

Monitoreo de grandes mamíferos en praderas altoandinas y bosques nublados de Bolivia

LUIS F PACHECO ✉

*Estación Biológica Tunquini, Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia
Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada (BIOTA), La Paz, Bolivia*

RESUMEN. El diseño de programas de monitoreo de tendencias poblacionales frecuentemente adolece de falencias en su diseño, las cuales pueden ocasionar que los datos obtenidos sean insuficientes para demostrar estadísticamente la existencia o no de una tendencia en la población estudiada. Esto debilitará cualquier decisión en cuanto a la conservación de las especies involucradas. Los diseños que incluyen un análisis de potencia pueden ser ajustados de manera que aseguren la obtención de datos útiles y eviten el desperdicio de esfuerzos de campo. En este trabajo utilizo datos de campo para diseñar programas de monitoreo de tendencias poblacionales de cinco especies de mamíferos, considerando los resultados de un análisis de potencia sobre un muestreo piloto, y discuto la necesidad de considerar aspectos de diseño del muestreo para tomar decisiones eficientes y adecuadas para la conservación de las especies.

[Palabras clave: Análisis de potencia, *Mazama*, *Hippocamelus*, *Oreailurus*, *Lynchailurus*, *Leopardus*, *Pseudalopex*, tendencias poblacionales, Andes, Yungas]

ABSTRACT. Monitoring large mammals in high Andean prairies and cloud forests in Bolivia: Monitoring programs of population trends frequently have design flaws which might result in data insufficient to statistically test whether a population trend exists or not. This fact weakens decisions regarding the conservation status of the species involved. Monitoring programs with designs that include a power analysis can be adjusted in a way to ensure obtaining useful data and simultaneously avoid wasting field efforts and scarce resources. In this paper, I use field data to design a monitoring program of population trends for five species of mammals, considering the results of a power analysis conducted on a pilot survey, and discuss the need of considering survey features that help the decision making process for the conservation of species. The pilot survey included counts of visitation rates in groups of lines with six track plots each. Separation between track plots within a line was 50 m, and lines were separated 600 m from each other. Two groups of six lines of track plots were placed in sites separated 10 km from each other, covering high Andean prairies and cloud forests within the Cotapata National Park in Bolivia. Track plots were either baited with different lures for carnivores or lacked any bait for four consecutive days, and were revised 24 hs after preparation. Mean and standard deviations calculated from counts of the proportion of lines with tracks (using days as replicates) were used to simulate the power of a monitoring program based on such design. As different lures or none was used in consecutive days, I considered as true replicates only those days when the effect of the lure or the lack of it did not significantly affect visitation rates. Monitoring programs aimed for an 80% power to detect a declining trend of 3% per year in visitation rates (assuming that this track-based index can be used to monitor true population trends), with a sampling period of 10 years to be considered acceptable. If the simulated monitoring program did not

✉ Estación Biológica Tunquini, Instituto de Ecología. Casilla 10077, Correo Central, La Paz, Bolivia. Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada (BIOTA), Casilla 9641, La Paz, Bolivia. luispacheco11@yahoo.com

Recibido: 24 de enero de 2003; Fin de arbitraje: 30 de junio de 2003; Revisión recibida: 17 de septiembre de 2003; Versión final recibida: 22 de enero de 2004; Aceptado: 2 de febrero de 2004

reach those requirements using the original field-based design, further simulations were run changing the number of groups of track plot lines, and the number of counts done on each one, until the requirements were fulfilled. Results indicate that an acceptable monitoring program for *Hippocamelus antisensis* would require at least nine counts on eight groups of track plot lines, while a monitoring program for *Mazama chunyi* would require nine counts in six groups of track plot lines to be acceptable. Seven counts on 10 groups of track plot lines would be enough to monitor *Leopardus tigrinus*, 14 counts on 10 groups of lines would be required to monitor *Oreailurus jacobita*, along with *Lynchailurus pajeros* populations (these two sympatric species cannot be identified by their tracks). Finally, a monitoring program for *Pseudalopex culpaeus* would require five counts on six groups of track plot lines to be acceptable. The implications of the lack of a power analysis in monitoring efforts is discussed, as well as considerations regarding the separation between lines of track plots when monitoring different species.

[Keywords: Power analysis, *Mazama*, *Hippocamelus*, *Oreailurus*, *Lynchailurus*, *Leopardus*, *Pseudalopex*, population trends, Andes, Yungas]

INTRODUCCIÓN

Los programas de monitoreo a distintas escalas y niveles biológicos son de vital importancia para la correcta evaluación de los programas integrados de conservación y desarrollo (Kremen et al. 1994). En el caso particular de Bolivia, cuando se plantea el manejo de un área protegida o se planifica el establecimiento de un programa de cosecha en poblaciones de alguna especie, uno de los temas más frecuentemente tratados es el monitoreo de las poblaciones. Sin embargo, al igual que en otros países latinoamericanos, raramente se hace énfasis en los objetivos de ese programa, ni en las bases del diseño que aseguren su utilidad. En el caso de los grandes vertebrados, la información sobre abundancia (generalmente basada en índices) frecuentemente se acumula y archiva en formularios que se completan como parte del trabajo de los cuerpos de protección y los museos, pero rara vez se analiza para evidenciar e interpretar las tendencias de las poblaciones estudiadas o el efecto de las actividades humanas sobre las poblaciones (ver Aguirre et al. 1999).

El monitoreo se define como la colección repetida en el tiempo de datos o medidas y su análisis para evaluar cambios en la condición de partida de una población o el progreso hacia alcanzar un objetivo de manejo (Elzinga et al. 2001). El objetivo de manejo puede ser: (1) verificar una declinación poblacional (e.g., como consecuencia de una actividad de control de plagas o alteraciones profundas en el

hábitat), (2) constatar un aumento poblacional (e.g., para evaluar los efectos de la protección u otras actividades de manejo sobre la recuperación de una población amenazada o en peligro de extinción), (3) conocer la tendencia de una población (aumento, disminución o ninguna) de interés especial (e.g., una especie sometida a cacería, en peligro de extinción, rara o de historia natural desconocida) (Caughley & Sinclair 1994). En todos los casos, el monitoreo serviría para evidenciar las tendencias poblacionales a lo largo de un tiempo determinado, entendiéndose por tendencia poblacional a la variación sostenida y sistemática en el tamaño de la población a lo largo del tiempo y que difiere, en ese sentido, de las variaciones poblacionales cíclicas, estacionales o estocásticas (Lougheed et al. 1999).

El monitoreo de poblaciones de especies raras y en peligro es necesario para diferenciar las fluctuaciones anuales de las tendencias poblacionales en el largo plazo (Primack et al. 2001). Dado que la obtención de información poblacional de especies de grandes mamíferos es generalmente costosa, es imperativo que los programas de monitoreo sean diseñados de manera que aseguren un buen uso e interpretación de la información. Es decir, el programa de monitoreo debe considerar tanto aspectos logísticos como requerimientos estadísticos. Cuando se analizan datos de monitoreo para evidenciar tendencias poblacionales pueden cometerse dos tipos de errores. Primero, puede concluirse equivocadamente que existe una tendencia cuando en realidad ésta no existe (error tipo I o α). Alternativa-

mente, pude concluirse erróneamente que no existe una tendencia cuando en realidad ésta existe (error tipo II o β). La potencia ($1 - \beta$) es la probabilidad de detectar una tendencia cuando ésta en realidad existe, concepto crítico en el marco del monitoreo (Steidl et al. 1997; Gibbs et al. 1999).

El análisis de potencia para programas de monitoreo ha recibido considerable atención en la literatura reciente (e.g., Beier & Cunningham 1996 para pumas; Hatfield et al. 1996 para rapaces; Smith & Harke 2001 para otras aves; ver Gibbs et al. 1998 para una revisión de varias especies). En este trabajo hago uso de una herramienta de amplia difusión para el análisis de datos de campo, con el objetivo de evaluar la potencialidad de un diseño de muestreo para el monitoreo de poblaciones de grandes mamíferos en una pradera altoandina y un bosque nublado yungueño de Bolivia, mediante un análisis de potencia (Gerrodette 1987; Elzinga et al. 2001). La pregunta que pretendo responder es: ¿cuál es el mínimo esfuerzo de campo requerido para obtener la información necesaria que nos permita evidenciar declinaciones poblacionales biológicamente significativas de algunas especies en un área protegida de los Andes tropicales?

SITIO DE ESTUDIO

El Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata (PN-ANMI Cotapata) se ubica en el departamento de La Paz (Bolivia), con coordenadas referenciales 68°02' y 16°20' (SO), 68°03' y 16°05' (NO), 67°43' y 16°10' (NE) y 67°47' y 16°18' (SE). Cubre casi 60000 ha con un rango altitudinal de 1200-5600 m.s.n.m. (Ribera-Arismendi 1995), que se traduce en una gran diversidad de ambientes, entre los que se cuentan el piso altoandino y el bosque nublado.

El piso altoandino (4200-4900 m) cubre terrenos de origen glaciar. La vegetación es dominada por herbáceas de bajo porte de los géneros *Festuca*, *Stipa*, *Poa* y *Calamagrostis*. Son menos comunes los arbustos (de los géneros *Baccharis*, *Satureja* y *Brachyotum*) y árboles (*Polylepis* spp.) en pequeños manchones. Existen amplias zonas de bofedal, donde predo-

minan las plantas en cojín de los géneros *Distichia* y *Plantago*. En las zonas más rocosas es frecuente la presencia de especies de los géneros *Azorella* y *Pyncophyllum*. Los elementos más notables de la mastofauna incluyen a la vizcacha de la sierra (*Lagidium viscacia*), la taruja o taruka (*Hippocamelus antisensis*), el zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*), el titi o gato andino y el gato de pajonal (*Oreailurus jacobita* y *Lynchailurus pajeros*), el jucumari u oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y el puma (*Puma concolor*). Debido a que la mayoría de los habitantes locales no distinguen entre *Oreailurus jacobita* y *Lynchailurus pajeros* y usan el nombre titi para ambas especies, usaré este nombre cuando me refiera al felino pequeño del piso altoandino, cuya identificación no es posible con base en las huellas.

El bosque nublado (2400-3500 m) presenta un dosel relativamente bajo (10-15 m), con árboles retorcidos y típicamente cubiertos de abundantes epífitas. Los emergentes (de los géneros *Podocarpus* y *Miconia*) alcanzan hasta 30 m de altura. Entre los géneros de árboles más comunes están *Weinmania*, *Juglans*, *Gaultheria*, *Cedrela*, *Alnus*, *Clusia*, *Randia* y *Myrsine*. El estrato inferior del bosque está dominado por lianas y bambúes (*Chusquea* spp.). La mastofauna incluye puma, jucumari, cabrilla o corzuela montana (*Mazama chunyi*), tawari o hurón mayor (*Eira barbara*), uchuñari o coatí (*Nasua nasua*), llapa con cola, jaipa o pacarana (*Dinomys branickii*), tigresillo u ocelote (*Leopardus pardalis*), puercoespín (*Coendu bicolor*) y tilcayo o tigrillo (*Leopardus tigrinus*), férido recientemente registrado para Bolivia (Pacheco et al. 2001).

MÉTODOS

Se escogió el método de parcelas de registro de huellas (huelleros), por ser el método más eficaz para detectar a los mamíferos en el sitio de estudio (Ríos-Uzeda 2001) y por su relativo bajo costo, que indicaba su potencialidad para programas de monitoreo de largo plazo. El muestreo se diseñó con el objetivo inicial de probar la eficiencia de distintos tipos de atrayentes para el registro de especies de grandes mamíferos (> 1 kg; Pacheco et al. 2004). Como objetivo adicional se había

planteado el uso de estos datos como línea base para el programa de monitoreo de esas especies. Sin embargo, la frecuencia de registro de la mayoría de las especies fue muy baja, por lo cual este trabajo se centra en la taruka, el titi y el zorro culpeo del piso altoandino y en la cabrilla y el tilcayo del bosque nublado, que fueron las especies más frecuentemente registradas en los huelleros. Se excluyen las especies con bajo número de registros debido a que el tipo de muestreo usado sería inviable para el monitoreo de esas especies. Debido a que las dos especies conocidas como titi no pueden diferenciarse por las huellas (García-Perea 2002), el análisis provee un programa de monitoreo para ambas especies en conjunto.

El muestreo se realizó en dos sitios por piso altitudinal: Coscapa y Hornuni (separados unos 10 km en línea recta) para el bosque nublado y Potosi y Tiquimani (separados unos 15 km en línea recta) para el piso altoandino. La distancia entre sitios en línea recta corresponde aproximadamente a la mitad o menos de la verdadera en el terreno, debido a la abrupta topografía de la zona.

El trabajo de campo se realizó en los meses de julio a agosto de 1999, que corresponden a la época seca. En cada sitio de muestreo se instaló una parcela de seis líneas de huelleros; cada línea tenía seis huelleros de 1 m² separados entre sí por 50 m (250 m de longitud) y estaban separadas 600 m entre sí (Pacheco et al. 2004). Los huelleros se instalaban en la mañana y se revisaban a la mañana siguiente, durante cuatro días consecutivos. En aquellos casos en que la lluvia inutilizó los huelleros, éstos se instalaron nuevamente y se descartó ese día, hasta completar cuatro días en cada sitio. Se operaron los huelleros durante cuatro días atendiendo a los resultados de Ríos-Uzeda (2001), que registró la mayoría de las especies del bosque nublado en ese periodo. El primer día se instalaban los huelleros sin atrayente. A partir del segundo día se colocaba un atrayente para carnívoros (Canine Call, Cat Passion, Wild Cat) o una mezcla de dos atrayentes (Canine Call y Wild Cat). Cada uno de esos días se utilizó un solo atrayente o la mezcla en todas las líneas de huelleros de una parcela. En el caso del bosque nublado, para el sitio de Hornuni se utilizó Wild Cat sin

mezclarlo con Canine Call como en los otros sitios. Sin embargo, una comparación de los resultados para ambos atrayentes (para las especies que visitaron los huelleros con uno u otro atrayente) indicó que no existieron diferencias significativas en las respuestas (Prueba de Mann-Whitney, $P > 0.1$ en todos los casos; Pacheco et al. 2004), por tanto las observaciones con Wild Cat se trataron como si fueran una mezcla con Canine Call, al igual que en el otro sitio de bosque nublado. El trabajo de instalación inicial de huelleros y apertura de sendas se realizó con 2-30 días de anticipación al inicio de la toma de datos. Para cada huellero revisado se anotaba si había sido visitado o no y, en caso positivo, la especie que lo visitó. Cuando no se pudo hacer una identificación segura de la especie visitante, ésta se registró como "desconocida". Estas observaciones no se analizaron. El intervalo entre los muestreos para los dos sitios de cada piso fue de 10 días para el bosque nublado y de 1 mes para el piso altoandino. Los muestreos deberían haberse realizado simultáneamente para minimizar los efectos temporales (estado del tiempo atmosférico, fase lunar o luminosidad nocturna, dependiente de la cobertura de nubes). Sin embargo, dada la distancia entre los sitios de cada piso, el estado del tiempo habría sido de todas maneras muy difícilmente similar en ambos. Aquí supongo que estos factores no afectaron significativamente los resultados.

Dado que los huelleros de cada línea estaban muy cerca entre sí para considerarlos independientes, el índice de abundancia se basó en la proporción de líneas de huelleros con visitas identificadas en cualquiera de sus huelleros, como lo sugieren Sargeant et al. (1998). Así, un grupo de líneas de huelleros es una parcela y esta es la unidad de muestreo. La separación de 600 m entre líneas no asegura su independencia como unidades muestrales para todas las especies. En particular para el zorro culpeo, esta distancia es menor que la utilizada por Novaro et al. (2000), quienes separaron sus líneas de estaciones odoríferas 1300 m entre sí para considerarlas independientes. Este punto se retoma en la discusión.

Debido a que cada día se utilizó un atrayente distinto (o ninguno para el primer día), los

datos usados para las simulaciones se restringieron a los aportados por los días en que se usaron atrayentes que no resultaron en respuestas estadísticamente distintas entre sí. Por ejemplo, para el zorro culpeo se usaron los tres días en que se colocó algún atrayente en los huelleros, ya que no se encontraron diferencias en los resultados entre estos días, pero se eliminó el día en que no se usó atrayente debido a diferencias con los resultados de los días en que se empleó algún atrayente (Pacheco et al. 2003). El promedio y la desviación estándar del índice de abundancia para cada especie se calcularon usando los días como réplicas. Como se instalaron seis líneas de huelleros en cada uno de dos sitios, el promedio y la desviación estándar que se usaron para las simulaciones se calcularon de dos maneras: (1) considerando las 12 líneas de huelleros como una sola muestra (parcela) de cada piso y (2) considerando cada sitio (grupo de seis líneas de huelleros) como una parcela independiente para cada piso (Tabla 1). Los resultados fueron introducidos como valores iniciales en el programa MONITOR (Gibbs 1995). Con este programa simulé la potencia de detección de declinaciones del 3% anual en un período de 10 años en los índices de respuesta de las poblaciones de cada especie (i.e., suficiente para detectar una reducción del 30% en los índices de respuesta de la especie al cabo del programa de monitoreo). Me basé en el supuesto que una reducción de 30% en una población que está declinando a una tasa constante es biológicamente significativa y consideré, además, esta reducción como suficientemente conservadora, de manera que nos permita tener un programa que asegure detectar cambios de mayor magnitud. En todas las simulaciones se utilizó un $\alpha = 0.1$ y se hicieron 500 réplicas de cada simulación; la tendencia esperada de los índices de respuesta para las poblaciones fue lineal y las pruebas fueron de dos colas (de manera de ser más conservadores). Un valor de α mayor a lo normalmente usado en análisis estadísticos se justifica si consideramos que un error tipo I puede ser menos grave en conservación que no poder detectar una tendencia (principalmente si es negativa) cuando ésta existe (Gibbs et al. 1999). Cuando los resultados así lo permitían, se simuló el programa de monitoreo con un $\alpha = 0.05$ y/o menos años de muestreo. En todos los casos, los incremen-

tos en la tasa de respuesta resultaron más fáciles de detectar (la potencia fue mayor para el mismo número de parcelas y conteos) que las declinaciones, por tanto los resultados referidos a incrementos en la tasa de respuesta solo se reportan en casos especiales.

Siguiendo el criterio de otros autores, esperaba que el diseño resultase en una confianza (potencia) del 80% de que se podrá detectar un cambio en la respuesta de las poblaciones cuando ésta existe (Beier & Cunningham 1996; Gibbs et al. 1999). Cuando la simulación inicial (basada en el diseño del trabajo piloto de campo) no alcanzaba la potencia deseada, se realizaron cambios en el diseño simulado, buscando incrementar la potencia de detección de las tendencias en las respuestas. Las variables que se manejaron para simular los cambios en el diseño original fueron: número de parcelas instaladas (con 6 o 12 líneas de huelleros, según correspondía) y número de días de conteo por ocasión y por parcela. Un conteo es un día hábil por parcela por año. La adición de parcelas para las simulaciones se hizo en cada caso con parcelas de 6 o 12 líneas de huelleros cada una y se especifica cuando corresponde. El promedio y la desviación estándar para cada parcela añadida fue igual a la observada en el caso de las parcelas de 12 líneas de huelleros. Cuando se consideraron dos parcelas de seis líneas de huelleros, se calculó el promedio de ambos sitios y se usó como promedio para las parcelas añadidas. La desviación estándar para las parcelas añadidas a las simulaciones se definió usando el coeficiente de variación promedio (calculado considerando los días como réplicas) y multiplicando este valor por el promedio inicial de los conteos. De esta manera, cada parcela añadida a las simulaciones sería igual y típica de lo que ocurre en la naturaleza (J Gibbs, State University of New York, com. pers.).

Las simulaciones se iniciaron con una parcela (para el caso de 12 líneas de huelleros por parcela) y tres parcelas (para el caso de seis líneas por parcela). Se evitó hacer simulaciones con dos parcelas, debido a que MONITOR usa un tipo de análisis distinto en los casos en que se especifica una parcela que cuando se especifican más de una. Para los análisis con una parcela el programa emplea

un Análisis de Regresión de los conteos en función del tiempo y calcula una pendiente, mientras que para los casos con más de una parcela el programa emplea una Prueba de *t* entre las pendientes para evaluar si el promedio es distinto de cero, lo cual resulta en que las simulaciones con dos parcelas exhiban una potencia muy baja con relación a una parcela (J Gibbs, State University of New York, com. pers.). Las simulaciones con una parcela de 12 líneas o tres de seis líneas fueron seguidas con la adición de parcelas una a una o con la adición de conteos por parcela, para evaluar los resultados sobre la potencia de detección de cambios en las respuestas. Los resultados se presentan solamente atendiendo a cambios evidentes en la potencia de detección del programa de monitoreo.

RESULTADOS

Los valores iniciales del promedio y la desviación estándar de la proporción de líneas de huelleros con visitas fueron muy distintos cuando se consideró una parcela de 12 líneas o dos parcelas de seis líneas de huelleros cada una para el titi y la cabrilla, mientras que los valores para el zorro culpeo fueron bastante similares entre ambos casos (Tabla 1). Esto resultó en diferencias en los resultados de las simulaciones al usar cada opción, como se detalla a continuación.

Taruka

Un programa de monitoreo que siga el mismo diseño del muestreo piloto y que considere las 12 líneas de huelleros como una sola parcela y cuatro conteos por año tendría una potencia menor a 40% para detectar declinaciones del 3% anual en la tasa de respuestas de una población de taruka para un período de 10 años. Para detectar esos cambios con una potencia de 80% sería necesario un programa que considerase cinco conteos al año en seis parcelas (cada una de 12 líneas de huelleros); alternativamente, podría emplearse un programa que considerase siete conteos en cuatro parcelas de muestreo (Figura 1).

En el caso que se considerasen parcelas de seis líneas de huelleros cada una, el diseño con cuatro conteos anuales en tres parcelas resultaría en una potencia menor a 20%. Se requieren al menos nueve conteos en ocho parcelas para alcanzar una potencia de 80%; alternativamente, deberían instalarse 12 parcelas y realizar seis conteos, para lograr la potencia deseada (Figura 2).

Cabrilla

El diseño de una parcela con 12 líneas de huelleros y dos conteos por año tendría una potencia menor a 65%. El mismo diseño de

Tabla 1. Promedio (\pm DE) de la proporción de líneas de huelleros con visita por parcela para cinco especies de mamíferos del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata, Bolivia. El número de parcelas considerado para el cálculo depende del tipo de atrayente que resultó en mayor número de visitas. Las observaciones están basadas en los resultados de Pacheco et al. (2003).

Table 1. Mean (\pm SD) of the proportion of visited lines of track plots per group of lines, for five mammal species from the Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata, Bolivia. The number of groups of lines considered in the calculations depends on the type of lure that resulted in higher visitation rates. Observations are based on Pacheco et al. (2003).

Especie	Número de días	Parcela de 12 líneas	Parcelas de 6 líneas	Observaciones
<i>Hippocamelus antisensis</i>	4	0.125 \pm 0.049	0.208 \pm 0.083 0.042 \pm 0.084	Considera los días con y sin cebo
<i>Mazama chunyi</i>	2	0.375 \pm 0.059	0.666 \pm 0.236 0.083 \pm 0.118	Considera el día sin cebo y el día con Canine Call
<i>Leopardus tigrinus</i>	3	0.389 \pm 0.173	0.222 \pm 0.192 0.556 \pm 0.347	Considera los tres días con atrayentes
<i>Oreailurus jacobita</i> y <i>Lynchailurus pajeros</i>	3	0.278 \pm 0.048	0.222 \pm 0.255 0.333 \pm 0.289	Considera los tres días con atrayentes
<i>Pseudalopex culpaeus</i>	3	0.583 \pm 0.220	0.555 \pm 0.255 0.611 \pm 0.255	Considera los tres días con atrayente

una parcela, pero con tres conteos, alcanzaría ya la potencia deseada. Con cuatro recorridos, la potencia sería mayor a 80% y se lograría una reducción en el error tipo I ($\alpha = 0.05$; Figura 3).

La opción de un programa con parcelas de seis líneas de huelleros cada una requiere la instalación de un mínimo de seis parcelas y nueve conteos para alcanzar una potencia de detección de cambios en la tasa de respuesta de 80%. Alternativamente, podrían instalarse ocho parcelas y realizar seis conteos (Figura 4).

Tilcayo

El diseño original de una parcela de 12 líneas de huelleros y tres conteos resultaría en una potencia estimada menor al 25%. Un programa adecuado requeriría, al menos, seis conteos en cinco parcelas (Figura 5).

Considerando parcelas de seis líneas, se requerirían diez parcelas y siete conteos para asegurar la potencia deseada de 80%. Alternativamente, podrían instalarse ocho parcelas y realizarse diez conteos (Figura 6).

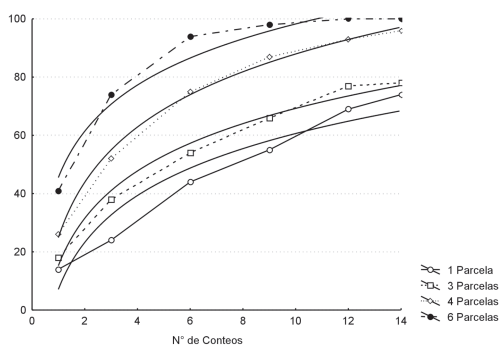


Figura 1. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de taruka (*Hippocamelus antisensis*) en función del número de parcelas (de 12 líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 1. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Andean deer (*Hippocamelus antisensis*) as a function of the number of plots (with 12 lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

Titi

El diseño original de una parcela con 12 líneas de huelleros y tres conteos resultaría en una potencia cercana al 75% para detectar declinaciones en la tasa de respuesta. Realizando cuatro conteos se obtendría ya la potencia deseada, incluso con un $\alpha = 0.05$ (Figura 7). Este mismo diseño daría una potencia superior a 80% para detectar reducciones en la tasa de respuesta de estas especies del orden de 10% anual en solo cinco años, con un $\alpha = 0.05$.

La opción de instalar parcelas de seis líneas de huelleros requeriría un mínimo de diez parcelas y 14 conteos para lograr una potencia de 80% (Figura 8).

Zorro culpeo

Manteniendo el diseño original de una parcela con 12 líneas de huelleros y tres conteos, se obtendría una potencia menor al 35% para detectar los cambios simulados. Realizando 14 conteos en esa única parcela, la potencia se acerca al 80%. Alternativamente, podrían instalarse cinco parcelas y realizarse solo cinco conteos (Figura 9).

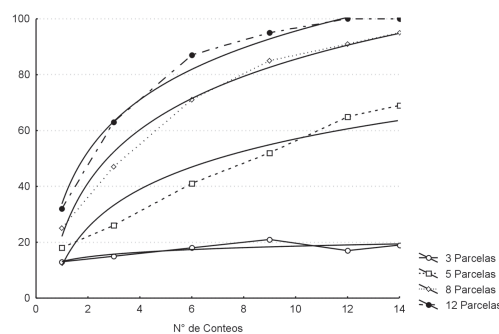


Figura 2. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de taruka (*Hippocamelus antisensis*) en función del número de parcelas (de seis líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 2. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Andean deer (*Hippocamelus antisensis*) as a function of the number of plots (with six lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

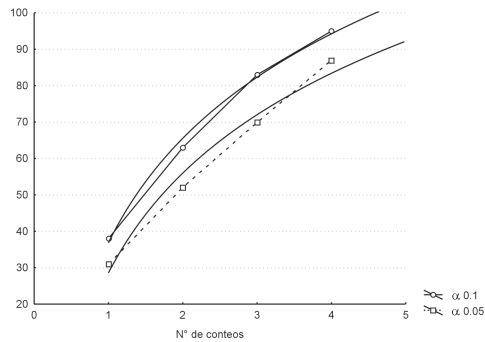


Figura 3. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de cabrilla (*Mazama chunyi*) en función del número de conteos en una parcela (de 12 líneas de huelleros) y del nivel de significación (a) para 10 años de muestreo.

Figure 3. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Peruvian dwarf brocket deer (*Mazama chunyi*) as a function of the number of counts at one plot (with 12 lines of track plots) and significance level (a) for 10 years of sampling.

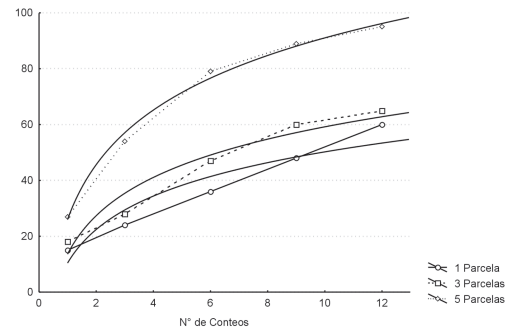


Figura 5. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de tilcayo (*Leopardus tigrinus*) en función del número de parcelas (de 12 líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 5. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Oncilla (*Leopardus tigrinus*) as a function of the number of plots (with 12 lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

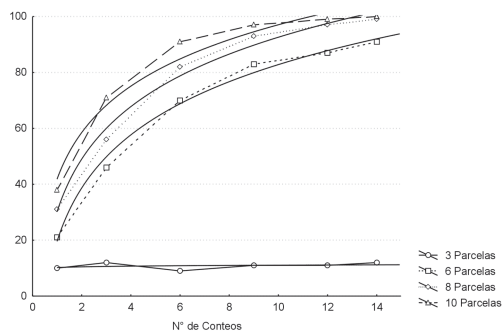


Figura 4. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de cabrilla (*Mazama chunyi*) en función del número de parcelas (de seis líneas de huelleros) y del número de conteos por parcela para 10 años de muestreo.

Figure 4. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Peruvian dwarf brocket deer (*Mazama chunyi*) as a function of the number of plots (with six lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

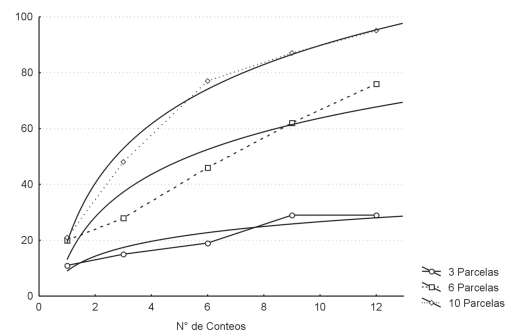


Figura 6. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de tilcayo (*Leopardus tigrinus*) en función del número de parcelas (de seis líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 6. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Oncilla (*Leopardus tigrinus*) as a function of the number of plots (with six lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

En el caso de utilizar parcelas de seis líneas, se requieren al menos cuatro parcelas y diez conteos para lograr una potencia de 80%. Alternativamente, podrían realizarse cinco conteos en seis parcelas para obtener una potencia similar (Figura 10).

DISCUSIÓN

Para que las respuestas a la pregunta planteada en este trabajo para cada especie sean satisfactorias se requiere cumplir con los siguientes aspectos (Usher 1991): (1) el propósito del programa de monitoreo debe ser claro, (2) el método a utilizar debe ser eficiente y fácilmente replicable, (3) debe explicitarse cómo se analizarán los datos, (4) debe aclararse cuál será la forma de interpretar los resultados, y (5) debe limitarse hasta que se cuente con suficientes datos para contestar la pregunta planteada.

El propósito de los programas de monitoreo debe ser explicitado por las autoridades del área protegida en caso de decidir ejecutarlos. Aquí no deseo argumentar que las especies

escogidas para este análisis podrán usarse como indicadores ecosistémicos del sitio de estudio (ver Landres et al. 1988; Hilty & Merenlender 2000). Sin embargo, estas son especies cuyo estado de conservación es delicado (taruka) o desconocido (tilcayo, titi, cabrilla), tanto a escala local (Tarifa 1996) como global (Nowell & Jackson 1996; Wemmer 1998). El zorro culpeo es una especie de enorme interés por su potencial como centro de programas de cosecha para piel (Novaro 1995) o cacería deportiva. También es una especie considerada dañina por los pobladores locales, debido a su acción depredadora sobre ganado doméstico (obs. pers.). Este conflicto con los intereses humanos posiblemente resultará en futuros programas de manejo o control de poblaciones, los cuales deberán contar con un eficiente programa de monitoreo de los efectos del manejo.

El método propuesto se basa en un índice de abundancia por registro de huellas. Es importante destacar que los índices no siempre están relacionados directamente con la abundancia, debido a que pueden existir variaciones en la actividad temporal de los animales,

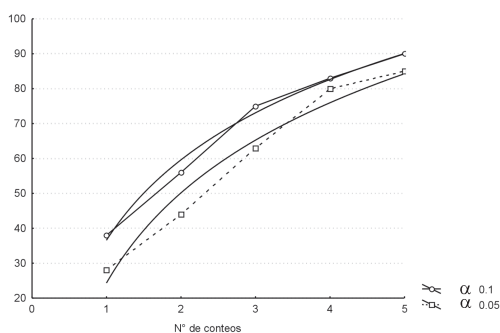


Figura 7. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de titi (*Oreailurus jacobita* y *Lynchailurus pajeros*) en función del número de conteos en una parcela (de 12 líneas de huelleros) y del nivel de significación (a) para 10 años de muestreo.

Figure 7. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Andean cat (*Oreailurus jacobita* and *Lynchailurus pajeros*) as a function of the number of counts at one plot (with 12 lines of track plots) and significance level (a) for 10 years of sampling.

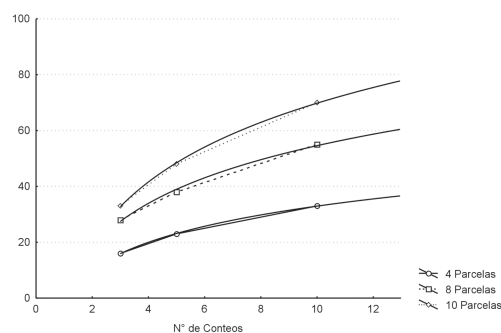


Figura 8. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de titi (*Oreailurus jacobita* y *Lynchailurus pajeros*) en función del número de parcelas (de seis líneas de huelleros) y del número de conteos por parcela para 10 años de muestreo.

Figure 8. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of Andean cat (*Oreailurus jacobita* and *Lynchailurus pajeros*) as a function of the number of plots (with six lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

variaciones espaciales o temporales de la relación índice-abundancia o simplemente exhibir una relación no lineal (Walker et al. 2000; J Gibbs, State University of New York, com. pers.). Sin embargo, los trabajos que relacionan índices de abundancia con base en huellas u otros signos con la abundancia real sugieren que los índices suelen ser indicadores adecuados de los cambios en abundancia de carnívoros (Stander 1998; Novaro et al. 2000; Warrick & Harris 2001). Si bien la revisión de Warrick & Harris (2001) indica que los resultados sobre este aspecto no son concluyentes para todas las especies, la exactitud de un índice para tendencias poblacionales no es tan importante como su precisión y eficiencia (Eberhardt 1978, citado en Smallwood & Fitzhugh 1995).

El diseño planteado originalmente en este estudio (considerando una parcela de 12 líneas de huelleros) habría rendido resultados bastante satisfactorios en cuanto a la potencia de detección de tendencias en la tasa de respuesta de las poblaciones solo para la cabrilla y el titi. Las modificaciones que se deben hacer para el programa de monitoreo de zorro

culpeo son menores, pero deben hacerse modificaciones sustanciales para los casos del tilcayo y la taruka. En general, de continuar los muestreos en el largo plazo sin modificación alguna, habría resultado en una inversión enorme de esfuerzo de campo, cuya utilidad sería cuestionable en el mejor de los casos.

Una vez que los programas de monitoreo estén en ejecución, es necesario realizar un análisis retrospectivo de potencia, para determinar la utilidad de los datos que se están obteniendo. Un ejemplo de la importancia de esto es el trabajo de Stirrat et al. (2001), quienes demostraron que el programa de monitoreo de cocodrilos (*Crocodylus porosus*) en Australia proveía información con suficiente potencia para detectar cambios poblacionales solo cuando se hacían conteos directos de los animales desde un bote, pero no en el caso de los conteos desde helicópteros, que son los más costosos. Desgraciadamente, el programa de monitoreo con base en conteos desde helicóptero se desarrolló durante 10 años y abarcó 70 ríos y arroyos. Los programas de monitoreo propuestos en este trabajo cuentan con las

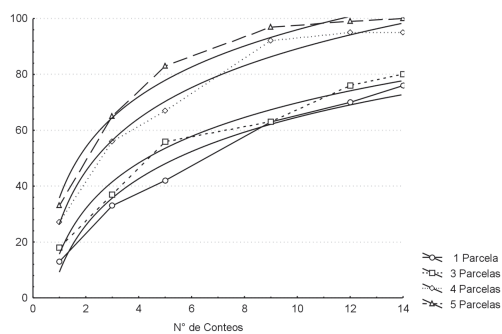


Figura 9. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*) en función del número de parcelas (de 12 líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 9. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of culpeo fox (*Pseudalopex culpaeus*) as a function of the number of plots (with 12 lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

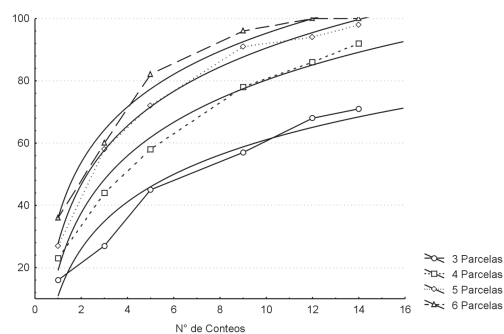


Figura 10. Potencia (%) de detección de declinaciones de 3% anual en la tasa de visita a huelleros de poblaciones de zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*) en función del número de parcelas (de seis líneas de huelleros) y del número de conteos para 10 años de muestreo.

Figure 10. Power (%) to detect a 3% annual decrease in visitation rates to track plots of populations of culpeo fox (*Pseudalopex culpaeus*) as a function of the number of plots (with six lines of track plots) and number of counts for 10 years of sampling.

bases de diseño necesarias para confiar en que se puede obtener la información necesaria para evaluar las tendencias poblacionales de las especies de interés. Sin embargo, debería realizarse un análisis retrospectivo de potencia luego de un período razonable de ejecución (e.g., tres años), para asegurar que el diseño propuesto funciona adecuadamente o para hacer los ajustes necesarios.

Las modificaciones del diseño original en cuanto a incrementar el número de parcelas deben estudiarse cuidadosamente, en coordinación con las autoridades del área bajo estudio. El diseño final debe considerar los puntos que se desarrollan a continuación.

(1) Separación entre líneas de huelleros dentro de cada parcela. Para el caso de los carnívoros, la separación debería ser mayor que la empleada en este trabajo (600 m) para incrementar la independencia de las observaciones; sin embargo, esto implica un área mayor a recorrer. Mi experiencia indica que, en hábitats de montaña y especialmente bosque nublado, es difícil revisar más de una parcela de seis líneas por día, debido a las condiciones topográficas de este tipo de sitio. Esto implica que logísticamente sea mejor adicionar más parcelas de seis líneas que menos parcelas de 12 líneas. Para especies como la cabrilla, incluso puede ser suficiente una separación entre líneas menor a la usada en este trabajo para asegurar independencia de las observaciones, ya que se estima que el área de actividad de esta especie no debe ser mayor a 3 ha (W McShea, Smithsonian Institution, com. pers.).

(2) El costo de instalar más parcelas y realizar pocos conteos debe compararse con el costo de realizar más conteos en menos parcelas. Mi experiencia es que las estimaciones del tiempo necesario para completar los conteos en las parcelas son difíciles de ajustar, debido a la inestabilidad del clima. Por ejemplo, para realizar 10 conteos es necesario presupuestar un tiempo mínimo de dos semanas, ya que la lluvia inutiliza los huelleros y es raro que pase más de una semana sin lluvia en la zona.

(3) Si bien sería óptimo que un muestreo sirva para varias especies, esto será difícil de lograr en algunos casos. Por ejemplo, el programa de monitoreo de tilcayo considera el uso

de atrayentes para carnívoros, debido a que éstos son efectivos para incrementar la tasa de visitas. Sin embargo, la cabrilla, un ungulado simpátrico, parece evitar los huelleros con atrayentes para felinos, aunque no los que tienen atrayentes para cánidos (Pacheco et al. 2004). En el caso de las especies del piso altoandino este podría no ser un problema, ya que la taruka no mostró tasas de visita distintas para huelleros con atrayentes o sin ellos (Pacheco et al. 2004). En este caso podría tomarse el diseño que mostró suficiente potencia para el monitoreo de taruka (12 parcelas de 6 líneas, con seis conteos o seis parcelas de 12 líneas y cinco conteos) y usar atrayentes para carnívoros que incrementen la tasa de respuesta de zorro culpeo y titi.

El esfuerzo requerido para realizar un monitoreo eficiente de poblaciones de grandes mamíferos, especialmente felinos, es usualmente elevado. Por ejemplo, para detectar cambios drásticos (50% de declinación en la tasa de respuesta con solo dos muestreos, con una potencia de 80% y $\alpha = 0.2$) en una población de pumas en California (EEUU) se estimó necesario instalar al menos 30 transectas de 8 km con posibilidad continua de observación de huellas (i.e., no solo instalando huelleros; Beier & Cunningham 1996). Un método alternativo para obtener evidencias cuantificables de felinos es el conteo de rastros y señas por unidad de tiempo (Smallwood & Schonewald 1998). Sin embargo, este trabajo muestra que un programa para el monitoreo de pequeños felinos en mi zona de estudio sería accesible logísticamente y financieramente (titi) o al menos no sería prohibitivo (tilcayo).

Un problema potencial con los felinos es que los animales pierdan el interés en el atrayente a medida que pasa el tiempo (6-10 conteos para el caso del tilcayo, 4-14 conteos para el caso del titi; Figuras 5 a 8). Sin embargo, Harrison (1997) no observó una declinación significativa en el interés de los felinos por los atrayentes con el tiempo. Esto sugiere que un programa de monitoreo para carnívoros que considere el uso de atrayentes podría ser factible, pero debería ponerse a prueba con las especies escogidas.

Como algo general, los resultados de este trabajo sugieren que, para hábitats de monta-

ña y especies similares, es mejor establecer parcelas con 6 líneas de huelleros que con 12 líneas. Las parcelas de seis líneas serán más fáciles de evaluar en el campo y, llegado el momento de analizar los datos, el análisis puede hacerse considerando una sola gran parcela con todas las líneas instaladas en las parcelas de seis líneas o con un menor número de parcelas, que contengan parcelas de seis líneas. Si el diseño espacial es lo suficientemente riguroso para asegurar independencia entre líneas de huelleros, el análisis puede hacerse de manera que se comparen las tendencias entre parcelas o grupos de parcelas establecidas en distintos sitios.

Este trabajo muestra la importancia de diseñar los programas de monitoreo de especies considerando un análisis de potencia, de modo que los esfuerzos de campo sean suficientes para obtener información con la precisión necesaria para tener una probabilidad razonable de detectar cambios biológicamente importantes (Gibbs et al. 1999). La ausencia de este tipo de análisis puede resultar en la inversión de recursos humanos y económicos que no sean adecuados para la información que provean, ya sea por insuficiencia o por exceso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo de Wildlife Conservation Society y la John T. & Catherine D. MacArthur Foundation. Agradezco a las personas que colaboraron en el trabajo de campo, especialmente Fernando Guerra y Boris Ríos. Los comentarios de James Gibbs, Andrés Novaro, Walfrido Tomas y dos revisores anónimos mejoraron sustancialmente este manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUIRRE, LF; RJ DE URIOSTE; MI GALARZA; JC MIRANDA; E GUAYAO & D VACA. 1999. El monitoreo del aprovechamiento de fauna en la Estación Biológica del Beni: un análisis crítico. Pp. 97-108 en: TL Fang; OL Montenegro & R Bodmer (eds). *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina*. Instituto de Ecología, La Paz.
- BEIER, P & SC CUNNINGHAM. 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildl. Soc. Bull.* **24**:540-546.
- CAUGHLEY, G & ARE SINCLAIR. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science. Cambridge.
- EBERHARDT, LL. 1978. Appraising variability in population studies. *J. Wildl. Manage.* **42**:207-238.
- ELZINGA, CL; DW SALZER; JW WILLOUGHBY & JP GIBBS. 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science. Cambridge.
- GARCÍA-PEREA, R. 2002. Andean mountain cat, *Oreailurus jacobita*: morphological description and comparison with other felines from the altiplano. *J. Mammal.* **83**:110-124.
- GERRODETTE, T. 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* **68**:1364-1372.
- GIBBS, JP. 1995. *MONITOR. User's manual. Version 6.2*. Yale University, New Haven.
- GIBBS, JP; S DROEGE & P EAGLE. 1998. Monitoring populations of plants and animals. *BioScience* **48**:935-940.
- GIBBS, JP; HL SNELL & CE CAUSTON. 1999. Effective monitoring for adaptive management: lessons from the Galápagos Islands. *J. Wildl. Manage.* **63**:1055-1065.
- HARRISON, RL. 1997. Chemical attractants for Central American felids. *Wildl. Soc. Bull.* **25**:93-97.
- HATFIELD, JS; WR GOULD IV; BA HOOVER; MR FULLER & EL LINDQUIST. 1996. Detecting trends in raptor counts: power and type I error rates of various statistical tests. *Wildl. Soc. Bull.* **24**:505-515.
- HILTY, J & A MERENLENDER. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biol. Conserv.* **92**:185-197.
- KREMEN, C; AD MERENLENDER & DD MURPHY. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conserv. Biol.* **8**:388-397.
- LANDRES, PB; J VERNER & JW THOMAS. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv. Biol.* **2**:316-328.
- LOUGHEED, LW; A BREAUULT & DB LANK. 1999. Estimating statistical power to evaluate ongoing waterfowl population monitoring. *J. Wildl. Manage.* **63**:1359-1369.
- NOVARO, AJ. 1995. Sustainability of harvest of culpeo foxes in Patagonia. *Oryx* **29**:18-22.
- NOVARO, AJ; MC FUNES; C RAMBEAUD & O MONSALVO. 2000. Calibración de índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. *Mastozoología Neotropical* **7**:81-88.
- NOWELL, K & P JACKSON. 1996. *Wild cats. Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. Gland.
- PACHECO, LF; JF GUERRA; SL DEEM & CP FRÍAS. 2001. Primer registro de *Leopardus tigrinus* (Shreber,

- 1775) en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 36:75-78.
- PACHECO, LF; JF GUERRA & B RÍOS-UZEDA. 2004. Eficiencia de atrayentes para carnívoros en bosque yungueños y praderas altoandinas en Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10:167-176.
- PRIMACK, R; R ROZZI; P FEINSINGER & F MASSARDO. 2001. Manejo de áreas protegidas. Pp. 497-519 en: R Primack; R Rozzi; P Feinsinger; R Dirzo & F Massardo (eds). *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México DF.
- RIBERA-ARISMENDI, MO. 1995. Aspectos ecológicos, del uso de la tierra y conservación en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata. Pp. 1-84 en: CB de Morales (ed.). *Caminos de Cotapata*. Instituto de Ecología. La Paz.
- RÍOS-UZEDA, B. 2001. Presencia de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Cotapata a través del uso de métodos indirectos. *Ecología en Bolivia* 35:3-16.
- SARGEANT, GA; DH JOHNSON & WE BERG. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *J. Wildl. Manage.* 62:1235-1245.
- SMALLWOOD, KS & EL FITZHUGH. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biol. Conserv.* 71:251-259.
- SMALLWOOD, KS & C SCHONEWALD. 1998. Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 113:474-491.
- SMITH, WP & VL HARKE. 2001. Marbled murrelet surveys: site and annual variation, sampling effort and statistical power. *Wildl. Soc. Bull.* 29:568-577.
- STANDER, PE. 1998. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *J. Appl. Ecol.* 35:378-385.
- STEIDL, RJ; JP HAYES & E SCHAUBER. 1997. Statistical power in wildlife research. *J. Wildl. Manage.* 61:270-279.
- STIRRAT, SC; D LAWSON; WJ FREELAND & R MORTON. 2001. Monitoring *Crocodylus porosus* populations in the Northern Territory of Australia: a retrospective power analysis. *Wildl. Res.* 28:547-554.
- TARIFA, T. 1996. Mamíferos. Pp. 164-264 en: P Ergueta S & C de Morales (eds). *Libro rojo de los vertebrados de Bolivia*. Centro de Datos para la Conservación-Bolivia. La Paz.
- USHER, MB. 1991. Scientific requirements of a monitoring programme. Pp. 15-32 en: B Goldsmith (ed.). *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall. Londres.
- WALKER, RS; AJ NOVARO & JD NICHOLS. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7:73-80.
- WARRICK, GD & CE HARRIS. 2001. Evaluation of spotlight and scent-station surveys to monitor kit fox abundance. *Wildl. Soc. Bull.* 29:827-832.
- WEMMER, C. 1998. *Deer. Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Deer Specialist Group. Gland y Cambridge.

