



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Tesina presentada para obtener el grado académico de INGENIERO
EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE

EFFECTO DEL FUEGO SOBRE UNA POBLACIÓN DE GUANACOS (*Lama guanicoe*)
EN EL PARQUE NACIONAL LIHUE CALEL

ANA LUZ ALZOGARAY

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2008

INDICE

Prefacio.....	i
Resumen.....	iii
Abstract.....	iv
Introducción.....	1
Objetivos.....	4
Hipótesis.....	4
Metodología.....	4
Área de estudio.....	4
Métodos.....	5
Resultados.....	9
Discusión.....	12
Conclusiones.....	14
Bibliografía.....	15

Prefacio

“Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución académica. Se llevó a cabo en la cátedra de Diversidad Biológica II, dependiente del Departamento de Recursos Naturales, durante el período comprendido entre junio de 2007 y julio de 2008, bajo la dirección de Ramón Alberto Sosa”.

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecerle a mi director, por toda la paciencia, el tiempo y los conocimientos transferidos en estos años compartidos. Por ofrecerme la oficina y todo lo que estuvo a su alcance.

A Pitu, Cele y Viole por la ayuda y los mates compartidos en cada campaña. También por la buena onda y la alegría infaltable.

En Parques a Raúl Milne por toda la información facilitada, a Pablo, Miguel y Marcelo por permitirme trabajar en Lihue.

A Cele y Mónica Castro por colaborar con las imágenes satelitales del Parque.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, por la ayuda económica brindada.

En WCS, a Martín Funes por las ideas y su colaboración, a Nito por toda la incansable ayuda aportada en el manejo del DISTANCE, a Naty, Lara y Paila por los momentos compartidos en Auca Mahuida y por las opiniones brindadas para realizar el trabajo de campo.

A Jaime Bernardos por el asesoramiento en el tratamiento de los datos.

A mis amigas de acá, Marian, Estefa y Kary, sin las cuales hubiera sido imposible terminar esta carrera con tanto entusiasmo. Por las charlas interminables, y todo el cariño ofrecido por cada una de ustedes.

A Rosi una amiga mas que gane en éste tiempo de cambio. Por el aguante incondicional en casa.

Y por último quiero agradecer al mayor sostén de mi vida, a los que siempre estuvieron, a mi familia. A vos mamá por todos los consejos brindados y por tu apoyo en las buenas y en las malas.

Esta tesina está llena de recuerdos agradables y de personas con las cuales fui compartiendo y viviendo distintas situaciones y momentos, sin todo ustedes presentes en mi vida, hoy sería imposible haberla terminado. Aunque esto suene redundante, la mejor palabra para concluir con esta tesina es GRACIAS!!!!

4 de julio de 2008

Ana Luz Alzogaray

Departamento de Recursos Naturales

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad Nacional de La Pampa

Resumen

La estimación de abundancia poblacional es de suma importancia para las investigaciones ecológicas, para monitoreos de una determinada especie y para cualquier tipo de manejo de una población. El guanaco (*Lama guanicoe*) es el herbívoro silvestre nativo de mayor tamaño en la provincia de La Pampa, donde se encuentra formando una población relicto en el Parque Nacional Lihue Calel. En el año 2003 se realizó una quema prescripta y, por causas no determinadas, se produjo un incendio que afectó 8000 ha. El incendio producido repercutió sobre ésta población, provocando un cambio en las densidades de la misma. El objetivo de esta tesis fue estimar la abundancia poblacional de la especie a posteriori del incendio y analizar el uso que la misma está haciendo de las áreas quemadas. Para hacer estas estimaciones se utilizó la metodología transecta de línea y los datos obtenidos fueron analizados mediante el software DISTANCE. Mediante imágenes satelitales, se determinaron las características de las áreas que los guanacos más utilizaban. Los resultados mostraron una mayor abundancia en las zonas de pastizal e intersierra, en tanto que en el arbustal quemado se encontraron densidades menores, pero a pesar de esto, aporta una cantidad de individuos importantes a la densidad total, situación no observada antes del incendio. Esto se debe a la incorporación de nuevas áreas de uso para la especie como espacios abiertos con rebrotes tiernos. Esta investigación enfatiza la importancia de las quemas prescriptas para el manejo de los hábitats del guanaco, así como el monitoreo continuo de su población en respuesta a dichas quemas.

Abstract

Estimation of population abundance is a very important in ecological research, for monitoring determined species and in any class of population management. The guanaco (*Lama guanicoe*) is the largest wild native herbivore which inhabits in La Pampa Province, they are in a relict population in Lihue Calel National Park. In 2003, a prescript burning was made in the Park, for unknown reasons it became in a wildfire which affected an important area of the Park. This fire had an important effect in guanaco population density. The aim of this thesis was to estimate the population abundance of guanaco after a wildfire and to analyze its habitat use of burning areas. A line transect methodology was used and densities were estimated with DISTANCE software. The characteristics of the main areas used by guanaco were determined with satellital images. The results showed a high abundance in grassland and piedmont zone. In burned shrubland zone, the density was minor. In spite of being low, this zone contributed to total density with an important number of individuals which has not been documented before in the Park. It is due to the incorporation of new burned areas used by guanaco, such as open habitats with palatable growing vegetation. This investigation emphasizes the importance of prescript burning as a tool in guanaco's habitats management and the continuous monitoring of population.

Introducción

Los programas de monitoreo y la mayoría de las investigaciones ecológicas sobre las poblaciones de mamíferos se basan en la estimación de abundancia absoluta o relativa (Caughley, 1977; Rabinovich, 1980; Krebs, 1989). Los estudios de abundancia se realizan con el objetivo de establecer si las condiciones naturales o tratamientos experimentales, están asociados a las variaciones en la densidad en diferentes sitios o al transcurso del tiempo (Walker *et al.*, 2000). La estimación del tamaño poblacional por medio de transectas lineales es un método usado extensamente en los estudios de fauna silvestre y posee una exactitud aceptable para evaluar cambios en la densidad poblacional de grandes mamíferos como en guanacos (*Lama guanicoe*) (Gerrodette y Taylor, 2000; González, 2004).

El guanaco es el camélido sudamericano silvestre de mayor tamaño, y de amplia distribución en el continente. Se extiende desde los 8° de latitud sur, en la Reserva Nacional de Calipuy (al norte de Perú), hasta los 55° de latitud sur en Tierra del Fuego e Isla Navarino, al sur de Argentina y Chile (FAO/PNUMA, 1992; Cunazza *et al.*, 1995). Las poblaciones de guanacos ocupan una gran variedad de ambientes, desde el nivel del mar hasta los 4500 metros, utilizando una amplia diversidad de hábitats, que van desde espacios abiertos a lugares dominados por arbustos o árboles (Pujalte y Reca, 1985).

El área de distribución del guanaco se ha reducido notoriamente en los últimos años, como consecuencia de ello sus densidades poblacionales, también han disminuido, por lo tanto pueden existir extinciones a nivel local o regional (Cunazza *et al.*, 1995). Las causas de esta disminución podrían ser la competencia con el ganado, la caza y la modificación del hábitat (Franklin, 1982; Pujalte y Reca, 1985).

La densidad estimada, para la Argentina, es aproximadamente de 550.000 individuos. Más del 75% se encuentra en el centro-oeste y sur del país, un 24% en el noroeste y centro-este, la mayoría en retroceso numérico, y en la porción noreste se encuentran poblaciones relictuales con tendencia a la extinción (Cunazza *et al.*, 1995; Amaya *et al.*, 2001).

No existe información sobre la abundancia histórica del guanaco en la provincia de La Pampa, sin embargo su distribución era mucho más amplia que la actual (Pujalte y Reca, 1985). Las causas de la disminución poblacional no se conocen con exactitud, solo se

cuenta con datos relativos a los usos que los pobladores rurales de la región del monte hacían de esta especie (Sosa y Pessino, 2002). Los estudios más recientes dentro del territorio provincial sólo contemplan el área del Parque Nacional Lihue Calel (Sosa y Sarasola, 2005). En el año 1998 comenzaron a realizarse estimaciones poblacionales de esta especie en el Parque Nacional, pero desde el año 1990 los guardaparques realizan conteos periódicos. Entre los años 1990 y 1997 la población de guanacos experimentó un considerable crecimiento de 60 a 97 individuos (Calo y Collavino, comunicación personal). Este crecimiento continuó durante los años 1998, 1999 y 2000, el cual pasó de 148 guanacos a 166 y 180 respectivamente (Sosa y Sarasola, 2005).

Los guanacos tienen un sistema de organización social (es decir la forma en que un individuo se relaciona con otro espacial y temporalmente) en el cual pueden distinguirse grupos familiares, grupos de machos, grupos de hembras, machos solitarios y grupos mixtos (Franklin, 1982). Los primeros están compuestos generalmente por un macho adulto y una o varias hembras con sus crías del año, pudiendo existir también juveniles. Los grupos de machos son, tanto jóvenes como adultos, sin orden jerárquico visible, en un número entre 2 a 20 individuos, el tamaño y composición de estos grupos varían constantemente. Los grupos de hembras, son aquellas hembras y sus juveniles en poblaciones sedentarias que están juntas durante los meses de invierno, mientras los machos permanecen en sus territorios. Los machos solitarios, son individuos sexualmente maduros que están preparados para formar un grupo familiar y adquirir un territorio, pueden recorrer grandes extensiones en búsqueda de hembras y de un territorio apropiado. Por último los grupos mixtos, son agregaciones de machos y hembras de todas las edades en poblaciones migratorias que pasan juntos el invierno. (Franklin, 1982; Puig y Videla, 1995).

Los guanacos son altamente territoriales, los machos defienden su territorio ante el ingreso de miembros de otros grupos (Franklin, 1982). Una forma de demarcar su territorio es defecando y orinando en un lugar definido (Franklin, 1982). A estos sitios se los denomina bosteaderos o estercoleros (Saba *et al.*, 1986). Existe discusión acerca de por que producen la defecación en forma de pilas de heces (Saba *et al.*, 1986; Raedeke, 1978). Otra característica del comportamiento de ésta especie es la de revolcarse en el terreno produciendo depresiones bien definidas que pueden tomar tamaños considerables, a éstos sitios se los denomina revolvederos y es un comportamiento que se verifica en cualquier

individuo indistintamente del sexo que posea, no hay evidencias de que éstos sean utilizados para demarcar el territorio (Saba *et al.*, 1986).

Cuando se decide preservar un área, las perturbaciones naturales y/o antrópicas se alteran, pudiendo afectar la permanencia de las diferentes especies (Primack *et al.*, 2001). Una de estas perturbaciones son los fuegos que en ambientes semiáridos, son un componente natural del ecosistema, cuya frecuencia, intensidad y posibilidad de predicción de ocurrencia, resultan variables (Parera, 2003). Los ecosistemas pampeanos han estado sujetos a la frecuente acción de los fuegos naturales (Cano *et al.*, 1985). Estos regulan el equilibrio pastos-arbustos, generando diversidad de ambientes para la fauna (Mermoz *et al.*, 2004; Bóo, 1990; Gorondi, 1990). El fuego también es un elemento artificial introducido por el hombre, de manera accidental o intencional, con varias finalidades como por ejemplo la producción de pasturas para el ganado (Sipowicz, 1994; Parera, 2003) y para favorecer el rebrote y mejorar la oferta forrajera para las especies de la fauna silvestre (Dellafiore y Maceira, 1998). Cuando es producido en forma antrópica puede provocar efectos sobre la fauna silvestre pudiendo ser negativos o positivos de acuerdo a la especie (Parera, 2003).

Cuando Lihue Calel es incorporado como Parque Nacional se decide aplicar la política de supresión absoluta de fuegos (Salguero y Rusak, 2003). En el año 1985 se excluye el ganado dentro del área (Frecentese y Milne, 1990). Tanto, la supresión del fuego, como la exclusión del ganado vacuno del Parque, favorecieron la acumulación de combustibles y provocaron el cerramiento por arbustización de las áreas de uso del guanaco. Esto provocó una disminución de aquellas especies de la fauna que habitaban espacios abiertos y un aumento del peligro potencial de incendios (Salguero y Rusak, 2003).

En el mes de noviembre del año 2003, posterior a una quema prescripta se produjo un gran incendio que afectó 8000 ha del Parque, dañando a la vegetación del mismo, como jarillas, caldenes, chañares y diversas especies de gramíneas y hierbas (Mermoz *et al.*, 2004). Posteriormente en el mes de diciembre del mismo año otro incendio, aparentemente intencional tuvo lugar en el Parque afectando 3900 ha (Mermoz *et al.*, 2004).

Esta investigación se realizó en el Parque Nacional Lihue Calel, donde habita una población relictiva de guanacos, la cual posee hábitos sedentarios por estar aislada

espacialmente (Sosa y Sarasola, 2005). Para evaluar el efecto del fuego sobre esta especie, se procedió a estimar la densidad poblacional ecológica (número de individuos de la población por unidad de espacio que verdaderamente puede ser utilizado por los mismos) incluyendo aquellas áreas censadas previas al incendio, para comparar posteriormente los resultados obtenidos post-fuego.

Objetivos

- Estimar la abundancia poblacional de guanacos en los diferentes ambientes y épocas del año en el Parque Nacional Lihue Calel.
- Comparar con los registros anteriores obtenidos dentro del Parque.
- Analizar la relación entre la abundancia poblacional y las áreas quemadas.
- Aportar conocimientos que contribuyan a optimizar el manejo de las poblaciones de guanacos y de sus hábitats.

Hipótesis

El fuego que ocurrió en el Parque en el año 2003, pudo haber introducido cambios que beneficiaron a la población de guanacos.

Metodología

Área de estudio:

El Parque Nacional Lihue Calel se encuentra ubicado entre los 37° 54' y 38° 05' de latitud sur y los 65° 39' y 65° 33' de longitud oeste. Pertenece a la Provincia Biogeográfica del Monte (Cabrera y Willink, 1980). La elevación máxima alcanza los 590 msnm, el clima es templado semiárido con una temperatura media anual de 15°C con máximas de 38°C a 40°C y mínimas de -9°C y -10°C, la precipitación media anual es de 365 mm, concentradas en el período primavera - verano (Sosa y Sarasola, 2005).

La vegetación está asociada a las diferentes geoformas (crestas, lomadas, pedemontes, pendientes, depresiones y planicies). Abundan los arbustos xerófilos, la comunidad vegetal predominante es la de jarillas (*Larrea cuneifolia*, *Larrea divaricata* y *Larrea nítida*) y también podemos encontrar gramíneas del género *Stipa* (Zabalza *et al.*, 1989). En las crestas habitan helechos aislados, cactáceas, epifitas y líquenes. En las laderas y pedemontes existen cactáceas, jarillas y chañar brea (*Cercidium praecox*). En los sitios bajos y depresiones existen arbustales de jarilla, pajonales, bosquecillos de caldén

(*Prosopis caldenia*) y cactus (siendo el más común *Opuntia puelchana*). En las zonas húmedas predominan los cortaderales (Zabalza *et al.*, 1989). La presencia de olivillo (*Hyalis argentea*) se asocia a áreas donde hay deposición de sedimentos. El Parque cuenta con dos endemismos: *Gaillardia cabreræ* (margarita pampeana) y *Adesmia lihuelensis* que prospera en el humus acumulado entre las rocas (Kin *et al.*, 2004).

Según una ampliación prevista por la Ley 25.755 (2003); el Parque cuenta actualmente con una superficie de 32.300 ha, adicionando salitrales aledaños al sistema serrano.

Métodos:

Para estimar la abundancia poblacional se utilizó el método de transectas de línea de ancho indefinido (Burnham *et al.*, 1980). Para este estudio el largo de las transectas varió desde 1845 m a 4834 m. En los meses de marzo y mayo de 2007 se realizaron campañas para definir el diseño de muestreo, pero las mismas no fueron incluidas en el análisis. Las transectas se ubicaron al azar; con respecto a la ubicación de los guanacos, de ésta forma se asegura un muestreo representativo de las distancias relevadas y una estimación de densidad válida (Figura 1) (Buckland *et al.*, 2001). Para ello se tuvieron en cuenta los siguientes ambientes del parque: a) sierras, en donde se colocaron 4 transectas (Foto 1a); b) pastizal e intersierra, con 3 transectas (Foto 1b); y c) arbustal quemado en donde se ubicaron 4 transectas (Foto 1c) . Las sierras se caracterizan por poseer pastizales con parches de jarillas, la severidad de la quema fue media o leve, y este sitio se recuperó en su totalidad (Martínez Uncal *et al.*, 2008; Mermoz *et al.*, 2004; Collavino, comunicación personal). El pastizal e intersierra está formado por pastizales dominados por cortaderas, y parches de olivillo, la severidad de la quema fue media e intensa, con recuperación lenta en las zonas de severidad intensa y rápida en la de severidad media (Martínez Uncal *et al.*, 2008; Mermoz *et al.*, 2004; Collavino, comunicación personal). Por último el arbustal quemado está representado por chañares, jarillas y un denso estrato graminoso representado por pastizales, la severidad del incendio fue media e intensa, encontrándose varias especies como jarillas, pichanilla y alpataco que presentaron rebrotes vigorosos (Martínez Uncal *et al.*, 2008; Mermoz *et al.*, 2004; Collavino, comunicación personal).

Figura 1. Ubicación de las transectas realizadas conforme a los ambientes estudiados, en una imagen satelital del Parque Nacional Lihue Calel, a escala 1: 100.000

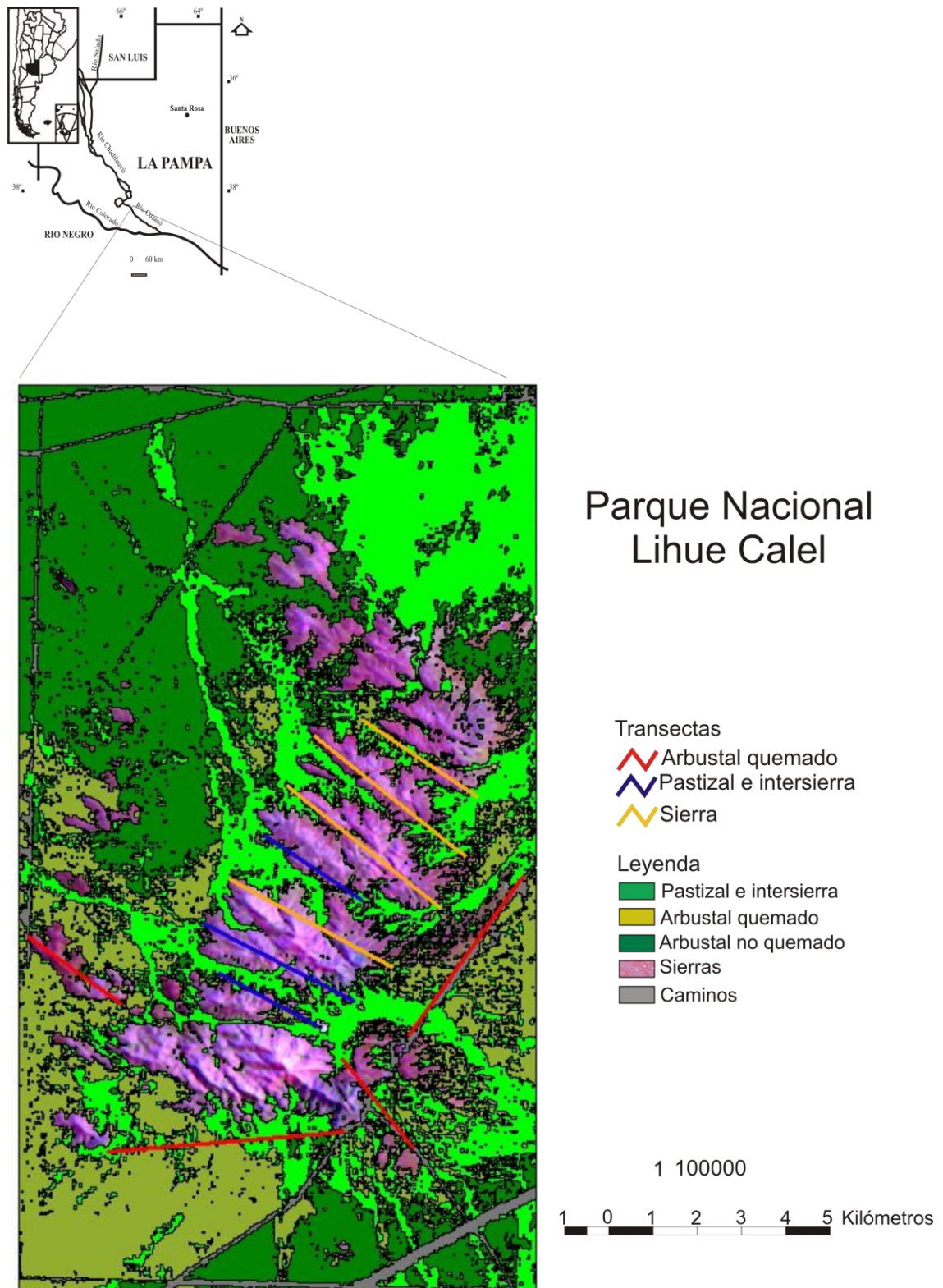
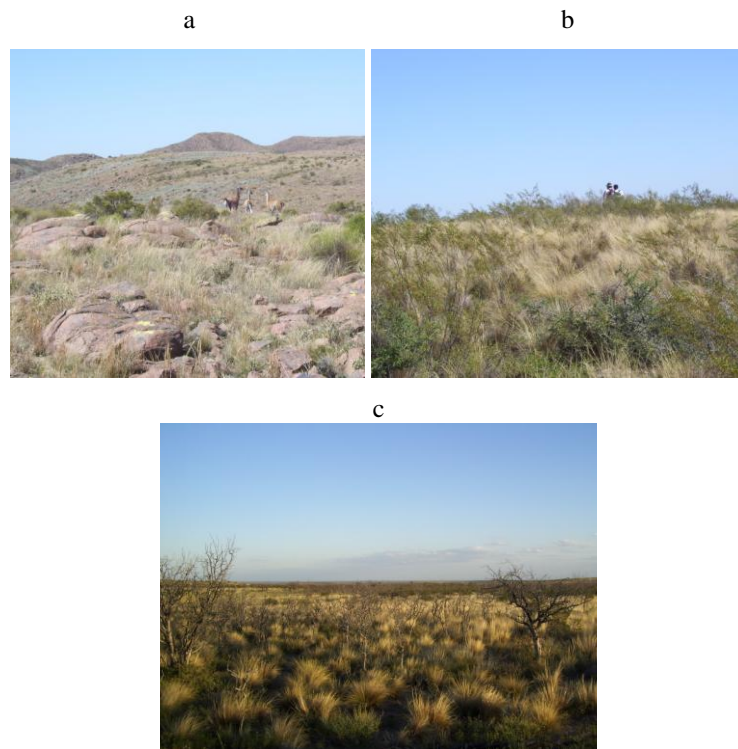


Foto1. Ambientes en los cuales se trazaron las transectas de censado, sierras (a), pastizal e intersierras (b) y arbustal quemado (c).



Las transectas fueron recorridas a pie; único método practicable debido a las características del terreno (Puig y Videla, 1995). Las mismas se recorrieron entre las 9 y 18 h aproximadamente, en la estación de primavera (época pre-reproductiva, septiembre 2007) y en la de verano (época post-reproductiva, marzo 2008). Los recuentos se efectuaron por 2 observadores, con prismáticos (10x30) y telescopio (25x50), utilizados ambos para complementar la observación y para confirmar la composición de grupos sociales (Puig y Videla, 1995; Nichols *et al.*, 2000). El método de transecta de línea cuenta con tres supuestos: 1) todos los objetos sobre la línea de marcha (distancia = 0) son detectados con certeza (probabilidad = 1); 2) los objetos son registrados en su posición original previo a algún movimiento en respuesta al observador; y 3) las distancias son medidas con exactitud (Buckland *et al.*, 2001).

Para la estimación de densidad se utilizó el software DISTANCE 5.0 (Thomas *et al.*, 2005), el cual busca el mejor ajuste de distintas funciones matemáticas y series de ajuste a las distancias medidas, dando como resultado una función de probabilidad decreciente de detección de los objetos en el campo, a distancias crecientes de línea de marcha, es decir, como decaen las observaciones a medida que nos alejamos de la transecta. Esta función de detectabilidad es la que permite la estimación de densidad, incluyendo tanto a objetos

(grupos de guanacos) observados como a objetos no detectados (Buckland *et al.*, 2001). La función de detección tiene la siguiente forma:

$$g_{(y)} = \text{función clave}_{(y)} [1 + \text{serie expansión}_{(y)}]$$

donde $g_{(y)}$ es la función de detección, es decir la probabilidad de que un objeto a una distancia y desde la línea de marcha sea detectado.

Para éste trabajo se utilizaron los siguientes estimadores: uniforme + coseno, uniforme + polinomial simple, media normal + coseno, tasa de riesgo + coseno y tasa de riesgo + polinomial simple. Los parámetros de los modelos fueron seleccionados en forma automática con el método secuencial mediante una prueba de similitud (Thomas *et al.*, 2005). Se realizó un análisis previo de los histogramas, a partir del cual se decidió eliminar aquellas observaciones extremas que proveen poca información para estimar la densidad y que dificultan el ajuste de la función de detección. Se truncó a la derecha a partir de un valor definido de distancia (Buckland *et al.*, 2001). Para seleccionar el mejor estimador se analizaron los siguientes criterios: 1) el valor del “Criterio de información de Akaike” (AIC) que permite comparar modelos de naturaleza distinta, es decir derivados de distintas funciones claves; y 2) la prueba de bondad de ajuste, con un nivel de significancia $p \geq 0.05$; que mide si las diferencias entre los valores observados y los predichos por el modelo son significativas (Buckland *et al.*, 2001). El estimador seleccionado es aquel que posee el menor valor de AIC y con mejor ajuste al histograma ($p > 0.05$). El software DISTANCE permitió estimar la densidad para los tres estratos; sierra, pastizal e intersierra y arbustal quemado y en las diferentes estaciones de muestreo primavera y verano.

Otro parámetro analizado fue el tamaño medio de grupo, mediante una regresión entre el logaritmo natural del tamaño del grupo y la probabilidad de detección de cada grupo, con un nivel de significancia de $p < 0.15$ (Buckland *et al.*, 2001). Esto se realizó para evitar el sesgo del muestreo basado en el tamaño medio de los grupos observados, debido a una mayor probabilidad de detección grupos más grandes a mayor distancia (Buckland *et al.*, 2001).

Los datos relevados fueron: distancia perpendicular entre el centro geográfico del grupo de guanacos y la línea de marcha. Esto es una condición necesaria para asegurar la independencia de las observaciones, lo que no ocurre si se registra la distancia a cada

guanaco, debido a que el grupo se halla concentrado espacialmente (Buckland *et al.*, 2001), siendo la única excepción los individuos solitarios. También se tomó el ángulo al grupo y/o individuo observado y georreferenciación de cada uno de ellos con GPS. La estimación de distancia y ángulo fue realizada siempre por la misma persona para minimizar la variación debida al observador (Baldi *et al.*, 2001). De cada grupo o individuo observado se registró además la fecha y hora, tipo de grupo, número de individuos por grupo, sexo (aquellos individuos adultos a los cuales no se les pudo determinar el sexo, se los categorizó como adultos indefinidos) y clase de edad: chulengo, juvenil y adulto.

Para establecer el uso de hábitat se definieron los estados del recurso o sub-ambientes, utilizando las unidades naturales limitadas por la fisonomía de la vegetación, la topografía, etc., mediante la utilización de imágenes satelitales. El uso de hábitat se cuantificó de acuerdo a la densidad de animales y a su permanencia en cada sub-ambiente relevado (Puig y Videla, 1995; Funes *et al.*, 2003). Para evaluar la selección del hábitat por parte del guanaco para cada categoría social se utilizó la prueba *G* de homogeneidad (Zar, 1996). Se tuvieron en cuenta los individuos solitarios, grupos familiares (identificados por la presencia de chulengos o juveniles según la estación de muestreo) y tropillas de solteros (estos se corresponde con grupos dominados por adultos, tanto machos como hembras, e individuos no identificados, en los cuales no había juveniles y/o chulengos). Se tomaron registros de revolcaderos y bosteaderos como indicio de presencia de la especie; los últimos se consideraron utilizados por el guanaco cuando contuvieron heces frescas. Además se realizó un reconocimiento de aquellas especies que estén siendo o hayan sido ramoneadas por los guanacos, con la finalidad de determinar las áreas que éstos están utilizando para pastar y para evaluar la calidad de cada sub-ambiente.

Resultados

El estimador que mostró el mejor ajuste a la función de detección fue la función uniforme con ajuste de polinomial simple para el muestreo realizado en septiembre del 2007. Mientras que para marzo de 2008 el mejor estimador fue la media normal con ajuste coseno. Se trabajó con una distancia máxima de truncado de 1270 metros y se organizaron los datos en 8 intervalos de distancia para septiembre de 2007. Para marzo de 2008 la distancia máxima de truncado fue de 1500 metros y se utilizaron 7 intervalos de distancia.

La densidad ecológica de individuos para el Parque Nacional Lihué Calel, estimada para la época de primavera fue de 75.43 individuos por km^2 (IC = 52.667 - 108.03; AIC = 281.861; $p = 0.119$) (Figura 2 a) y para la estación de verano fue de 66.97 individuos por km^2 (IC = 46.080 - 97.356; AIC = 201.909; $p = 0.775$) (Figura 2 b). La densidad total de grupos fue 1.914 grupos por km^2 (IC = 1.4288 - 2.5663) para la época de primavera, y 1.761 grupos por km^2 (IC = 1.2960 - 2.392) para la época de verano. Se estimaron para los diferentes ambientes y para las diferentes estaciones las densidades de grupos, individuales y el tamaño medio de grupo (Tabla 1 y 2).

Figura 2. Curvas de probabilidad de detección a distintos intervalos de distancias para la época de primavera (a) y para la época de verano (b).

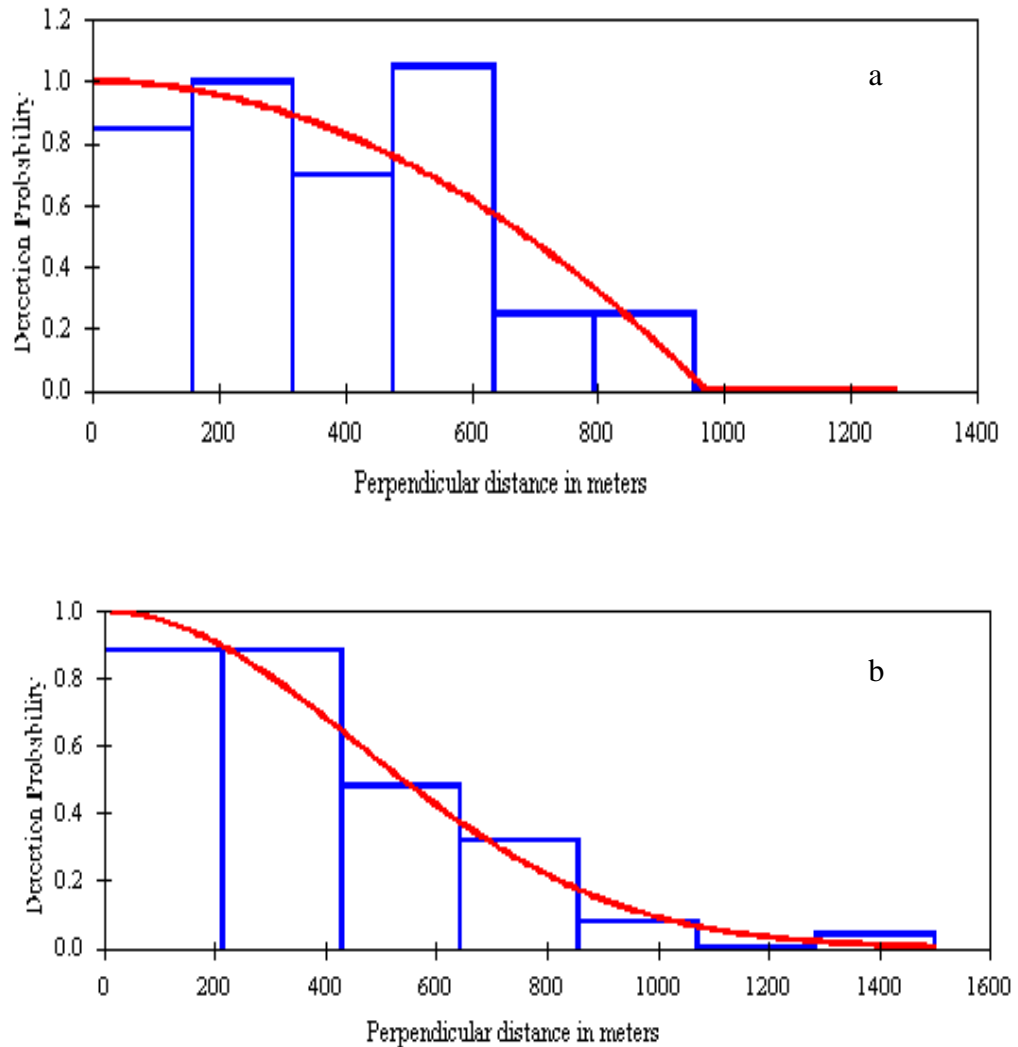


Tabla 1. Densidades (D), densidades de grupos (DS), tamaño esperado de grupo ($E(s)$) y sus coeficientes de varianza (CV) expresados en porcentaje y número de observaciones (n) para los diferentes ambientes considerados dentro de la superficie del Parque Nacional Lihue Calel y discriminados en estación de primavera.

Estrato	D	CV (%)	DS	CV (%)	E(s)	CV (%)	n
Sierra	96.192	17.85	2.191	14.35	43.895	10.61	38
Pastizal e intersierra	99.789	51.91	2.824	25.21	35.325	45.38	22
Arbustal Quemado	44.364	33.3	1.243	31.25	35.682	11.49	22

Tabla 2. Densidades (D), densidades de grupos (DS), tamaño esperado de grupo ($E(s)$) y sus coeficientes de varianza (CV) expresados en porcentaje y número de observaciones (n) para los diferentes ambientes considerados dentro de la superficie del Parque Nacional Lihue Calel y discriminados en estación de verano.

Estrato	D	CV (%)	DS	CV (%)	E(s)	CV (%)	n
Sierra	66.562	18.47	2.142	12.66	31.075	13.45	33
Pastizal e intersierra	92.182	32.76	2.312	28.44	39.864	16.24	16
Arbustal Quemado	56.294	34.65	1.145	32.5	49.167	12.01	18

La utilización de los hábitats fue diferente de acuerdo a los distintos grupos analizados, para los machos solitarios se observó un uso homogéneo de los diferentes sub-ambientes. Esto sucedió en primavera y en verano ($G_2 = 5.1$, $p > 0.05$; $G_2 = 0.09$, $p > 0.90$ respectivamente) (Tabla 3 y 4). Las tropillas de solteros fueron mas abundantes en las sierras ($G_2 = 109.6$, $p < 0.01$) y los grupos familiares fueron mas comunes en el pastizal e intersierra y arbustal quemado que en las sierras ($G_2 = 47.0$, $p < 0.01$) para la primavera (Tabla 3). Mientras que para la estación de verano los grupos familiares demuestran una alta ocupación del arbustal quemado ($G_2 = 51.42$, $p < 0.01$) y las tropillas de solteros fueron igualmente abundantes en los tres ambientes ($G_2 = 4.15$, $p > 0.10$) (Tabla 4).

Tabla 3. Estructura social para los diferentes sub-ambientes para la estación de primavera. TS: tropillas de solteros, GF: grupos familiares, MS: machos solitarios. AQ: arbustal quemado, PI: pastizal e intersierra, S: sierras.

Tipo de ambiente	Proporción	TS	GF	MS
AQ	0.26	30	91	4
PI	0.21	7	93	10
S	0.53	65	98	12
TOTAL		102	282	26

Tabla 4. Estructura social para los diferentes sub-ambientes para la estación de verano. TS: tropillas de solteros, GF: grupos familiares, MS: machos solitarios. AQ: arbustal quemado, PI: pastizal e intersierra, S: sierras.

Tipo de ambiente	Proporción	TS	GF	MS
AQ	0.26	18	123	6
PI	0.21	23	34	5
S	0.53	33	113	11
TOTAL		74	270	22

Discusión

La estimación de abundancia para la población de guanacos en los diferentes sub-ambientes analizados posteriores al fuego demuestra un fuerte sesgo hacia el pastizal e intersierra en ambas estaciones. Esto se debe a que este sitio presenta buenas ofertas de refugio como escarpas, valles y presenta importantes parches de olivillo, especie ramoneada por el guanaco en el Parque y complemento importante en la dieta de la especie (Puig *et al.*, 1997). Las densidades que se registraron en las sierras, la cuales fueron altas, se corresponden con la preferencia de la especie por los ambientes abiertos, como sucede en San Guillermo (Cajal, 1989; 1985). El arbustal quemado, fue la zona con menor densidad del Parque debido a la escasa disponibilidad de sitios de pastoreo y a un ambiente más cerrado que los otros dos. Sin embargo mostró densidades significativas, en

comparación con lo registrado anteriormente por Sosa y Sarasola (2005). A pesar de ser un hábitat que presenta escasos sitios para pastar, exhibe especies con rebrotes de excelente calidad nutritiva. Esta relación también fue detectada en la Reserva La Payunia donde se encontró que la abundancia de guanacos estaba positivamente correlacionada con la disponibilidad de las especies preferidas (Puig *et al.*, 1997). Este sería uno de los motivos por el cual los individuos visitarían éstos nuevos ambientes, incorporándolos como nuevas áreas de uso. También se considera de gran importancia este sub-ambiente debido a que se detectó el grupo que posee la mayor cantidad de individuos.

Los distintos grupos sociales realizan un uso diferencial del ambiente. Los grupos familiares se encontraron mayoritariamente en pastizal e intersierra y arbustal quemado los motivos por los cuales se encuentran en estas áreas son la presencia de abundante vegetación de buena calidad nutritiva como los pastizales y el rebrote de arbustos de excelente palatabilidad. En otras investigaciones (Ortega, 1985; Raedeke, 1978) ya se ha asociado a los mejores sitios de oferta forrajera y que presentan los mejores refugios, con la presencia de los grupos familiares. La pérdida de territorialidad por parte de los grupos familiares para la estación de verano derivó en una ocupación indistinta por parte de las tropillas de solteros para los tres sectores relevados, a diferencia de la primavera donde éstos se presentaron en las sierras sector desechado por los demás grupos. La utilización de los 3 ambientes por parte de los machos solitarios evidencia la flexibilidad de éste grupo social. La presencia de los machos solitarios en el arbustal quemado y en el pastizal e intersierra se asoció en la primavera a la búsqueda de un grupo familiar y un nuevo territorio para establecerse. En otros estudios dentro del área del Parque se demostró la alta preferencia de los machos solitarios por las áreas de topografía irregular (Sosa y Sarasola, 2005) y fuera del Parque sucede lo mismo en el sur de la Patagonia, donde las áreas seleccionadas fueron laderas de cerros con pobre cobertura vegetal (Ortega, 1985).

Durante la primavera se obtuvo una alta proporción de machos solitarios, esto podría ser una consecuencia de la expulsión de juveniles, provocándose al mismo tiempo la disminución en el tamaño de los grupos familiares, tal como ocurre en el Área Protegida Auca Mahuida (Radovani, 2004). Esto también sucedió con las tropillas de solteros.

Sosa y Sarasola (2005), predecían para el Parque un efecto negativo del fuego sobre la especie, éste estudio demuestra que la abundancia poblacional no sólo no se vio afectada

negativamente, sino que se observó un aumento de individuos. Esto verifica la importancia de los fuegos en ecosistemas adaptados a éste tipo de disturbios, y en los cuales eran recurrentes, incorporando manejos como las quemas prescriptas.

Para la región del Monte, Cunazza *et al.* (1995) discuten a cerca de un tamaño de pequeño a mediano para *Lama guanicoe*. Esto se evidenció dentro del área del Parque y resulta pequeño si se lo compara con zonas como La Payunia o Auca Mahuida (Radovani, 2004), pero también debe rescatarse que ésta población se encuentra en un avance numérico, situación que puede seguir expandiéndose si se tienen en cuenta los nuevos ecosistemas que se incorporan a la superficie del Parque Nacional.

Conclusiones

El fuego como componente natural de los ecosistemas de regiones semiáridas provocó dentro del Parque modificaciones en las diferentes áreas, posibilitando la incorporación de nuevos sitios para el uso del guanaco, renovando los hábitats para la vida silvestre, y proporcionando una alta calidad de los mismos. Se resalta la importancia de mantener la continuidad en la estimación de abundancia por medio de transectas lineales, como medio para definir la tendencia poblacional del guanaco, y de realizar monitoreos, ambos como herramientas para futuros manejos de la población. Como ya se ha recomendado para otros ungulados como el ciervo y el venado de las pampas (Carlson *et al.*, 1993; Pautasso *et al.*, 2002) y para el guanaco (Segundo *et al.*, 2004), se propone la utilización de quemas prescriptas para el manejo del hábitat y de la especie, resultando vitales para el mantenimiento de una población sana (Main y Tanner, 2003). Se plantea optimizar el manejo mediante el estudio de los regímenes del fuego por medio de técnicas dendroecológicas e imágenes satelitales, para evitar que la recurrencia de las quemas sea mayor a la de los fuegos naturales, es decir, que la escala de perturbación humana no supere a la de perturbación natural. Limitando las quemas durante los períodos de cría, para evitar la mortalidad de juveniles. Mediante la utilización de imágenes satelitales se caracterizaron nuevas áreas de uso, motivo por el cual se sugiere la protección de zonas críticas e indispensables que utiliza el guanaco en sus movimientos diarios. En conclusión se apunta tanto a la protección de la especie, como a la de su hábitat en el Parque Nacional Lihue Calel, como el método más efectivo para el mantenimiento de una población viable en el largo plazo y para la preservación de la diversidad biológica dentro de un área protegida.

Bibliografía

- Amaya J. N., J. von Thüngen y D. A. De Iam. 2001. Proyecto: Relevamiento y distribución de guanacos en la Patagonia. Informe preliminar. INTA-GTZ-TÖB. 12 pp.
- Baldi R., S. D. Albon y D. A. Elston. 2001. Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecología*, 129: 561-570.
- Bóo R. M. 1990. Algunos aspectos a considerar en el empleo del fuego. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 5 (1): 63-77.
- Burnham K. P., D. R. Anderson y J. L. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 72: 1-202.
- Buckland S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers y L. Thomas. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. 2nd ed. New York: Oxford University Press. 432 pp.
- Cabrera A. L. y A. Willink. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington. 122 pp.
- Cano E., H. D. Estelrich y H. Holgado. 1985. Acción del fuego en los estratos gramíneos y arbustivos de un bosque de Caldén. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 1: 81-95.
- Cajal J. L. 1985. Densidades. En: Estado actual sobre la investigación de camélidos en la República Argentina. J. L. Cajal y Amaya J. N. (Editores). Programa Nacional de Recursos Naturales Renovables. Secretaría de Ciencia y Tecnología. Buenos Aires. Pp.147-159.
- Cajal J. L. 1989. Uso de hábitat por vicuñas y guanacos en la Reserva San Guillermo, Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 2 (1): 21-31.
- Carlson P. C., G. W. Tanner, J. H. Wood y S. R. Humphrey. 1993. Fire in key deer habitat improves browse, prevents succession, and preserves endemic herbs. *Journal wildlife management*, 57 (4): 914-928.
- Caughley G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley and Sons, New York. 234 pp.
- Cunazza C., S. Puig y L. Villalba. 1995. Situación actual del guanaco y su ambiente. En: *Técnicas para el manejo del guanaco*. S. Puig (Ed.). UICN. Pp. 27-50.

- Dellafiore C. M. y N. O. Maceira. 1998. Problemas de conservación de los ciervos autóctonos de la Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 5 (2): 137-145.
- FAO/PNUMA. 1992. Estrategias para el manejo y Aprovechamiento Racional del Guanaco (*Lama guanicoe*). 162 pp.
- Frecentese M. A. y R. Milne. 1990. Efecto del fuego sobre un arbustal con predominio de jarillas (*Larrea spp*) y pajonal asociado (*Stipa spp*), en el Parque Nacional Lihue Calel (La Pampa, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 5 (1): 93-104.
- Franklin W. L. 1982. Biology, ecology, and relationship to man of the South American camelids. En: Mares M. A., Genoways H. H. (eds.) *Mammalian biology in South America*. Pymatuning Laboratory of Ecology, and University of Pittsburgh, Linesville, Pennsylvania. Special publication N° 6. Pp. 457-489.
- Funes M. C., P. D. Carmanchahi, G. Sánchez Aldao y O. Pailacura. 2003. Relevamiento poblacional de guanacos en la estancia Piedra del Águila, departamento Collón Cura, Neuquen. Departamento de Fauna Terrestre. Centro de Ecología Aplicada del Neuquen. Dirección Provincial de Producción. Secretaría de Estado de Coordinación y Producción. 15 pp.
- Gerrodette T. y B. Taylor. 2000. Estimación del tamaño de la población. En: K. L. Eckert, K. A. Bjørndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (Editores). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas. Publicación N° 4. Pp. 78-82.
- González A. 2004. Estimación de abundancia de guanacos (*Lama guanicoe*) en el sur de Neuquen utilizando un método calibrado de conteo aéreo. Tesis de grado. Centro Regional Universitario Bariloche. 46 pp.
- Gorondi A. Z. 1990. La reintroducción del fuego en el ecosistema bosque de Caldén. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*, 5 (1): 149-153.
- Kin A., M. Mazzola y G. Tamborini. 2004. El parque nacional Lihue Calel. En: *Temas pampeanos. Recursos hídricos, medio ambiente e historia*. Fundación Chadileuvú. Editorial Biblioteca pampeana. Pp. 89-109.
- Krebs Ch. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers. 665 pp.
- Ley N° 25.755. 2003. Aprobación del convenio entre la Nación Argentina y la provincia de La Pampa, sobre cesión de diversas parcelas de dicha provincia, a los fines de la ampliación del Parque Nacional Lihue Calel. Honorable cámara de diputados de la Nación.

- Main M. B. y G. W. Tanner. 2003. Efectos del fuego en la vida silvestre de Florida y su hábitat. University of Florida. Ifas Extension. 4 pp.
- Martínez Uncal M. C., M. Castro y R. A. Sosa. 2008. Estado del grado de manejo y vulnerabilidad de las áreas protegidas en La Pampa. Informe final de beca de iniciación a la investigación. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. 10 pp.
- Mermoz M., A. Perez, M. Romero y E. Ramilo. 2004. Informe sobre las consecuencias ecológicas de los incendios ocurridos en noviembre y diciembre de 2003. Administración de Parques Nacionales. www.conae.gov.ar.
- Nichols J. D., J. E. Hines, J. R. Sauer, F. W. Fallow, J. E. Fallow y P. J. Heglund. 2000. A double – observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *The Auk*, 117, 393-408.
- Ortega I. 1985. Social organization and ecology of a migratory guanaco population in southern Patagonia. Thesis for Master of Science, Iowa St. Univ., USA. 56 pp.
- Parera A. 2003. Efectos del fuego sobre la fauna silvestre. En: Fuego en los Ecosistemas Argentinos. Ediciones INTA. Pp. 119-131.
- Pautasso A. A., M. I. Peña, J. M. Mastropolo y L. Moggia. 2002. Distribución y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) en el norte de Santa Fe, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 9 (1): 64-69.
- Primack R., R. Rozzi, P. Feinsinger y F. Massardo. 2001. Manejo de áreas protegidas. En: Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas. R. Primack *et al.* (Editores). Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 497-519.
- Puig S. y F. Videla. 1995. Comportamiento y organización social del guanaco. En: S. Puig (Ed.) Técnicas para el manejo del guanaco. UICN. Pp. 97-118.
- Puig S., F. Videla. y M. I. Cona. 1997. Diet and abundance of the guanaco (*Lama guanicoe* Müller 1776) in four habitats of northern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 36: 343-357.
- Pujalte J. y A. Reca. 1985. Vicuñas y guanacos, distribución y ambientes. En: Estado actual sobre la investigación de camélidos en la República Argentina. J. L. Cajal y Amaya J. N. (Editores). Programa Nacional de Recursos Naturales Renovables. Secretaría de Ciencia y Tecnología. Buenos Aires. Pp. 25-49.
- Rabinovich J. 1980. Introducción a la ecología de poblaciones animales. Compañía Editorial Continental. México. 313 pp.

- Radovani N. 2004. Parámetros poblacionales del guanaco (*Lama guanicoe*) en el Área Protegida Auca Mahuida: efectos de las picadas petroleras y la topografía. Tesis de grado. Universidad de Buenos Aires. 26 pp.
- Raedeke K. 1978. El guanaco de Magallanes. Chile. Su distribución y biología. CONAF. Publicación Técnica N° 4. 182 pp.
- Saba S. L., M. Camazzana y R. Mazzanti. 1986. Contribución al conocimiento de los bosteaderos y revolcaderos de guanaco (*Lama guanicoe* Müller): disposición espacial y densidad en una población del sudoeste del Chubut. ECOSUR, Argentina. Pp. 75-80.
- Salguero J. y S. Rusak. 2003. Los fuegos en los Parques Nacionales: de la exclusión al manejo. En: Fuego en los Ecosistemas Argentinos. Ediciones INTA. Pp. 277-283.
- Segundo J., G. Castro y E. Cuéllar. 2004. Uso de hábitat por el guanaco (*Lama guanicoe*) en el suroeste del Parque Nacional Kaa - Iya, Santa Cruz, Bolivia. Memorias: Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica. Pp. 279-282.
- Sipowics A. 1994. Ecología y manejo del fuego en el ecosistema del caldenal. Boletín de divulgación técnica N° 51. Proyecto Caldenal. Estación Experimental Agropecuaria Anguil. Centro regional La Pampa-San Luis. INTA. 16 pp.
- Sosa R. A. y M. E. M. Pessino. 2002. Usos Folclóricos de la Fauna Silvestre en la Región del Monte Semiárido Pampeano. Provincia de La Pampa. Argentina. Revista Nowet, 1 (1): 10-14.
- Sosa R. A. y J. H. Sarasola. 2005. Habitat use and social structure of an isolated population of guanacos (*Lama guanicoe*) in the Monte Desert, Argentina. European Journal of Wildlife Research, 51: 207-209.
- Thomas L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, J. H. Pollar, J. R. Bishop y T. A. Marques. 2005. Distance 5.0. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University St. Andrews, UK.
- Walker S., A. Novaro, y J. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. Mastozoología Neotropical, 7 (2): 73-80.
- Zabalza M. I., J. C. Barreix y E. Cano. 1989. Relevamiento fitosociológico del Parque Nacional Lihue Calel. La Pampa. Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam, 4 (1): 69-94.
- Zar J. H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Princenton, New Jersey. 662 pp.