMEN

Evaluar el estado de conservación de la biodiversidad es un reto que involucra decisiones efectivas y eficientes a corto plazo. Investigadores y manejadores de biodiversidad se han enfocado en la evaluación parcial de componentes del complejo sistema natural, a partir de indicadores ecológicos. Los más utilizados son las especies sucedáneas (del inglés, *surrogate species*), de las cuales las más conocidas son las especies claves, paraguas, indicadoras, y banderas. A pesar de su amplia utilización, estas herramientas han sido criticadas por su baja efectividad. El objetivo de este trabajo es discutir los conceptos de especies sucedáneas, evaluando sus alcances y limitaciones. Existen diferentes definiciones para cada una de las categorías de especies sucedáneas, lo cual ha dificultado su correcta implementación. Sus principales limitaciones son:

i) confusión y ambigüedad en las definiciones y clasificaciones, ii) sobrestimación de su alcance, iii) falta de un método estándar para la selección de las especies, iv) validación de la especie y seguimiento del programa insuficientes, v) dificultades de implementación, y vi) información biológica insuficiente. Las especies sucedáneas son estimadores adecuados pero insuficientes para evaluar el estado de conservación de los sistemas naturales. Deben ser consideradas sólo como herramientas parciales para evaluar el grado de conservación de estos sistemas. Combinar el uso de las especies sucedáneas junto con otras herramientas de evaluación podría mejorar la efectividad con la que se perciben y cuantifican los cambios en la biodiversidad debidos a las perturbaciones originadas por las actividades humanas.

El estudio de los sistemas naturales resulta muy complejo debido al gran número de factores a ser considerados simultáneamente para lograr una visión global de la diversidad de sus elementos o biodiversidad (Noss, 1990; Steneck, 2005; Nicholson y Possingham, 2006). Sin embargo, debido a la velocidad con que las actividades humanas están produciendo cambios en los sistemas naturales, es necesario hacer un esfuerzo adicional en el diseño de estudios de calidad, útiles y pertinentes que permitan generar la información necesaria para plantear soluciones a corto plazo (Carignan y Villard, 2002; Butchart *et al.*, 2006). Es por ello que la solución más aceptada ha sido el uso de indicadores. (Parrish *et al.*, 2003; Roberger y Angelstam, 2004; Rodrigues y Brooks, 2007). A nivel mundial, el uso de indicadores fue propuesto en la Séptima Reunión de la Confe-

rencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica celebrada en el 2004, como una estrategia para evaluar el estado de la biodiversidad y el cumplimiento de metas de conservación (Balmford *et al.*, 2005a, b; Dobson, 2005), por lo que se han desarrollado muchos tipos de indicadores. Los indicadores ecológicos son herramientas biológicas (especies, grupos taxonómicos, procesos, entre otros) que permiten evaluar total o parcialmente a los sistemas ecológicos, por lo que pueden ser considerados como estimadores de la biodiversidad de un sistema, actuando en diferentes niveles jerárquicos (genes, especies, poblaciones, comunidades y paisajes) y determinando diferentes componentes de la biodiversidad (composición, estructura y función; Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001; Niemi y McDonald, 2004).

A nivel de especies, los indicadores ecológicos más comúnmente uti-

lizados son las especies sucedáneas (del inglés *surrogate species*), las cuales han sido empleadas con diferentes funciones, desde señalar cambios ambientales o poblacionales, hasta atraer la atención pública para el desarrollo de programas de conservación (Simberloff, 1998; Caro y O'Doherty, 1999). Se han propuesto muchos tipos de especies sucedáneas, siendo las más conocidas las especies claves, paraguas, indicadoras y banderas (Noss, 1990; Andelman y Fagan, 2000; Carignan y Villard, 2002).

La verdadera utilidad de las especies sucedáneas, sin embargo, ha generado gran polémica (Simberloff, 1998; Lindenmayer, *et al.*, 2002). Algunos autores indican que son herramientas útiles para estudiar, hacer seguimiento y resolver problemas de conservación, pero otros señalan que no han sido sino artefactos, es decir, símbolos que realmente no sirven para proteger los

PALABRAS CLAVE / Especies Claves / Conflictos / Conservación / Especies Indicadoras / Especies Paraguas /

Recibido: 11/05/2009. Modificado: 17/12/2010. Aceptado: 20/12/2010.

Emiliana Isasi-Catalá. Licenciada en Ciencias Biológicas. Doctorante en Ciencias Biológicas, Universidad Simón Bolívar (USB), Venezuela. Dirección: Laboratorio de Conservación y Manejo de Fauna, USB, Apartado 89000, Caracas 1080-A, Venezuela. e-mail: zmiliana@gmail.com

sistemas biológicos naturales (Simberloff, 1998). Esto puede atribuirse principalmente a la confusión que existe en sus definiciones y alcances (Favreau *et al.* 2006) y a que son muy pocos los casos en los que se verifica su funcionamiento (Andelman y Fagan 2000). A pesar de todo, no existen muchas alternativas para estudiar el estado de conservación de la biodiversidad, por lo que es necesario determinar cuáles son las principales definiciones que han sido propuestas para las diferentes clases de especies sucedáneas; cuál es el alcance y las limitaciones de cada una de estas herramientas, según la definición más aceptada hasta el momento, y cuál es la causa del conflicto, ¿la herramienta o su implementación?

El objetivo de esta revisión es desarrollar y discutir los conceptos de especies sucedáneas, evaluando sus alcances y limitaciones, haciendo especial énfasis en su implementación en la ecología de la conservación.

Indicadores ecológicos y especies sucedáneas

Un indicador es un elemento, proceso o propiedad de un ecosistema a través del cual se puede estudiar y/o cuantificar, de manera precisa y sencilla, los elementos y el funcionamiento del mismo (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001; Carignan y Villard, 2002; Balmford *et al.*, 2005a; Rodrigues y Brooks, 2007). Inicialmente los indicadores, principalmente plantas y animales, fueron utilizados para asociar organismos a zonas de vida particulares (Carignan y Villard, 2002). Posteriormente, el concepto fue cambiando, aplicándose más comúnmente como estimadores de los cambios ambientales y ecológicos (Dale y Beyeler, 2001; Niemi y McDonald, 2004). Por tanto, los indicadores ecológicos se convirtieron en herramientas para el estudio y monitorización de objetivos de conservación como la biodiversidad, la integridad ecológica, o la salud de un ecosistema, conceptos ampliamente debatidos, principalmente debido a la falta de precisión y claridad en sus definiciones (Simberloff, 1998; Carignan y Villard, 2002).

El funcionamiento de los indicadores ecológicos se basa en el supuesto de que la evaluación parcial de los elementos de un sistema natural y la implementación de programas de manejo con base en estos, permite la conservación de todo o gran parte del sistema (Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001). Por ello, los indicadores deben cumplir con ciertas características, tales como i) proporcionar respuestas tempranas sobre la presencia de una amenaza, ii) señalar la causa de la amenaza, iii) proporcionar una respuesta continua y

poco variable sobre el impacto y iv) ser efectiva, eficiente y fácil de medir (principalmente aplicables en un lapso de tiempo corto y de bajo costo; Noss, 1990; Dale y Beyeler, 2001; Carignan y Villard, 2002; Niemi y McDonald, 2004).

Los indicadores ecológicos pueden ser y actuar a diferentes niveles jerárquicos, desde un gen hasta una comunidad o paisaje, y representar diferentes componentes de la biodiversidad (composición, estructura y función); entre los más ampliamente utilizados se encuentran los indicadores ecológicos a nivel de especie, basados en el estudio de las poblaciones y de la dinámica que las caracteriza (Noss, 1990; Redford *et al.*, 2003). Las especies sucedáneas son indicadores ecológicos a nivel de especies, que actúan bajo los siguientes supuestos: i) su riqueza o abundancia está relacionada con la presencia de un gran número de especies de otros taxones conocidos, principalmente taxones relacionados o con requerimientos similares; y ii) la riqueza de especies y la diversidad de hábitat están relacionadas con la presencia de amenazas (Carignan y Villard, 2002; Caro, *et al.*, 2005; Favreau, *et al.*, 2006).

Se han definido muchos tipos de especies sucedáneas, los cuales han sido clasificados de maneras distintas, debido a características biológicas que las hacen ideales para estimar cambios o atributos ecológicos de algún componente de la biodiversidad del sistema donde habitan (Caro *et al.*, 2005; Wiens *et al.*, 2009). Las diferentes categorías de especies sucedáneas cumplen diferentes funciones tales como: i) señalar cambios ambientales causados por la actividad humana (Caro y O'Doherty, 1999), ii) señalar cambios poblacionales de especies particulares (Noss, 1990; Noss *et al.*, 1996; Steneck, 2005), iii) identificar áreas con una alta riqueza de especies (Andelman y Fagan, 2000; Thomson *et al.*, 2005), iv) identificar áreas prioritarias para la conservación (Yerena, 1994; Noss *et al.*, 1996; Sanderson *et al.*, 2002; Ozaki *et al.*, 2005), y v) atraer la atención pública o el apoyo para el desarrollo de programas de conservación (Simberloff, 1998; Ray, 2005). Cuatro categorías recogen toda esta diversidad de conceptos y funciones: las especies indicadoras, paraguas, bandera y clave (Simberloff, 1998; Favreau *et al.*, 2006). Sin embargo, existen muchas definiciones diferentes para cada una de estas categorías de especies sucedáneas, las cuales se han utilizado indistintamente generándose confusión y ambigüedad en el momento de seleccionar el tipo de especie sucedánea adecuada para cumplir con los objetivos de cada programa de conservación (Simberloff, 1998; Caro y O'Doherty, 1999; Carignan y Villard, 2002; Wiens *et al.*, 2009).

Definiciones de especies sucedáneas

Especies indicadoras

Son aquellas que por sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución, abundancia, dispersión, éxito reproductivo, entre otras) pueden ser utilizadas como estimadoras de los atributos o estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosos de medir directamente (Caro y O'Doherty, 1999; Fleishman *et al.*, 2001). Las especies indicadoras pueden ser clasificadas, según su uso, en aquellas que señalan cambios ambientales o indicadoras de salud ecológica, las que señalan cambios en las poblaciones o indicadoras poblacionales, y las que señalan áreas de alta riqueza de especies o indicadoras de biodiversidad (Caro y O'Doherty, 1999).

Las *especies indicadoras de cambios ambientales* han sido definidas como aquellas que se encuentran altamente relacionadas con condiciones ambientales particulares, por lo que su presencia señala la existencia de dicha condición (Patton, 1987). Inicialmente fueron utilizadas para evaluar la presencia de contaminantes o sustancias tóxicas en el ambiente, como es el caso del uso de líquenes (Conti y Cecchetti, 2001; Hawksworth *et al.*, 2005), invertebrados (Clarke, 1993; Peck *et al.*, 1998; Camargo, 2005) y peces (Sappington *et al.*, 2001; Füreder *et al.*, 2003). Su uso se ha expandido a la determinación del efecto de otras perturbaciones antropocéntricas como la pérdida de hábitat (Caro y O'Doherty, 1999), siendo ampliamente utilizadas las aves (Canterbury *et al.*, 2000; Browder *et al.*, 2002; Paillisson *et al.*, 2002), los insectos (Peck *et al.*, 1998; Scott *et al.*, 2006), así como briofitas (Frego, 2007) y otros grupos taxonómicos. Las características más importantes que debe tener una especie indicadora de cambios ambientales son (Tabla I): biología bien documentada, fácil de estudiar, sensible a las perturbaciones humanas (tanto negativa como positivamente), ampliamente distribuida y preferiblemente poco longevas (Caro y O'Doherty, 1999). Un ejemplo clásico de especies indicadoras de perturbaciones a nivel de hábitat es la lechuzca moteada (*Strix occidentalis*), utilizada por el Servicio Forestal de EEUU como una indicadora del efecto de la pérdida de bosques maduros por explotación (Caro y O'Doherty, 1999), encontrándose una relación entre pérdida de hábitat y disminución en el tamaño poblacional de esta ave. Por otra parte, en regiones templadas y recientemente en los trópicos, los líquenes han sido utilizados como bioindicadores de contaminación ambiental y calidad del aire, de cambios climáticos y de la estabilización del suelo (Conti y Cecchetti, 2001; Hawksworth *et al.*, 2005).

TABLA I
ATRIBUTOS QUE CARACTERIZAN A LAS DIFERENTES ESPECIES SUCEDÁNEAS

Atributos	Especies sucedáneas					
	Indicadoras			Paraguas	Banderas	Claves
	Salud	Poblaciones	Biodiversidad			
Atributos básicos						
Representa a otras especies	No necesario	Si	Si	Si	No necesario	Si
Una especie o grupo de especies	Una o grupos	Una	Grupos	Usualmente una	Una	Una
Conocimientos biológicos previos	Necesarios	Necesarios	Necesarios	Necesarios	No necesario	Necesarios
Fácil de estudiar	Si	Si	Si	Si	No	Si
Atributos de historia de vida						
Tamaño corporal	Pequeño	Irrelevante	Irrelevante	Grande	Grande	Irrelevante
Tiempo generacional	Corto	Corto	Irrelevante	Largo	Largo	Irrelevante
Tasa metabólica	Alta	Irrelevante	Irrelevante	Irrelevante	Irrelevante	Irrelevante
Atributos ecológicos						
Tamaño de área de acción	Media	Irrelevante	Irrelevante	Grande	Irrelevante	Irrelevante
Nivel trófico particular	Si	Posible	No	Posible	No	No
Poblaciones grandes	Probable	Probable	Irrelevante	Posible	No	Posible
Amplia distribución	Si	Si	Si	Probable	No necesario	No necesario
Especialista de hábitat	Probable	No necesario	Si	No necesario	No necesario	Probable
Sensibilidad						
Sensible a perturbaciones humanas	Si	Si	Si	Si	No necesario	Si
Baja variabilidad en la respuesta	Si	Si	Si	Si	No necesario	Si
Tiempo largo de persistencia	No	Irrelevante	Irrelevante	Si	No necesario	Si

Adaptado de Caro y O'Doherty, 1999, y completado con información obtenida durante la revisión.

Otras especies como los macroinvertebrados bentónicos, que habitan en el lecho fluvial, han sido utilizados para evaluar perturbaciones humanas como la regulación y rectificación de cauces, la contaminación por materia orgánica, la eutrofización, contaminación y pérdida de hábitat por actividades mineras, entre otros (Camargo, 2005).

Las *especies indicadoras poblacionales* son aquellas que permiten estimar las variaciones poblacionales de otras especies con las que coexiste, gracias a sus propias variaciones producto de perturbaciones ambientales (Landres *et al.*, 1988; Caro y O'Doherty, 1999). Han sido ampliamente utilizadas en la evaluación de especies pertenecientes a un mismo gremio o grupo funcional, o especies relacionadas por algún factor, como la relación depredador-presas (Noss *et al.*, 1996; Steneck, 2005; Dalerum *et al.*, 2008), bajo el supuesto de que los hábitat de estas se encuentran altamente solapados. Las características que deben tener estas especies indicadoras poblacionales, son similares a las antes mencionadas (Tabla I): biología bien documentada, fácil de estudiar, sensible a las perturbaciones humanas y estar ampliamente distribuida (Caro y O'Doherty, 1999). La estrella de mar (*Pisaster ochraceus*) ha sido considerada indicadora de las poblaciones de sus presas naturales y de su competidor natural, el mejillón *Mytilus californianus*. Cambios en su abundancia pudieran reflejar fluctuaciones en las poblaciones de sus presas y de su competidor, por lo que plantear medidas de manejo para garantizar el mantenimiento de sus poblaciones pudiera favorecer

el mantenimiento de la integridad ecológica de los ecosistemas marinos donde habitan (Steneck, 2005). La utilidad de las especies indicadoras poblacionales ha sido altamente criticada, pues son pocas las evidencias de que: i) los factores que afectan a las diferentes poblaciones sean los mismos o tengan el mismo impacto, incluso entre especies de un mismo gremio, ii) existe un alto grado de solapamiento de hábitat de las especies o de estrategias utilizadas para la obtención de recursos, y iii) la extensión e intensidad del impacto afecta por igual a las poblaciones de las diferentes especies (Simberloff, 1998; Caro y O'Doherty, 1999).

Las *especies indicadoras de biodiversidad* son aquellas cuyos patrones de distribución están relacionados con áreas de alta riqueza de especies (Andelman y Fagan, 2000; Thomson *et al.*, 2005), por lo que se les considera como un estimador del número de especies o taxones con las que se halla en simpatria (Caro y O'Doherty, 1999). Las características de estas especies indicadoras son principalmente una amplia distribución, ser hábitat especialistas, así como estar bien documentadas y ser fáciles de estudiar (Caro y O'Doherty, 1999). Existen muchos ejemplos del uso de especies o grupos de especies indicadoras de biodiversidad, entre las que destacan aves (Ramírez, 2000; Pearson y Carroll, 1998; Roberge y Angelstam, 2006), mariposas (Pearson y Carroll, 1998; Thomson *et al.*, 2005), escarabajos (Pearson y Cassola, 1992; Anderson y Ashe, 2000; Ranius, 2002), briofitas (Frego, 2007), y plantas (Chiarucci *et al.*, 2005), entre otros. Ejemplo de especies indicadoras de

biodiversidad es el escarabajo *Osmoderma eremita*, cuya presencia está altamente relacionada con la presencia y riqueza de otras especies de escarabajo, muchas de las cuales están en el libro rojo de las especies de Suecia, por lo que *O. eremita* ha sido propuesto como una especie de gran valor como indicador de biodiversidad (Ranius, 2002). En los estuarios del sureste de Australia, la riqueza de especies puede ser evaluada a través del estudio de la riqueza de especies de anélidos, artrópodos y moluscos, por lo que estas especies sucedáneas son utilizadas como indicadores para la selección de áreas protegidas en esos ecosistemas acuáticos

(Shokri *et al.*, 2009). Por su parte, las briofitas son consideradas como posibles estimadores de biodiversidad, ya que su presencia se relaciona con la riqueza de plantas vasculares, hongos, líquenes, insectos y aves, así como con la presencia de procesos biológicos como ciclo de nutrientes y productividad, entre otros (Frego, 2007).

Especies paragua

Estas son especies que requieren de grandes extensiones para el mantenimiento de poblaciones mínimas viables, por lo que garantizar la conservación de sus poblaciones pudiera implicar la protección de poblaciones de otras especies simpátricas de su mismo gremio (Berger, 1997; Roberger y Angelstam, 2004; Favreau *et al.*, 2006), especies de menor nivel trófico (Caro y O'Doherty, 1999), o una sección apreciable del ecosistema (Caro *et al.*, 2004). Las especies paragua han sido ampliamente utilizadas para la selección y diseño de áreas protegidas (Noss *et al.*, 1996; Caro y O'Doherty, 1999; Hitt y Frissell, 2004) como el caso de los ñus (*Connochaetes taurinus*) utilizados para definir los límites del Parque Nacional Serengeti en Tanzania, o el jaguar (*Panthera onca*) empleado para diseñar la Reserva de Cockscomb en Belize (Caro, 2003). Sin embargo, en ocasiones las áreas requeridas para la conservación de poblaciones viables de especies paraguas pueden ser muy grandes. Por ejemplo, el oso pardo (*Ursus arctos*) ha sido utilizado para diseñar una reserva natural en las Montañas Rocosas que permitiría su protección y la de un 65% de las especies de la re-

gión (anfibios, reptiles, aves y mamíferos). A pesar de esto, esta reserva resulta poco factible y de alto costo, pues abarcaría 34% del estado de Idaho en EEUU (Noss *et al.*, 1996).

Otro uso de las especies paraguas es el establecimiento de corredores ecológicos para interconectar áreas naturales relativamente aisladas entre sí, pero que en conjunto pudieran facilitar la conservación de la biodiversidad (Yerena, 1994; Lambeck, 1997; Roberger y Angelstam, 2004). Por sus amplios requisitos espaciales y el tipo de hábitat que su persistencia requiere, el oso andino (*Tremarctos ornatus*) ha sido propuesto para el diseño de corredores ecológicos que integren áreas protegidas de los Andes Suramericanos (Yerena, 1994).

Para que una especie pueda ser considerada como paraguas, debe presentar áreas de acción grande, tener un tiempo de persistencia largo y ser generalista de hábitat (Caro y O'Doherty, 1999; Fleishman *et al.*, 2001). En general, estas características las cumplen las especies de gran tamaño corporal y largo tiempo generacional, como por ejemplo las aves (Martikainen *et al.*, 1998; Suter *et al.*, 2002; Ozaki *et al.*, 2006) y grandes mamíferos, en particular los carnívoros (Noss *et al.*, 1996; Sanderson *et al.*, 2002; Cluff y Paquet, 2003; Ray, 2005; Dalerum *et al.*, 2008). A pesar de no ser necesario, las especies paraguas pueden presentar otros atributos que mejoren su efectividad como especie sucesánea, tales como ser sensibles a las perturbaciones humanas (e.g. sensibles a pérdida de hábitat, como es el caso del carpintero de espalda blanca, *Dendrocopos leucotos*; Martikainen *et al.*, 1998; Roberge *et al.*, 2008), representar a otras especies (e.g. especies de herbívoros que son presas de algún depredador; Fleishman *et al.*, 2001; Ozaki *et al.*, 2006), o atributos del ecosistema que se quieran conservar (e.g. procesos biológicos relacionados con los cambios estacionales y que pueden ser representados por especies migratorias, como el ñu; Caro, 2003).

Especies bandera

Son especies carismáticas que sirven como símbolo para atraer el apoyo gubernamental, del público o de posibles donantes, para la implementación y desarrollo de programas de conservación que involucren a la especie bandera y las especies menos llamativas con las que pudiera estar asociada (Noss, 1990; Andelman y Fagan, 2000; Carignan y Villard, 2002; Caro *et al.*, 2004). En general, son pocos los atributos que debe tener una especie bandera para cumplir con sus objetivos; basta con que sea llamativa y atraiga la atención (Noss, 1990; Caro y O'Doherty, 1999). En la mayoría de los casos, es ventajoso que la especie sea sensible a las perturbaciones, principalmente porque

esta condición las hace más útiles como sucesáneas.

Existen muchos ejemplos de especies bandera. El lobo (*Canis lupus*), el tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) y la lechuza moteada, entre otros (Caro *et al.*, 2004; Sergio *et al.*, 2006; Clucas *et al.*, 2008), son ejemplos clásicos de especies utilizadas para atraer el apoyo gubernamental. El panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*) adoptado por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), y el oryx (*Oryx leucoryx*) adoptado por la Sociedad Preservacionista de Fauna y Flora (hoy Fauna Flora Internacional) son ejemplos de especies utilizadas como símbolos que han promovido la consecución de fondos y la aceptación de proyectos de conservación (Caro *et al.*, 2004; Clucas *et al.*, 2008). Los grandes felinos americanos, principalmente el puma (*Puma concolor*), han sido utilizados como símbolos para promover el desarrollo del programa de conservación del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), conocido originalmente como el "Paseo Pantera". Este proyecto busca interconectar áreas protegidas de Centroamérica para crear un puente de conservación entre Norte y Sur América (Lambert y Carr, 1998; Ray, 2005). Este proyecto incluye esfuerzos de conservación de ocho países centroamericanos, promoviendo el mantenimiento de áreas protegidas y el desarrollo sostenible (García, 1996; Lambert y Carr, 1998).

Especies clave

Inicialmente se consideraban como especies clave, aquellas cuya actividad genera un efecto sobre otras especies de la comunidad que excede considerablemente el esperado según su biomasa o abundancia (Noss, 1990; Simberloff, 1998; Andelman y Fagan, 2000; Carignan y Villard, 2002). Este concepto, propuesto por Paine, estaba basado principalmente en las relaciones tróficas y en la regulación que algunos componentes ejercen sobre otros, como el efecto de la estrella de mar (*P. ochraceus*) en la regulación de la abundancia y riqueza de sus presas en hábitat intermareales (Paine, 1995; Kotliar, 2000; Payton *et al.*, 2002; Garibaldi y Turner, 2004). Hoy el concepto se ha extendido, considerándose también aquellas que afectan no sólo a otras especies, sino a la estructura y función del sistema natural (Paine, 1995; Simberloff, 1998; Payton *et al.*, 2002). Es por ello que una especie clave puede ser organismos que controlen dominantes potenciales (e.g. productores de enfermedades como la bacteria del ántrax *Bacillus anthracis*; Payton *et al.*, 2002), proveedores de recursos (e.g. peces anádromos; Willson y Halupka, 1995), mutualistas (e.g. mosca del higo, como polinizador específico de ficus; Payton *et al.*, 2002) y modificadores o ingenieros de ecosistemas (e.g. escarabajo de cor-

teza *Ips typographus*; Müller *et al.*, 2008), entre otros. Un ejemplo clásico de especies claves son los perritos de la pradera (*Cynomys ludovicianus*), los cuales juegan un papel fundamental en el mantenimiento del equilibrio del ecosistema (Stapp, 1998; Miller *et al.*, 2000). Entre sus numerosas funciones están la alteración del paisaje (alteran la composición y estructura de las comunidades de plantas, llegando a crear áreas abiertas), son presas potenciales de algunos depredadores (e.g. hurón de pies negros *Mustela nigripes*, gavilán herrumbroso *Buteo regalis*, y cascabel de las praderas *Crotalus viridis*), generan refugio y sitios de anidación para muchas especies (e.g.: salamandra tigre *Ambystoma tigrinum* y mochuelo de hoyo *Athene cunicularia*), y alteran la tasa de los procesos ecológicos como el reciclaje de nutrientes (Kotliar, 2000). A pesar de que las especie claves no tienen una función de especies sucesáneas directa, se incluyen muy a menudo dentro de este grupo (Simberloff, 1998; Carignan y Villard, 2002; Dalerum *et al.*, 2008). Es por ello que los atributos que caracterizan a las especies clave dependen principalmente de la función que cumplen dentro del ecosistema (Payton *et al.*, 2002). Sin embargo, para que una especie clave tenga funciones de sucesánea debe poseer como atributos adicionales el ser sensibles a las perturbaciones ambientales, que esta sensibilidad esté dada por una respuesta estable de las especies ante la perturbación, y que tengan un tiempo de permanencia largo (Tabla I; Davic, 2003).

Las categorías de especies sucesáneas no son mutuamente excluyentes. Por ejemplo, en un ecosistema y bajo condiciones específicas, una especie puede ser paraguas e indicadora. Por otra parte, se han planteado otras categorías de especies sucesáneas, como especies vulnerables (Noss, 1990), o especies limitadas por su capacidad de dispersión, por los recursos y por procesos ecológicos (Carignan y Villard, 2002). En algunos casos, estas categorías han sido consideradas como subclases de las antes definidas, junto con los grandes carnívoros, generalistas o especialistas de hábitat, edad avanzada de la primera reproducción, longevas, muy amenazadas, extensa distribución, ribereñas, entre otras (Andelman y Fagan, 2000).

Conflictos en el uso de las especies sucesáneas como herramientas para la conservación

Problemas de definición y clasificación

Existe una gran variedad de definiciones para cada una de las categorías de especie sucesánea mencionadas anteriormente (Noss 1990, Caro y O'Doherty 1999, Andelman y Fagan 2000; Dalerum *et al.*, 2008). Las definiciones no resultan necesariamente similares y no existe un consenso

respecto a qué significa cada una de las categorías de especies sucedáneas ni cuál es su función específica. La gran variedad de definiciones ha generado confusión entre las categorías de especies sucedáneas, por lo que en algunos casos se han empleado de manera vaga e intercambiable (Caro y O'Doherty, 1999; Dale y Beyeler, 2001). Por ejemplo, además de la definición de especie indicadora de cambios ambientales de Patton (1987) ya mencionada, Lambeck (1997) las define como especies cuyos requerimientos para su persistencia encierran los del resto de las especies del sistema, mientras que Noss (1990) las considera como aquellas capaces de señalar el efecto de las perturbaciones sobre otras especies con requerimientos de hábitat similares. La definición de Patton (1987) se ajusta a lo que se ha considerado como una especie indicadora de cambios ambientales, mientras que la de Noss (1990) pudiera generar confusión entre esta categoría y la categoría de especies indicadoras poblacionales. La definición de Lambeck (1997) resulta tan general, que pudiera ser aplicada a todas las categorías de especies indicadoras, así como a la de especies paraguas.

Esto resulta particularmente problemático a la hora de seleccionar una especie, puesto que los atributos que dicha especie debe tener, cambian entre categorías. Por ejemplo, el Servicio Forestal de EEUU considera a la lechuza moteada (*S. occidentalis*) como indicadora de cambios ambientales y poblacionales de manera indistinta, por lo que también se ha utilizado como indicadora del estado de conservación de los pequeños mamíferos y otras especies que se encuentran por debajo de su trama trófica (Caro y O'Doherty, 1999). Sin embargo, no existen evidencias que relacionen lo que ocurre en las poblaciones de aquellas especies que se cree estar monitorizando y las variaciones poblacionales de esta ave (atributo necesario de las especies indicadoras poblacionales; Tabla I), debido a la pérdida de hábitat (Simberloff, 1998; Caro, 2003). En consecuencia, es necesario aclarar las definiciones de especies sucedáneas, sus características y funciones, para evitar un empleo inadecuado. Por otra parte, cualquier programa de conservación basado en el uso de especies sucedáneas debe justificar bien la selección de la especie y definir la categoría, para aclarar los objetivos y alcances del programa.

Problemas de alcances e implementación

El alcance de las diferentes categorías de especies sucedáneas ha sido, en la mayoría de los casos, sobreestimado por quienes las emplean. Es irreal pensar que a través de una especie o taxón se puede estudiar, monitorizar o conservar la biodiversidad de un sistema particular (Favreau *et al.*, 2006; Rodrigues y Brooks, 2007). El proble-

ma comienza con el hecho que no se tiene una idea clara de lo que se quiere medir o representar con cada categoría de especie sucedánea (Simberloff, 1998; Carignan y Villard, 2002), puesto que el término biodiversidad es confuso y muy complejo (Noss, 1990). Se han planteado otros objetos de estudio, tales como la integridad ecológica (Dale y Beyeler, 2001; Parrish *et al.*, 2003), o la salud del ecosistema (Caro y O'Doherty, 1999; Carignan y Villard, 2002). Sin embargo, estos plantean implícitamente la evaluación del estado de la biodiversidad de forma comparativa, utilizando como base un sistema natural no perturbado que pudiera haber dejado de existir hace mucho tiempo (Simberloff, 1998; Dale y Beyeler, 2001; Parrish *et al.*, 2003). Una solución lógica, más no común, es la investigación e identificación *a priori* de los componentes de la biodiversidad que podrán ser luego monitorizados por las diferentes especies sucedáneas, para así poder indicar explícitamente el alcance de la herramienta (Rodrigues y Brooks, 2007).

Otro de los problemas en el alcance e implementación de las diferentes categorías de especies sucedáneas tiene que ver con el cumplimiento de los dos supuestos planteados para definir su función como indicadores ecológicos. En primer lugar, son pocas las evidencias y estudios que demuestren que la presencia de una especie o taxón esté relacionada con la presencia de un gran número de especies de otros taxones (Carignan y Villard, 2002; Favreau *et al.*, 2006). En muchos casos se ha determinado que este supuesto no se cumple, principalmente debido a que la correlación entre especies es un factor que depende en gran medida de la escala en la que se trabaja (Paine, 1995; Lindenmayer *et al.*, 2002; Ozaki *et al.*, 2005). Un caso particular lo representan las especies indicadoras y paraguas, cuya evaluación y conservación se asume permiten la conservación de las especies con las que se encuentra en simpatria, más aún si existe algún vínculo entre ellas (Carignan y Villard, 2002; Lindenmayer *et al.*, 2002; Favreau *et al.*, 2006). En la mayoría de los casos el vínculo está dado por el uso del hábitat, definido como la manera con que un organismo aprovecha los componentes físicos o biológicos del área que habita (Hall *et al.*, 1997). De esta manera una especie indicadora puede ser utilizada para evaluar las condiciones de los elementos que integran su hábitat, más no del sistema completo (Carignan y Villard, 2002).

En segundo lugar, en algunos casos se ha demostrado que el efecto de las perturbaciones humanas no resulta necesariamente equivalente entre especies, incluso en los casos en los que las especies comparten un mismo hábitat o están ecológicamente vinculadas, por lo que el estado de conservación de la especie sucedánea no tiene por qué representar al del resto de los componen-

tes de la biodiversidad (Carignan y Villard, 2002; Lindenmayer *et al.*, 2002; Caro *et al.*, 2005; Favreau *et al.*, 2006). Además, la mayoría de las perturbaciones ambientales no son independientes, sino que se encuentran estrechamente vinculadas. Por tanto, aunque una especie sucedánea pueda reflejar el efecto de una perturbación o algunas en particular, no necesariamente lo hace para todas las perturbaciones que tienen lugar en el ecosistema (Lindenmayer *et al.*, 2002).

Como se mencionó, la falta de definiciones y planteamiento de objetivos claros y adecuados para cada tipo de especies sucedáneas ha dificultado la definición de sus alcances e implementación. Por ejemplo, muchas especies bandera, por presentar tamaños corporales grandes se asumen y manejan como potenciales especies paraguas (e.g. rinoceronte negro, *Diceros bicornis*, en los parques nacionales de Namibia; Berger, 1997), sin ser verificadas, aun cuando existen otras especies en el área que, aunque menos carismáticas, pudieran cumplir mejor el rol de especies paraguas.

Seleccionar especies que cumplen con los atributos necesarios para ser considerada una especie sucedánea de una categoría particular no resulta tan sencillo, y depende sobre todo de la cantidad de información disponible sobre ella y del objetivo que se persebese (Simberloff, 1998; Andelman y Fagan, 2000; Dale y Beyeler, 2001; Lindenmayer *et al.*, 2002). Son muchas las estrategias que se han utilizado para seleccionar especies, y la mayoría ha sido fuertemente criticada por basarse en atributos cualitativos y no cuantitativos (Carignan y Villard, 2002; Rodrigues y Brooks, 2007). Por ejemplo, el Servicio Forestal de EEUU selecciona especies sucedáneas en base a su importancia (valor económico, interés público y/o rol ecológico) o porque se cree refleja el estatus de otras especies del hábitat (Simberloff, 1998; Carignan y Villard, 2002). Aún no existe una solución a este problema. Las especies deben cumplir al menos con una serie de atributos específicos para cada categoría, destacando la sensibilidad a las perturbaciones, y deben poder señalar qué tipo de perturbaciones y en qué escala espacial y temporal afectan a la especie (Carignan y Villard, 2002; Favreau *et al.*, 2006).

La falta de verificación de que una especie seleccionada como sucedánea realmente cumpla su función de una manera eficiente y eficaz, así como la falta de seguimiento del programa de conservación o manejo, una vez decidido el objetivo y la estrategia para implementarlos, son fallas que afectan la efectividad de la herramienta (Roberger y Angelstam, 2004; Favreau *et al.*, 2006). Roberger y Angelstam (2003) revisaron 110 trabajos sobre especies paraguas, encontrando que sólo 59 evaluaban o sugerían una forma de evaluar la eficiencia de la espe-

cie seleccionada. Este tipo de acción podría corregir a tiempo la selección incorrecta de la especie.

Como otras herramientas de conservación, las especies sucedáneas pueden presentar limitaciones en su implementación debido a la información básica disponible, costos de implementación, y factibilidad, entre otras. Estas limitaciones deben ser consideradas previo a la selección de la especie y a la definición de los objetivos, para así poder plantear escenarios realistas y efectivos de conservación (Andelman y Fagan, 2000; Lindenmayer *et al.*, 2002).

Discusión

Aunque el uso de especies sucedáneas como herramienta para evaluar la biodiversidad ha presentado confusiones y rechazos, muchos autores y manejadores de áreas consideran la herramienta adecuada y útil para la conservación. Es necesario entonces preguntarse cuál es la efectividad del uso de especies sucedáneas. Favreau *et al.* (2006) evaluaron la efectividad de 50 trabajos basados en el uso de especies sucedáneas (sin incluir a las especies claves), encontrando que tan sólo nueve consideraban no efectiva la herramienta (18 efectivos y 23 parcialmente efectivos), siendo las categorías de especies indicadoras y paraguas las más efectivas. Otro estudio de efectividad de las especies sucedáneas, basado en 27 trabajos y 464 casos, reportó efectividad de la herramienta en el 59% de los casos, aunque la representación de especies de cada sistema por las diferentes especies sucedáneas evaluadas fue bajo (Rodrigues y Brooks, 2007). Estos resultados podrían demostrar que la herramienta no es inadecuada sino más bien insuficiente, lo cual no la invalida sino que la limita, y que pudiera estar siendo incorrectamente implementada.

Arriba se mencionó que pretender que una sola especie pueda servir como estimador del estatus de conservación de toda la biodiversidad de un sistema resulta muy ambicioso (Paine, 1995; Simberloff, 1998; Maddock y Du Plessis, 1999). En consecuencia, es necesario aceptar las limitaciones de la herramienta o buscar otras alternativas. La mayoría de las opciones alternativas al uso de especies sucedáneas, como el manejo de ecosistemas (Simberloff, 1998; Parrish *et al.*, 2003), el uso de conjuntos de especies del mismo gremio o grupo funcional (Carignan y Villard, 2002), las especies focales (Lambeck, 1997), la combinación de indicadores ecológicos (Nicholson y Possingham, 2006), y el uso de las listas rojas (Butchart *et al.*, 2006; Quayle y Ramsay, 2006), entre otros, presentan las mismas limitaciones en su alcance y se fundamentan en los mismos supuestos.

En este sentido, es fundamental mejorar la implementación de las especies sucedáneas como herramienta de conservación. Es necesario estandarizar la herramienta (categorías, definiciones, atributos de las especies, selección de las especies, entre otras), fijar con claridad los objetivos de los estudios o programas de conservación contemplando metas reales, e implementar un método estándar de evaluación de la herramienta que permita analizar su efectividad, para así poder realizar ajustes que mejoren su implementación y sus resultados en conservación (Dale y Beyeler, 2001; Carignan y Villard, 2002; Favreau *et al.*, 2006).

Para que este proceso de definición de las especies sucedáneas sea exitoso, es necesario enfrentarse a una limitante común que no parece despertar el interés de los investigadores ni de los manejadores de áreas: la falta de vínculos entre el conocimiento y su implementación. El principal problema de las especies sucedáneas es que no están siendo utilizadas para lo que fueron creadas (Berger, 1997; Caro y O'Doherty, 1999; Caro, 2003). Esto puede atribuirse a muchos factores, pero quizás el más factible sea el desconocimiento, por parte de los que las aplican, de su significado, limitaciones y forma de implementación, así como la falta de interés de quienes elaboran los conceptos, para que estos sean aplicables (Dale y Beyeler, 2001; Schiller *et al.*, 2001). La mayoría de los indicadores son ideados y diseñados por investigadores que buscan contestar preguntas ecológicas complejas, por lo que la herramienta resultante suele ser igualmente compleja y queda generalmente definida en un lenguaje técnico que no es necesariamente fácil de comprender (Failing y Gregory, 2003). Además, a menudo el desarrollo de estas herramientas tiene un objetivo científico, no necesariamente vinculado con necesidades inmediatas de conservación (Schiller *et al.*, 2001), lo cual las hace poco efectivas para resolver problemas. Por otra parte, en muchos casos los actores involucrados en la toma de decisión, manejo de biodiversidad y resolución de problemas ambientales, no acuden a las fuentes de información, ni buscan implementar las nuevas herramientas de conservación generadas. Esto ocurre a veces por desconocimiento, pero también por falta de acceso a la información, por barreras en el idioma, y por el nivel de especificidad y complejidad técnica de la información (Schiller *et al.*, 2001).

El establecimiento de vínculos de comunicación y participación entre quienes generan herramientas y quienes las implementan es fundamental para su diseño, correcta utilización, el logro de objetivos de conservación y el mejoramiento de la herramienta en sí (Norton, 1998; Failing y Gregory, 2003). Para ello, es necesario iniciar diálogos entre estos actores, comparando ob-

jetivos, criterios y necesidades que lleven a generar indicadores robustos y efectivos, pero a su vez concisos, relevantes y significativos para quienes los utilizan en la resolución de problemas de conservación (Schiller *et al.*, 2001; Failing y Gregory, 2003). En este sentido, las herramientas de conservación como los indicadores ecológicos aquí analizados deben ser diseñadas con base en los conocimientos científicos, pero deben ser incorporados en un contexto donde el manejo de los sistemas naturales es el objetivo fundamental. Por tanto, es necesario considerar que estos indicadores contemplen otros atributos adicionales, como lo es el valor social y cultural de la biodiversidad, los cuales influyen no sólo en su implementación, sino en su aceptación como herramienta de conservación a nivel local (Norton, 1998; Failing y Gregory, 2003).

AGRADECIMIENTOS

La autora agradece a G. Barreto y H. Caballero por su asesoría en la revisión y redacción de este trabajo, a E. Herrera y E. Yerena por sus correcciones y comentarios.

REFERENCIAS

- Andelman S, Fagan W (2000) Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proc. Natl. Acad. Sci.* 97: 5954-5959.
- Anderson R, Ashe J (2000) Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae). *Biodiv. Cons.* 9: 617-653.
- Balmford A, Bennun L, Ten B, Cooper D, Côté I, Crane P, Dobson A, Dudley N, Dutton I, Green RE, Gregory RD, Harrison J, Kennedy ET, Kremen C, Leader-Williams N, Lovejoy TE, Mace G, May R, Mayaux P, Morling P, Phillips J, Redford K, Ricketts TH, Rodríguez JP, Sanjayan M, Schei PJ, van Jaarsveld AS y Walther BA, (2005) The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* 307: 212-213.
- Balmford A, Crane P, Dobson, A, Green RE, Mace GM (2005b) The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Phil. Trans. Roy. Soc. B* 360: 221-228.
- Berger J (1997) Population constraints associated with the use of black rhino as an umbrella species for desert herbivores. *Cons. Biol.* 11: 69-78.
- Browder SF, Johnson DH, Ball IJ (2002) Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecol. Indic.* 2: 257-270.
- Butchart S, Akcakaya R, Kennedy E, Milton-Taylor C (2006) Biodiversity Indicators Based on Trends in Conservation Status: Strengths of the IUCN Red List Index. *Cons. Biol.* 20: 579-581.
- Camargo A (2005) Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14: 87-99.

- Canterbury GE, Martin TE, Petit DR, Petit LJ, Bradford DF (2000) Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Cons. Biol.* 14: 544-558.
- Carignan V, Villard M (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Env. Monit. Assess.* 78: 45-61.
- Caro T (2003) Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Anim. Cons.* 6: 171-181.
- Caro T, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Cons. Biol.* 13: 805-814.
- Caro T, Engilis A, Fitzherbert E, Gardner T (2004) Preliminary assessment on the flagship species concept at a small scale. *Anim. Cons.* 7: 63-70.
- Caro T, Eadie J, Sih A (2005) Use of substitute species in conservation biology. *Cons. Biol.* 19: 1821-1826.
- Chiarucci A, D'Auria F, Dominicus VD, Lagana A, Perini C, Salerni E (2005) Using vascular plants as a surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. *Cons. Biol.* 19: 1644-1652.
- Clarke GM (1993) Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality. *Env. Pollut.* 82: 207-211.
- Clucas B, McHugh K, Caro T (2008) Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodiv. Cons.* 17: 1517-1528.
- Cluff D, Paquet P (2003) Large carnivores as umbrellas for reserve design and selection in the North. *Proc. Summary of the Canadian Council on Ecological Areas (CCEA) and Circumpolar Protected Areas Network (CPAN) Workshop.* Canada.
- Conti ME, Cecchetti G (2001) Biological monitoring: Lichens as bioindicators of air pollution assessment - a review. *Env. Pollut.* 114: 471-492.
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1: 3-10.
- Dalerum F, Somers M, Kunkel K, Cameron E (2008) The potential for large carnivores to act as biodiversity surrogates in southern Africa. *Biodiv. Cons.* 17: 2939-2949.
- Davic RD (2003) Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone species concept. *Cons. Ecol.* 7: r11.
- Dobson A (2005) Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals. *Phil. Trans. Roy. Soc. B* 360: 229-241.
- Failing L, Gregory R (2003) Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *J. Env. Manag.* 68: 121-132.
- Favreau J, Drew A, Hess G, Rubino M, Koch F, Eschelbach K (2006) Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiv. Cons.* 15: 3949-3969.
- Fleishman E, Murphy DD, Blair RB (2001) Selecting effective umbrella species. *Cons. Biol. Pract.* 2: 17-23.
- Frego K (2007) Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest Ecol. Manag.* 242: 65-76.
- Füreder L, Oberkofler B, Hanel R, Leiter J, Thaler B (2003) L'écrevisse (*Austropotamius palipes*) dans le Tyrol du Sud: espèce patrimoniale et bioindicateur. *Bull. Fr. Pêche Piscicult.* 370-371: 79-95.
- García R (1996) *Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano.* Informe Técnico Regional, CCAD. Costa Rica. 108 pp.
- Garibaldi A, Turner N (2004) Cultural keystone species: Implications for ecological conservation and restoration. *Ecol. Soc.* 9: 1.
- Hall L, Krausman P, Morrison M (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Soc. Bull.* 25: 173-182.
- Hawksworth DL, Iturriaga T, Crespo A (2005) Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Rev. Iberoam. Micol.* 22: 71-82.
- Hitt NP, Frissell CA (2004) A case study of surrogate species in aquatic conservation planning. *Aquat. Cons.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14: 625-633.
- Kotliar N (2000) Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? *Cons. Biol.* 14: 1715-1721.
- Lambeck R (1997) Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Cons. Biol.* 11: 849-856.
- Lambert JD, Carr MH (1998) The Paseo Pantera Project: A case study using GIS to improve continental-scale conservation planning. En Savitsky BG, Lacher TE (Eds.) *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies: Tropical Forest Recovery and Wildlife Management in Costa Rica.* Columbia University Press. Nueva York, EEUU. pp. 138-148.
- Landres PB, Verner J, Thomas JW (1988) Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Cons. Biol.* 2: 316-328.
- Lindenmayer D, Manning A, Smith P, Possingham H, Fischer J, Oliver I, McCarthy M (2002) The focal-species approach and landscape restoration: A critique. *Cons. Biol.* 16: 338-345.
- Maddock A, Du Plessis M (1999) Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity? *Biodiv. Cons.* 8: 603-615.
- Martikainen P, Kaila L, Haila Y (1998) Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. *Cons. Biol.* 12: 293-301.
- Miller B, Reading R, Hoogland J, Clark T, Ceballos G, List R, Forrest S, Hanebury L, Manzano P, Pacheco J, Uresk D (2000) The role of prairie dogs as a keystone species: response to stapp. *Cons. Biol.* 14: 318-321.
- Müller J, Bußler H, Gofner M, Rettelbach T, Duelli P (2008) The European spruce bark beetle *Ips typographus* (L) in a national park: From pest to keystone species. *Biod. Cons.* 17: 2979-3001.
- Nicholson E, Possingham H (2006) Objectives for multiple-species conservation planning. *Cons. Biol.* 20: 871-881.
- Niemi GJ, McDonald ME (2004) Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 89-111.
- Norton BG (1998) Improving ecological communication: the role of ecologists in environmental policy formation. *Ecol. Applic.* 8: 350-364.
- Noss R (1990) Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Cons. Biol.* 4: 355-364.
- Noss R, Quigley H, Hornocker M, Merrill T, Paquet P (1996) Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains. *Cons. Biol.* 10: 949-963.
- Ozaki K, Isono M, Kawahara T, Iida S, Kudo T, Fukuyama K (2005) A Mechanistic Approach to Evaluation of Umbrella Species as Conservation Surrogates. *Cons. Biol.* 20: 1507-1515.
- Ozaki K, Isono M, Kawahara T, Iida S, Kudo T, Fukuyama K (2006) A mechanistic approach to evaluation of umbrella species as conservation surrogates. *Cons. Biol.* 20: 1507-1515.
- Paillisson JM, Reeber S, Marion L (2002) Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biol. Cons.* 106: 115-127.
- Paine R (1995) A conversation on refining the concept of keystone species. *Cons. Biol.* 9: 962-964.
- Parrish J, Braun D, Unnasch R (2003) Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53: 851-860.
- Patton DR (1987) Is the use of "management indicator species" feasible? *West. J. Appl. Forest.* 2: 33-34.
- Payton IJ, Fenner M, Lee W (2002) *Keystone Species: the Concept and its Relevance for Conservation Management in New Zealand.* Science for Conservation 203. Department of Conservation. Wellington, New Zealand. 29 pp.
- Pearson DL, Cassola F (1992) World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Cons. Biol.* 6: 376-391.
- Pearson DL, Carroll SS (1998) Global patterns of species richness: Spatial models for conservation planning using bioindicator and precipitation data. *Cons. Biol.* 12: 809-821.
- Peck SL, McQuaid B, Campbell CL (1998) Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. *Env. Entomol.* 27: 1102-1110.
- Quayle J, Ramsay L (2006) Biodiversity indicators based on trends in conservation status: advancing the science. *Cons. Biol.* 20: 582-583.
- Ramírez A (2000) Utilidad de las aves como indicadores de la riqueza específica regional de otros taxones. *Ardeola* 47: 221-226.
- Ranius T (2002) *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiv. Cons.* 11: 931-941.
- Ray J (2005) Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity: Assumptions and uncertainties. En Ray J, Redford K, Steneck R, Berger J (Eds.) *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity.* Island Press. Washington, DC, EEUU. pp. 34-56.
- Redford K, Coppolillo P, Sanderson E, Da Fonseca G, Dinerstein E, Groves C, Mace G, Maginnis S, Mittermeier R, Noss R, Olson D, Robinson J, Vedder A, Wrighth M (2003) Mapping the conservation landscape. *Cons. Biol.* 17: 116-131.
- Roberge JM, Angelstam P (2006) Indicator species among resident forest birds - A cross-regional evaluation in northern Europe. *Biol. Cons.* 130: 134-147.
- Roberge JM, Mikusiński G, Svensson S (2008) The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodiv. Cons.* 17: 2479-2494.
- Roberger J, Angelstam P (2004) Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Cons. Biol.* 18: 76-85.

- Rodrigues, ASL, Brooks TM (2007) Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 713-737.
- Sanderson EW, Redford KH, Chetkiewicz CLB, Medellin RA, Rabinowitz AR, Robinson JG, Taber AB (2002) Planning to save a species: the jaguar as a model. *Cons. Biol.* 16: 58-72.
- Sappington LC, Mayer FL, Dwyer FJ, Buckler DR, Jones JR, Ellersieck MR (2001) Contaminant sensitivity of threatened and endangered fishes compared to standard surrogate species. *Env. Toxicol. Chem.* 20: 2869-2876.
- Schiller A, Hunsaker CT, Kane M, Wolfe AK, Dale VH, Suter GW, Russell CS, Pion G, Jensen MH, Konar VC (2001) Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Cons. Ecol.* 5: 19.
- Scott AG, Oxford GS, Selden PA (2006) Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. *Biol. Cons.* 127: 420-428.
- Sergio F, Newton I, Marchesi L, Pedrini P (2006) Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Eco.* 43: 1049-1055.
- Shokri M, Gladstone W, Kepert A (2009) Annelids, arthropods or molluscs are suitable as surrogate taxa for selecting conservation reserves in estuaries. *Biodiv. Cons.* 18: 1117-1130.
- Simberloff D (1998) Flagships, umbrella, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biol. Cons.* 83: 247-257.
- Stapp P (1998) A reevaluation of the role of prairie dogs in Great Plains grasslands. *Cons. Biol.* 12: 1253-1259.
- Steneck R (2005) An ecological context for the role of large carnivores in conserving biodiversity. En Ray J, Redford K, Steneck R, Berger J (Eds.) *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press. Washington, DC, EEUU. pp. 9-33.
- Suter W, Graf RF, Hess R (2002) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: Testing the umbrella-species concept. *Cons. Biol.* 16: 778-788.
- Thomson J, Fleishman E, Mac Nally R, Dobkin D (2005) Influence of the temporal resolution of data on the success of indicator species models of species richness across multiple taxonomic groups. *Biol. Cons.* 124: 503-518.
- Wiens JA, Hayward GD, Holthausen RS, Wisdom MJ (2009) Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience* 58: 241-252.
- Willson MF, Halupka KC (1995) Anadromous fish as keystone species in vertebrate communities. *Cons. Biol.* 9: 489-497.
- Yerena E (1994) *Corredores Ecológicos en los Andes de Venezuela*. Editorial Torino, Caracas, Venezuela. 87 pp.

INDICATOR, UMBRELLAS, FLAGSHIPS AND KEYSTONE SPECIES CONCEPTS: USE AND ABUSE IN CONSERVATION ECOLOGY

Emiliana Isasi-Catalá

SUMMARY

Assessing the state of conservation of biodiversity is a challenge that involves effective and efficient short term decision making. Researchers and biodiversity managers have focused their attention on the partial evaluation of components of complex natural systems, based on ecological indicators. The most commonly ecological indicators used are surrogate species, of which the best known are keystone, umbrella, indicator, and flagship species. Despite their widespread use, these tools have been criticized for their low effectiveness. The objective of this work is to discuss the concepts of surrogate species, assessing their extent and limitations. There exist different definitions for each category of surrogate species, making difficult their correct implementation. The main limita-

tions are: i) confusion and ambiguity in definitions and classifications, ii) overstatement of its extent, iii) lack of a standard method for selecting species, iv) insufficient validation of the species and monitoring of the program, v) difficulties in implementation, and vi) inadequate biological information. Surrogate species are adequate but insufficient estimators to assess the conservation status of natural systems. They should be considered only as partial tools for assessing the degree of conservation of these systems. Combining the use of surrogate species with other assessment tools, could improve the effectiveness for perceiving and quantifying changes in biodiversity due to disturbances caused by human activities.

OS CONCEITOS DE ESPÉCIES INDICADORAS, GUARDA CHUVA, BANDEIRAS E CHAVES: SEU USO E ABUSO EM ECOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

Emiliana Isasi-Catalá

RESUMO

Avaliar o estado de conservação da biodiversidade é um desafio que envolve decisões efetivas e eficientes no curto prazo. Investigadores e manejadores de biodiversidade têm-se focado na avaliação parcial de componentes do complexo sistema natural, a partir de indicadores ecológicos. Os mais utilizados são as espécies sucedâneas (do inglês, surrogate species), das quais as mais conhecidas são as espécies chaves, guarda chuva, indicadoras, e bandeiras. Apesar de sua ampla utilização, estas ferramentas tem sido criticadas por sua baixa efetividade. O objetivo deste trabalho é discutir os conceitos de espécies sucedâneas, avaliando suas abrangências e limitações. Existem diferentes definições para cada uma das categorias de espécies sucedâneas, o que tem dificultado sua correta implementação. Suas principais limitações são: i) confusão e ambigui-

dade nas definições e classificações, ii) sobrestimação de sua abrangência, iii) falta de um método estandard para a seleção das espécies, iv) validação da espécie e acompanhamento do programa insuficientes, v) dificuldades de implementação, e vi) informação biológica insuficiente. As espécies sucedâneas são estimadores adequados mas insuficientes para avaliar o estado de conservação dos sistemas naturais. Devem ser consideradas somente como ferramentas parciais para avaliar o grau de conservação destes sistemas. Combinar o uso das espécies sucedâneas junto com outras ferramentas de avaliação poderia melhorar a efetividade com a que se percebem e quantificam as mudanças na biodiversidade devidos às perturbações originadas pelas atividades humanas.