

Las categorías mixtas de manejo en las áreas naturales protegidas de Bolivia: ¿Son responsables de la fragmentación del hábitat?

Francisco E. Fontúrbel*

Universidad de Los Lagos
Chile

* Francisco E. Fontúrbel, Magíster en Ciencias y Laboratorio de Vida Silvestre
Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Osorno, Chile
fax: +56-64-333106
fonturbel@gmail.com

Resumen

Bolivia posee Áreas Naturales Protegidas, siete de las cuales poseen una categoría mixta de manejo, con una parte del territorio asignada a la categoría de Parque Nacional (la categoría de mayor protección, entre un 40% un 90% del área) y otra parte asignada como Área Natural de Manejo Integrado (la categoría de menor protección, de un 10% a un 60% del área). Mediante un Sistema de Información Geográfica, se analizaron cuatro de las áreas de categoría mixta Parque Nacional y Área de Manejo Integrado: Amboró, Madidi, Kaa-Iya del Gran Chaco y Otuquis. Para las cuatro áreas de estudio, se efectuó un análisis comparativo de la relación perímetro / superficie, áreas núcleo y diseño, considerando la situación actual y una situación unitaria hipotética, que se esperaría si estas Áreas Naturales Protegidas tuvieran una sola categoría de manejo. Bajo el diseño actual, la relación perímetro superficie es 1,2 y 2,2 veces mayor que si las áreas tuvieran una sola categoría de manejo, la pérdida de área núcleo debido al efecto de borde va de 13042 a 85670 ha, y las áreas núcleo correspondientes a Parque Nacional representan entre un 57% a un 90% del área total. Las áreas con categoría mixta mostraron formas menos circulares y más irregulares que las áreas con una sola categoría. En cuanto a la relación diseño – efecto de borde y la potencial reducción del área de protección estricta, Amboró presenta el mejor diseño y Kaa-Iya el peor. Finalmente, se discuten los aspectos de manejo y diseño subyacentes a la fragmentación del hábitat en las Áreas Naturales Protegidas analizadas en el presente estudio. sostenible.

I. Introducción

Actualmente, la fragmentación y la pérdida del hábitat son dos de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Caughley 1994, Groom *et al.* 2005), debido a cambios en el paisaje, a nivel de patrones y de procesos (Saunders *et al.* 1991, Lindenmayer & Fischer 2006). Las actividades humanas (e.g., apertura de caminos, expansión de zonas urbanas, actividades agrícolas y ganaderas) son responsables de gran parte de las alteraciones a nivel del ambiente (Chapin III *et al.* 2000), así como también las consecuencias que los patrones de cambio de uso del suelo puedan tener a futuro, sobre la biodiversidad (Sala *et al.* 2000).

La fragmentación implica la reducción del tamaño y el mayor aislamiento de las áreas remanentes de hábitat (Lindenmayer & Fischer 2006), y esto deriva en alteraciones a nivel de las interacciones y los procesos ecológicos (Simonetti *et al.* 2006). Estas alteraciones, se traducen en una pérdida del funcionamiento “saludable del ecosistema” (De Leo & Levin 1997), en la reducción de la capacidad de resiliencia del ecosistema, y muchas veces, implican la pérdida de biodiversidad, ya sea por la extinción absoluta de algunas especies, o por la extinción ecológica de es-

pecies sensibles (usualmente estrategias K) que experimentan una reducción numérica drástica (Simonetti & Mella 1997, Schwartz *et al.* 2000, Fontúrbel 2004).

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP), son la principal y más importante estrategia de preservación y conservación de la biodiversidad *in-situ* (Nebel & Wright 1999). Éstas pretenden mantener muestras representativas de especies, ecosistemas y regiones biogeográficas (SERNAP 2000), mediante una serie de medidas de protección, determinadas en función de la categoría de manejo y las características particulares de cada área (Rabinowitz 2003).

El sólo hecho de definir legalmente un ANP, y delimitar un área bajo régimen de protección, no garantiza *per se* la conservación de la biodiversidad que está contiene (a nivel de especies, de interacciones, de ecosistemas y/o de paisaje). Las ANP están, en muchas ocasiones, expuestas a las mismas amenazas antrópicas que las áreas que no están bajo un régimen de protección, especialmente si el diseño o la gestión de éstas es deficiente (Fontúrbel 2006). Asimismo, no necesariamente todas las ANP reúnen las condiciones apropiadas (e.g., superficie necesaria, recursos alimenticios, elementos ambientales clave) para conservar las especies que ocurren dentro de ellas (Simonetti & Mella 1997, Richard *et al.* 2006).

Hoy en día, Bolivia cuenta con 22 ANP de carácter nacional, las que conforman en Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), y son administradas por el Servicio Nacional de Áreas Protegidas (SERNAP) desde 1997 (SERNAP 2000). Actualmente, el SERNAP reconoce seis categorías de manejo para las ANP, siendo la categoría de Parque Nacional (PN) la de más estricta protección (con objetivos de preservación estricta) y la de Área Natural de Manejo Integrado (ANMI) la de protección menos estricta (combinando conservación con manejo y desarrollo económico local). De las 22 ANP que conforman el SNAP, siete poseen una categoría mixta de manejo, que combina dentro de una misma ANP un área de PN y un área de ANMI (Tabla 1). Otras ANP reciben una denominación doble, pero se administran bajo una sola categoría de manejo (e.g. el Parque Nacional y Territorio Indígena Isiboro Sécure).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar, mediante un ejercicio teórico de métricas de paisaje apoyado por un Sistema de Información Geográfica (SIG), el incremento en la fragmentación del hábitat en cuatro ANP de Bolivia, que cuentan con una categoría mixta de manejo. Como hipótesis de trabajo que se planteó fue que, el uso de categorías mixtas de manejo en ANP genera un mayor grado de fragmentación del hábitat, respecto al uso de una sola categoría de manejo. Las predicciones derivadas de esta hipótesis son:

- a. Las ANP con categorías mixtas de manejo presentar mayores relaciones perímetro/superficie que aquellas con una sola categoría de manejo.
- b. Las ANP con categorías mixtas presentan áreas núcleo más pequeñas que aquellas con una sola categoría de manejo.
- c. Las ANP con categorías mixtas presentan formas menos circulares y más irregulares que aquellas con una sola categoría de manejo.

ANP	Área PN (ha)	% PN	Área ANMI (ha)	% ANMI	Área total (ha)	Fuente
Aguaragüe	45882	42%	62485	58%	108367	1
Amboró	442500	69%	195100	31%	637600	1
Cotapata	24400	40%	36600	60%	61000	2
Kaa-Iya	1954927	56%	1512687	44%	3467614	3
Madidi	1291819	68%	603921	32%	1895740	1
Otuquis	903350	90%	102600	10%	1005950	1
Serranía del Iñao	1422400	54%	1208500	46%	2630900	1

Tabla 1: Áreas y porcentajes del área total de cada una de las siete ANP con categoría mixta, que representan las categorías de Parque Nacional (PN) y Área Natural de Manejo Integrado (ANMI).

Fuentes: (1) = Información técnica del SERNAP, (2) = Plan de Manejo del ANP, (3) = Información de la página Web del Museo Noel Kempff Mercado.

II. Materiales y métodos

Se trabajó con cuatro de las siete ANP con categoría mixta de PN-ANMI (mencionadas en la Tabla 1): Amboró, Madidi, Kaa-Iya del Gran Chaco (de aquí en adelante, Kaa-Iya) y Otuquis. La selección de este subconjunto responde a que el material cartográfico digital con polígonos diferenciados por categoría de manejo, estaba disponible únicamente para las cuatro áreas anteriormente mencionadas.

Las coberturas vectoriales de las ANP de Bolivia fueron trabajadas mediante ArcView GIS 3.2a (de aquí en adelante, ArcView). Las áreas totales de las cuatro ANP de estudio se obtuvieron mediante la extensión de Geoprocursos de ArcView (de aquí en adelante, áreas unitarias). Los cálculos de perímetro y área se realizaron mediante la extensión XTools. Con la información de perímetro y área calculada para las áreas individuales (correspondientes a cada categoría de manejo) y para el área total, se calculó la relación perímetro/superficie para cada caso.

Mediante la extensión Patch Analyst 3.0 para ArcView (Rempel 2006), se elaboraron coberturas de área núcleo para las áreas unitarias y para las áreas separadas por categorías de manejo. Se definió arbitrariamente una distancia de amortiguamiento de 1000 m, como la distancia mínima de influencia de los efectos de borde (*sensu* Murcia 1995) al interior del hábitat. Para este cálculo se asumió que el hábitat al interior de las ANP es continuo, a pesar que en la realidad existe un cierto grado de fragmentación, puesto que este cálculo pretende únicamente ilustrar la potencial reducción del área núcleo, debida al incremento del borde.

Los índices de forma promedio y dimensión fractal promedio se calcularon mediante la extensión Patch Analyst 3.0 para ArcView (Rempel 2006). El cálculo se realizó tanto para las áreas unitarias como para las áreas por categoría de manejo, en este último caso, se consideró el valor más alto calculado tanto para el índice de forma como para la dimensión fractal. Mayores índices de forma, reflejan formas más distintas

de un círculo, y mayores dimensiones fractales, formas más irregulares (Hargis et al. 1998, Pauchard *et al.* 2006), y ambas situaciones, generan a su vez un mayor efecto de borde (Murcia 1995).

La evaluación del diseño de las ANP de estudio fue realizada cualitativamente, sobre los mapas base de cada una de las áreas (mapas de SERNAP 2000). Se consideraron especialmente los criterios del diseño ideal circular (Fontúrbel 2006). Se tuvo especial cuidado en considerar aquellas ANP que poseen categorías de manejo designadas en dos o más fragmentos discontinuos, donde un área de diferente categoría pueda verse afectada por la expansión de la otra (usualmente, la expansión del ANMI en detrimento del PN).

Con la información anterior y criterios de Hargis et al. (1998), Lindenmayer & Fischer (2006) y Pauchard *et al.* (2006), se discutieron las posibles consecuencias que a nivel de fragmentación, que podrían ocasionar las categorías mixtas de manejo. Finalmente, se plantearon algunas recomendaciones al SERNAP, en base al análisis teórico realizado.

III. Resultados

Las métricas de paisaje calculadas, dan cuenta de una mayor fragmentación del paisaje a gran escala para las ANP estudiadas, respecto a la situación teórica que se esperaría en caso de que éstas posean una sola categoría de manejo. Al efectuar el cálculo de la relación perímetro / superficie (Tabla 2) para las cuatro ANP de estudio, se observa que los cocientes calculados para las áreas con categoría mixta son entre 1,2 a 2,2 veces mayores que aquellos calculados para el área unitaria. En el primer caso los valores calculados van de 0,51 (Kaa-Iya) a 1,76 (Amboró), mientras que en el segundo caso, los valores calculados están en un rango de 0,26 a 0,80. Esto implica, por supuesto, un incremento en el borde de las áreas con categorías mixtas de manejo.

El cálculo de las áreas núcleo (Tabla 3) para ambos casos, muestra una reducción de 13042 ha (Otuquis)

a 85670 ha (Kaa-Iya) en las áreas con categoría mixta, respecto al área núcleo teórica que se esperaría si las ANP tuvieran una sola categoría de manejo. La representatividad de las áreas núcleo de PN (áreas de mayor protección, véase la Tabla 4) en el primero caso, varía de 57% (Kaa-Iya) a 90% (Otuquis). Si se consideran estos porcentajes para comparar las áreas bajo protección efectiva respecto a las áreas núcleo unitarias de la Tabla 3, la reducción del área efectiva de conservación es más drástica aun.

El cálculo de los índices de forma y la dimensión fractal para las ANP estudiadas (Tabla 5), muestran formas más cercanas a la circunferencia en áreas unitarias (índices de forma entre 1,36 y 2,01) que en áreas con categoría mixta (índices de forma entre 1,65 y 2,30). También se observan formas más irregulares en las áreas con categoría mixta (dimensiones fractales entre 1,16 a 1,21) que en las áreas unitarias teóricas (valores entre 1,13 y 1,17). El ANP que presenta forma más circular y mayor regularidad es Kaa-Iya, y en el caso contrario están Madidi (forma

ANP	Borde PN (m)	Borde ANMI (m)	Borde PN+ANMI (m)	P/S PN+ANMI (m/ha)	Borde área unitaria (m)	PS área unitaria (m/ha)
Amboró	413770	705995	1119765	1,76	507715	0,80
Kaa-Iya	769480	993979	1763459	0,51	895105	0,26
Madidi	1061582	485288	1546870	0,82	976248	0,51
Otuquis	551594	279750	831344	0,83	694929	0,69

Tabla 2: Cálculo de borde y relación perímetro / superficie (PS) para áreas con categorías mixtas de manejo (denotadas por PN+ANMI) y para áreas unitarias.

ANP	Área núcleo unitaria (ha)	Área núcleo PN+ANMI (ha)	Pérdida de área núcleo (ha)
Amboró	553462	500942	52520
Kaa-Iya	3378932	3293262	85670
Madidi	1782336	1729042	53294
Otuquis	939640	926598	13042

Tabla 3: Cálculo de áreas núcleo para las áreas con categoría mixta (PN+ANMI) y para las áreas unitarias teóricas. Se muestra la pérdida en cada caso (área mixta - área unitaria).

menor circular) y Amboró (más irregular).

En lo que se refiere al diseño, Amboró presenta el mejor diseño al tener un área de PN relativamente circular al centro, rodeada por un anillo de ANMI. El peor diseño lo presenta Kaa-Iya, al tener dos áreas de ANMI separadas por una de PN, debido a que esta conformación tiende claramente a la reducción del área correspondiente a PN por la influencia de ambas áreas de ANMI (con fines de comunicación carretera, por ejemplo). Una situación similar a la de Kaa-Iya se observa en Madidi, que posee una pequeña porción de PN (1876945 ha) separada del área principal de PN, por un extenso territorio de ANMI; esa porción de PN tenderá a desaparecer en el tiempo, por la influencia del ANMI vecino.

IV. Discusión

El sólo hecho de definir un ANP no implica conservar la biodiversidad que ésta contiene (Armesto *et al.* 1998). Es necesario también considerar factores espaciales, de diseño y de gestión, que permitan optimizar el manejo, y maximizar los beneficios a nivel de protección de la biota y de desarrollo económico local para los pobladores del área. En este sentido, la fragmentación del hábitat a nivel de las ANP, debería merecer especial atención a nivel de monitoreo y a nivel de gestión integrada de las mismas.

A continuación, se resumen los cinco principales factores que, aunque muy básicos para el alcance de este trabajo, deberían ser considerados para el diseño y gestión de un ANP (en base a criterios de Fontúrbel 2006), y posteriormente servirán de elementos de análisis:

1. **Superficie Mínima Indispensable:** Las ANP deberían ser capaces de proporcionar, al menos, la superficie necesaria para conservar una

ANP	Área núcleo PN+ANMI (ha)	Área núcleo PN (ha)	% PN	Área núcleo ANMI (ha)	% ANMI
Amboró	500942	402238	80%	98704	20%
Kaa-Iya	3293262	1878598	57%	1414664	43%
Madidi	1729042	1174553	68%	554489	32%
Otuquis	926598	837085	90%	89513	10%

Tabla 4: Representación porcentual de cada una de las categorías de manejo (PN y ANMI) en las áreas núcleo calculadas en la Tabla 3.

ANP	IF área unitaria (ha)	DF área unitaria (ha)	IF PN+ANMI (ha)	DF PN+ANMI (ha)
Amboró	1,85	1,17	1,99	1,21
Kaa-Iya	1,36	1,13	1,67	1,16
Madidi	2,01	1,17	2,30	1,19
Otuquis	1,92	1,17	1,65	1,17

Tabla 5: Índices de forma (IF) y dimensiones fractales (DF) para áreas con categoría mixta (PN+ANMI) y áreas unitarias teóricas.

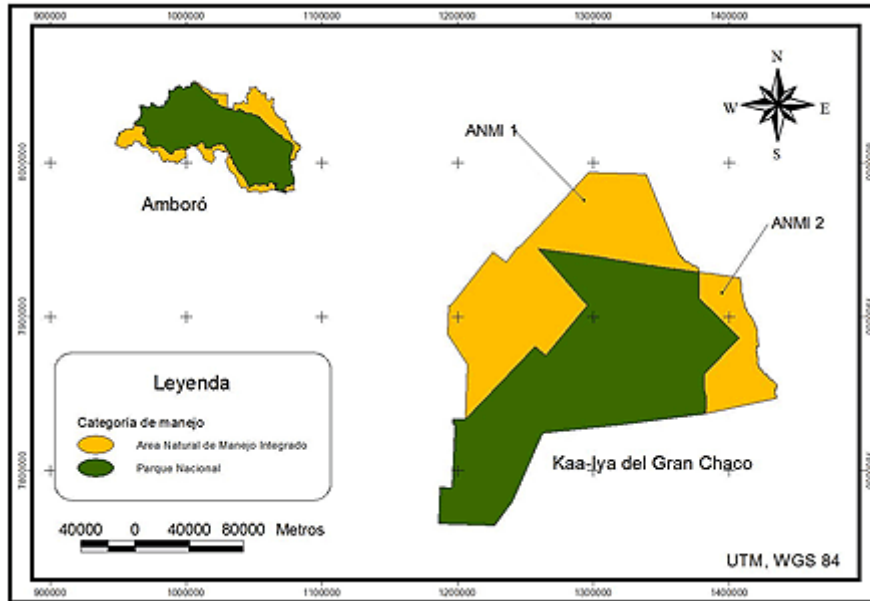


Figura 1. Representación a escala, del diseño actual del PN ANMI Amboró y del PN ANMI Kaa-Iya del Gran Chaco, nótese en este último la presencia de dos áreas discontinuas de ANMI (en amarillo), separadas por el área de PN (en verde).

- población mínima viable (Shaffer 1981) de la especie con mayor requerimiento de hábitat presente en ella (Richard *et al.* 1997). En la actualidad, muchas ANP no cuentan con la superficie ni/o la representatividad biogeográfica suficientes, para cumplir sus objetivos de conservación (Simonetti & Mella 1997). Un ejemplo de esta situación para Bolivia, es el Parque Nacional Torotoro (García-Crispieri *et al.* 2006, Richard *et al.* 2006).
2. **Continuidad y borde:** La discontinuidad del hábitat representa una mayor relación perímetro/superficie, y por lo tanto, un mayor efecto de borde (Lindenmayer & Fischer 2006). El incremento del perímetro respecto al área, genera efectos de borde, que pueden ser de tipo abiótico (cambios microclimáticos), biótico (cambios en las interacciones) y en cascada, cuando afectan a varios niveles de la trama trófica (Murcia 1995, Groom *et al.* 2005).

Esto influye también, en la menor calidad de hábitat que, de manera general, ocurre en las áreas de borde (Dias 1996).

3. **Conectividad:** La concreción del área destinada a conservación es muy importante. No es lo mismo tener un área de 1000 ha que 10 parches separados de 100 ha cada uno. La conectividad es un elemento vital en la estructura del paisaje y de las poblaciones que lo habitan (Taylor *et al.* 1993), y depende no sólo de la distancia entre los fragmentos remanentes, sino también de la heterogeneidad y composición de la matriz circundante (Ricketts 2001). En la Figura 2, se muestran seis situaciones comparativas, de lo que se ha denominado, el debate SLOSS (*single large or several small*, uno grande o muchos pequeños, véase Lindenmayer & Fischer 2006).

4. **Forma y área núcleo:** La forma de un ANP no debe ser un criterio arbitrario, sino que debe responder a un estudio concienzudo de límites naturales, en primera instancia, y políticos, cuando corresponda (Rabinowitz 2003). En teoría, la forma ideal que se esperaría tenga un ANP es circular, bajo el “diseño de rosquilla” que plantea Fontúrbel (2006), con las áreas de protección al centro, las áreas de manejo periféricas a ésta, y las zonas externas de amortiguamiento por fuera. De la forma que tenga un ANP dependerá el área núcleo (área no expuesta a los efectos de borde: Pauchard et al. 2006). Por ejemplo, un ANP con un diseño circular (Figura 2A) tendrá una mayor área núcleo que otra con un diseño alargado (Figura 2F), aunque tengan la misma superficie.
5. **Coherencia entre manejo y administración:** Además de las consideraciones de superficie y diseño, es necesario proyectar cómo funcionará el ANP, y cómo se alcanzará la sustentabilidad a largo plazo (*sensu* Carpenter 2002).

Esto implica que debe existir una coherencia entre los objetivos de creación, la categoría de manejo y las acciones realizadas. Los niveles de protección (preservación/conservación) se hacen menores conforme se incrementan las posibilidades de uso tradicional por parte de los habitantes del ANP (Rabinowitz 2003).

Las cuatro ANP consideradas en el presente estudio no tienen problemas de superficie (factor 1), pero es necesario hacer algunas consideraciones respecto a los cuatro factores restantes. Los datos de la Tabla 2 muestran que se esperaría un decremento importante de la relación perímetro/superficie, si las ANP se administraran bajo una sola categoría de manejo. Esto responde a la reducción de los efectos de borde, al reducir la heterogeneidad espacial ocasionada por los diferentes usos de la tierra, y al presentar formas más regulares (Tabla 5). En este punto, merece especial atención la situación de Kaa-Iya (Figura 1), que presenta dos áreas de ANMI rodeando el área de PN. Bajo esta conformación espacial, los efectos de borde sobre el PN se incrementan notablemente, ocasionando la reducción de su área núcleo (Tabla 4), y por

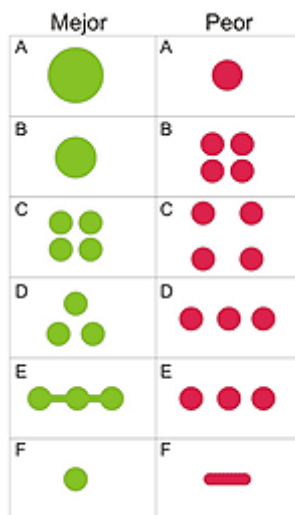


Figura 2. Esquemas comparativos de los posibles diseños de un ANP, partiendo de un área grande, circular y continua (situación A) hasta un área pequeña, alargada y discontinua (situación F). Nótese que el área de borde se hace mayor (y el área núcleo, menor) en los casos presentados de arriba hacia abajo.

ende, la capacidad de protección de la biota que alberga.

Respecto al factor 3, en los casos de Kaa-Iya y Madi-di se observa un problema importante de diseño, al tener dos áreas espacialmente discontinuas, bajo la misma categoría de manejo. En este sentido, la situación más crítica es la del área pequeña de PN de Madi-di, que no sólo presenta un elevado efecto de borde, sino que también presenta una conectividad reducida frente al resto del ANP.

En relación al cuarto factor, es importante puntualizar que el diseño del área categorizada como PN en Amboró es el más adecuado para maximizar el área núcleo, respecto a las otras ANP analizadas; también es la ANP que menor cambio de forma presentó respecto a la situación teórica (considerando una sola categoría de manejo). De las cuatro ANP analizadas, la que mayor protección ofrecería a la biota es Otutquis, por su extensión total, por tener una representación del 90% de área núcleo de PN (Tabla 4), y por presentar el ANMI en una situación periférica, con una interface reducida.

Por último, tal vez el aspecto más crítico está relacionado al factor 5, referido al manejo y la administración del ANP. El delimitar las zonas de protección y controlar las actividades humanas al interior de un ANP es de por sí una tarea compleja y delicada (*sensu* Rabinowitz 2003). Este problema se convierte en un desafío mayor aun, cuando se debe compatibilizar un área de preservación (PN) con un área de manejo e impacto antrópico (ANMI) dentro de una misma ANP, en especial, considerando que la conjunción de estas categorías representa administrar un mismo espacio geográfico con las dos categorías de manejo más opuestas posible.

En este sentido, el escaso personal (guardaparques) con el que cuentan las ANP de Bolivia, hace que sea muy difícil controlar que las actividades humanas del ANMI no se extiendan sobre las zonas de PN. El potencial humano y las medidas de protección adoptadas actualmente permiten, en el mejor de los casos, mitigar los impactos del área circundante al ANP, mas no los impactos que se generan al interior, a ni-

vel de la interface PN-ANMI. Complementariamente, el monitoreo de la dinámica de paisajes, mediante teledetección y SIG, puede constituirse en una alternativa económica y eficaz para realizar un seguimiento de los cambios a nivel del paisaje en las ANP (Peña-Cortés *et al.* 2006).

V. Conclusiones y recomendaciones

Las métricas de paisaje calculadas para las cuatro ANP de estudio, respecto a la situación ideal que se esperaría si tuvieran una sola categoría de manejo, sugieren que el uso de categorías mixtas de manejo (PN+ANMI) pueden ocasionar mayores niveles de fragmentación del hábitat, al incrementar la relación perímetro / superficie, reducir las áreas núcleo e incrementar los índices de forma y dimensiones fractales. Uno de los mayores problemas del uso de categorías mixtas, es el efecto de borde que se genera en las interfaces, en mayor detrimento para las zonas de PN.

Las limitantes de manejo y administración, dadas principalmente por el escaso número de guardaparques, hace que sea muy difícil controlar que las actividades y los impactos que generan las poblaciones humanas al interior de las ANMI, se extiendan sobre las zonas de PN. Mientras no se cuenten con los recursos (económicos y humanos) suficientes para garantizar la preservación de las áreas de PN y el control de las actividades antrópicas en las zonas de ANMI, se recomienda no asignar categorías mixtas de manejo. En el contexto actual, se recomienda reevaluar la categoría de manejo de las siete ANP con categoría mixta, y en función a los objetivos de creación, considerar la posibilidad de unificar las categorías de manejo a una sola, a fin de minimizar la fragmentación del hábitat por causas antrópicas.

VI. Agradecimientos

A Wendy Tejada del Centro de Análisis Espacial del Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, por proporcionarme las coberturas vectoriales de las ANP de Bolivia. A Marthadina Mendizábal y Diego De la Quintana, por la invitación a contribuir en este nuevo medio de difusión del conocimiento científico. Carla V. Barriga colaboró con la revisión general del texto y con el resumen en inglés. El manuscrito se benefició con comentarios de Josué I. Martínez y de Jesús Martínez Gómez.

Referencias

- Armesto, J.J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez & M.T.K. Arroyo. 1998. Conservation targets in South America temperate forests. *Science* 282: 1271-1272.
- Caughley G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology* 63: 215-244.
- Carpenter, S.R. 2002. Ecological futures: building an ecology for the long now. *Ecology* 83: 2069-2083.
- Chapin III F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack & S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- De Leo, G. & S. Levin. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1: [online].

- Dias, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 326–330.
- Fontúrbel, F.E. 2004. Conservación de ecosistemas: un nuevo paradigma para la conservación de la biodiversidad. *Ciencia Abierta* (Chile) 23: [online].
- Fontúrbel, F.E. 2006. Nuevos paradigmas en la gestión de Áreas Naturales Protegidas. Maestría en Gestión Ambiental y Recursos Naturales, Escuela Militar de Ingeniería. Publicaciones Integrales – EcoDreams, La Paz.
- García-Crispieri, G.A., F.E. Fontúrbel & E. Richard. 2006. Propuesta para un desarrollo económico local auténtico para Bolivia: la creación de un municipio área natural protegida y ecomuseo, el Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia) como ejemplo. *Rev. In Vestigium* (Bolivia) 1(3): 7–19.
- Groom M., G.K. Meffe & C. Carroll. 2005. *Principles of conservation biology*. 3^o ed. Sinauer Associates, EE.UU.
- Hargis, C.D., J.A. Bissonette & J.L. David. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167–186.
- Lindenmayer, D.B. & J. Fischer. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Island Press, Washington, EE.UU.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- Nebel, B.J. & R.T. Wright. 1999. *Ciencias ambientales: ecología y desarrollo sostenible*. 6^o edición, Editorial Pearson Education, México DF.
- Pauchard, A., M. Aguayo & P. Alaback. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. pp 41–68. En: Grez, A.A., J.A. Simonetti & R.O. Bustamante (eds.) *Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Peña-Cortés, F., G. Rebolledo, K. Hermosilla, E. Hauenstein, C. Beltrán, R. Schlatter & J. Tapia. 2006. Dinámica del paisaje para el período 1980–2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. *Ecología Austral* 16: 183–196.
- Rabinowitz, A. 2003. *Manual de capacitación para la investigación de campo y la conservación de la vida silvestre*. Editorial FAN – WCS, Santa Cruz, Bolivia.
- Rempel, R. 2006. Patch Analyst versión 3.0. Extensión para ArcView disponible en <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/>
- Richard, E., F.E. Fontúrbel & G.A. García-Crispieri. 2006. Evaluación de objetivos de conservación de áreas protegidas a partir del análisis del área de campeo y población mínima viable de especies de félidos y cánidos. El Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia) como ejemplo. *Ecología Aplicada* 5: 101–110.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87–99.
- Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber–Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M.O. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker & D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Saunders D., R. Hobbs & C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- SERNAP. 2000. Información técnica del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Bolivia. Plural editores, La Paz.
- Schwartz, M.W., C.A. Brighman, J.D. Hoecksema, K.G. Lyons, M.H. Mills, & P. von Mentgen. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297–305.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- Simonetti, J.A. & J.E. Mella. 1997. Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 213–220.
- Simonetti, J.A., A.A. Grez & R.O. Bustamante. 2006. Interacciones y procesos en el bosque maulino fragmentado. pp 99–114. En: Grez, A.A., J.A. Simonetti & R.O. Bustamante (eds.) *Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henien & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.