

Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



ECOLOGIA Y CONSERVACION
DEL VENADO DE LAS PAMPAS
(*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943)
EN LA BAHIA SAMBOROMBON,
PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Tesis presentada para optar al título de Doctor
de la Universidad de Buenos Aires en el área Cs. Biológicas.

Alejandro Rubén Vila

Director de tesis: Dr. Enrique Alberto Crespo
Consejero de estudios: Dra. Graciela Esnal

Lugar de Trabajo:
Fundación Vida Silvestre Argentina y EEA-INTA Bariloche

Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2006.

ECOLOGIA Y CONSERVACION
DEL VENADO DE LAS PAMPAS
(*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943)
EN LA BAHIA SAMBOROMBON,
PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Página de jurado y calificaciones

Jurados

Calificación

Ecología y conservación del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943) en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

RESUMEN

El objetivo de esta tesis fue estudiar la ecología del venado (*Ozotoceros bezoarticus celer*) en la Bahía Samborombón, Buenos Aires. El número medio de venados (entre 1993 y 2003) en la población se estimó en 247 ± 61 . La población mostró una declinación anual del 1,6 % y cambios en la distribución desde los años 80. El área de acción (AA) fue de $897,9 \pm 181,3$ hectáreas y los machos usaron AA mayores que las hembras. Los venados seleccionaron positivamente espartillares y talares. Los patrones de selección, ubicación y tamaño de las AA fueron alterados en presencia de vacunos.

Se comprobó la existencia de dimorfismo sexual en peso corporal y tamaño de cráneos. Según la muestra estudiada, la mortalidad estuvo sesgada hacia los machos y las hembras fueron más longevas que los machos (12 vs 10 años). La edad media de hembras y machos se estimó en 5,7 y 4,3 años respectivamente. Se confeccionaron las tablas de vida de la población y los valores de la tasa exponencial de incremento obtenidos sugieren que la población se encuentra estable. También se evaluó la viabilidad poblacional simulando 28 escenarios en VORTEX. Se observó una mayor sensibilidad al incremento de la mortalidad de hembras adultas y crías, la disminución de hembras en el pool reproductivo y el incremento del efecto de catástrofes. Un escenario de control de la caza redujo la probabilidad de extinción de la población del 92 al 0,2 %.

Los resultados obtenidos se discutieron en el marco de la conservación de la especie, la ecología de poblaciones pequeñas y las predicciones teóricas que vinculan los sistemas de apareamiento con la estructura social.

Palabras Claves: Venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus celer*, Bahía Samborombón, tamaño poblacional, estructura social, áreas de acción, dimorfismo sexual, tablas de vida, dinámica poblacional, análisis de viabilidad poblacional.

Ecology and conservation of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943) in Samborombón Bay, Buenos Aires Province.

ABSTRACT

The objective of this thesis was to study the ecology of Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*) in Samborombón Bay, Buenos Aires Province. The mean number of deer in the population was estimated in 247 ± 61 for the 1993-2003 period. The population showed an annual decline of 1.6 % and changes in its distribution since the eighties. Home range (HR) size was 897.9 ± 181.3 hectares. Males used larger HR than females. Pampas deer selected espartillares and talaes positively. The selection patterns, location and size of the HR changed in presence of cattle.

Evidence of sexual dimorphism in body weight and skull size was found. According to the studied sample, the mortality was biased toward males, and females had longer life spans than males (10 vs 12 years old). The mean ages of females and males were estimated in 5.7 and 4.3 years respectively. Life tables were constructed and the rates of increase were obtained. These suggested a stationary population. The viability of this population was also evaluated simulating 28 scenarios in VORTEX. A high sensibility was observed to the increase of the mortality of fawns and mature females, the decrease of females in the reproductive pool, and the increase of catastrophe effects. Poaching control reduced the probability of the population's extinction from 92 to 0.2 %.

The obtained results were discussed in contexts of species conservation, ecology of small populations, and the theoretical predictions that link mating systems with social organization.

Key Words: Pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus celer*, Samborombón Bay, population size, social organization, home range, sexual dimorphism, life tables, population dynamics, population viability analyses.

Agradecimientos

Resulta difícil enumerar a todas las personas que han hecho posible de una u otra manera la concreción del trabajo que se resume en esta tesis. A riesgo de cometer algún olvido, intentare plasmar aquí el entusiasmo, esfuerzo y dedicación que entregaron un gran número de personas para cristalizar este proyecto.

A Kike Crespo, quien aceptó salir del mundo marino para acompañarme en este desafío terrestre como mi director de tesis.

A Graciela Esnal por ayudarme a orientar mis estudios como doctorando.

A mi compañero de aventuras Mario Beade (*Marius badius*), quien me brindó su estímulo para seguir adelante, el consejo sabio cuando la fuerza comenzaba a flaquear, datos complementarios de vuelos que realizó por medio de una Beca de la Rufford Foundation y su conocimiento sobre la Bahía Samborombón y su gente.

A la visión comprometida de mis ex-compañeros de trabajo en la Fundación Vida Silvestre Argentina, particularmente Cristina Abaca y Alejandro Serret, quienes detectaron la necesidad de encarar este trabajo para establecer una estrategia de conservación para el venado de las pampas, confiaron en mi persona para concretarlo e hicieron posible que se convirtiera en un proyecto de tesis.

Al equipo de trabajo que me acompañó y permitió cristalizar la inmovilización exitosa de venados en Samborombón. Sin la amistad y entrega profesional de Billy Karesh, Marcela Uhart, Mario Beade, Gustavo Aprile, Alfredo Balcarce y Hernán Pastore no sólo no hubiera sido viable técnicamente, sino que también hubiera sido humanamente imposible soportar la carga de responsabilidad asociada con la manipulación de una especie amenazada de extinción.

Al Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires por autorizar la inmovilización de venados y, en particular, a Cristina Rentero y Miguel Piaggio por supervisar nuestra labor en el terreno.

A todos aquellos que compartieron viajes al mar de pastos, horas de charla, risas, lagrimas, encajadas, tormentas, mates, tortas negras, churrascos al disco y persecuciones de chanchos y perros, invirtiendo días y noches para seguir venados a mi lado, Alfredo Balcarce, Hernán Pastore, Pablo Vuillermoz, Patricia Nasca, Cristian Ostrosky, Alexandra Sapoznikow, María de la Paz Isola, Alejandro Gatto, Gustavo Aprile, Alejandro Serret y la “garrapata” Marqués.

A Graciela, Amancay y Nahuel, quienes abrieron su casa y su corazón para acompañar las locuras de Mario y sus “compinches”, me adoptaron como parte de su familia en un momento difícil de mi vida personal e hicieron mis estadías en Lavalle inolvidables.

A los propietarios y el personal de los establecimientos “La Linconia”, “Las Tijeras”, “El Divisadero” y “El Erandio” por su interés en la conservación del venado y habernos autorizado a trabajar dentro de sus tranqueras, en muchas ocasiones facilitando la logística necesaria para poder cumplimentar la actividad a campo.

También quisiera expresar mi reconocimiento al Aeroclub Dolores y los pilotos Frank Ulke y Guillermo Cortiglia, quienes desinteresada y profesionalmente nos hicieron recorrer la Bahía Samborombón desde el aire, nos marearon en más de una oportunidad y se acoplaron a nuestras indicaciones de vuelo con la mayor disciplina.

A Daniel Barrios Lamunière por su invaluable disposición para ayudarme a desarrollar la cartografía de vegetación y resolver problemas continuos de SIG, como así también a Gustavo Iglesias por introducirme en el apasionante mundo del Ozi y Anahí Pérez por acompañar mis primeros pasos en ArcView.

Al Laboratorio de Teledetección y SIG de la EEA-INTA Bariloche que me brindó, a través del apoyo de Javier Ayesa, la posibilidad de digitalizar varios mapas necesarios para desarrollar el análisis de selección de hábitat.

A la gente del Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico (CONICET), especialmente a Norma Bustos por realizar los cortes y preparados de dientes de venado; a Néstor García, Silvina Espósito, Mariano Coscarella y Silvana Dans por ayudarme a solucionar problemas logísticos y hacerme un espacio en sus escritorios, y a Susana Pedraza por contribuir a resolver algunos problemas estadísticos.

A todos aquellos colegas con los que tuve el gusto de mantener discusiones apasionadas sobre la biología y conservación del venado de las pampas.

Este trabajo de tesis fue realizado gracias al apoyo de las siguientes instituciones: la Fundación Vida Silvestre Argentina y el Programa Adopte un Venado de dicha institución, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y Wildlife Conservation Society (WCS).

A mi esposa Beatriz por revisar y corregir numerosos borradores de esta tesis.

A mis viejos, Héctor e Ilda, y a mi hermano Daniel por estar siempre a mi lado.

A Miki, Magui y Bea por las ausencias, los fines de semana pegado a la computadora, la falta de horarios y el estrés asociado.

Finalmente, quisiera agradecer a los venados por permitirme invadir su mundo, proporcionarme algunas pistas relacionadas con su apasionante forma de vida y darme la oportunidad de conocer un grupo humano tan maravilloso.

Dedicatorias

Dedico este trabajo a mis compañeras de la vida, “mis chicas”, Beatriz, Micaela y Magali. Sin su amor, comprensión y sacrificio nada hubiera sido posible.

Extiendo también esta dedicatoria a mi amigo Mario Beade. Sin su compromiso y esfuerzo silencioso de casi 30 años, la suerte del venado en Gral. Lavalle hubiera sido totalmente diferente.

Índice

Introducción General y Objetivos	1
Descripción de la especie bajo estudio	2
Distribución y subespecies	4
Estado de conservación	6
Objetivos	8
Estructura de la tesis	8
Bibliografía	10
Capítulo 1: Abundancia y distribución del venado de las pampas en la Bahía Samborombón	15
Introducción	16
Materiales y métodos	18
Resultados	24
Discusión	30
Bibliografía	37
Capítulo 2: El dimorfismo sexual del venado de las pampas en el marco de los sistemas de apareamiento	43
Introducción	44
Materiales y métodos	45
Resultados	56
Discusión	61
Bibliografía	67
Capítulo 3: Áreas de acción y selección de hábitat del venado de las pampas en la Bahía Samborombón	81
Introducción	82
Materiales y métodos	85

Resultados	90
Discusión	96
Bibliografía	100
Capítulo 4: Estructura y dinámica de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón	105
Introducción	106
Materiales y métodos	108
Resultados	116
Discusión	121
Bibliografía	126
Capítulo 5: Análisis de viabilidad de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón	133
Introducción	134
Materiales y métodos	136
Resultados	143
Discusión	151
Bibliografía	158
Conclusiones	165

Introducción General y Objetivos



INTRODUCCIÓN GENERAL

Descripción de la especie bajo estudio

El venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758) es un ciervo de tamaño mediano que pertenece a la subfamilia Odocoileinae. Esta subfamilia también agrupa a las siete restantes especies de cérvidos que habitan en la Argentina (Putman, 1988; Moreno, 1993; Geist, 1998; Dellafiore y Maceira, 2001). El desarrollo corporal de los ejemplares adultos alcanza entre los 30 y 40 kg de peso, 70 a 75 cm de altura a la cruz y 110 a 130 cm de longitud cabeza-cuerpo (Jackson, 1987). Además de la existencia de una gran variación intra e interpoblacional en el tamaño y peso reportado para esta especie (Cosse *et al.*, 1998; Márquez *et al.*, 2001), las hembras son ligeramente menores que los machos (Jackson, 1987; Jackson y Langguth, 1987).

El color del pelaje es bayo claro en la zona dorsal y los flancos, pero la cabeza y la cola son algo más oscuras (Cabrera, 1943; Jackson, 1987). La coloración del vientre, la parte inferior del cuello, posterior de los muslos e inferior de la cola es blanca; mientras que la cara interna de las orejas, áreas periorbitales y que rodean los labios son de un color “antecrema” muy claro (Cabrera, 1943). Sin embargo, existen variaciones geográficas e intrapoblacionales para este patrón general de coloración (Cabrera, 1943; Jackson y Langguth, 1987; Gonzalez *et al.*, 1992). También se ha registrado la presencia de individuos blancos (Whitehead, 1972; Rodrigues *et al.*, 1999).

Los machos adultos poseen un par de astas de unos 30 cm de longitud que, como en la mayoría de los cérvidos, se renuevan todos los años (Putman, 1988; Geist, 1998). Un asta está compuesta por tres puntas, garcetas o candiles, producto de una ramificación en la base de la misma y la bifurcación de su extremo terminal (Jackson, 1986), aunque también se han registrado individuos con puntas supernumerarias (Cabrera, 1943; Jackson, 1987). El volteo de las astas se produce entre los meses de abril y junio. Posteriormente se registra un período de crecimiento en “felpa” y los machos alcanzan el verano con las astas totalmente desarrolladas (Bianchini y Luna Pérez, 1972; Jackson,

1987; Moore, 2001). El dimorfismo sexual también se evidencia en esta especie a través de un mechón blanquecino en forma de remolino que presentan las hembras en la zona frontal (Figura 1).



Figura 1. Hembra de venado de las pampas.

Los machos también presentan glándulas preorbitales y metatarsales que segregan una sustancia untuosa de olor almizclado (Cabrera y Yepes, 1960; Langguth y Jackson, 1980; Moreno, 1993). La existencia de las glándulas metatarsales ha sido controversial, pues algunos autores describen su existencia (Herskovitz, 1958; Bianchini y Delupi, 1979) mientras que para otros están ausentes (Miller, 1930; Bianchini y Delupi, 1979; Langguth y Jackson, 1980). Además presentan glándulas nasales vestibulares ubicadas en el hocico, cuya función podría relacionarse con el reconocimiento individual (Langguth y Jackson, 1980).

La gestación dura aproximadamente siete meses y medio, y sólo se produce una cría por año. La mayoría de los cervatillos nacen de septiembre a noviembre y pesan entre 1.5 y 2 kg. (González Sierra, 1985; Fräderich, 1987; Jackson y Langguth, 1987). Al nacimiento las crías presentan dos hileras de manchas claras conocidas como “librea”, en el dorso y los flancos, que se mantienen hasta los tres meses de edad. A los siete meses los juveniles tienen el mismo aspecto de los adultos pero son de menor porte (Fräderich, 1981).

Distribución y subespecies

El venado de las pampas habitaba en un amplio rango de distribución que abarcaba los pastizales naturales abiertos y sabanas del centro y este de Sudamérica (Cabrera y Yepes, 1960; Jackson, 1987). Su distribución natural comprendía desde el Mato Grosso en Brasil hasta el río Negro en la Argentina, entre los 5 y 40° de latitud sur (Figura 2), incluyendo el centro y sudeste del Brasil, el sudeste de Bolivia, Paraguay y Uruguay, y el noreste y centro de la Argentina (Cabrera y Yepes, 1960; Jackson, 1987; Jackson y Langguth, 1987). Si bien este ha sido el rango de distribución reconocido históricamente, recientemente la especie también ha sido detectada en la isla Marajó (0° Sur) del estado de Pará en Brasil (Silva-Junior *et al.*, 2005).

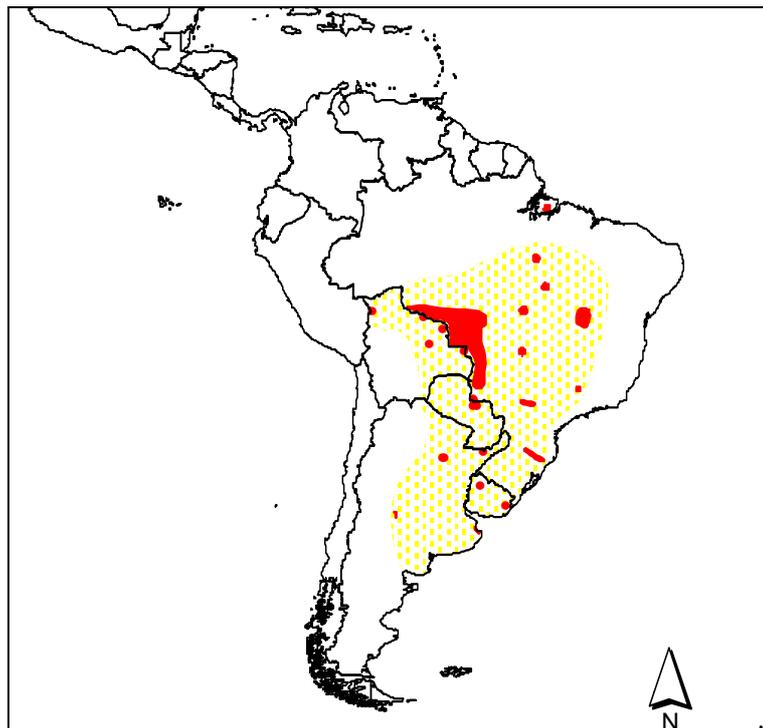


Figura 2. Distribución potencial histórica (amarillo) y actual (rojo) de *Ozotoceros bezoarticus*.

A partir de las características morfológicas y craneométricas, las variaciones de coloración del pelaje y la distribución geográfica, Cabrera (1943) describió tres subespecies: *O. b. bezoarticus*, *O. b. leucogaster* y *O. b. celer*. Su existencia fue posteriormente confirmada a través de estudios craneométricos y genéticos (González *et al.*, 1992; González *et al.*, 1998).

Oxotoceros bezoarticus bezoarticus habitaba la región del Cerrado brasileño (Jackson, 1987), mientras que *O. b. leucogaster* se distribuía desde el sur del Matto Grosso en Brasil, al sudeste de Bolivia y Paraguay, el noreste de la Argentina y el Uruguay (Cabrera, 1943; Jackson, 1987). La subespecie más austral del venado de las pampas (*O. b. celer*) fue el herbívoro más abundante de los pastizales pampeanos de la Argentina hasta el siglo XIX (Jackson y Langguth, 1987) y también incursionaba por las provincias fitogeográficas del espinal y el monte (Merino, 1993).

Las poblaciones del Uruguay fueron identificadas originalmente como pertenecientes a la subespecie *O. b. leucogaster* (González *et al.*, 1992), pero recientemente han sido descritas como dos nuevas subespecies (González *et al.*, 2002): *O. b. arerunguaensis* en El Tapado, Departamento de Salto, y *O. b. uruguayensis* en la Sierra de Los Ajos, Departamento de Rocha.

Si bien los reportes de naturalistas y viajeros indican que esta especie estaba ampliamente distribuida y era muy abundante (Darwin, 1839; Cabrera, 1943; Jackson, 1987), los factores de presión antrópica, junto con la conversión y fragmentación del hábitat, han conducido a que las poblaciones de venados de las pampas existentes en la actualidad sean pequeñas y estén aisladas (González *et al.*, 1993; Jackson y Langguth 1987; Figura 2).

La drástica disminución de esta especie estuvo asociada con la sobre-explotación. Entre 1860 y 1870 se llegó a exportar de la Argentina más de 2.000.000 de cueros (Daguerre, 1970). Los registros oficiales de embarque dan cuenta de la exportación de 61.401

cueros, en 1880, desde el puerto de Buenos Aires. Una explotación similar habría ocurrido en Brasil y Uruguay (Jackson, 1987). Las prácticas agrícola-ganaderas de los últimos 200 años también habrían contribuido a llevarlo al borde de la extinción pues, además de reducir el hábitat disponible, con la introducción del ganado doméstico aparecieron enfermedades como la aftosa que habrían afectado a los venados (Jackson y Langguth, 1987).

Para el caso específico de la Argentina, la distribución actual de la especie se encuentra restringida a cuatro núcleos poblacionales (Figura 2). Dos de ellos se corresponderían con *O. b. leucogaster* y se localizan en las provincias de Corrientes y Santa Fe (Merino y Beccaceci, 1999; Parera y Moreno, 2000; Pautasso *et al.*, 2002). Las otras dos poblaciones pertenecen a la subespecie *O. b. celer* y se ubican en el Departamento de Gral. Pedernera de la Provincia de San Luis y la Bahía Samborombón en la Provincia de Buenos Aires (Dellafiore *et al.*, 2003; Demarías *et al.*, 2003; Merino y Carpinetti, 1998; Giménez-Dixon, 1991; Jackson y Langguth, 1987).

Estado de conservación

La fuerte retracción numérica que ha sufrido la especie y el estado de aislamiento que presentan sus poblaciones remanentes, llevó a que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) la considere dentro del libro rojo de especies amenazadas. En la actualidad se considera que las subespecies del venado de las pampas presentan distintos grados de amenaza. En particular, *O. b. celer* ha sido categorizada como “en peligro” (criterios B1 ab, iii; IUCN 2006), mientras que *O. b. arerunguaensis* y *O. b. uruguayensis* han sido clasificadas como “en peligro crítico” (criterios B1ab, iii; IUCN 2006). En cambio, *O. b. bezoarticus* presenta datos deficientes como para ser clasificado y *O. b. leucogaster* esta considerado en “bajo riesgo” (IUCN, 2006). En 1975 el venado de las pampas también fue incluido en el Apéndice I de la Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas (CITES).

A nivel nacional *O. b. celer* ha sido categorizado como “en peligro” por la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (Ojeda y Díaz, 1997; Díaz y Ojeda, 2000). La Ley Nacional de Fauna 22.421 identificó al venado como una especie en notorio retroceso; mientras que las provincias de Buenos Aires (Decreto 7913/84), Corrientes (Decreto 1555/92) y Santa Fe lo declararon Monumento Natural Provincial, máxima figura de protección legal que se le puede brindar a una especie. En San Luis se prohibió la caza y la modificación de su hábitat (Decreto 3860/78), entre otras medidas, y posteriormente se lo declaró de interés público provincial (Ley 4778/87).

Adicionalmente, en la Provincia de Buenos Aires el venado de las pampas está protegido por el código rural. Esta medida fue complementada con la declaración de una veda total para su caza en la región comprendida entre la intersección de las rutas provinciales 36 y 11, San Clemente del Tuyú, la Ruta Provincial 11 y la Bahía Samborombón (Ley 11689/95 y Decreto 2846/97). Finalmente, la Municipalidad de General Lavalle lo declaró “Bien Patrimonio Histórico Cultural Natural” (Ordenanza 704/98 y Decreto 285/98).

También en Buenos Aires se hicieron importantes esfuerzos por establecer áreas protegidas para la conservación del venado. En 1979 la Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) creó la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú, a través de un convenio con la Ea. La Linconia y siguiendo las recomendaciones surgidas del “proyecto 1303” UICN-WWF-Provincia de Buenos Aires. Posteriormente, en 1985 y 1987 la FVSA adquirió primero 2000 y luego 1030 has., respectivamente, con el apoyo Diners Club Argentina y la Sociedad Zoológica de Nueva York (actualmente WCS). Por su parte, el Gobierno provincial creó la “Reserva Integral de Acceso Restringido Bahía Samborombón” (9.300 has.) y la “Reserva Provincial Rincón de Ajó” (2.312 has.) en 1982 (Decreto 1193/82). Todas estas reservas quedaron finalmente comprendidas dentro del “Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón” (Ley 12.016/97) de 244.000 hectáreas.

Objetivo general

Dada la problemática desarrollada en la introducción previa se planteó el siguiente objetivo general para esta tesis doctoral, cuyo estudio se enmarca en la ecología de la población de venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943) de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

Como objetivos específicos se planteó

1. Estimar el tamaño y la distribución actual de la población de *O. b. celer* de la Bahía Samborombón.
2. Determinar su estructura social.
3. Calcular las áreas de acción.
4. Estudiar el uso y la selección de hábitat.
5. Evaluar el dimorfismo sexual.
6. Establecer la estructura de edad y sexo de la población.
7. Estimar sus parámetros poblacionales.
8. Evaluar la viabilidad de la población bajo distintos escenarios.

Estructura de la tesis

El estudio de la biología y ecología de especies amenazadas constituye una herramienta central para determinar su estatus de conservación en términos académicos y contar con información de base para establecer estrategias de acción y manejo. Considerando la situación actual y las problemáticas previamente planteadas para la especie bajo estudio, durante el desarrollo de esta tesis se puso énfasis en el estudio de la ecología de una población pequeña y cerrada, que se encuentra aislada como consecuencia de la actividad humana y cuya futura viabilidad depende tanto de factores intrínsecos como extrínsecos.

Dentro de este marco, en el capítulo 1 se estimó la abundancia y distribución de *O. b. celer* en la Bahía Samborombón, a través de relevamientos aéreos, durante el período comprendido entre 1993 y 2003. La información obtenida también permitió estudiar la estructura social de esta población y evaluar, comparativamente, los cambios en densidad y distribución ocurridos en relación con la década del 80.

En el capítulo 2 se evaluó el uso que hace del hábitat esta especie. A través de la inmovilización, marcación con radiocollares, liberación y seguimiento de ejemplares se estimaron los tamaños de las áreas de acción de machos y hembras. Asimismo, se estudió la selección de hábitat de cada sexo y en el contexto del uso ganadero al que está sujeto el área de estudio. El tercer capítulo se concentró en el estudio del dimorfismo sexual por medio de un análisis morfométrico del tamaño y peso corporal, variables craneométricas y de las astas. Además, este análisis se enmarcó dentro de los sistemas de apareamiento, tamaño de grupo y estructura social de la especie, mediante los resultados provistos en parte por los capítulos 1 y 2.

El cuarto capítulo se centró en la determinación de la estructura de edades de la población, la construcción de tablas de vida y la estimación de los parámetros poblacionales mediante un modelo matricial simple. En el capítulo 5 se analizó la viabilidad de la población bajo distintitos escenarios y su sensibilidad frente a la modificación de distintos parámetros intrínsecos y extrínsecos, mediante el uso de software Vortex.

Por último, en la conclusiones finales se integran y discuten los resultados principales obtenidos en la tesis, en el contexto de la conservación de esta pequeña población de *O. b. celer* amenazada de extinción.

BIBLIOGRAFÍA

- Bianchini, J. J. y J. C. Luna Pérez. 1972a. El comportamiento de *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, en cautiverio. *Acta Zoológica Lilloana*, 29:5-16.
- Bianchini, J. J. y L. H. Delupi. 1979. El estado sistemático de los ciervos neotropicales de la tribu Odocoileini Simpson 1945. *Physis (C)* 38: 83-89.
- Cabrera, A. 1943. Sobre la sistemática del venado y su variación individual y geográfica. *Rev. Museo de La Plata, Secc. Zool.*, 3(18): 5-41.
- Cabrera, A. y J. Yepes. 1960. *Mamíferos Sudaméricos*, 2da. Edición, Tomo II. Ed. Ediar, 160 pp.
- Cosse, M., M. L. Merino y S. González. 1998. Diferenciación morfológica en poblaciones de venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus* Linneus 1758). XIII Jornadas Argentinas de Mastozoología. Misiones- Argentina, Pp. 91.
- Daguerre, J. B. 1970. El venado o ciervo de las Pampas. *Revista Diana* 363.
- Darwin, C. 1839. *Narrative of the surveying voyages of His Majesty's ships Adventure and Beagle between the years 1826 and 1836, describing their examination of the southern shores of South America and the Beagle's circumnavigation of the globe.* London. Henry Colburn.
- Dellafiore, C. M. y N. Maceira. 2001. *Los Ciervos Autóctonos de Argentina*. Editorial GAC, 95 pp.
- Dellafiore, C. M, M. Demarúa, N. Maceira y E. Bucher. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 10(1):41-47.
- Demarúa, M. R., W. J. McShea, K. Koy y N. O. Maceira. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* 115: 121-130.
- Díaz, G. B., y R. A. Ojeda (Ed.). 2000. *Libro rojo de los mamíferos amenazados*. SAREM, Argentina, 106 pp.
- Fräderich, H. 1981. Beobachtungen am Pampas Hirsch, *Blastoceros bezoarticus* (Linneus 1758). *Zoologische Garten* 20: 377 - 416.

- Frädriich, H. 1987. International Studbook of the Pampas Deer. Published by Zoologischer Garten Berlin, 32 pp.
- Geist, V. 1998. Deer of the World. Their Evolution, Behavior, and Ecology. Stackpole Books. USA.
- Gimenez-Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 pp.
- González, S., A. Gravier y N. Brum-Zorrilla. 1992. A systematic subspecific approach on *Ozotoceros bezoarticus* L. 1758 (Pampas deer) from South America. In: Ongules/Ungulates 91 Proceedings of the International Symposium. Ed. Spitz, F., G. Janeau, G. González y S. Aulagnier, pp. 129-132. SFEPM-IRGM, Toulouse, France.
- González, S., M. Merino, M. Jiménez-Dixon, S. Ellis y U. S. Seal. 1993. Population and habitat viability assessment for the pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). Workshop Report Captive Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, 171 pp.
- González S., J. E. Maldonado, J. A. Leonard, C Vilà, J. M. Barbanti Duarte, M. Merino, N. Brum-Zorrilla y R. K. Wayne. 1998. Conservation genetics of the endangered Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). *Molecular Ecology*, 7:47-56.
- González, S., F. Alvarez-Valin, y J. E. Maldonado. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. *J. of Mammalogy*, 83(4): 1127-1140.
- González Sierra, T. 1985. Venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus*) en semicautividad. Comunicaciones de estudios de comportamiento en la "Estación de Cría de Fauna Autóctona" de Piriapolis, 1 (1): 22 pp.
- Hershkovitz, P. 1958. The metatarsal glands in the white tailed deer and related forms of the Neotropical region. *Mammalia*, 22:537-546.
- IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- Jackson, J. E. 1986. Antler cycle in Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) from San Luis, Argentina. *J. Mamm.*, 67 (1): 175-176.
- Jackson, J. E. 1987. *Ozotoceros bezoarticus*. *Mammalian Species*, 295: 1-5.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros*

- bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: Biology and Management of the Cervidae. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Langguth, A. y J. Jackson. 1980. Cutaneous scent glands in pampas deer *Blastoceros bezoarticus* (L.,1758). Z. Säugetierkunde 45:82-90.
- Márquez, A., González, S. y J. M. Duarte. Análisis morfométrico en dos poblaciones de Venado de Campo (*Ozotoceros bezoarticus* L. 1758) del Brasil. VI Jornadas de Zoología del Uruguay. Sociedad Zoológica del Uruguay.
- Merino, M. L. 1993. Situación del venado de las pampas en la República Argentina. En: González, S., M. L. Merino, M. Gimenez-Dixon, S. Ellis y U. S. Seal. Population and Habitat Viability Assessment for the Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*). IUCN/SSC Captive Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 174 pp.
- Merino, M. L. y M. D. Beccaceci. 1999. El venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*, Linneus 1758) en la Provincia de Corrientes, Argentina: Distribución, población y conservación. Iheringia. Serie Zoología N° 87 (2): 1-11
- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 1998. Pampas deer population trend in Bahía Samborombón, Buenos Aires Province, Argentina. Deer Specialist Group News, N° 13: 8-9.
- Miller, F. W. 1930. Notes on some mammals of southern Matto Grosso, Brazil. J. Mamm. 11: 10-22.
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Moreno, D. I. 1993. Ciervos autóctonos de la República Argentina. Boletín Técnico FVSA 17: 44 pp.
- Ojeda, R. A., y G. B. Díaz. 1997. Libro rojo de mamíferos aves amenazados de la Argentina. Sección II: Mamíferos. pp: 73-154. FUCEMA, SAREM, AOP and APN (eds.), Buenos Aires.
- Parera A., y D. Moreno. 2000. El venado de las Pampas en Corrientes, diagnóstico de su estado de conservación y propuesta de manejo: Situación crítica. Publicación especial de la Fundación Vida Silvestre Argentina. 41 pp.
- Pautasso, A. A., M. I. Peña, J. M. Mastropaolo 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.
- Putman, R. 1988. The natural history of deer. Christopher Helm, Kent, 191 pp.
- Rodrigues, F. H. G., L. Silveira, A. T. Jacomo y E. L. A. Monteiro-Filho. 1999. Um Albino parcial de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*, L.) no Parque Nacional das Emas, Goiás. *Revta. Bras. Zool.* 16 (4): 1229-1232.
- Silva-Junior, J. S., S. A. Marques-Aguiar, G. F. S. Aguiar, L. N. Saldanha, A. A. Avelar y E. M. Lima. 2005. Mastofauna nao voadora das savanas do Marajo. III Congresso Brasileiros de Mastozoologia, Anais, Pp. 131.
- Whitehead, G. K. 1972. Deer of the world. Constable, London, 194 pp.

Capítulo 1

Abundancia y distribución del venado de las pampas en la Bahía Samborombón



Foto: A. Vila

INTRODUCCIÓN

La estimación de la abundancia resulta central para el estudio de la ecología de una población. Tanto para evaluar su tendencia como así también el impacto de una amenaza o el éxito de una medida de manejo, es necesario monitorear su tamaño a través del tiempo. Por esta razón, se han desarrollado diversos métodos para estimar la abundancia, la densidad y/o la densidad relativa de poblaciones animales (Caughley, 1977a; Krebs, 1989).

En el caso del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) surgió una marcada necesidad por conocer el estado y tamaño de los distintos núcleos poblacionales a partir de la década del setenta (Jackson y Langguth, 1987), debido a la creciente preocupación por su conservación (Cabrera, 1943; Holloway, 1975; Jungius, 1976; Jackson *et al.*, 1980). Esta necesidad también ha quedado manifestada en los planes de acción propuestos para la especie, que recomiendan la ejecución de programas de monitoreo y relevamiento (González *et al.*, 1993; Wemmer, 1998).

En la actualidad, las principales poblaciones de venados se encuentran presentes en Brasil (Merino *et al.*, 1997; Braga *et al.*, 2000). A pesar de ello sólo se han realizado unas pocas estimaciones de abundancia que no llegan a cubrir la distribución completa de la especie en ese país (González *et al.*, 1993; Rodrigues, 1996; Gonçalves Fructuoso, 1999; Mourao *et al.*, 2000).

Si bien las poblaciones de las dos subespecies presentes en el Uruguay se encuentran entre las más amenazadas (Jackson *et al.*, 1980; Jackson y Langguth, 1987; González *et al.*, 2002), también son escasas las estimaciones de abundancia (Jackson *et al.*, 1980; González *et al.*, 1993; Moore, 2001). Resulta aún mucho más preocupante la situación de los núcleos poblacionales existentes en Bolivia y Paraguay, ya que se desconoce totalmente su situación (González *et al.*, 1993).

Ozotoceros bezoarticus celer sólo persiste en dos núcleos poblacionales aislados (Jackson y Langguth, 1987) y, por esta razón, ha sido categorizado como una de las especies más amenazadas de nuestro país (Ojeda y Díaz, 1997; Díaz y Ojeda, 2000; IUCN, 2006). Para comienzos del siglo XX se hizo notoria la disminución numérica y del área de distribución de esta subespecie (Mac Donagh, 1940; Cabrera, 1943), pero recién en la década del 60 se desarrollaron las primeras acciones para evitar su extinción. A pesar de poner énfasis en la conservación *ex-situ* (Bianchini y Luna Pérez, 1972a), en esa época también se realizaron los primeros relevamientos aéreos de la población de la Bahía Samborombón (Bianchini y Luna Pérez, 1972b; Bianchini y Galván, 1976).

Durante los años 70's, el Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, el WWF y la UICN establecieron la necesidad de llevar adelante esfuerzos de conservación *in-situ* (Jackson, 1978a; 1978b), mientras se efectuaban una serie de monitoreos aéreos en Samborombón (Jackson y Langguth, 1987). Por otro lado, la Dirección de Recursos Naturales de la Provincia de Buenos Aires realizó estimaciones del tamaño de esta población, a través de relevamientos aéreos, durante la década del 80 (Gimenez-Dixon, 1991).

El tamaño de la población de *O. b. celer* existente en la Provincia de San Luis ha comenzado a evaluarse mucho más recientemente (Dellafiore, 1997; Dellafiore *et al.*, 2003), mientras que para las poblaciones de *O. b. leucogaster* de las Provincias de Corrientes y Santa Fe sólo se han realizado conteos puntuales y estimaciones de abundancia groseras (Merino y Beccaceci, 1999; Parera y Moreno, 2000; Pautasso *et al.*, 2002).

En este capítulo se expondrán los resultados de la estimación del tamaño y la distribución actual de la población de *Ozotoceros bezoarticus celer* (Cabrera, 1943) en la Bahía Samborombón, como así también la evaluación de su tendencia y estructura social.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

La Bahía Samborombón se ubica en la margen occidental del estuario del río de la Plata (Figura 1.1). El área de estudio involucra una superficie de 285 km² y comprende una estrecha franja de unos 100 km de largo, desde el río Salado (35° 45' S, 57° 22' W) hasta la Punta Rasa (36° 22' S, 56° 45' W), que abarca desde la costa del río de la Plata hasta la ruta 11. El ancho de esta faja es variable y se va ensanchando del norte al sureste, siendo de 1.6 km en el río Salado, 18 km en el canal A y alrededor de 13 km a la altura de la Ría de Ajó.

Esta área se encuentra surcada por una serie de canales de drenaje que corren en forma perpendicular a la costa (Figura 1.1). Además, existe un gran número de arroyos y cangrejales que se ven fuertemente influenciados por el efecto de las mareas. La vegetación predominante es herbácea y forma un mosaico de comunidades que se disponen en franjas paralelas a la costa, según las características edáficas del terreno (Vervoorst, 1967; Cagnoni y Faggi, 1993). Sólo existe una comunidad arbórea escasamente representada, que se ubica sobre albardones de conchilla y esta mayormente compuesta por talas (*Celtis tala*).

Debido al bajo valor forrajero de estos pastizales halófilos, los establecimientos de la región se dedican a la cría extensiva de vacunos. La falta de agua dulce condiciona la utilización de los potreros costeros que sólo reciben hacienda entre los meses de abril y noviembre. Dentro del área de estudio también se encuentran incluidas las reservas provinciales Samborombón (9380 has.) y Rincón de Ajó (2311 has.), y la Reserva Privada de Vida Silvestre Campos del Tuyú (3020 has.), mientras que la totalidad de la Bahía fue declarada Reserva Provincial en 1997.

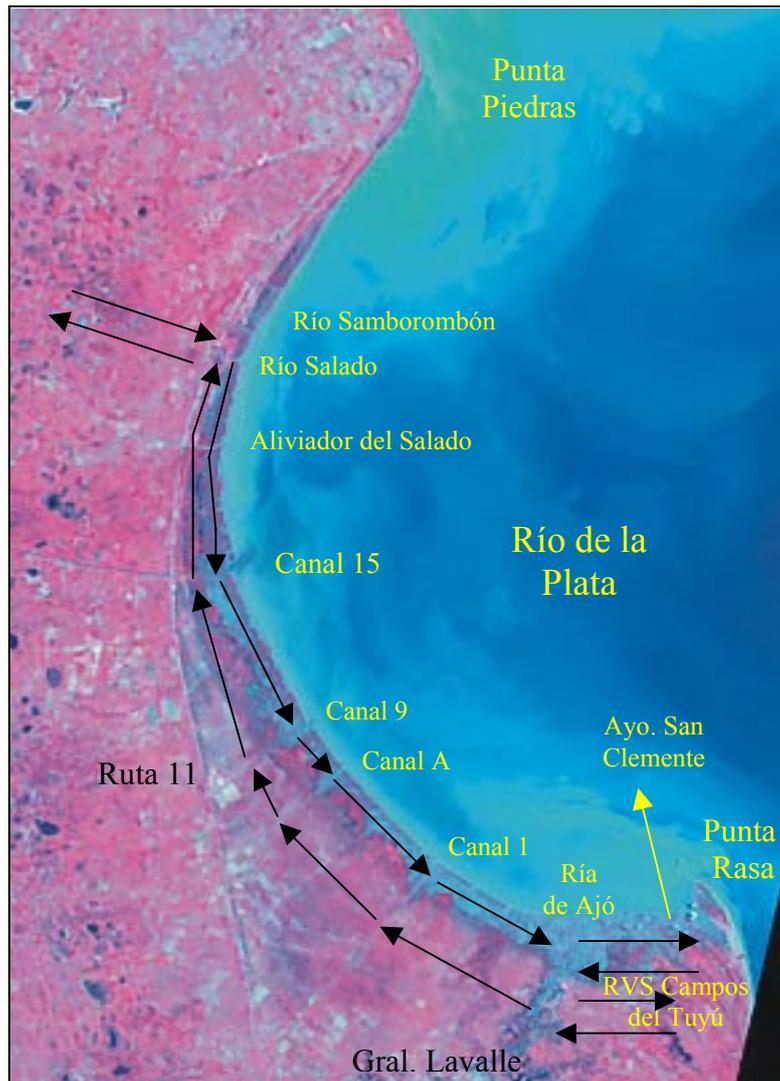


Figura 1.1. Área de estudio comprendida entre el Río Salado y la Punta Rasa de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. Las flechas en negro indican el diseño de vuelo utilizado para estimar la abundancia de la población de venados de las pampas.

Relevamientos aéreos:

Entre 1993 y 2003 se realizaron 21 vuelos entre el río Salado y el arroyo San Clemente en el marco del Programa Bahía Samborombón de la Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA). Los mismos cubrieron una superficie de 119 a 153 km² por

vuelo, abarcando entre un 42 y 54 % de la superficie total del área de estudio. Entre 1993 y 1996 se efectuaron dos a cuatro vuelos por año, pero a partir de 1997 sólo se realizó un relevamiento anual. En el vuelo planificado para noviembre de 1994 sólo se recorrió el sector comprendido entre el canal 1 y el arroyo San Clemente, debido a las condiciones meteorológicas. Durante los años 1999 y 2001 no se desarrolló ningún sobrevuelo. En 2003 la FVSA retomó los monitoreos aéreos con la intensidad previa a 1997.

Los muestreos se desarrollaron en forma sistemática, a través del recorrido de 12 a 15 transectas de tamaño diferente que corrían paralelas a la costa del río de la Plata (Figura 1.1). Seis de estas transectas fueron ubicadas a 350 metros de la línea de costa y las restantes a unos 1000-1500 metros. Con este diseño se obtuvo una mayor eficiencia de muestreo por hora de vuelo (Caughley, 1977a; Caughley 1977b). Siguiendo la metodología propuesta por Gimenez-Dixon (1991) para esta área de estudio, los límites entre las transectas quedaron establecidos por los principales cuerpos de agua perpendiculares a la costa que determinaron seis sectores de muestro (Figura 1.1).

Todos los vuelos se realizaron durante la mañana o la tarde, bajo condiciones meteorológicas y de visibilidad semejantes. Se acumularon 41 horas de vuelo en aviones de ala alta, a una velocidad y altura promedio de 110 km/h y 50 m respectivamente. Los vuelos realizados entre 1993 y 2000 se realizaron con avionetas biplaza Cessna 150 y PA-11 del Aeroclub Dolores e involucraron a los mismos pilotos y observadores. Para los vuelos efectuados los años 2002 y 2003 se utilizó una avioneta cuatriplaza Cessna 172 del Aeroclub Santa Teresita. En estos últimos conteos participó otro piloto y sólo el observador principal (Mario Beade) formó parte del equipo original que realizó los vuelos comprendidos entre 1993 y 2000.

A través de la ubicación de marcas en los parantes del avión se estableció una faja de conteo de 320 metros de ancho a cada lado de la línea de marcha (Figura 2.1, Caughley, 1977a). Todos los individuos avistados por el observador y el piloto dentro de dicha faja fueron registrados con un grabador portátil.

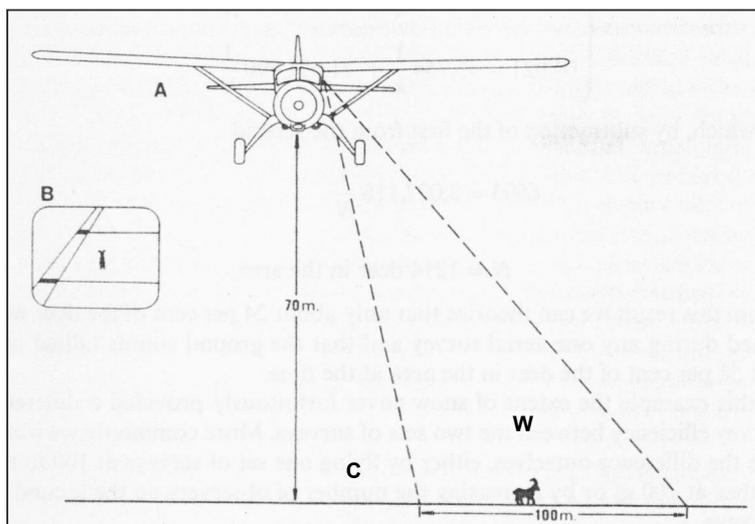


Figura 2.1. Ancho de la banda de conteo (W) y del área no visible (C), delimitadas por dos marcas en el tirante del ala (B), cuando la avioneta esta volando a una altura fija (A) (tomado de Caughley, 1977a).

En todos los casos posibles se estableció el sexo y la categoría de edad, adulta o juvenil, de los ejemplares. Los grupos fueron definidos por animales que se encontraban separados por una distancia interindividual inferior a los 30 metros, estimada visualmente en relación al tamaño de los ejemplares observados. Para determinar la proporción de sexos sólo se utilizaron los vuelos efectuados entre los meses de octubre y mayo (Gimenez-Dixon, 1991), fuera de la época de volteo de astas (Jackson, 1986; Jackson y Langguth, 1987).

Estimaciones de índices de densidad, abundancia y análisis estadístico:

El área de estudio fue dividida en dos estratos (Cochran, 1963; Jolly, 1969; Caughley, 1977a y b), pues durante relevamientos previos se observó una concentración diferencial de ejemplares entre la costa y los sectores ubicados tierra adentro (Gimenez-Dixon, 1991). La superficie del estrato costero comprendió 117,6 km², con un ancho variable de 500 a 1500 metros de norte a sureste; mientras que la del estrato más cercano a la ruta

11 cubrió una superficie de 167,4 km² y un ancho de 1000 a 8000 metros. El estrato costero esta constituido mayormente por espartillares costeros, playas de cangrejal de *Salicornia sp.* y manchones de cortadera; y el estrato interno comprende espartillares y pastizales que rodean albardones con montes de tala (Vervoorst, 1967; Cagnoni y Faggi, 1993). Del 50 al 53 % de la superficie del estrato costero se sobrevoló con seis transectas, mientras que del 34 al 54 % del estrato cercano a la ruta 11 se recorrió con seis a nueve transectas.

Para estimar un índice de abundancia de venados se utilizó el método de proporciones para unidades de muestreo desiguales (Jolly, 1969; Caughley, 1977b). La densidad y abundancia de los estratos propuestos se calculó de la siguiente manera:

$$\check{D} \text{ (Densidad Media)} = \frac{\text{Total de animales contados}}{\text{Superficie total relevada}} = \frac{\sum y_i}{\sum z_i}$$

Donde
 y_i = número de animales observados en la transecta i
 z_i = superficie de la transecta i
 i = número de muestra (1, 2, 3....., n)
 n = número total de transectas relevadas

$$\check{A} \text{ (Abundancia)} = \check{D} * Z$$

Donde
 Z = superficie total del área de estudio
 \check{D} = densidad media

$$\hat{S} \text{ (varianza de la abundancia total)} = N(N-1) / n(n-1) * (\sum y^2 + \check{D}^2 \sum z^2 - 2 \check{D} \sum yz)$$

Donde
 N = número de transectas posibles

La abundancia total del área de estudio se calculó como la sumatoria de los valores obtenidos para cada estrato. La abundancia y densidad de ejemplares se presentan como valores medios \pm desvío estándar o límites de confianza (LC). La densidad obtenida para los estratos costero e interno fue evaluada por medio de un ANOVA de un factor

(Zar, 1996), previa verificación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

Adicionalmente, a los fines de estudiar la distribución de los venados dentro del área de estudio, se calculó la densidad correspondiente para cada una de las transectas de ancho fijo, ubicadas dentro de los seis sectores relevados, para comparar con la información previa disponible (Gimenez-Dixon, 1991). A partir de estos valores se calculó la densidad media para cada sector, que involucra los valores de densidad obtenidos para cada estrato (costero e interno), como se detalla a continuación:

$$D_{vij} \text{ (densidad en vuelo } v \text{ para la transecta } i \text{ en zona } j) = \#_{ij} / S_{vij}$$

Donde $\#_{ij}$ = número de animales observados para la transecta i en la zona j
 S_{vij} = superficie de la transecta i en la zona j

$$\bar{D} \text{ (densidad media en vuelo } v \text{ para la zona } j) = \sum D_{vij} / n$$

Donde n = número de transectas realizadas en la zona j

Por medio de un ANOVA no paramétrico Kruskal-Wallis (Zar, 1996) se compararon los valores de densidad media por sector, obtenidos para el período de estudio comprendido por esta tesis y aquellos registrados entre 1985 y 1988 por Gimenez-Dixon (1991). Este mismo test fue utilizado para comparar el número de ejemplares observados bajo distintas condiciones de vuelo, como el horario (antes o después del mediodía), la nubosidad (menor o mayor a 4/8) y la estación del año (cálida: primavera/verano vs. fría: otoño/invierno).

La pendiente de la recta de regresión del logaritmo natural del número máximo de venados estimado por año, entre 1982 y 2003, fue utilizada como un estimador de la tasa exponencial de incremento media o “ r ” para evaluar la tendencia de esta población (Caughley y Sinclair, 1994; Caughley y Gunn, 1996). Se tomó el valor máximo de abundancia asumiendo que es el más cercano al verdadero tamaño de la población. Los

datos utilizados también incluyen los obtenidos por Gimenez-Dixon entre 1982 y 1988.

RESULTADOS

Estimación de abundancia para toda el área de estudio:

Entre marzo de 1993 y agosto de 2003 se contabilizó un promedio de 122 ± 26 (rango= 81-200) venados por conteo aéreo. Los mayores conteos registrados para los estratos costero e interno fueron de 115 y 93 individuos, respectivamente. En los relevamientos efectuados antes del mediodía se observaron menos ejemplares que en los realizados por la tarde (mediana= 117, rango= 81-200 vs. mediana= 128, rango= 104-152). En los conteos efectuados en días despejados (mediana= 125 vs. 106 en condiciones de nubosidad) o durante el verano (mediana= 124 vs. 114 en la estación fría) se observaron más animales. A pesar de ello no se registraron diferencias significativas en ninguno de los tres casos ($p > 0.05$). Si bien no fue posible controlar el efecto de los observadores y pilotos involucrados en los vuelos, no se encontró ningún patrón claro al analizar la tendencia de los resultados obtenidos. Sin embargo, resultan sumamente llamativos los valores máximos de abundancia observados en 1996 y 2003 (Figura 3.1). Estos valores representaron el menor y el mayor registro, respectivamente, para la serie de datos evaluada.

Las estimaciones de abundancia fluctuaron entre 162 ± 74 (LC) y 445 ± 387 (LC) individuos (Tabla 1.1). El número medio de venados calculados para Bahía Samborombón durante el período de estudio fue de 247 ± 61 ejemplares. El análisis de regresión lineal simple mostró una declinación del número de venados entre 1982 y el 2003 (Figura 3.1). Sin embargo, la pendiente de la función que relaciona el logaritmo natural de la abundancia con el tiempo no difirió significativamente de cero y el R^2 sólo

alcanzó un valor de 0.22. El valor de la tasa exponencial de incremento media o “r” fue igual a -0.016 e indicó una pérdida anual del 1.62 %.

Tabla 1.1. Estimaciones de abundancia obtenidas para la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón, Buenos Aires, para el período de estudio comprendido entre los años 1993 y 2003.

#Vuelo y fecha	Total observado	Abundancia	Intervalo de confianza	Error Standard
1. Marzo 1993	139	279	112	50.8
2. Junio	114	223	47	21.6
3. Septiembre	91	174	43	19.7
4. Diciembre	138	264	117	54.0
5. Marzo 1994	120	230	93	43.1
6. Julio	106	205	75	34.9
7. Diciembre	126	259	109	49.6
8. Mayo 1995	97	214	84	38.2
9. Julio	81	162	74	34.3
10. Septiembre	136	266	128	59.2
11. Diciembre	104	215	105	47.7
12. Abril 1996	97	189	75	34.8
13. Diciembre	108	202	96	45.0
14. Mayo 1997	135	281	139	63.2
15. Enero 1998	124	239	157	72.6
16. Junio 2000	152	324	193	87.5
17. Noviembre 2002	121	243	193	87.8
18. Marzo 2003	200	445	387	175.8
19. Junio	130	274	217	98.7
20. Agosto	127	251	161	73.2

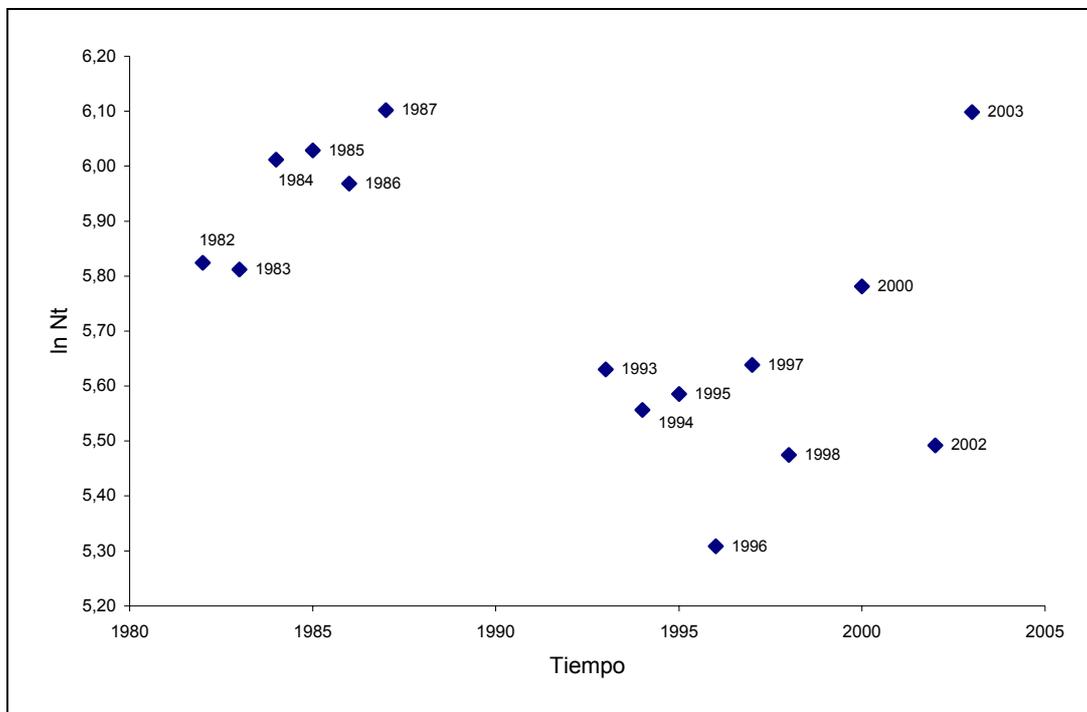


Figura 3.1. Logaritmo natural de la abundancia máxima anual de venados de las pampas entre 1982 ($t=1$) y 2003 ($t=22$). Los datos comprendidos entre 1982 y 1987 corresponden a Gimenez-Dixon (1991) y los restantes fueron obtenidos a partir de esta tesis. La función de ajuste lineal es $\ln Nt = 5.94 - 0.016 * t$.

Densidad por estratos y sectores:

La densidad media de venados registrada para el estrato costero fue mayor que la observada en el estrato interno, 1.38 ± 0.36 (rango=0.40–1.83) y 0.51 ± 0.29 (rango=0.18-1.46) individuos por km^2 respectivamente (ANOVA, $F= 69.8$; $p<0.01$). Sólo durante el vuelo realizado en julio de 1995 se observó un incremento de la densidad en el estrato interno que llegó a superar la densidad en la costa (Figura 4.1.).

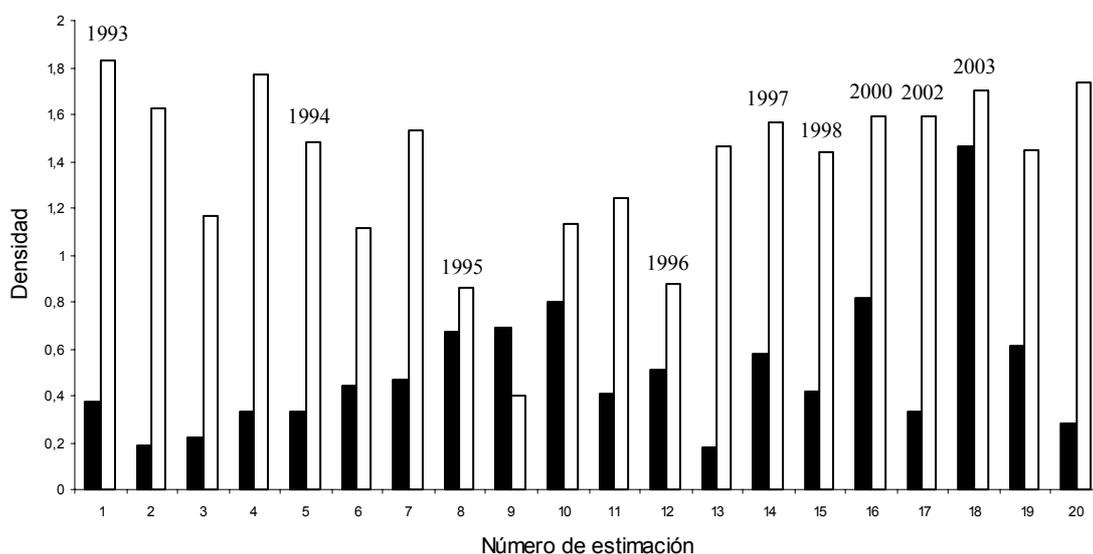


Figura 4.1. Densidad de venados de las pampas (ind./km²) obtenida para los estratos costero (blanco) e interno (negro) de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires, entre 1993 y 2003. Las fechas de las estimaciones están presentadas en la Tabla 1.1.

Las densidades de venados obtenidas en este estudio para los distintos sectores evaluados evidenciaron cambios en la distribución de ejemplares entre los años 80 y 90 (Tabla 2.1.). El sector que presentó mayor densidad de individuos en los años 90 estuvo comprendido entre el Canal A y la Ría de Ajó. En cambio, el área ubicada entre los canales 9 y 1, junto con la zona denominada Campos del Tuyú, fueron los sectores con más alta densidad observada en los relevamientos de los años 80. Una disminución significativa del número de venados fue registrada en el sector Canal 9-A y en Campos de Tuyú ($p < 0.01$), mientras que un aumento de la densidad sólo fue registrado para la zona ubicada entre el Canal 1 y la Ría de Ajó ($p < 0.01$).

Tabla 2.1 Densidad media de venados (ind./km²) \pm desviación standard obtenida para cada sector de estudio en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. Los valores del período 1985-88 corresponden a Giménez Dixon (1991). Los números entre paréntesis indican el número de datos y las diferencias significativas ($p < 0.01$) se expresan con letras distintas para una misma fila.

Sector	1985-88	1993-2003
1) Río Salado - Canal 15	0.60 \pm 0.29 a (9)	0.55 \pm 0.33 a (20)
2) Canal 15 - Canal 9	0.69 \pm 0.27 a (9)	0.49 \pm 0.25 a (20)
3) Canal 9 - Canal A	2.55 \pm 1.01 a (10)	0.27 \pm 0.30 b (20)
4) Canal A - Canal 1	1.05 \pm 0.46 a (10)	1.00 \pm 0.39 a (21)
5) Canal 1 - Ría de Ajó	0.56 \pm 0.36 a (10)	2.34 \pm 1.19 b (21)
6) Campos del Tuyú	1.69 \pm 0.95 a (10)	0.41 \pm 0.61 b (21)

Estructura social, tamaño y composición de grupo:

Entre 1993 y 2001 se observaron 969 grupos de venados de las pampas en 17 relevamientos aéreos. La proporción de sexos fue de 1:1.5 y la relación cría:hembra de 1:6.9. El tamaño medio de grupo fue de 1.91 ± 1.15 (rango= 1-16). Los ejemplares solitarios y las agrupaciones de dos individuos fueron los más frecuentes, acumulando el 43 y 35 % de las observaciones respectivamente, mientras que los grupos que involucraron crías/juveniles representaron menos del 10 % (Figura 5.1). En particular, los machos y hembras adultos solitarios constituyeron el 27.5 % de las observaciones.

También se registró una proporción importante de grupos mixtos, parejas macho/hembra y grupos de hembras. En cambio, las duplas madre/cría, macho/cría y grupos de machos fueron raramente observados. Los avistajes que involucraron ejemplares no identificados representaron el 36 % de las observaciones. El 63 y 26 % de estos últimos grupos

estuvieron conformados por 2 y 3 individuos, respectivamente.

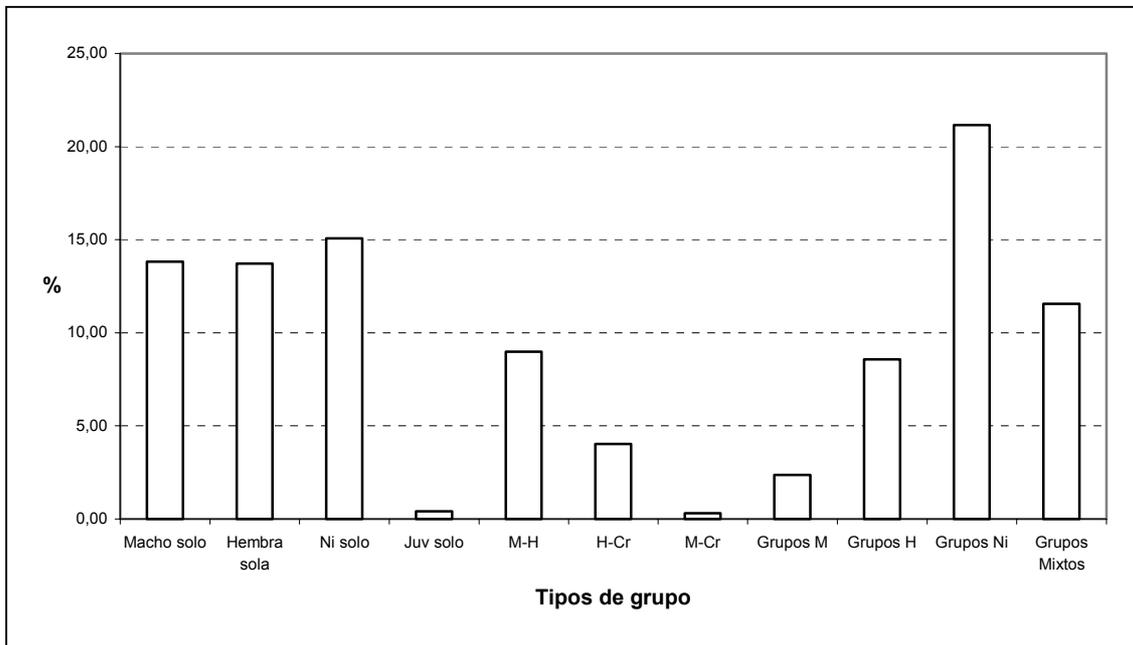


Figura 5.1. Frecuencias observadas para distintas composiciones de grupo de venados de las pampas, entre 1993 y 2001, en la Bahía Samborombón (n= 969). Ni: no identificado, Juv: juvenil, M: macho, H: hembra, Cr: cría, Mixto: involucra grupos de más de tres ejemplares de distinta categoría de edad y sexo. Los grupos de Ni estuvieron conformados por 2 a 16 individuos.

La distribución de las distintas categorías de tamaño de grupo mostró variaciones estacionales ($\chi^2 = 41.48$, $p < 0.01$). En general, los venados mostraron una tendencia a ser solitarios o formar parejas durante el verano y el otoño (48.4 % de 411 grupos observados), período que coincide mayormente con el celo y las interacciones agonísticas entre machos. En cambio, tanto en invierno como en primavera se observó un incremento de los grupos compuestos por tres ejemplares, coincidentemente con el período de gestación y parición. Las agrupaciones de mayor número de individuos (5 a 16) se registraron durante el otoño, en pleno período de (Figura 6.1).

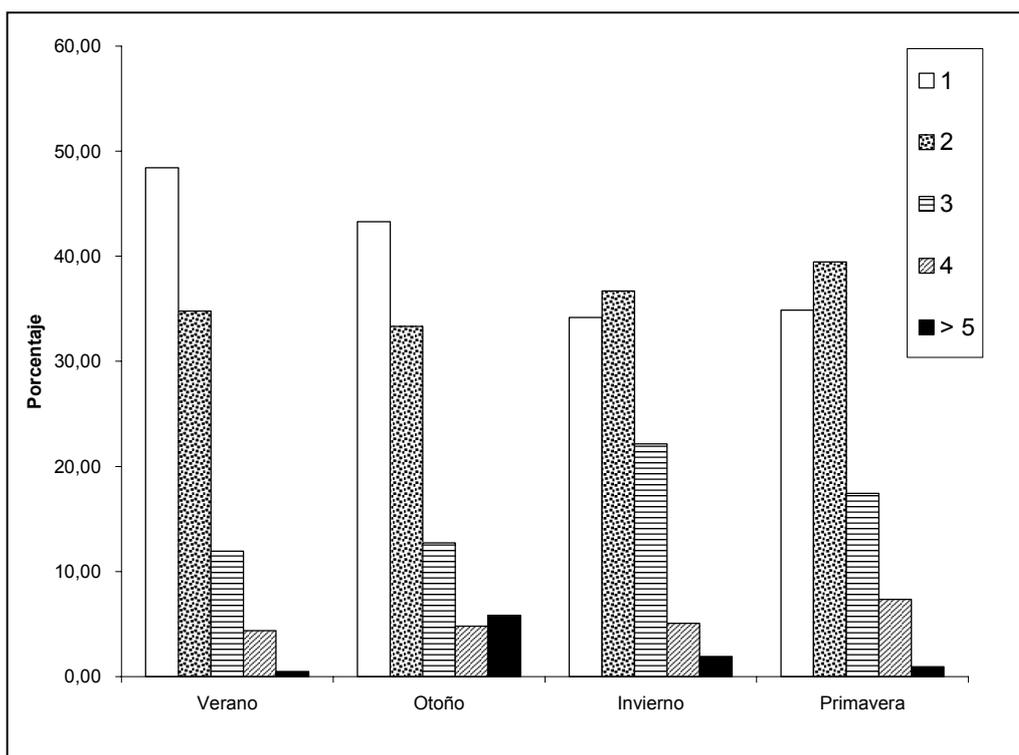


Figura 6.1. Distribución estacional de los distintos tamaños de grupo de venados de las pampas en la Bahía Samborombón (n= 969).

DISCUSIÓN

A diferencia de lo observado en los relevamientos aéreos realizados en las décadas del 70 y 80 (Jackson y Langguth, 1987; Gimenez-Dixon, 1991), la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón habría sufrido una reducción anual del 1.62 % hacia el 2003. El tamaño medio poblacional actual se estimó en 247 ejemplares, mientras que en los 80' la abundancia media llegó a 330 individuos (Gimenez-Dixon, 1991). A pesar de ello, los valores máximos observados en ambos períodos fueron similares, 445 venados según la estimación de marzo del 2003 y 446 en 1987.

Durante los vuelos realizados en los años 80 se utilizaron avionetas Cessna 182 de cuatro plazas y helicópteros con dos personas exclusivamente dedicadas a la observación y conteo de venados (Gimenez-Dixon, 1991). Este autor no registró diferencias significativas entre las densidades obtenidas con ambos tipos de aeronaves. Merino y Carpinetti (1998) también utilizaron un avión cuatriplaza, dos observadores y el mismo patrón de vuelo que Gimenez-Dixon (1991). A pesar de ello, registraron una clara disminución del número de ejemplares después de efectuar 36 vuelos entre 1995 y 1996. Estos resultados son coincidentes con la declinación observada en esta tesis. Si bien en este último caso se utilizó un avión biplaza con dos observadores, uno de ellos el piloto del avión, los conteos obtenidos superaron los reportados por Merino y Carpinetti (1998). Tales diferencias podrían estar basadas en las condiciones de observabilidad durante los vuelos, la destreza de los observadores o la intensidad de muestreo.

La fluctuación del número de venados observada durante el período de estudio de esta tesis también podría estar dada por condiciones de observabilidad o destreza de los observadores. Sin embargo, al evaluar el efecto del horario de vuelo, estación del año y nubosidad no se registraron diferencias entre conteos. El efecto del piloto y los observadores no pudo ser controlado, pero al analizar la información disponible no se encontró ningún patrón particular. En ese sentido, es importante destacar que Frank Ulke piloteó el avión en 14 de los 16 vuelos realizados de 1993 al 2000 y que contaba con experiencia previa como observador en los vuelos realizados en los años 80. El puesto de observador fue ocupado principalmente por el autor de la tesis y, alternativamente, por Mario Beade, quien participó como observador en 18 de los vuelos de Gimenez-Dixon (1991). En síntesis, la experiencia de los observadores no parece haber jugado un rol importante en las fluctuaciones observadas y quizás podrían deberse a la observabilidad propia de los animales, pues tanto Gimenez-Dixon (1991) como Merino y Carpinetti (1998) también observaron variaciones numéricas entre conteos sucesivos.

En ocasiones, los conteos sucesivos de una población pueden mostrar una variación considerable a lo largo del tiempo, mayormente asociada a variaciones ambientales

interanuales, sobre todo en poblaciones pequeñas (Morris *et al.*, 1999; Lacy, 2000). Sin embargo, es difícil explicar por esta razón la caída abrupta observada en 1996 para la población de venados de Samborombón, pues no se registraron eventos de mortalidad masiva de ejemplares o incrementos en el número de restos de venados muertos encontrados en el campo, como así tampoco diferencias importantes en las condiciones de vuelo.

Tampoco resulta sencillo explicar el valor máximo de 445 venados obtenido para el 2003. Si bien esta estimación fue realizada con un avión cuatriplaza y dos observadores, uno de ellos muy experimentado y el otro novato, los restantes vuelos realizados bajo la mismas condiciones durante ese año, arrojaron valores del 65 al 80 % menores pero semejantes a los registrados entre 1993 y 2000. Nuevamente, tampoco se registraron eventos masivos de mortalidad ni un sorpresivo incremento de crías y juveniles. En ese vuelo en particular sólo se produjo el cambio del observador acompañante. Esta persona no había volado previamente y podría haber realizado algunos conteos dobles, aunque el equipo de trabajo involucrado atribuye estas diferencias a las “inmejorables” condiciones de observabilidad registradas (Beade *com. pers.*).

Los conteos aéreos sólo permiten obtener estimaciones de abundancia y la utilización de una misma metodología en forma continua permitiría evaluar la tendencia de una población, tal como lo sugiere Caughley (1977a). Aunque existen estimaciones del tamaño poblacional previas para el venado de las pampas, resulta difícil establecer comparaciones con aquellas realizadas entre 1968 y 1979 debido a que las metodologías utilizadas fueron muy dispares (Gimenez-Dixon, 1991). Si bien en esta tesis fue posible comparar los períodos de estudio comprendidos entre los años 80 y 90, dada la similitud del enfoque metodológico contemplado en ambos períodos, es importante considerar las limitaciones asociadas con los problemas de observabilidad mencionados anteriormente. Por ejemplo, si no se consideran los valores extremos de abundancia obtenidos para 1996 y el 2003, el valor de r es igual a -0.022 , la pendiente difiere significativamente de cero y el R^2 es 0.58 , indicando una reducción anual de 2.2% en lugar de 1.62% .

Todos los autores que han trabajado en esta área de estudio coinciden en que los valores obtenidos representan una subestimación del verdadero tamaño poblacional (Bianchini, 1975; Jackson 1977; 1978c; Gimenez-Dixon, 1991). A pesar de ello, la aplicación de factores de corrección apropiados y la determinación del error asociado a las estimaciones de abundancia requiere de mayor experimentación (Caughley y Goddard, 1972; Caughley, 1974; Caughley *et al.*, 1976), la utilización de metodologías más apropiadas (Pollock y Kendall, 1987; Buckland *et al.*, 1993) o la combinación de distintos métodos de estimación (Dellafiore, 1997; Moore, 2001). Estos aspectos deben ser considerados en la planificación de futuras estimaciones de abundancia de venados en Samborombón.

Esta población sería la segunda en importancia numérica para la especie en nuestro país, considerando que la de San Luis rondaría los 500 a 1600 individuos (Dellafiore, 1997; Dellafiore *et al.*, 2003), la de Corrientes unos 220 (Merino y Beccaceci, 1999; Parera y Moreno, 2000) y la de Santa Fe un número muy reducido animales (Pautasso *et al.*, 2002). Dado que las poblaciones de San Luis y Samborombón son las únicas que corresponden a *O. b. celer* (González *et al.*, 1998), en la actualidad sólo subsistirían entre 730 y 1830 venados de esta subespecie a nivel mundial.

La reducción del tamaño de las poblaciones de venados de las pampas también ha sido registrada en otras áreas dentro de su rango actual de distribución. La población más grande conocida para esta especie se encuentra en el Pantanal de Brasil y habría declinado a una tasa del 30 % anual entre 1991 y 1993 (Mourão *et al.*, 2000). El núcleo poblacional del Tapado, en Uruguay, también disminuyó entre 1990 y 1994 (Moore, 2001).

Desde los años 70 se vienen registrando cambios en la distribución de la población de venados de Samborombón. Bianchini y Luna Pérez (1972b) reportaron la existencia de dos núcleos poblacionales aislados dentro de la Bahía, uno al norte (entre el río Salado y el canal A) y otro al sur (Campos del Tuyú). En cambio, Gimenez-Dixon (1991) encontró, a semejanza de lo observado en esta tesis, que esta población se extendía en

forma continua desde el río Salado hasta el arroyo San Clemente.

Las comparaciones de densidad entre sectores para los períodos de estudio comprendidos por esta tesis y por Gimenez-Dixon (1991) están limitadas desde el punto de vista metodológico a los datos disponibles para los 80, pues se recurrió a obtener un valor de densidad media por sector que engloba los valores de dos estratos diferentes. Sin embargo, a futuro se debería considerar la variación de densidad entre los sectores costero e interno.

La declinación del número de individuos para el sector comprendido entre los canales 9 y A podría haberse originado por un brote de aftosa y/o el efecto de la caza furtiva. El personal de los establecimientos rurales de la zona describe la ocurrencia de una mortandad de venados asociada con un brote de fiebre aftosa entre 1988 y 1990 (Merino *et al.*, 1993). La mortandad de venados por dicha enfermedad ha sido descrita por distintos autores (Sáenz, 1967; Bianchini y Luna Pérez, 1972a). Adicionalmente, los registros de mortalidad indican que el impacto de la caza furtiva es mayor en el sector comprendido entre el Canal 1 y el Río Salado (Beade *com. pers.*).

La disminución de la abundancia de venados en la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú (CDT) estaría asociada con una reducción de la calidad y cantidad de forraje disponible (Beade y Vila, 1995; Nasca, 2001). A partir de 1987 se impidió el acceso del ganado doméstico a la reserva pero no se tomaron medidas de manejo que reemplacen el efecto del pastoreo sobre el pastizal. El manejo de los pastizales en los campos vecinos a CDT, como el pastoreo, corte y/o uso del fuego, facilitaría la disponibilidad de forraje tierno y de alto valor nutritivo que podría haber originado la redistribución observada en esta área, tal como ha sido sugerido por otros autores (Jackson y Langguth, 1987; Redford, 1987; Jackson y Giulietti, 1988; Gonçalves Fructuoso, 1999; Nasca, 2001). El incremento de la densidad de venados observado entre la Ría de Ajó y el Canal 1, como así también la ampliación del área de distribución hacia campos lindantes con la reserva CDT, sustentaría esta idea.

Actualmente, el 90 % de la población de venados de Samborombón está protegida dentro del área de influencia de la reserva CDT y los guardaparques de la Fundación Vida Silvestre Argentina, entre Punta Rasa y el Canal 1 (Beade *com. pers.*). Los esfuerzos educativos realizados por esta institución en la región también habrían contribuido a reducir el impacto de la caza furtiva (Cafferata y Polemann, 1998). En cambio, la falta de implementación de las reservas provinciales atentaría contra la recuperación de esta especie al NW del Canal 1.

La incorporación de cuatro guardaparques provinciales en el 2001 marcó un cambio de rumbo en la política de conservación para Samborombón, pero no necesariamente para la viabilidad futura del venado de las pampas. En particular, la tendencia observada en la densidad de animales presente en el norte de la Bahía no es nada alentadora y podría ser considerada como un indicador de su potencial extinción local en un futuro cercano.

La composición y el tamaño de los grupos observados fueron semejantes a los reportados por otros autores para esta misma subespecie (Cabrera y Yepes, 1960; Jackson y Langguth, 1987; Gimenez-Dixon, 1991). Los tamaños de grupo observados para Uruguay también coinciden con los hallados en este estudio (Moore, 2001), aunque en Brasil fueron algo menores (Redford, 1987). A diferencia de lo registrado por Jackson y Langguth (1987) y Dellafiore (1997), que no encontraron tendencias estacionales de agrupación, el venado de las pampas en la Bahía Samborombón mostró un patrón de incremento del número de grupos hacia el invierno y la primavera. Un patrón de agrupación semejante fue observado anteriormente por Gimenez-Dixon (1991) en Samborombón y por Moore (2001) en El Tapado, mientras que en Brasil se observaron hasta 50 individuos agrupados durante la estación húmeda (Redford, 1987).

La organización social de los ungulados, y de los cérvidos en particular, está determinada por el tipo de ambiente, la estrategia de evasión de la predación y el tipo de alimentación (Jarman, 1974 ; Putman, 1988; Moore, 2001). Asimismo, el tamaño de grupo también es un indicador del grado de dimorfismo sexual presente en una especie, que a su vez es una consecuencia de la selección sexual y refleja el tipo de sistema de apareamiento y el

grado de poliginia existente (Clutton-Brock y Albon, 1982; Clutton-Brock *et al.*, 1982; Wemmer y Wilson, 1987). Si bien no han sido realizados estudios sobre el dimorfismo sexual y el tipo de sistema de apareamiento existente en el venado de las pampas, los tamaños de grupo encontrados son coherentes con las predicciones teóricas, el tipo de hábitat y alimentación reportados para la especie (Putman, 1988; Moore, 2001; Merino, 2003). Es decir, las especies de tamaño corporal mediano que utilizan áreas abiertas presentarían un tipo de alimentación pastoreador selectivo y conformarían grupos de 1 a 6 individuos (Jarman, 1974; Moore, 2001).

La proporción macho hembra registrada por este estudio fue similar a la observada en San Luis (Dellafore, 1997) y Uruguay (Moore, 2001), pero resultó algo mayor a la observada para esta misma población en estudios previos (Gimenez-Dixon, 1991; Bianchini y Luna Pérez, 1972b) y para *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* en Brasil (Redford, 1987). Según Gimenez-Dixon (1991) la población de Samborombón habría sufrido una disminución de la proporción de hembras hacia fines de los 70's y los 80's.

Es importante considerar que todas las poblaciones mencionadas están expuestas a eventos de cacería y que las diferencias observadas en cuanto a la relación de sexos quizás podrían estar originadas por la presión diferencial de caza sobre machos y hembras, como así también la intensidad e impacto de la misma sobre los distintos sitios de estudio.

En síntesis, la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón mostró una disminución numérica desde los años 80 hacia el 2003. Sin embargo, es importante destacar que los valores de abundancia obtenidos durante la década del 90 se mantuvieron relativamente constantes, probablemente como una consecuencia de las políticas de conservación implementadas por la FVSA (control de perros y caza furtiva, campañas de concientización regionales, etc.). También se habría registrado una redistribución de esta población, posiblemente motivada por factores de presión antrópica, como la caza y el manejo de las estancias y reservas provinciales, en la porción norte de la distribución de la especie. A pesar de los esfuerzos de conservación realizados

desde la década del 70, aún se requiere de la eliminación completa de tales factores de presión para poder direccionar positivamente la respuesta de esta población.

BIBLIOGRAFÍA

- Beade, M. S., y A. R. Vila. 1995. *Ozotoceros bezoarticus celer*: Variación del uso de hábitat en relación al manejo del pastizal. Resúmenes de las X jornadas Argentinas de Mastozoología. 14-17/11/95, La Plata.
- Bianchini, J. J. 1975. Informe sobre el estado actual del ciervo de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) en la Provincia de Buenos Aires.
- Bianchini, J. J., y J. C. Galván. 1976. Censo aéreo de una población de ciervos de las pampas en la Bahía de Samborombón. Informe técnico N° 2, Div. Aves y Mamíferos, Dir. de Rec. Nat. de la Prov. de Buenos Aires: 2pp.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972a. El comportamiento de *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, en cautiverio. Acta Zoológica Lilloana, 29:5-16.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972b. Informe sobre la situación del ciervo de las pampas -*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera, 1943- en la Pcia. de Buenos Aires. Acta Zoológica Lilloana, 29:149-157.
- Braga, F. G., M. Moura-Brito, y T. C. C. Margarido. 2000. Estudio de uma população relictual de veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus) (Artiodactyla, Cervidae) no município da Lapa, Paraná, Brasil. Revta. Bras. Zool. 17: 175-181.
- Buckland, S. T.; D. R. Anderson; K. P. Burnham, y J. L. Laake. 1993. Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall. Londres, 446 págs.
- Cabrera, A. 1943. Sobre la sistemática del venado y su variación individual y geográfica. Rev. Museo de La Plata, Secc. Zool., 3(18): 5-41.
- Cabrera, A. y J. Yepes. 1960. Mamíferos Sudaméricos, 2da. Edición, Tomo II. Ed. Ediar,

- 160 pp.
- Cafferata, A. y M. G. Polemann. 1998. Estrategia educativa para la Bahía Samborombón: período 1979-1997. Boletín Técnico N° 41, FVSA, 25 pág.
- Cagnoni, M. A. y A. Faggi. 1993. La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. *Parodiana* 8 (1):101-112.
- Caughley, G. 1977a. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons, New York, 234 pp.
- Caughley, G. 1977b. Sampling in aerial survey. *J. Wildl. Manage.* 41 (4): 605-615.
- Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. *J. Wildl. Manage.* 38 (4): 921-933.
- Caughley, G., y A. Gunn. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science, Cambridge, Ma, 459 pp.
- Caughley, G., y A. R. E. Sinclair. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Science, Cambridge, Ma, 334 pp.
- Caughley, G., y J. Goddard. 1972. Improving estimates from inaccurate censuses. *J. Wildl. Manage.* 36 (1): 135-140.
- Caughley, G., R. Sinclair, y D. Scott-Kemmis. 1976. Experiments in aerial survey. *J. Wildl. Manage.* 40 (2): 290-300.
- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon y P. H. Harvey. 1980. Antlers body size and breeding group size in the Cervidae. *Nature* 285: 565-567.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guines y S. D. Albon. 1982. Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Cochran, G. M. 1963. Sampling techniques. John Willey and Sons, New York. Second edition. 413 pp.
- Dellafiore, C. M. 1997. Distribución y abundancia del venado de las pampas en la Provincia de San Luis, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional de Córdoba, 66 pp.
- Dellafiore, C. M, M. Demaría, N. Maceira y E. Bucher. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical.* 10(1):41-47.
- Díaz, G. B., y R. A. Ojeda (Ed.). 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados. SAREM, Argentina, 106 pp.

- Gimenez-Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 pp.
- Gonçalves Frutuoso, N. 1999. Uso de um sistema de informa informações geográficas na análise de distribuição do Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Parque Nacional Das Emas, Goiás. Tesis doctoral Universidade de São Paulo. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brasil. 75 pp.
- González, S., F. Alvarez-Valin, y J. E. Maldonado. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. *J. of Mammalogy*, 83(4): 1127-1140.
- González S., J. E. Maldonado, J. A. Leonard, C Vilà, J. M. Barbanti Duarte, M. Merino, N. Brum-Zorrilla y R. K. Wayne. 1998. Conservation genetics of the endangered Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). *Molecular Ecology*, 7:47-56.
- González, S., M. L. Merino, M. Gimenez-Dixon, S. Ellis y U. S. Seal. 1993. Population and Habitat Viability Assessment for the Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*). IUCN/SSC Captive Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 174 pp.
- Holloway, C. 1975. Threatened deer of the World: Research and conservation projects under the IUC.N Programme. *Deer*, 3: 428-433.
- IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- Jackson, J. E. 1986. Antler cycle in Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) from San Luis, Argentina. *J. Mamm.*, 67 (1): 175-176.
- Jackson, J. E. 1978a. Proyecto para la creación de una reserva natural vigilada en Campos del Tuyú, Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires, para conservar al ciervo de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*). UICN/WWF Proyecto 1303, 11 pp.
- Jackson, J. E. 1978b. Proyecto para la creación de una reserva natural con vigilancia para conservar al ciervo de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. UICN/WWF Proyecto 1303, 14 pp.
- Jackson, J. E. 1978c. Brief report on the aerial survey conducted between Río Salado and Canal 1, Bay of Samborombón, 6 May 1978. IUCN/WWF Project 1303, 3 pp.

- Jackson, J. E. 1977. Brief report on the aerial survey done between Río Salado and Canal 9, Bahía Samborombón, 7 September 1977. IUCN/WWF Project 1303, 3 pp.
- Jackson, J., E. y J. D. Giulietti. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation* 45: 1-10.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Jackson, J. E., A. Langguth, y P. Landa. 1980. The Pampas deer in Uruguay. *Oryx* 15:267-272.
- Jarman, P. J. 1974. The social organization of antelope in relation to their ecology. *Behavior* 48: 215-267.
- Jolly, A. C., 1969. Sampling methods for aerial censuses of wildlife populations. *E. Afric. Agric. For. J.* 34 (special issue): 46-49.
- Jungius, H. 1976. Status and distribution of threatened deer species in South America, p. 203-217. In *WWF Yearbook 1975-1976*. WWF, Switzerland.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins, New York, 654 pp.
- Lacy, R. C. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. *Ecol. Bull.* 48: 39-51.
- Mac Donagh, E. J. 1940. La etología del venado en el Tuyú. *Notas del Museo de La Plata, Tomo V, Zoología* 33: 49-68.
- Merino, M. L. 2003. Dieta y uso del hábitat del venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera 1943 (Mammalia-Cervidae) en la Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. Implicancias para su conservación. Tesis Doctoral de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata, 169 págs.
- Merino, M. L., S. Gonzales, F. Leewenberg, F. H. G. Rodrigues, L. Pinder y W. M. Tomás. 1997. Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), p. 42-58. In J. M. Barbanti Duarte (ed.). *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FAPESP/FUNEP/UNESP, Jaboticabal, SP.
- Merino, M. L. y M. D. Beccaceci. 1999. El venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*,

- Linneus 1758) en la Provincia de Corrientes, Argentina: Distribución, población y conservación. *Iheringia. Serie Zoología* N° 87 (2): 1-11
- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 1998. Pampas deer population trend in Bahía Samborombón, Buenos Aires Province, Argentina. *Deer Specialist Group News*, N° 13: 8-9.
- Merino, M., A. R. Vila y A. Serret. 1993. Relevamiento biológico de la Bahía de Samborombón, Pcia. de Buenos Aires. *Boletín Técnico* N° 16, FVSA, 48 pág.
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Morris, W., D. Doak, M. Groom, P. Kareiva, J. Fieberg, L. Gerber, P. Murphy y D. Thomson. 1999. A practical handbook for population viability analysis. The Nature Conservancy, 80 págs.
- Mourão, G. M., M. Coutinho, R. Mauro, Z. Campos, W. M. Tomás, y W. Magnusson. 2000. Aerial Surveys of Caiman, Marsh Deer and Pampas Deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biological Conservation* 92:175-183.
- Nasca, P. B. 2001. Fuego prescripto: Efecto sobre la estructura y dinámica del espartillar de *Spartina densiflora* y su uso como herramienta de manejo para la conservación del venado de las pampas. Tesis de Licenciatura FCEyN, Universidad de Buenos Aires, 45 pp.
- Ojeda, R. A., y G. B. Díaz. 1997. Libro rojo de mamíferos aves amenazados de la Argentina. Sección II: Mamíferos. pp: 73-154. FUCEMA, SAREM, AOP and APN (eds.), Buenos Aires.
- Parera A., y D. Moreno. 2000. El venado de las Pampas en Corrientes, diagnóstico de su estado de conservación y propuesta de manejo: Situación crítica. Publicación especial de la Fundación Vida Silvestre Argentina. 41 pp.
- Pautasso, A. A., M. I. Peña, J. M. Mastropaolo 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.
- Pollock, K. H., y W. L. Kendall. 1987. Visibility bias in aerial surveys: A review of estimation procedures. *J. Wildl. Manage.* 51 (2): 502-510.
- Putman, R. 1988. The natural history of deer. Christopher Helm, Kent, 191 pp.

- Redford, K. 1987. The pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in Central Brasil. En: Biology and Management of the Cervidae. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 410-414.
- Rodrigues, F. H. G. 1996. História Natural e Biologia Comportamental do Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em cerrado do Brasil Central. Master thesis. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 89 pp.
- Sáenz, J. P. 1967. Pampas, montes, cuchillas y esteros. Centro Editor de América Latina, Buenos Aires, 195 pp.
- Vervoorst, F. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). INTA, Serie Fitogeográfica 7:1-262.
- Wemmer, C. (ed.). 1998. Deer. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Deer Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 106 pp.
- Wemmer, C. y D. Wilson, 1987. Cervid brain size and natural history. En: Biology and Management of the Cervidae. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C.: 189-199.
- Zar, J. H. 1996. Biostatistical Analysis. Third Edition. Prentice Hall, New Jersey, 662 pp.
-

Capítulo 2

Áreas de acción y selección de hábitat del venado de las pampas en la Bahía Samborombón



INTRODUCCIÓN

La obtención de los recursos necesarios para sobrevivir y reproducirse constituye una de las principales componentes para la supervivencia de una especie y restringe el tipo de hábitat que puede ser utilizado por ella. Por esta razón, se espera que el área de acción de un animal involucre sus requerimientos esenciales (Samuel y Fuller, 1996). Adicionalmente, el tamaño del área de acción está correlacionado con su tamaño corporal y su estrategia de alimentación (Harestad y Bunnell, 1979), pero también depende de la selección de hábitat y el comportamiento social (Lindstedt *et al.*, 1986; Gese *et al.*, 1988; Later y Gates, 1994; Relyea *et al.*, 2000).

En los ungulados la selección de hábitat se relaciona principalmente con la estructura del tracto digestivo, la estrategia de alimentación, la disponibilidad y calidad de la vegetación que consumen (Jarman, 1974; Hofmann, 1985; Bowyer, 1986; Senft *et al.*, 1987; Albon y Langvatn, 1992). También se vincula con otros factores, como los requerimientos de minerales, el hostigamiento de insectos, la exposición a condiciones meteorológicas adversas y la presión de predación.

La selección de hábitat en ungulados machos está fuertemente influenciada por los requerimientos energéticos necesarios para el crecimiento, mientras que en las hembras se relaciona con las demandas vinculadas con la gestación y la lactancia (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Owen-Smith, 1994). Estas necesidades fisiológicas son moldeadas por el riesgo de predación existente en distintos tipos de hábitat (Kie, 1999; Leslie *et al.*, 1999).

Las diferencias de requerimientos energéticos existentes entre los sexos han originado múltiples ejemplos de cambios estacionales de hábitat y segregación sexual (Clutton-Brock, *et al.* 1982; Main *et al.*, 1996; Kie, 1999). La segregación sexual se hace más evidente en ungulados que exhiben dimorfismo sexual y frecuentemente está basada en diferencias de vulnerabilidad de género frente a la predación (Berger, 1991; Kie y Bowyer, 1999). En los cérvidos se ha sugerido una tendencia a priorizar el uso de sitios que ofrecen condiciones de seguridad frente a los predadores, en lugar de áreas que

brindan mejor calidad de alimento (Geist, 1998).

La mayoría de las investigaciones llevadas a cabo para evaluar la selección de hábitat y la segregación sexual en cérvidos se han realizado en ecosistemas templados y boreales del hemisferio norte. La falta de información ecológica sobre especies sudamericanas, sujetas a restricciones energéticas y de predación diferentes, es bien marcada (Putman, 1988; Geist, 1998). Si bien existen numerosos estudios sobre la historia natural del venado de las pampas, prácticamente no se han realizado evaluaciones sobre el uso espacial del hábitat para esta especie (Moore 2001). Como esta presenta dimorfismo sexual (ver capítulo 3), se espera algún grado de segregación sexual de hábitat. Adicionalmente, como se encuentra amenazada de extinción, se puede predecir que sus patrones de uso y selección de hábitat están condicionados por presiones antrópicas. Enmarcado en este contexto, el presente capítulo está orientado a evaluar las áreas de acción y la selección de hábitat de machos y hembras del venado de las pampas dentro de un área bajo uso ganadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

El presente trabajo se realizó en la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú" (CDT) y estancias vecinas, "Las Tijeras", "El Divisadero" y "El Erandio" del Partido de General Lavalle (Figura 1.2). Esta reserva privada de 3020 has. fue creada en 1979 por la Fundación Vida Silvestre Argentina, con la finalidad de proteger una población relictual del venado de las pampas. CDT conforma una clausura de pastizales naturales. Dentro de las estancias Las Tijeras y El Divisadero el trabajo se concentró en los potreros "41" (730 has.) y "Las Tijeras" (1036 has.), respectivamente, mientras que la totalidad del predio "El Erandio" fue incluida dentro del área de estudio.

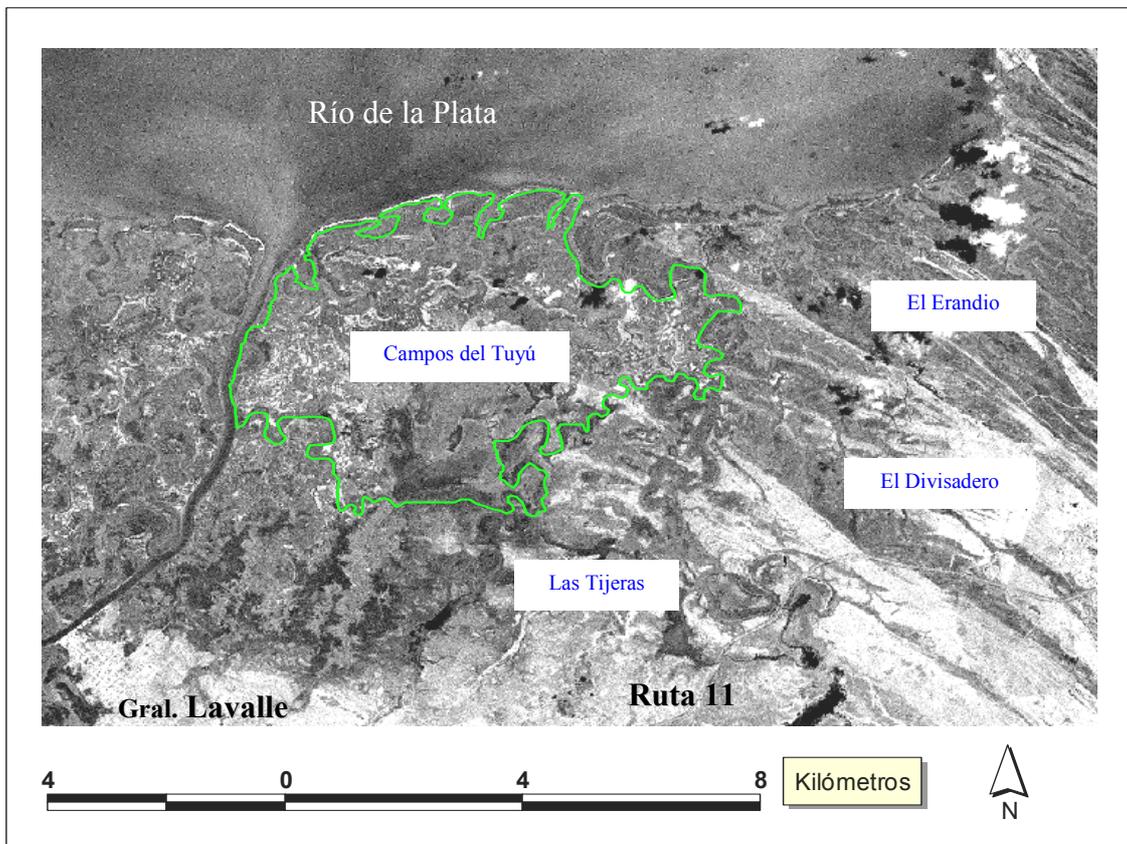


Figura 1.2. Ubicación relativa de los distintos establecimientos dentro del área de estudio, Partido de Gral. Lavalle, Provincia de Buenos Aires.

Las dos primeras propiedades están dedicadas a la cría extensiva de vacunos y sustentan una carga de 0.5 a 1 vaca por hectárea. En particular, los potreros en cuestión son utilizados en forma estacional entre los meses de abril y noviembre. En cambio, El Erandio (aproximadamente 2000 has.) no estaba dedicado a la actividad ganadera y se encontraba bajo un proceso de transformación, a través del desarrollo de forestaciones y la construcción de caminos y canales, durante el período de estudio. La mayor parte de los límites entre estancias y potreros son naturales (cangrejales, arroyos y lagunas), aunque en algunos casos también están delimitados parcialmente con alambrados.

La vegetación predominante es herbácea y forma un mosaico de comunidades que se disponen en franjas paralelas a la costa por las características edáficas del terreno (Vervoorst, 1967; Cagnoni y Faggi, 1993). Una descripción más detallada del área de estudio fue desarrollada en el capítulo 1. Sin embargo, es importante destacar que los espartillares de *Spartina densiflora* y los albardones sobre los que se desarrollan los talaes estuvieron sometidos a quemadas prescritas y/o pastoreo estacional durante el período de trabajo.

Ejemplares bajo estudio y procedimientos de captura:

Entre dos operativos de captura realizados en diciembre de 1995 y marzo-abril de 1998 se capturaron siete hembras y siete machos de venado de las pampas (Tabla 1.2). Las capturas fueron realizadas con la correspondiente autorización y supervisión del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. Los venados inmovilizados fueron pesados, medidos y marcados con caravanas plásticas y muescas en las orejas, antes de ser liberados (Figura 2.2).



Figura 2.2. Ejemplar hembra de venado de las pampas marcado con caravana plástica numerada en la oreja y radiocollar.

Tabla 1.2 Características de los venados de las pampas capturados entre 1995 y 1998 en el área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú, Gral. Lavalle, Provincia de Buenos Aires.

Ejemplar	Sexo	Peso (kg.)	Largo (cm)	% peso collar / cuerpo	Período de seguimiento
PD1	♂	35.5	129.5	0.51	9/4/98 a 11/10/99
PD3	♀	26.5	127.8	0.69	6/12/95 a 8/3/97
PD5	♀	28	126	0.64	6/12/95 a 3/5/96
PD5_1	♀	26	131	0.69	4/4/98 a 29/6/99
PD7	♂	33	130	0.54	8/12/95 a 12/3/99
PD29	♀	33	133	0.54	10/4/98 a 11/12/99
PD50	♂	31	-	0.58	4/4/98 a 18/3/99
PD52	♂	38	126	0.47	31/3/98 a 1/1/01
PD54	♀	31	134	0.58	2/4/98 a 10/10/99
PD56	♀	-	-	-	31/3/98 a 10/3/00
PD75	♀	29	122	0.62	9/12/95 a 4/8/97
PD80	♂	31.5	133.4	0.57	9/12/95 a 3/5/96

Diez de estos venados fueron equipados con radiocollares VHF modelo 315 y 400 de Telonics® y los dos restantes con collares 8C de ATC® (Figura 3.2). Todos estos equipos contaban con sensores de mortalidad. Todos los animales inmovilizados eran adultos, según la erupción y el desgaste de los molares y premolares (Bianchini y Delupi, 1990). El peso y largo total promedio fue de 31.1 kilos y 129.3 centímetros, respectivamente (Tabla 1.2). En todos los casos el peso del transmisor fue menor al 1 % (Media= 0.59) del peso corporal del individuo bajo estudio, tal como se sugiere en la literatura (Amlaner y MacDonald, 1980; Kenward, 1987).



Figura 3.2. Radiocollares VHF marca Telonics (izquierda) y ATS (derecha) utilizados en el estudio de telemetría de venados de las pampas en Samborombón.

Previa evaluación del terreno y el comportamiento de los animales, durante la captura se decidió utilizar un rifle de CO₂ comprimido Modelo M50 Telinject ® (Figura 4.2). En 1995 se usaron dardos plásticos livianos Teleinject de 3 ml con agujas de 38 mm (9316 Soledad Canyon Rd., Saugus, CA, 91350, USA) y en 1998 dardos Pneu Dart tipo P de 2 ml con agujas de 25 mm (P.O. Box 1415, Williamsport, PA 17703, USA).



Foto: A. Vila

Figura 4.2 Equipos utilizados para inmovilizar químicamente y seguir la evolución de venados de las pampas en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

Los disparos se efectuaron desde un vehículo a distancias iguales o menores a 30 m, después de intentar una aproximación inicial para evaluar la respuesta del ejemplar blanco al acercamiento. Mediante la asociación de carfentanil citrato (Wildnil, Wildlife Pharmaceuticals, Fort Collins, CO, 80524, USA) y xylazina (Rompun, Bayer Corp., Shawnee Mission, 66201, USA) se buscó una rápida inmovilización, facilitando la localización y asistencia inmediata a los animales (Uhart *et al.*, 1997; Uhart *et al.*, 2003).

Los machos recibieron una dosis intramuscular media de 17.81 ± 3.62 mcg/kg de carfentanil, mientras que la aplicación en las hembras fue de 17.42 ± 1.63 mcg/kg. Las dosis de xylazina fueron de 0.24 ± 0.11 mg/kg en los machos y 0.28 ± 0.19 mg/kg en las hembras (Uhart *com. pers.*). Los efectos de ambas drogas fueron revertidos mediante la administración de sus antagonistas específicos. El naltrexone IV (Trexonil, Wildlife Pharmaceuticals, Fort Collins, CO, 80524, USA) fue utilizado para revertir el efecto narcótico, con una dosis de 100 mg naltrexone por mg de carfentanil (0.16 ± 0.40 mg/kg). Como antagonista de la xylazine se aplicó yohimbine (Antagonil Wildlife Pharmaceuticals, Fort Collins, CO, 80524, USA) en una dosis intramuscular de 0.36 ± 0.28 mg/kg (Uhart *com. pers.*).

Inmediatamente después de que un animal entraba bajo los efectos de las drogas utilizadas, un equipo de médicos veterinarios se acercaba silenciosamente para proceder a la inmovilización manual. Cada ejemplar capturado fue ubicado en posición cubito esternal, con la cabeza y el cuello en posición elevada para evitar regurgitaciones (Figura 5.2). Luego se le cubrieron los ojos para aislarlo de los estímulos lumínicos. En forma constante también se monitorearon los signos de anestesia y las variables fisiológicas (temperatura, frecuencia cardíaca y respiratoria).

No se observaron traumatismos post-disparo ni problemas asociados con las drogas utilizadas. Las inmovilizaciones fueron adecuadas para las maniobras practicadas y la recuperación de los animales fue rápida y completa. El tiempo medio de inducción fue de 7.40 minutos (rango= 3 - 20), mientras que el proceso completo de manipulación tuvo una duración media de 45.2 min. (rango= 27 - 74) y el tiempo de recuperación fue

de 4.4 min. (rango= 2 - 9) (Uhart *com. pers.*).



Figura 5.2. Procedimientos de manipulación durante la inmovilización química de venados de las pampas en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

Áreas de acción:

Los datos de telemetría fueron colectados entre febrero de 1996 y enero de 2001 (Tabla 1.3). Durante dicho período se realizaron campañas estacionales de 20 días de duración para el seguimiento continuo de los animales capturados (1996 a 1998) y también se efectuaron muestreos discontinuos ocasionales (1996 a 2001). La señal emitida por los radiocollares fue receptionada con un receptor Telonics TR-4 y antenas Yagi RA-2AK y RA-14K de cuatro elementos (Figura 6.2).



Figura 6.2. Búsqueda de señal de los venados con radiocollares VHF con receptor Telonics TR4 y antena Yagi de cuatro elementos.

La localización de cada animal monitoreado se obtuvo por la técnica de triangulación (Heezen y Tester, 1967; White y Garrott, 1990). La búsqueda de señal de cada collar se realizó desde torres Acrow fijas o puntos fijos localizados sobre huellas y caminos, que fueron georeferenciados con un GPS Garmin 12. Una vez localizada la señal, se determinaba el acimut correspondiente con una brújula en forma simultánea por dos a tres observadores ubicados en distintos puntos fijos, o por un mismo observador que se desplazaba en vehículo entre estos puntos (Figura 7.2). En este último caso, el tiempo máximo involucrado para desplazarse entre los puntos de observación fue de 5 minutos.

Sólo se utilizaron aquellas triangulaciones que comprendieron ángulos de 60 a 120° para minimizar los errores asociados, debido a que los ángulos de 90° son los que brindan mayor precisión (Mech, 1983; Kenward, 1987; Rabinowitz, 1997). De esta forma, se incorporaron en el análisis un total de 1077 posiciones correspondientes a los 12 venados bajo estudio (Tabla 2.2). El número mínimo de mediciones obtenidas fue de 41 para el ejemplar PD5-1, mientras que el máximo fue de 210 posiciones para el individuo PD3.

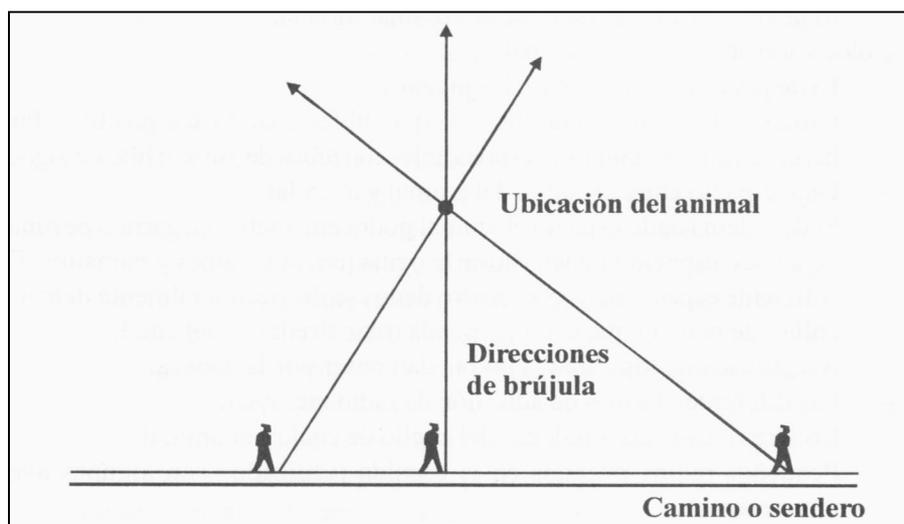


Figura 7.2. Localización de un animal con radiocollar por medio de la técnica de triangulación desde puntos fijos (tomado de Rabinowitz, 1997).

Los registros obtenidos fueron digitalizados sobre la carta topográfica catastral 1:25.000 “General Lavalle” de la Dirección de Geodesia de la Provincia de Buenos Aires, mediante el software OziExplorer 3.85. Los puntos georeferenciados fueron exportados al programa ArcView 3.2, analizados con el software Home Range (Ackerman *et al.*, 1990) y procesados espacialmente con la extensión Animal Movement de ArcView (Hooge y Eichenlaub, 1997).

Se estimó el área de acción por el método de polígono mínimo convexo porcentual o MCP (Hayne, 1949), con el 95 % de los datos de cada animal. Este método consiste en conectar las localizaciones periféricas del animal bajo seguimiento, pero los ángulos internos del polígono generado no deben exceder los 180°. De acuerdo con el criterio de White y Garrott (1990), se excluyó el 5 % de las posiciones para reducir los efectos de los puntos extremos u “outliers” sobre el área de acción. Los puntos extremos son el producto de excursiones ocasionales realizadas por fuera del área de acción y que pueden influenciar sustancialmente la estimación de su tamaño. La detección y eliminación de dichos puntos se realizó con el programa Home Range, que calcula el centro aritmético y remueve las posiciones más lejanas al mismo, luego recalcula un nuevo centro y va

eliminando los “outliers” necesarios para alcanzar el porcentaje deseado de observaciones en pasos sucesivos (Ackerman *et al.*, 1990).

Las áreas de acción también se calcularon con ausencia (diciembre a marzo) y presencia (abril a noviembre) de vacunos dentro del área de estudio. La determinación del “área núcleo” se realizó con el 50 % de la observaciones (Bowen, 1982), siguiendo el enfoque metodológico mencionado anteriormente. Estas áreas involucran porciones centrales del área de acción que están sometidas a un uso intenso por parte del animal.

Para el cálculo de las áreas de acción sólo se utilizaron localizaciones sucesivas con un intervalo de tiempo mayor a tres horas, para que las mismas estén lo suficientemente separadas entre si, temporal y espacialmente, y evitar la falta de independencia. A pesar de ello, también se calculó el grado de autocorrelación entre localizaciones por medio del índice de Schoener (1981). Este índice compara la distancia media de movimiento en cada intervalo de tiempo con la distancia media entre todos los pares posibles de localizaciones. Si el valor de este índice es < 1.6 o > 2.4 existe autocorrelación y las observaciones no son independientes (Ackerman *et al.*, 1990). Una desviación de un valor esperado de 2 indica que posiciones sucesivas están relacionadas entre si, en lugar de formar parte de muestras al azar.

El mismo fue calculado como:

$$\text{Índice de Schoener} = t^2 / r^2$$

Donde t^2 es la distancia media cuadrada entre sucesivas observaciones
 r^2 es la distancia media desde el centro de actividad

Las diferencias en el tamaño de las áreas de acción y las áreas núcleo entre sexos fueron evaluadas por medio de un ANOVA de un factor (Zar, 1996). Las diferencias frente a la ausencia/presencia de ganado fueron estudiadas con la prueba de Wilcoxon (Zar, 1996), mientras que los cambios espaciales se determinaron con el programa ArcView 3.2.

La superposición de las áreas de acción se calculó a través de la “interacción estática territorial” propuesta por White y Garrott (1990). Para aplicar este enfoque sólo se consideraron las superposiciones entre ejemplares que compartieron el área de acción dentro de un mismo período de tiempo. Dicha superposición se estimó de la siguiente forma, si A_1 y A_2 representan las áreas de acción de los animales 1 y 2, respectivamente, y $A_{1,2}$ es el área de superposición entre ambos, entonces:

$$S_{1,2} \text{ (proporción del } A_1 \text{ superpuesta por el animal 2)} = A_{1,2} / A_1$$

$$S_{2,1} \text{ (proporción del } A_2 \text{ superpuesta por el animal 1)} = A_{1,2} / A_2$$

Uso y selección de hábitat:

Los límites del área de estudio se fijaron por el método del polígono mínimo convexo, utilizando las localizaciones combinadas de los 12 animales bajo seguimiento (Livaitis *et al.*, 1996). El mapa de disponibilidad de hábitat se elaboró utilizando una imagen Landsat 7 (PR 224-85) del 14 de enero de 2001 y un mosaico aerofotogramétrico escala 1:20.000 del 31 de octubre de 1984. A partir de la imagen satelital se realizó una clasificación no supervisada con Erdas Imagine 8.4. En una clasificación no supervisada la imagen se divide automáticamente en clases que se definen por un rango de valores radiométricos de la imagen en un histograma. Este proceso permite separar zonas homogéneas con cierta rapidez y discriminar aquello que no se requiere estudiar (por ejemplo agua y nubes). Así, las clases obtenidas fueron recodificadas como agua, áreas inundables y pastizales. Luego, las áreas costeras y sin agua fueron recortadas para definir sus firmas espectrales y realizar una clasificación supervisada, en la que los rangos de valores de cada clase se van definiendo manualmente según diferencias de textura y coloración de la imagen. Como resultado de dicho proceso se identificaron las siguientes categorías de hábitat: agua, pastizales costeros, cortaderas, playas de salicornia, espartillares y talares, nubes, sombras y áreas no identificadas.

Se analizó el uso del hábitat de todos los animales agrupados superponiendo sus localizaciones sobre el mapa de hábitat disponible y contabilizando cuántas de ellas quedaban incluidas dentro de cada categoría. Esta evaluación de frecuencias observadas por tipo de hábitat también fue realizada para ejemplares machos y hembras en forma independiente. Para cada uno de los casos mencionados se realizó una prueba de Bondad de Ajuste de χ^2 entre los valores de uso de hábitat observados y los esperados según la disponibilidad. En los casos que el test fue significativo se calcularon intervalos de confianza simultáneos de Bonferroni para determinar que tipos de hábitat no son utilizados según la proporción esperada (Neu *et al.*, 1974; Byers y Steinhof, 1984; Alldredge y Ratti, 1986).

RESULTADOS

Áreas de acción:

El tamaño del área de acción promedio para todos los animales en conjunto fue de 897.9 ± 181.3 has. ($n=12$), mientras que el del área núcleo alcanzó las 198.2 ± 45 has. (Tabla 2.2). El grado de autocorrelación fue significativo para todos los ejemplares, pues el índice de Schoener fue < 1.6 . Es decir que las posiciones sucesivas de cada animal no fueron independientes entre sí. Los machos mostraron áreas de acción mayores que las de las hembras y las diferencias entre ambas fueron significativas ($F=11.9$, $gl=1$, $p<0.01$). Las áreas núcleo de los machos también fueron significativamente más grandes que las de las hembras ($F=6.7$, $gl=1$, $p<0.05$).

Tanto las áreas de acción de los machos como las de las hembras tienden a ser menores en presencia de vacunos. Considerando los ejemplares de ambos sexos en conjunto, las áreas de acción se vieron reducidas significativamente con el ingreso de ganado al área de estudio (Wilcoxon, $p<0.05$). La superficie media del área de acción de machos sin vacas fue de 1617 has. (rango: 705-2496; $n=4$), mientras que con bovinos fue de 406 has (rango: 371-475; $n=3$). Es decir que en presencia de vacunos sufrieron una

reducción aproximada de 2/3 de la superficie utilizada en su ausencia. En cambio, las hembras redujeron en un 27 % su área de acción en presencia de ganado. Los tamaños medios de las áreas de las hembras fueron de 475 has. (rango: 319-683; n=7) y 347 has. (rango: 108-627; n=5) en ausencia y presencia de vacunos respectivamente.

Tabla 2.2. Areas de acción y áreas núcleo obtenidas para venados de las pampas de General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. Las áreas totales y núcleo fueron estimadas por el polígono mínimo convexo porcentual o MCP incluyendo el 95 y 50 % de las observaciones respectivamente.

Ejemplares	Nro. de posiciones	MCP 95 % Total	MCP 50 % Núcleo	Observaciones
<i>Hembras</i>				
PD3	210	399.1	37.0	Murió por miasis cervical
PD5	95	427.2	75.0	Murió predada por perros
PD5_1	41	246.6	77.0	Falló el collar
PD29	51	747.1	165.0	
PD54	60	932.3	117.0	
PD56	68	642.6	315.0	Murió
PD75	142	267.7	41.0	
Media (ES)		523.2 (97.4)	118.1 (36.9)	
<i>Machos</i>				
PD1	66	1579.4	443.0	
PD7	96	1188.1	237.0	
PD50	67	1250.8	159.0	Murió
PD52	89	2396.0	518.0	Cazado
PD80	92	697.7	194.0	Murió predado por perros
Media (ES)		1422.4 (281.3)	310.2 (71.6)	
Media Total (ES)		897.9 (181.3)	198.2 (45.0)	

Todos los ejemplares modificaron la forma y posición del área de acción en presencia de ganado (Anexos 2.1 a 2.6). Los venados se ubicaron en sectores sin carga o con baja presión ganadera, pero volvieron a ocupar las mismas áreas al retirarse la hacienda. Sólo

una hembra (PD56) incrementó su área de acción, extendiéndola hacia un sector sin vacunos (Anexo 2.5). El macho PD7 siempre utilizó áreas sin ganado (Anexo 2.3).

La distribución espacial de las áreas de acción mostró un alto grado de solapamiento en ambos sexos y entre los sexos. El 86 % de las hembras estudiadas superpuso su área de acción con otro ejemplar del mismo sexo, mientras que el 60 % de los machos también superpuso su ámbito de hogar con otro macho. Cada hembra se superpuso con 1.3 hembras y dos machos en promedio. En cambio, los machos se solaparon con otros dos machos y 2.8 hembras.

El solapamiento entre hembras alcanzó un valor medio del 33 % y entre machos del 69 %. La proporción media de superficie del área de acción superpuesta entre machos y hembras fue del 39%, mientras que la de hembras sobre machos fue del 70 %. El grado de superposición intra e intersexual mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis; $p < 0.01$). En particular, el solapamiento macho-hembra fue significativamente diferente que el de hembra-hembra y hembra-macho.

Uso y selección de hábitat:

El área de hábitat disponible que involucró a todas las posiciones combinadas de los venados bajo seguimiento fue de 5524 has. El tipo de hábitat más abundante dentro de esta área de estudio fue el pastizal de *Spartina densiflora* (58 %), seguido por los pastizales costeros de *Spartina alterniflora* y las playas de *Salicornia ambigua* (Figura 8.2 y Tablas 3.2 y 4.3). Los venados no utilizaron los distintos hábitat identificados según su disponibilidad ($n = 1015$, $\text{Chi}^2 = 176.5$; $gl = 5$, $p < 0.01$). Los intervalos de confianza simultáneos de Bonferroni pusieron de manifiesto una selección positiva de los espartillares de *Spartina densiflora* y los talares de *Celtis tala*. Asimismo, evidenciaron indiferencia por los cortadales y un uso menor de lo esperado para los ambientes acuáticos, los pastizales costeros y la comunidad de *Salicornia sp.*

La selección de hábitat evaluada en forma independiente para cada sexo no presentó diferencias con el análisis global previo (Tabla 3.2). La proporción de hábitat disponible y el número de localizaciones obtenidas para cada tipo de hábitat fue significativamente diferente, tanto en machos como hembras ($n = 386$, $\text{Chi}^2 = 79.2$; $gl = 5$, $p < 0.01$ y $n = 629$, $\text{Chi}^2 = 103.5$; $gl = 5$, $p < 0.01$, respectivamente).

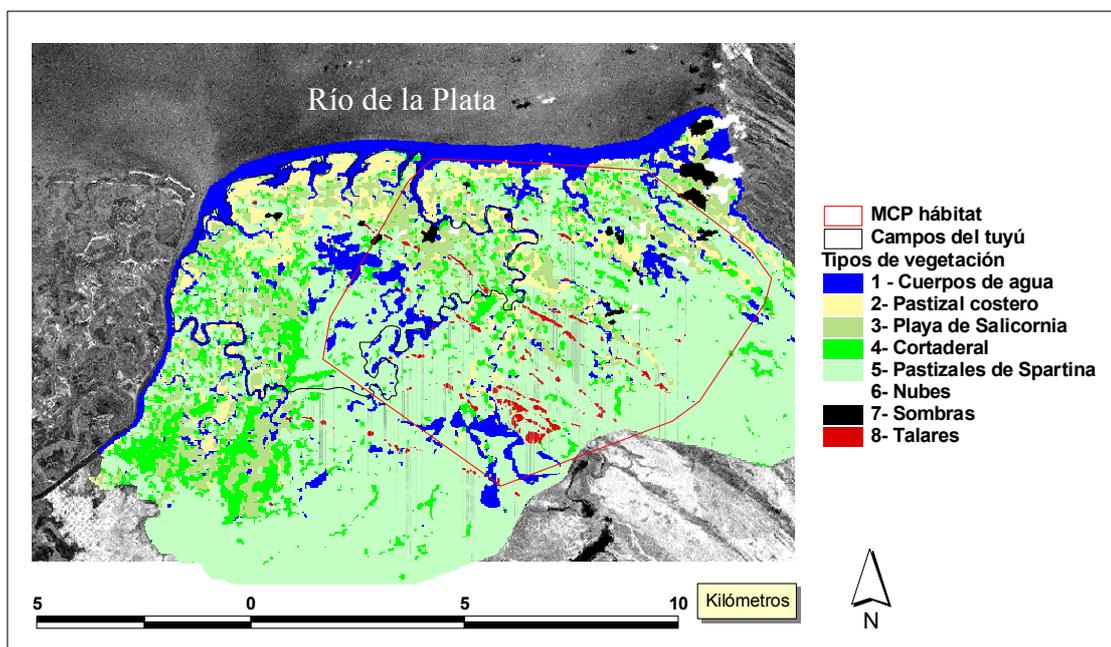


Figura 8.2. Mapa de vegetación del área de estudio en el Partido de Gral. Lavalle, Provincia de Buenos Aires. MCP= Polígono mínimo convexo de disponibilidad de hábitat.

La selección de hábitat de los venados en ausencia de vacas tampoco se apartó de lo observado previamente (Tabla 4.2), pues también mostraron un uso mayor que lo esperado de pastizales de *Spartina densiflora* y talaes ($n = 329$, $\text{Chi}^2 = 88.9$; $gl = 5$, $p < 0.01$). Sin embargo fueron indiferentes frente a los pastizales costeros, en lugar de evitarlos. En presencia de vacas los venados tampoco utilizaron los hábitat identificados según su disponibilidad ($n = 111$, $\text{Chi}^2 = 14.1$, $gl = 5$, $p < 0.05$). Los intervalos de

confianza indicaron cambios en el patrón de selección; indiferencia por la mayoría de las categorías de hábitat, a excepción de los pastizales costeros que fueron seleccionados negativamente (Tabla 4.2).

Tabla 3.2. Uso y selección de hábitat de machos y hembras del venado de las pampas en General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. HR="home range" o área de acción.

Hábitat	Proporción disponible	P. en HR machos	Selección machos	P. en HR hembras	Selección hembras
Acuáticos	0.11	0.062	-	0.054	-
Pastizales costeros	0.10	0.067	-	0.062	-
Playa de <i>Salicornia</i>	0.10	0.047	-	0.037	-
Cortaderal	0.08	0.067	0	0.094	0
Pastizales de <i>Spartina</i>	0.58	0.692	+	0.706	+
Talares	0.02	0.065	+	0.048	+

Tabla 4.2. Uso y selección de hábitat del venado de las pampas en ausencia y presencia de ganado bovino en General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. La información presentada combina los datos de machos y hembras. HRs="home ranges" o áreas de acción.

Hábitat	Proporción disponible	P. en HRs sin vacas	Selección sin vacas	P. en HRs con vacas	Selección con vacas
Acuáticos	0.11	0.049	-	0.072	0
Pastizales costeros	0.10	0.082	0	0.045	-
Playa de <i>Salicornia</i>	0.10	0.046	-	0.090	0
Cortaderal	0.08	0.067	0	0.081	0
Pastizales de <i>Spartina</i>	0.58	0.681	+	0.658	0
Talares	0.02	0.076	+	0.054	0

DISCUSIÓN

Las escasas estimaciones sobre el área de acción existente para el venado de las pampas han sido reportadas recientemente (Tabla 5.2). Entre ellas, este es el primer trabajo en el que se evaluaron las áreas de acción de *O. b. celer* en Argentina. El único antecedente previo existente para el país se corresponde con las áreas evaluadas para animales en condiciones de semicautiverio, dentro de una clausura de 40 has. (Bianchini y Luna Pérez, 1972a).

Las localizaciones de los venados estudiados en esta tesis están autocorrelacionadas y no son independientes entre si. Esta falta de independencia podría estar causando una subestimación del tamaño verdadero del área de acción (Swihart y Slade, 1985; White y Garrot, 1990). Sin embargo, Harris (1990) señaló que los métodos no estadísticos como el MCP, no serían afectados por la falta de independencia. Reynolds y Laundré (1990) también encontraron que el uso de posiciones autocorrelacionadas no necesariamente sesga el tamaño del área de acción.

Tabla 5.2. Areas de acción (km²) reportadas para distintas poblaciones de venado de las pampas.

Población	Machos	Hembras	Referencias
<u>Brasil</u>			
Parque Nacional Emas	40.2-146.8	48-80.1	Rodrigues y Monteiro-Filho 2000
Reserva Ecológica IBGE	9.9	5.9	Leeuwenberg <i>et al.</i> 1997
<u>Uruguay</u>			
El Tapado	0.25-0.39	0.18-0.52	Moore 2001
Los Ajos	1.75-3.88	0.97-3.27	González 2004
<u>Argentina</u>			
Bahía Samborombóm	6.98-23.96	2.47-9.32	Esta tesis

Una alternativa para evitar la autocorrelación, consiste en calcular el intervalo de tiempo necesario entre observaciones para alcanzar la independencia (Swihart y Slade,

1985) o eliminar localizaciones al azar hasta que no exista autocorrelación (Ackerman *et al.*, 1990). Si bien esto puede contribuir a minimizar la falta de independencia en los datos, cuando la experiencia del animal lo conduce rutinariamente hacia áreas de alimentación, rutas de desplazamiento y refugios específicos, es posible que las posiciones aún no sean estadísticamente independientes.

La obtención de datos temporalmente autocorrelacionados es una realidad inherente a muchos estudios de telemetría (Harris *et al.*, 1990). Mas aún, desde el punto de vista biológico resulta bastante cuestionable si pueden considerarse independientes las localizaciones de un mismo animal (Alldredge y Ratti, 1986). La independencia estadística es totalmente diferente de la independencia biológica, pues un animal puede elegir quedarse quieto aún cuando puede moverse, información que resulta de relevancia para un biólogo (Lair, 1987). A pesar de ello, las conclusiones de esta tesis deberían limitarse a los animales estudiados “*per se*” y no ser extrapolados a otras poblaciones, tal como sugieren Alldredge y Ratti (1986).

En el cerrado brasileiro se ha encontrado una gran variación en el tamaño de las áreas de acción (Leeuwenberg *et al.* 1997; Rodrigues y Monteiro-Filho, 2000). En particular, aquellas reportadas para el Parque Nacional Emas son las de mayor tamaño registrado hasta el presente, mientras que las de la Reserva del Instituto Brasileiro de Geografía y Estadísticas son similares a las encontradas para Argentina. El tamaño de las áreas de acción en los pastizales uruguayos es totalmente disímil con las poblaciones brasileras y argentinas, pues es inferior a las 200 has (Tabla 5.2). Estas diferencias podrían estar dadas por el tamaño y el tipo de áreas que ocupan. Las poblaciones de Brasil y Argentina se encuentran en áreas extensas, mientras que en Uruguay se ubican en establecimientos privados que representan una superficie mucho menor (Cosse, 2002). Consistentemente con esta observación, las poblaciones uruguayas son las que presentan mayor densidad de ejemplares y tamaños de grupo más grandes (Merino *et al.*, 1997).

En todas las poblaciones estudiadas los machos parecen utilizar áreas de mayor superficie que las hembras, a semejanza de lo observado para la Bahía Samborombón (Tabla 5.2).

Estos resultados son consistentes con la predicción de que los machos usan áreas mayores porque son más grandes y tienen demandas metabólicas más altas (Beier y McCullough, 1990).

Si bien en Samborombón no se evaluaron las variaciones estacionales en el tamaño del área de acción, en el cerrado brasileño se registraron tamaños mayores durante la estación lluviosa (Leeuwemberg *et al.*, 1997). En dicho período la disponibilidad de brotes y frutos es más abundante. Rodrigues y Monteiro-Filho (2000) no encontraron diferencias de tamaño entre las áreas de acción durante ambas temporadas y para el mismo ambiente, pero registraron un mayor movimiento durante la estación húmeda. A pesar de que estas observaciones no parecen coherentes, estos autores explicaron los tamaños menores de las áreas de acción y la menor movilidad durante la temporada seca, por medio de la teoría de forrajeo óptimo (MacArthur y Pianka, 1966) y por la relación inversa existente entre tamaño del área de acción y la productividad (Harestad y Brunnel, 1979). Estos autores consideran que el tamaño del área de acción (H) es igual a R/P , donde R son los requerimientos energéticos y P la productividad del ambiente. A su vez, tanto R como P varían estacionalmente y, como R declina más rápidamente que P , entonces H se reduce durante la temporada con menor disponibilidad de alimento. A diferencia de lo observado en Brasil (Redford, 1987; Leeuwemberg *et al.*, 1997; Rodrigues y Monteiro-Filho, 2000), en Samborombón la estacionalidad de las precipitaciones no es bien marcada y los campos se encuentran bajo presión ganadera, por lo tanto no se esperarían este tipo de diferencias.

En Samborombón tampoco se ha estudiado si existen diferencias entre los distintos momentos de la vida reproductiva de los ejemplares. Para el caso de la población uruguaya del Tapado, las hembras utilizaron áreas más grandes en la temporada de parición que en la temporada de celo (Moore, 2001). Esto ha sido explicado por la hipótesis de explotación de alimento. La conformación de grupos de mayor tamaño durante la temporada de parición, estaría asociada con la necesidad de cubrir mayores áreas en busca de la misma cantidad de alimento por individuo (Moore, 2001). En Samborombón no hay cambios tan marcados en el tamaño de los grupos (capítulo 1) y,

por lo tanto, tampoco se esperarían estas diferencias.

En cambio, en el área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú, dentro de la Bahía Samborombón, el tamaño y localización de las áreas de acción de los venados si parece estar influenciada por la presencia de ganado. En ausencia de bovinos utilizaron áreas más grandes y ocuparon sitios que quedaron libres de vacas. La coexistencia entre vacunos y venados parece común en el Uruguay, en donde se encontró un solapamiento mayor de hábitat con bovinos que con ovinos, evidenciando una mayor tolerancia a la presencia de este ungulado exótico durante el período de mayor rendimiento de las pasturas (Cosse, 2002). Merino (2003) registró que la medida de manejo que menos impacta negativamente sobre la aptitud de hábitat del venado en Samborombón es la reducción de la carga ganadera. En San Luis no se pudo comprobar la existencia de una exclusión competitiva espacio-temporal entre vacas y venados, pero se observó una superposición de dieta que podría indicar cierta competencia interespecífica, especialmente en períodos adversos en los que los recursos podrían ser limitados (Jackson y Giuliatti, 1988). Sin embargo, Dellafiore (1997) registró una correlación negativa entre la densidad de venados y la carga ganadera en esa provincia.

Si bien no existen evidencias de superposición en el uso de recursos entre venados y vacunos en Samborombón, quizás algunos factores de presión asociados al manejo ganadero, como la presencia de perros, movimientos de hacienda y quemas de pastizales, entre otros, generarían la segregación espacio-temporal observada (Vila *et al.*, 1998; Merino, 2003). Por otro lado, la interacción con vacunos podría generar impactos negativos para los venados desde el punto de vista sanitario, a través del contagio de enfermedades infecciosas y parasitosis (Uhart *et al.*, 1997; Uhart *et al.*, 2003). Las diferencias con otras poblaciones quizás estén relacionadas con el tipo de manejo ganadero, pues en el caso particular de Samborombón es rotativo y estacional.

La presencia estacional de vacunos en Samborombón no necesariamente debería ser perjudicial. El solapamiento de ambas especies incluso podría generar una interacción de mutualismo (Cosse, 2002), tal como ha sido sugerida en la sucesión de ungulados

pastoreadores del Parque Nacional de Serengeti (Bell, 1971) o en el incremento de la calidad de las pasturas disponibles para ciervos colorados por efecto del ganado bovino en la Isla de Rum (Gordon, 1988).

En ese sentido, la presencia estacional de ganado en el área de estudio desencadenaría un efecto modulador del estado fenológico del pastizal y la generación de brotes nuevos para ser consumidos (Cosse, 2002; Merino, 2003). Se ha observado que el manejo de los pastizales, como el pastoreo, corte y/o uso del fuego, facilita la disponibilidad de forraje tierno y de alto valor nutritivo para los venados en esta y otras áreas de estudio (Jackson y Langguth, 1987; Redford, 1987; Jackson y Giuliatti, 1988; Gonçalves Fructuoso, 1999; Nasca, 2001). Los patrones observados para las áreas de acción de venados en Samborombón son consistentes con esta hipótesis, como así también con los cambios en distribución y abundancia registrados para esta población (Merino y Carpinetti, 1997; capítulo 1 de esta tesis).

Si bien existen algunos antecedentes sobre el uso de hábitat en el venado de las pampas para Bahía Samborombón (Bianchini y Luna Pérez, 1972b; Gabelli, 1985; Gimenez Dixon, 1991), los primeros estudios sobre selección de hábitat son recientes (Merino, 2003). En la presente tesis ambos sexos mostraron una selección positiva por espartillares de *Spartina sp.* y talaes. Sin embargo, los espartillares mencionados estuvieron sujetos al efecto renovador de disponibilidad y calidad de forraje a través de quemadas (Nasca, 2001). La selección por talaes fue concordante por lo observado por Merino (2003), pero se encontraron diferencias en cuanto a la selección por pastizales costeros y pastizales húmedos descripta por este autor. Los primeros fueron seleccionados negativamente en este estudio, mientras que los segundos no fueron considerados. Estas diferencias en la selección de hábitat podrían deberse al enfoque metodológico utilizado y la influencia de la observabilidad de ejemplares en los distintos tipos de hábitat, pues Merino (2003) utilizó avistajes desde aviones. El área de estudio considerada y el número de ejemplares bajo estudio también podrían sustentar estas diferencias, pues el estudio mencionado abarcó la totalidad de la población y del área de distribución de la especie. Más aún, ambos estudios podrían estar reflejando selección a

escalas en distintos niveles de jerarquía ecológica (Senf *et al.*, 1987; Quintana *et al.*, 2002; Swift, 2002).

La selección positiva de talares es concordante con la presencia de las especies más consumidas y/o seleccionadas dentro de la dieta del venado, como *Paspalum sp.*, *Hordeum sp.*, *Bromus sp.*, *Poa sp.* y *Sporobolus sp.* que son características de los pastizales de la periferia de los montes de tala (Cagnoni y Faggi, 1993; Merino, 2003). Es destacable la baja proporción de consumo de *Spartina sp.*, *Distichlis sp.* y *Carex sp.*, a pesar de la amplia oferta existente en Campos del Tuyú y alrededores (Merino, 2003). A pesar de ello, los espartillares de *Spartina densiflora* fueron seleccionados positivamente en esta tesis. Tal contradicción puede estar asociada con la época en que se realizaron ambos estudios. La determinación de dieta se realizó antes de la utilización del fuego como herramienta de manejo en el área, cuando el estado fenológico del pastizal era senescente y de baja palatabilidad (Nasca, 2001). En cambio, este estudio de selección se realizó posteriormente, cuando los espartillares habían sido sometidos al efecto del fuego y presentaban una mejor oferta alimenticia, además de refugio.

Los cambios en la selección de hábitat observados frente a la presencia de vacunos podrían estar reflejando algún grado de competencia por el recurso “espacio” o para evitar los efectos asociados con el manejo ganadero, tal como se discutió previamente, debido a que los venados evitaron el solapamiento espacial con vacas. Sin embargo, el efecto de “renovación” que ejerce el pastoreo estacional con vacunos sobre los pastizales favorecería la disponibilidad de alimento de mejor calidad.

A semejanza de lo registrado para el cerrado brasileiro (Leeuwemberg *et al.*, 1997; Rodrigues y Monteiro-Filho, 1996), en Samborombón ambos sexos mostraron el mismo patrón de uso de hábitat y solapamiento de las áreas de acción; aunque Merino (2003) registró un uso diferencial de hábitat entre machos y hembras para la misma población, tal como predice la teoría (Clutton-Brock, *et al.* 1982; Berger, 1991; Main *et al.*, 1996; Kie, 1999; Kie y Bowyer, 1999). Nuevamente, si bien no se encontró selección diferencial de hábitat entre sexos a la escala de estudio evaluada, esta podría existir a

otra escala o bajo la aplicación de otro enfoque metodológico. Según Kie (1999) el balance entre selección de calidad de forraje y protección no siempre ha sido evidente para cada sexo, debido a que la selección de hábitat puede operar a múltiples escalas, minimizando los riesgos de predación a nivel paisaje y maximizando la obtención de energía a nivel de micrositio. En ese sentido, es importante destacar la extinción de los grandes predadores originales de la región, puma (*Puma concolor*) y yagareté (*Panthera onca*), como así también que la presión de predación actual está originada por perros que presentan estrategias de caza totalmente diferentes.

Finalmente, los ecosistemas de la región de los pastizales pampeanos, campos y malezales han sufrido las transformaciones más grandes del país, a consecuencia de las intervenciones humanas y su reemplazo por sistemas agrícolas y productivos (Viglizzo *et al.*, 2006). En la actualidad sólo existen 33 relictos de pastizales naturales en un buen estado de conservación, que representan el 3.4 % de la superficie total de la ecorregión (Miñarro *et al.*, 2006). Más aún, las áreas protegidas existentes sólo cubren una superficie 11 veces menor (0.3 %). En ese contexto, se debe considerar que esta ecorregión formó parte de la distribución original del venado de las pampas y que los sectores que hoy ocupa podrían ser una representación marginal de la misma. Por lo tanto, los requerimientos y patrones de selección de hábitat podrían ser completamente diferentes dentro las áreas bajo producción actualmente no ocupadas por el venado. Estas limitaciones e incertidumbres en el conocimiento pasado de la especie y su hábitat deberían ser considerados en propuestas de recolonización natural y/o repoblamiento por medio de traslocaciones o programas de cría en cautiverio.

BIBLIOGRAFÍA

Ackerman, B., F. Leban, M. Samuel y E. Garton. 1990. User´s Manual for Program Home Range, Second Edition, University of Idaho, 79 pp.

- Albon, S. D. y R. Langvatn. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65: 502-513.
- Allredge, J. R., y J. T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50:157-165.
- Amlaner, C. J. y D. W. Macdonald. 1980. A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford, 804 pp.
- Beier, P. y D. R. McCullough. 1990. Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife Monographs* 109: 51 pp.
- Bell, R. V. H. 1971. A grazing system in the Serengeti. *Sci. Am.* 224: 86-93.
- Berger, J. 1991. Pregnancy incentives, predation constraints, and habitat shifts: experimental and field evidence for wild bighorn sheep. *Animal Behaviour* 41: 61-77.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972a. El comportamiento de *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, en cautiverio. *Acta Zoológica Lilloana*, 29:5-16.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972b. Informe sobre la situación del ciervo de las pampas -*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera, 1943- en la Pcia. de Buenos Aires. *Acta Zoológica Lilloana*, 29:149-157.
- Bianchini, J. J. y L. H. Delupi. 1990. Determinación de la edad en ciervos de las pampas (*Odocoileus bezoarticus*) mediante el estudio comparado del desarrollo y desgaste de los dientes. *Physis, Secc. C*, 48 (114-115): 27-40.
- Bowen, W. D. 1982. Home range and spatial organization of coyotes in Jasper National Park, Alberta. *J. Wildl. Manage.* 46: 201-216.
- Bowyer, R. T. 1986. Habitat selection by southern mule deer. *California Fish and Game*. 72: 153-169.
- Byers, C. R. y R. K. Steinholt. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48: 1050-1053.
- Cagnoni, M. A. y A. Faggi. 1993. La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. *Parodiana* 8 (1):101-112.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guines y S. D. Albon. 1982. Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Cosse, M. 2002. Dieta y solapamiento de la población de venado de campo "Los Ajos",

- (*Ozotoceros bezoarticus*). M.Sc. Tesis. PEDECIBA, Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo.
- Dellafore, C. M. 1997. Distribución y abundancia del venado de las pampas en la Provincia de San Luis, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional de Córdoba, 66 pp.
- Gabelli, F. 1985. Venados del Tuyú. *Vida Silvestre* 4 (16): 30-35.
- Geist, V. 1998. *Deer of the World: their evolution, behavior and ecology*. Stackpole Books, Mechanicsburg, PA. 421 pp.
- Gese, E. M., O. J. Rongstad y W. R. Mytton. 1988. Home range and habitat use of coyotes in southeastern Colorado. *J. Wildl. Manage.* 52: 640-646.
- Gimenez-Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 págs.
- Gonçalves Frutuoso, N. 1999. Uso de um sistema de informa informações geográficas na análise de distribuição do Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Parque Nacional Das Emas, Goiás. Tesis doctoral Universidade de São Paulo. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brasil. 75 pp.
- González, S. 2004. Biología y conservación de Cérvidos Neotropicales del Uruguay. Informe Proyecto CSIC-UdelaR 57 pp.
- Gordon, I. J. 1988. Facilitation of red deer grazing by cattle and its impact on red deer performance. *Journal of Applied Ecology*, 25: 1-10.
- Harestad, A. S. y F. L. Bunnell. 1979. Home range and body weight – a reevaluation. *Ecology* 60: 389-402.
- Harris, S., W. J. Cresswell, P. G. Forde, W. J. Trewella, T. Woollard y S. Wray. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mamm. Review* 20: 97-123.
- Hayne, D. W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, 30 (1):1-18.
- Heezen, K. L. y J. R. Tester. 1967. Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *J. Wildl. Manage.* 31: 124-141.

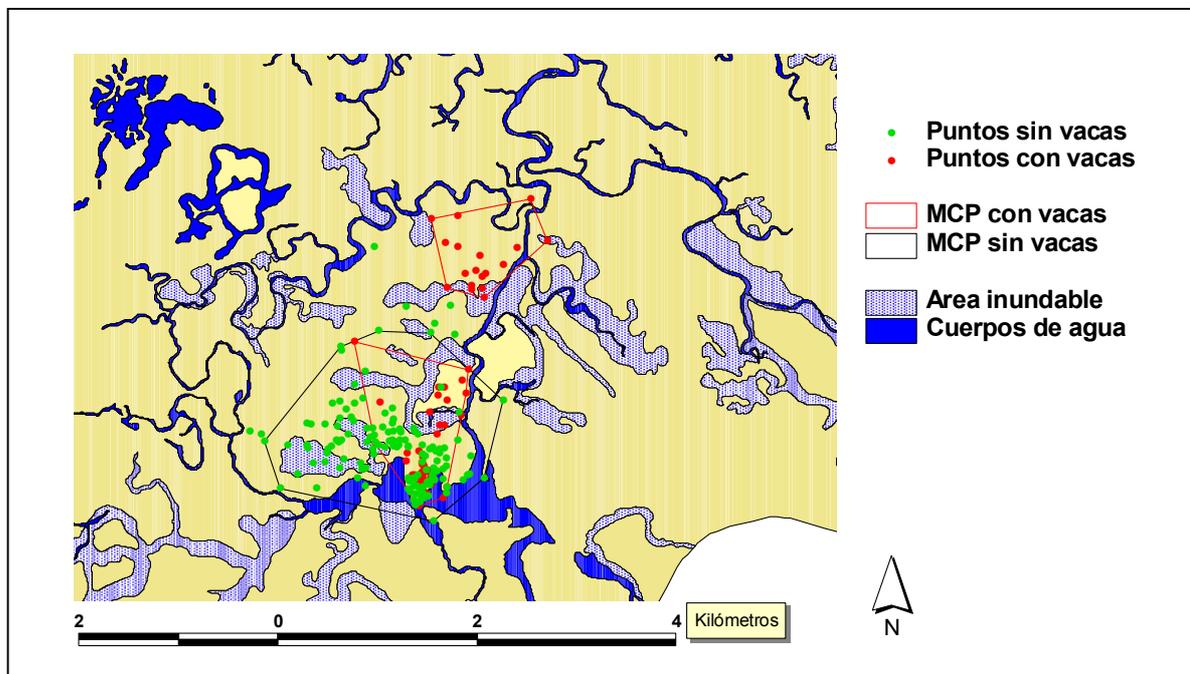
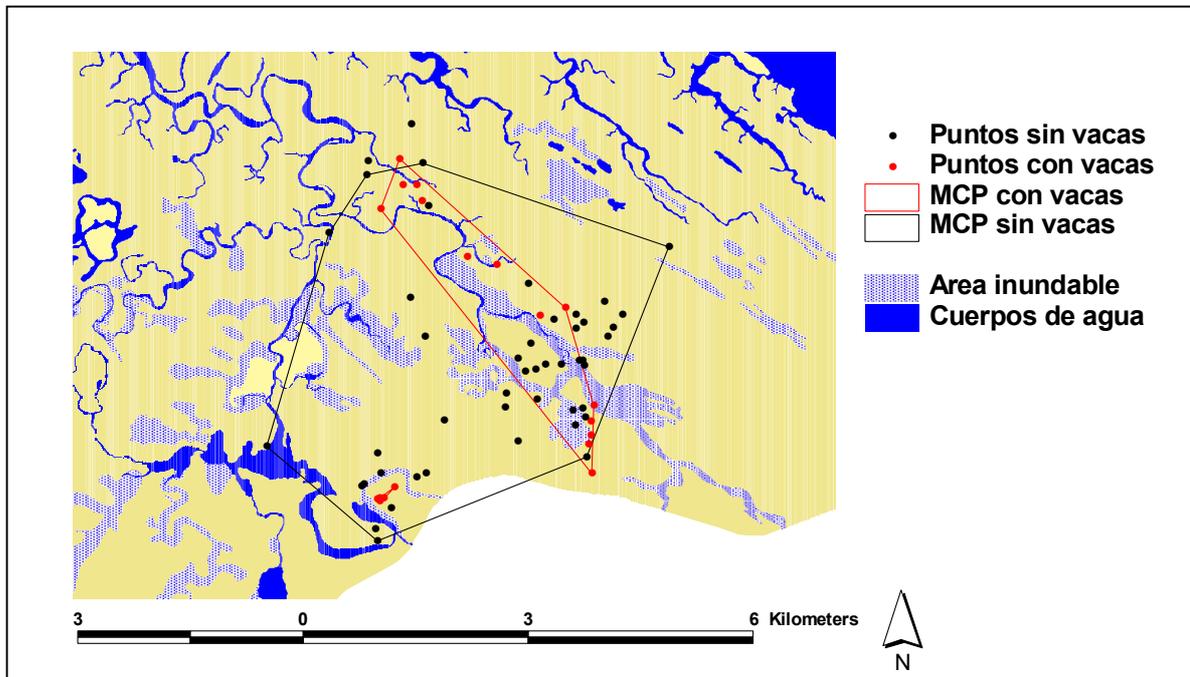
- Hofman, R. R. 1985. Digestive physiology of the deer – their morphophysiological specialisation and adaptation. En: Biology of deer production. Fennessy, P. F. y K. R. Drew (eds.), Royal Society of New Zealand: 393-407.
- Hooge, P. N. y B. Eichenlaub. 1997. Animal movement extension to arcview. Ver. 1.1. Alaska Science Center – Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Jackson, J., E. y J. D. Giulietti. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation* 45: 1-10.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (Ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Jarman, P. J. 1974. The social organization of antelope in relation to their ecology. *Behavior* 48: 215-267.
- Kenward, R. 1987. *Wildlife Radio Tagging: Equipments, field techniques and data analysis*. Academic Press, Florida, 222 pp.
- Kie, J. G. 1999. Optimal foraging and risk of predation: effects on behavior and social structure in ungulates. *Journal of Mammalogy* 80: 1114-1129.
- Kie, J. G. y R. D. Bowyer. 1999. Sexual segregation in white-tailed deer: density-dependent changes in use of space, habitat selection, and dietary niche. *Journal of Mammalogy* 80: 1004-1020.
- Lair, H. 1987. Estimating the location of the focal center in red squirrel home ranges. *Ecology* 68 (4): 1092-1101.
- Later, N. C. y C. C. Gates. 1994. Home-range size of wood bison: effects of age, sex and forage availability. *J. Wildl. Manage.* 75: 142-149.
- Leeuwenberg, F., S. Lara Resende, F. H. G. Rodrigues, y M. X. A Bizerril. 1997. Home range, activity and habitat use of the pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* L., 1758 (Artiodactyla: Cervidae) in the Brazilian cerrado. *Mammalia* 61 (4): 487-495.
- Leslie, D. M., Jr., R. T. Bowyer y J. G. Kie. 1999. Life-history strategies of ungulates. *Journal of Mammalogy* 80: 1067-1069.

- Lindstedt, S. L., B. J. Miller y S. W. Buskirk. 1986. Home-range, time and body size in mammals. *Ecology* 67: 413-418.
- Litvaitis, J. A., K. Titus y E. M. Anderson. 1996. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. En: Bookhout, T. A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, Md: 254-274.
- MacArthur, R. H. y E. Pianka. 1966. On optimal use of patchy environment. *The American Naturalist* 100: 603-609.
- Main, M. B., F. W. Weckerly y V. C. Bleich. 1996. Sexual segregation in ungulates: new directions for research. *Journal of Mammalogy* 77: 449-461.
- Mech, L. D. *Handbook of animal radio-tracking*. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA, 107 pp.
- Merino, M. L. 2003. Dieta y uso del hábitat del venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera 1943 (Mammalia-Cervidae) en la Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. Implicancias para su conservación. Tesis Doctoral de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata, 169 págs.
- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 1998. Pampas deer population trend in Bahía Samborombón, Buenos Aires Province, Argentina. *Deer Specialist Group News*, N° 13: 8-9.
- Merino, L. M., González, S., Leeuwenberg, F., Rodrigues, F. H. G., Pinder, L. y W. M. Tomas. 1997. Veado-Campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*). En: Duarte, J. M. B. ed. *Biología e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal : 42 -58.
- Miñarro, F., M. Beade y D. Bilenca. 2006. Las áreas valiosas de pastizal, un paso hacia una visión ecorregional de la conservación de los pastizales pampeanos. En: Brown, A. U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.). *La situación ambiental Argentina 2002*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires: 269-273.
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Nasca, P. B. 2001. Fuego prescripto: Efecto sobre la estructura y dinámica del espartillar de *Spartina densiflora* y su uso como herramienta de manejo para la conservación

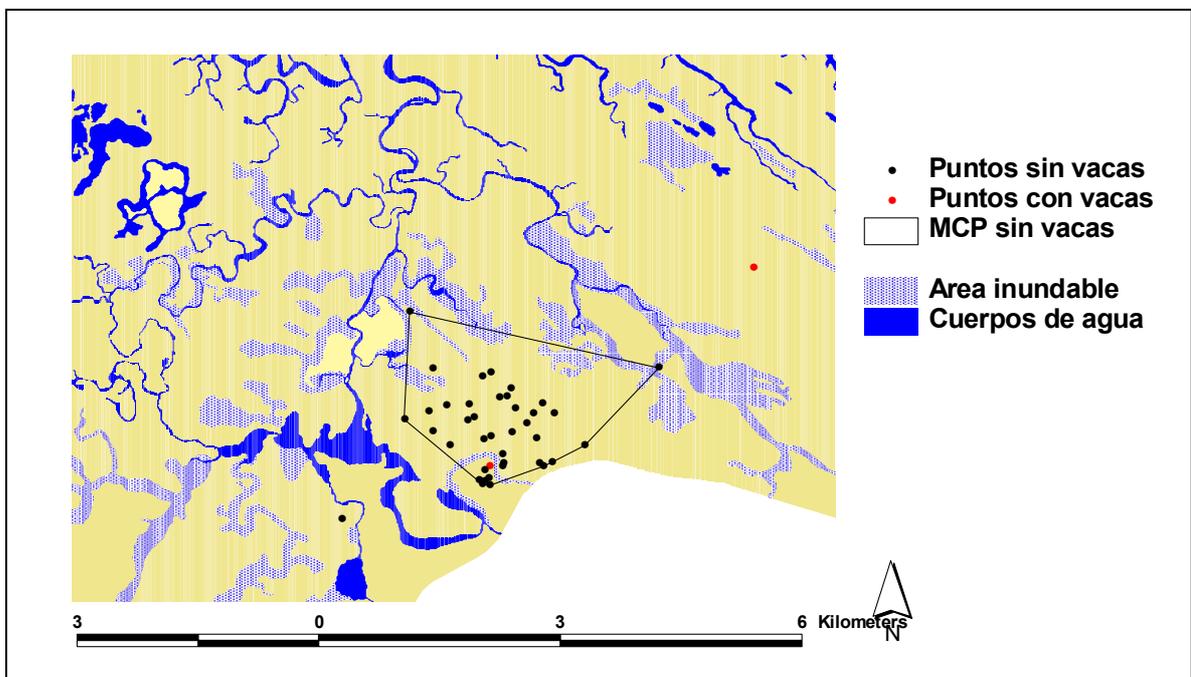
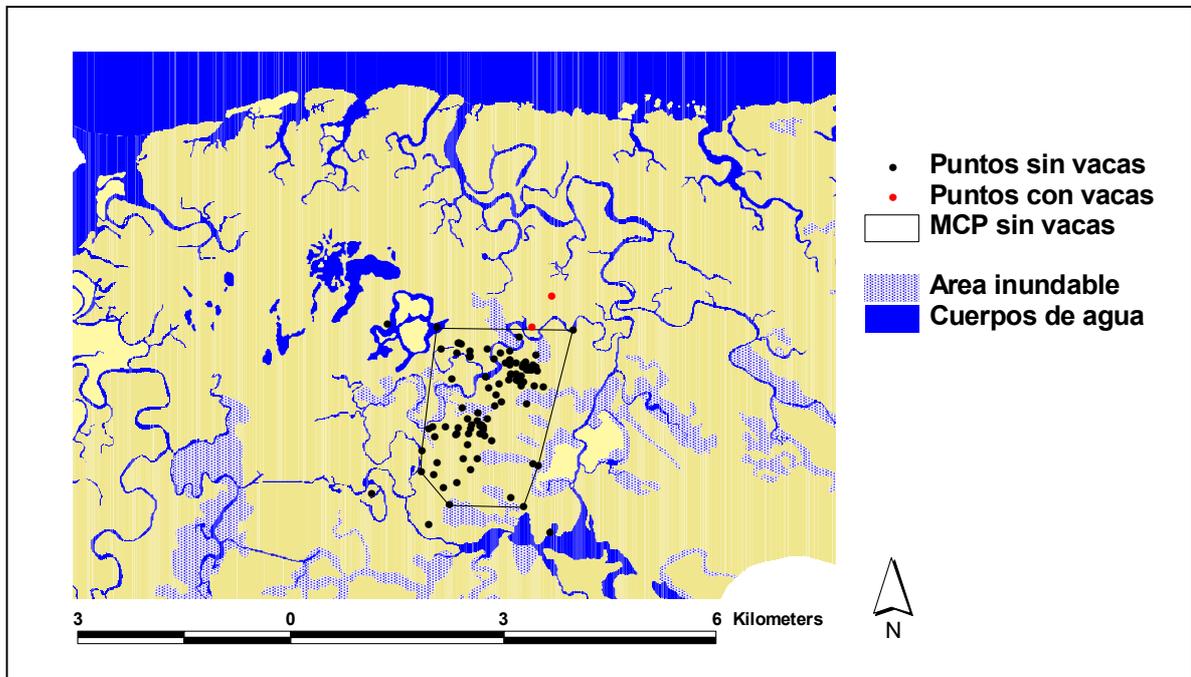
- del venado de las pampas. Tesis de Licenciatura FCEyN, Universidad de Buenos Aires, 45 pp.
- Neu, C. W., C. R. Byers y J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 38:541-545.
- Owen-Smith, N. 1994. Foraging responses of kudus to seasonal changes in food resources: elasticity in constraints. *Ecology* 75: 1050-1062.
- Putman, R. 1988. The natural history of deer. Christopher Helm, Kent, 191 pp.
- Quintana, R. E., S. Puig, V. Rosati y S. Arias. 2002. Selección de dieta por mamíferos herbívoros silvestres a escala de hábitat de alimentación. En: M. S. Cid, N. Bonino, M. Cassini, J. Anchorena, A. Pelliza de Sbriller y M. Arriaga (Eds.). Selección de dieta por grandes herbívoros mamíferos: procesos y escalas. *Contribuciones del MACN (1)*: 59-77.
- Rabinowitz, A. 1997. *Wildlife Field Research and Conservation Training Manual*. Wildlife Conservation Society. Nueva York, 281 págs.
- Redford, K. 1987. The pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in Central Brasil. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (Ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 410-414.
- Relyea, R. A., R. K. Lawrence y S. Demarais. 2000. Home range of desert mule deer: testing the body size and habitat-productivity hypotheses. *J. Wildl. Manage.* 64: 146-153.
- Reynolds, T. D. y J. W. Laundré. 1990. Time intervals for estimating pronghorn and coyote home ranges and daily movements. *J. Wildl. Manage.* 54 (2): 316-322.
- Rodrigues, F. H. G. y E. L. A. Monteiro-Filho. 1996. Comensalistic relation between pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus* (Mammalia: Cervidae) and rheas *Rhea americana* (Aves: Rheidae). *Brenesia* 45-46: 187-188.
- Rodrigues, F. H. G. y E. L. A. Monteiro-Filho. 2000. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 81 (4): 1136 – 1142.
- Samuel, M. D. y M. R. Fuller. 1996. Wildlife radiotelemetry. En: Bookhout, T. A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, Md: 370-418.

- Schoener, T. W. 1981. An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology* 20: 281-325.
- Senft, R.; M. Coughenoer; D. Bailey; L. Rittenhouse; O. Sala y D. Swift. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *Bioscience* 37 (11): 789-796.
- Swihart R. K. y N. A. Slade. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66 (4): 1176-1184.
- Swift, D. M. 2002. Foraging by large generalist herbivores as a set of hierarchically organized processes: background and recent progress. En: M. S. Cid, N. Bonino, M. Cassini, J. Anchorena, A. Pelliza de Sbriller y M. Arriaga (Eds.). Selección de dieta por grandes herbívoros mamíferos: procesos y escalas. *Contribuciones del MACN* (1): 13-32.
- Uhart, M. M., A. R. Vila, M. S. Beade y W. B. Karesh. 1997. Evaluación sanitaria del venado de las pampas en la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú". *Boletín Técnico FVSA N° 36*, 26 pp.
- Uhart, M., A. R. Vila, M. S. Beade, A. Balcarce y W. B. Karesh. 2003. Health evaluation of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*) in Campos del Tuyú Wildlife Reserve, Argentina. *Journal of Wildlife Diseases* 39 (4): 887-893.
- Vervoorst, F. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). *INTA, Serie Fitogeográfica* 7:1-262.
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank y L. V. Carreño. 2006. Las áreas valiosas de pastizal, un paso hacia una visión ecorregional de la conservación de los pastizales pampeanos. En: Brown, A. U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.). *La situación ambiental Argentina 2002*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires: 263-269.
- Vila, A. R., M. S. Beade y H. Pastore. 1998. Patrones de actividad del venado de las pampas en Campos del Tuyú. *Boletín Técnico N° 43, FVSA*, 31 pp.
- White, G. C. y R. A. Garrott. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press, San Diego, 383 pp.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third Edition. Prentice Hall, New Jersey, 662 pp.

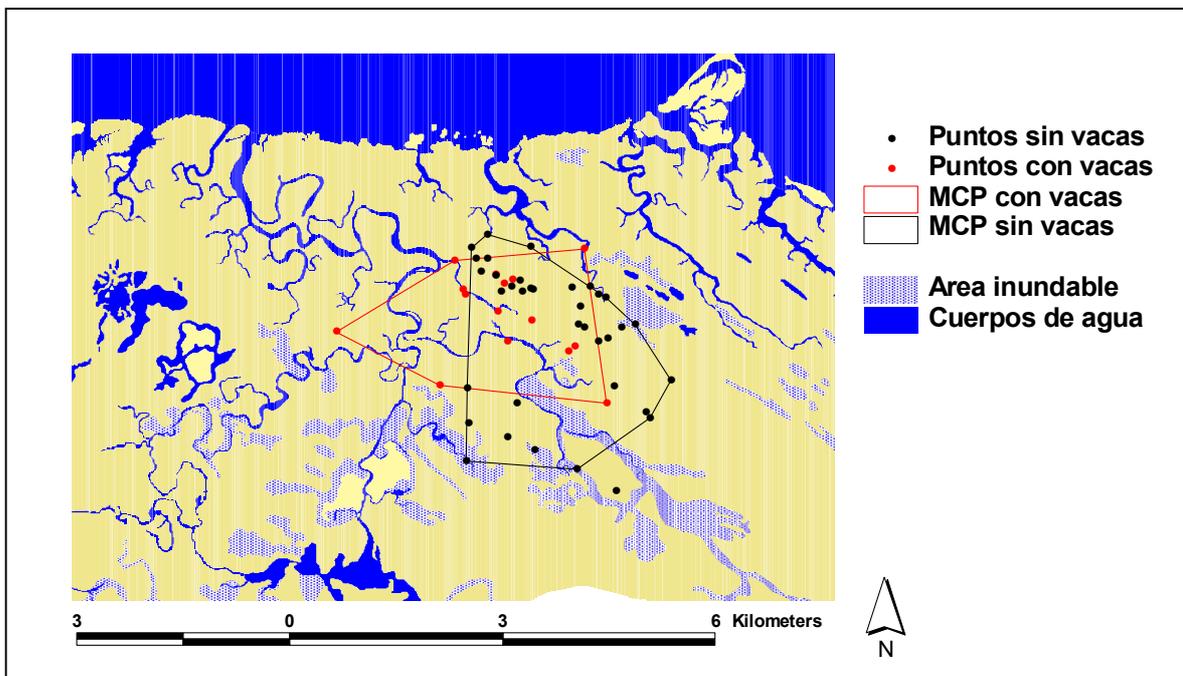
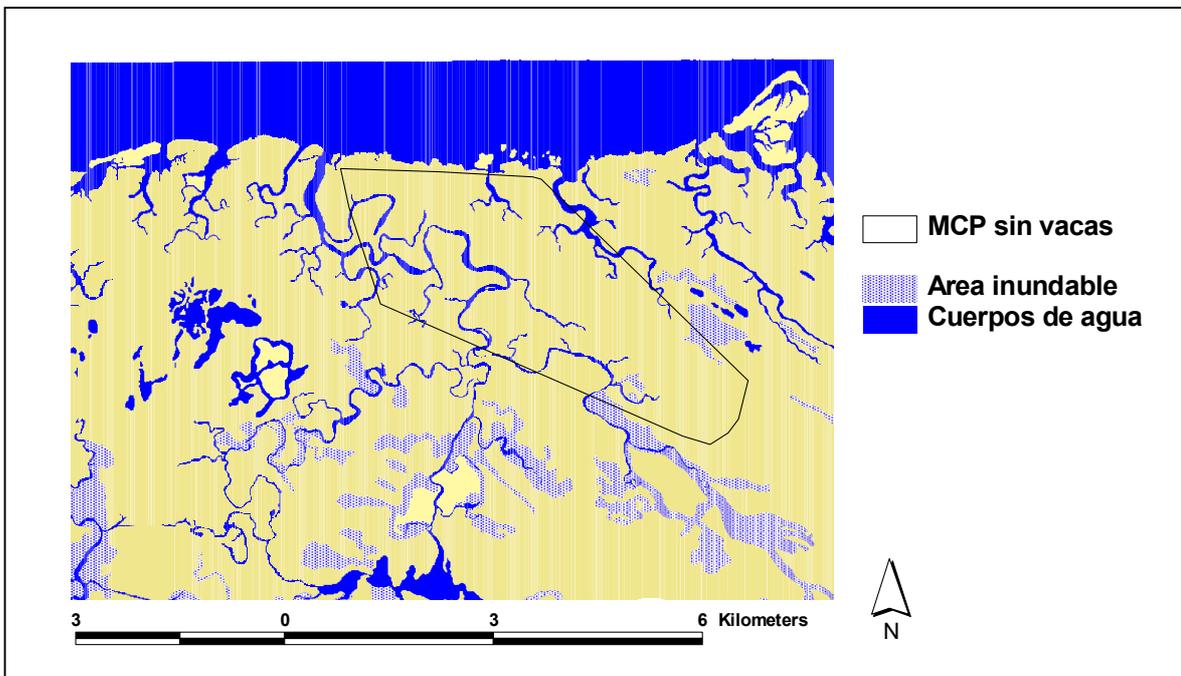
ANEXO 2.1: Localizaciones y áreas de acción del macho PD1 (arriba) y la hembra PD3 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



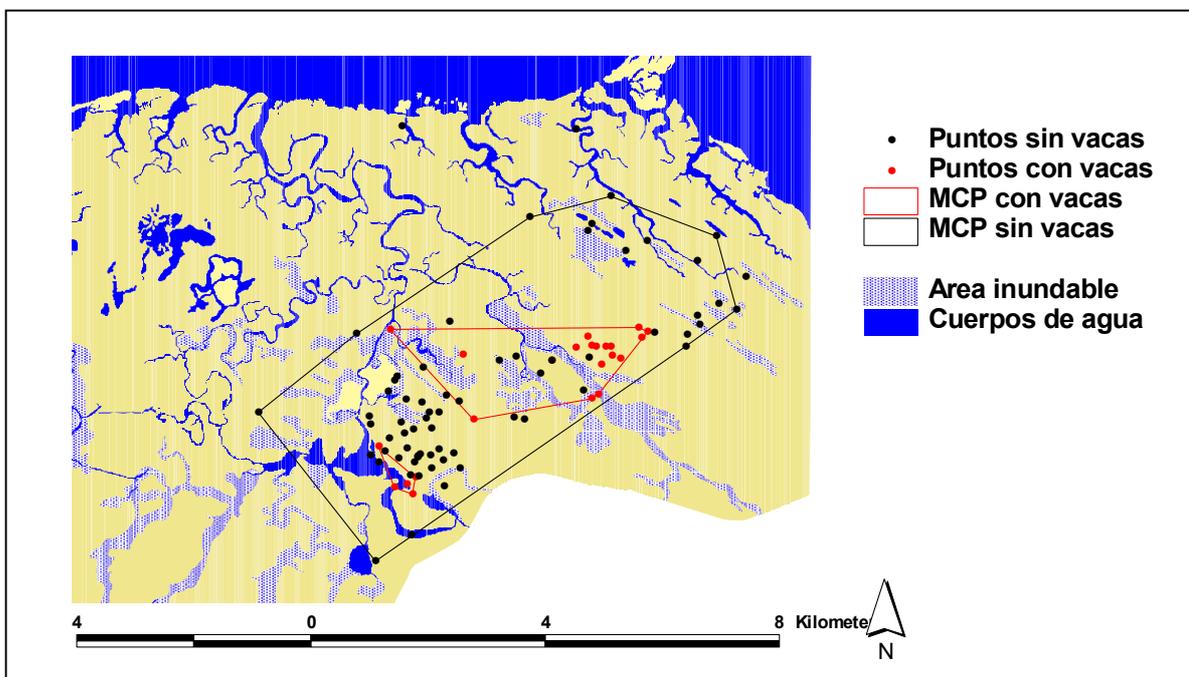
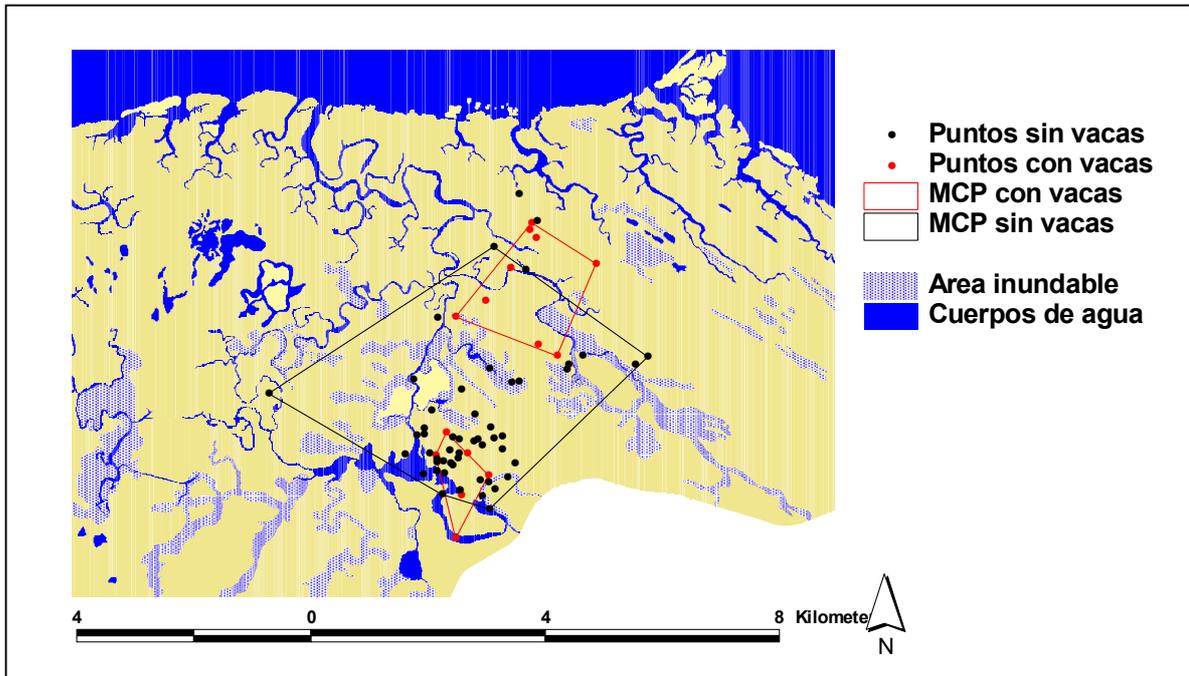
ANEXO 2.2: Localizaciones y áreas de acción de las hembras PD5 (arriba) y PD5-1 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



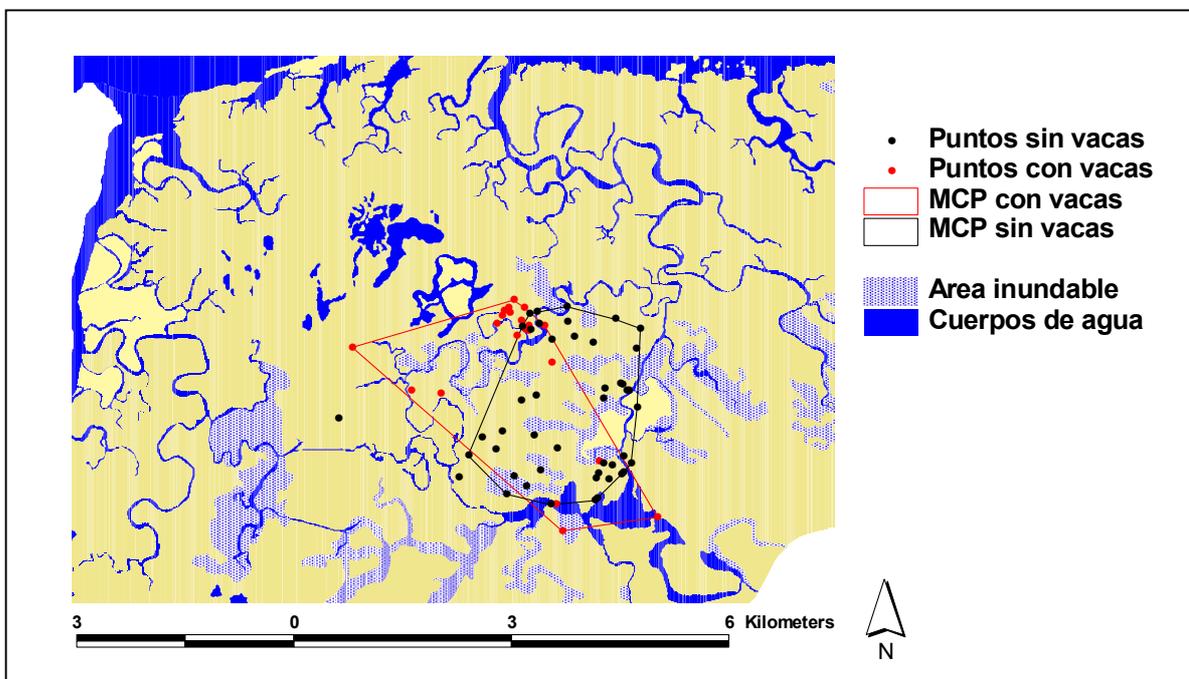
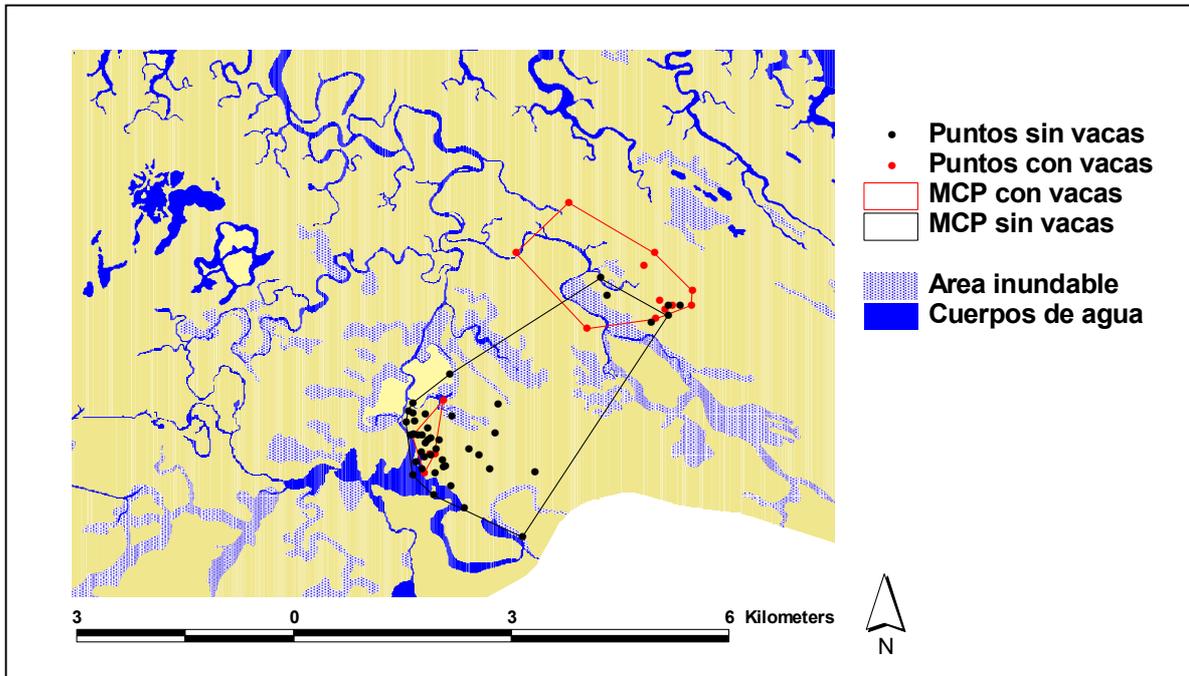
ANEXO 2.3: Localizaciones y áreas de acción del macho PD7 (arriba) y la hembra PD29 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



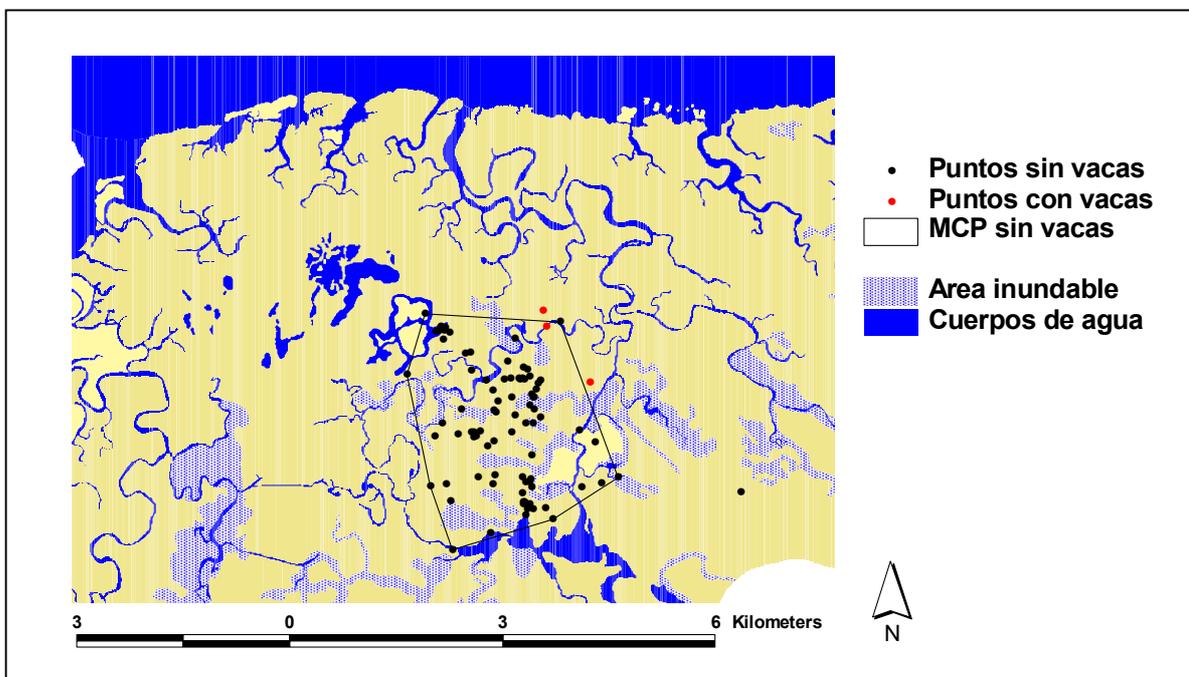
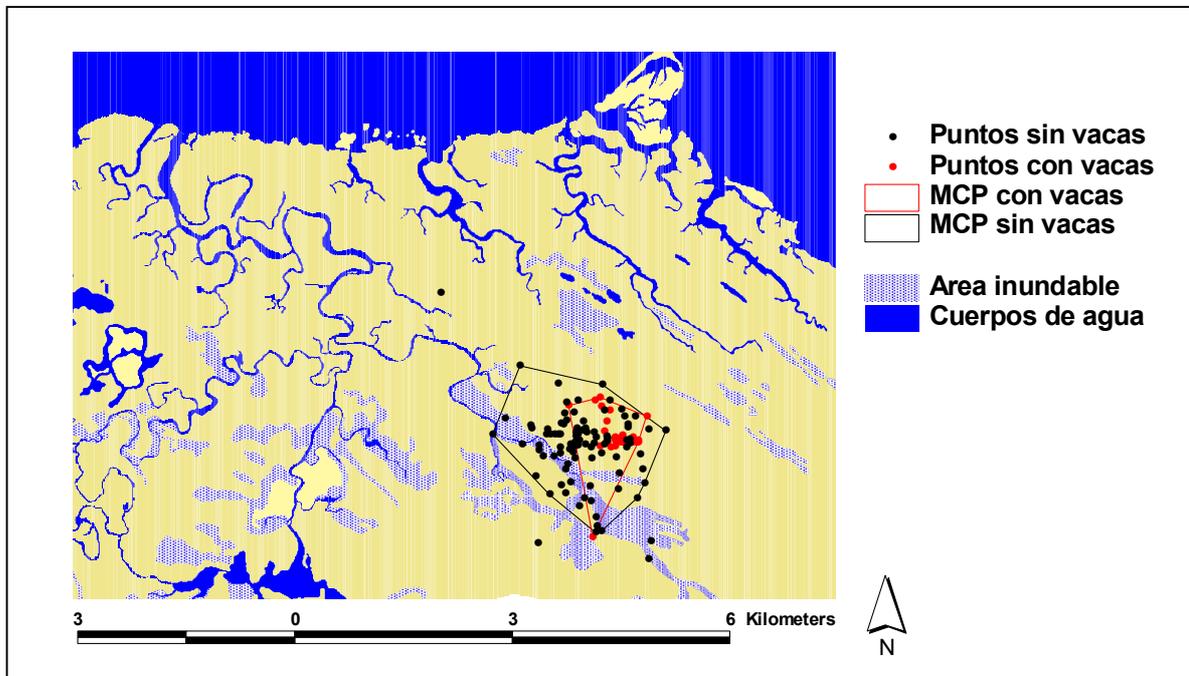
ANEXO 2.4: Localizaciones y áreas de acción de los machos PD50 (arriba) y PD52 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



ANEXO 2.5: Localizaciones y áreas de acción de las hembras PD54 (arriba) y PD56 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



ANEXO 2.6: Localizaciones y áreas de acción de la hembra PD75 (arriba) y el macho PD80 (abajo) en ausencia y presencia de ganado bovino dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú.



Capítulo 3

El dimorfismo sexual del venado de las pampas en el marco de los sistemas de apareamiento



Fotos: M. Beade



INTRODUCCIÓN

La organización social de los cérvidos está determinada por el tipo de ambiente en donde viven, sus requerimientos ecológicos, principalmente tipo de hábitat y dieta, sus estrategias de evasión de la predación y alimentación (Putman, 1988; Moore, 2001). En general, se ha sugerido que la evolución de este grupo de mamíferos ha sido acompañada por un incremento del tamaño corporal, el tamaño y complejidad de las astas y una tendencia hacia hábitos más gregarios (Putman, 1988; Geist, 1998). Asimismo, el tamaño de grupo es un indicador del grado de dimorfismo sexual presente en una especie particular, que a su vez es una consecuencia de la selección sexual (Clutton-Brock y Albon, 1982; Clutton-Brock *et al.*, 1982).

En las especies poligínicas los machos compiten más intensamente por acceder a las hembras y han incrementado su habilidad para monopolizarlas. Este proceso evolutivo se denomina “selección sexual” y se lo distingue de la “selección natural” porque depende del éxito competitivo de los individuos de un mismo sexo (Darwin, 1871). Los costos reproductivos asociados con cada sexo determinan que los machos compitan más activamente por el sexo opuesto y sean capaces de producir más hijos que las hembras (Fisher, 1930; Trivers, 1972). En la mayoría de los mamíferos, el costo energético de la fertilización es mínimo para los machos. En contraste, los costos energéticos de la gestación y la lactancia son altos para las hembras.

Entonces, el éxito reproductivo de los machos está limitado por el número de hembras reproductivas a las cuales puede tener acceso. En los casos en que los machos pueden monopolizar el acceso a un gran número de hembras, la competencia directa o por interferencia puede ser intensa, las interacciones agresivas frecuentes y las ventajas selectivas de caracteres que afectan al éxito reproductivo altas (Payne, 1979; Howard, 1979).

En contraste, el éxito reproductivo de las hembras depende de su habilidad para criar hijos. Debido a que el costo de la lactancia es alto, su éxito en la reproducción estaría determinado por la habilidad para adquirir recursos alimenticios y transferirlos a la prole (Pond, 1977). En la mayoría de los herbívoros esto depende de la tasa de obtención y la eficiencia en el procesamiento del alimento.

Las diferencias sexuales en la intensidad de la competencia por acceder a parejas proporcionan una explicación para las diferencias morfológicas asociadas con la habilidad para pelear o hacer despliegues agresivos, como las astas, el grosor de la piel y el tamaño corporal (Geist, 1966). Estos caracteres sexuales se denominan “secundarios” y se los distingue de los “primarios”, tales como las estructuras de los órganos sexuales, porque no están inmediatamente asociados con la lucha o la realización de despliegues (Darwin, 1871).

El origen de la mayoría de las diferencias anatómicas, fisiológicas, comportamentales y ecológicas existentes entre machos y hembras se basa en factores que afectan el éxito en la reproducción. Además, reflejan el sistema de apareamiento de una especie, el grado de poliginia y otras implicancias ecológicas, como el tipo de estructura social y selección de hábitat (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Wemmer y Wilson, 1987).

Tal como se discutió en el capítulo 2 de esta tesis, la selección de hábitat en machos está fuertemente influenciada por los requerimientos energéticos necesarios para el crecimiento, mientras que en las hembras se relaciona con las demandas vinculadas con la gestación y la lactancia (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Owen-Smith, 1994). En especies poligínicas, estas diferencias en requerimientos energéticos entre sexos originan estrategias diferentes de alimentación y evasión de la predación, que incluso modelan segregación sexual en el uso de recursos (Clutton-Brock, *et al.* 1982; Main *et al.*, 1996).

Los cérvidos han sido ampliamente estudiados dentro de este marco teórico, pues los machos tienen astas relacionadas con la competencia intrasexual y las diferencias sexuales en tamaño corporal son más pronunciadas en las especies poligínicas (Clutton-

Brock *et al.*, 1982; Putman, 1988; Geist, 1998). En el contexto de la evolución de este grupo se ha propuesto un movimiento gradual desde las áreas boscosas en las que se originaron hacia áreas ecotonales más abiertas e incluso, en casos extremos, pastizales (Putman, 1988). Estos cambios fueron acompañados por cambios en la estructura social e incrementos en el tamaño de grupo. Por lo tanto, en las especies de ciervos que viven en áreas boscosas el dimorfismo sexual es bajo, alcanza un máximo en especies ecotonales y nuevamente declina en pastizales (Geist, 1974; Jarman, 1983).

A pesar de las implicancias teóricas y de manejo vinculadas con esta problemática, las especies neotropicales sólo han sido enmarcadas superficialmente dentro de este contexto, debido a la escasez de información disponible sobre aspectos morfométricos y comportamentales. Para el caso específico del venado de las pampas existe muy poca información sobre dimorfismo (Jackson, 1987), por tratarse de una especie amenazada (González *et al.*, 2002). A pesar de ello, como ocupa áreas abiertas, se puede predecir que nos encontraríamos frente a una especie con un grado de dimorfismo sexual consistente con una intensidad baja a intermedia de poliginia (Clutton-Brock *et al.*, 1980; Clutton-Brock *et al.*, 1982).

En este capítulo de la tesis se evaluará el dimorfismo sexual del venado por medio de un análisis morfométrico del tamaño y peso corporal, variables craneométricas y de las astas. Este análisis del dimorfismo se enmarcará en el sistema de apareamiento, tamaño de grupo y estructura social de la especie, mediante los resultados provistos en parte por los capítulos 1 y 2.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tamaño corporal:

Se inmovilizaron siete hembras y cinco machos de venado de las pampas, en 1995 y 1998, con la correspondiente autorización y supervisión gubernamental. Las capturas se realizaron en la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú” y las estancias "Las Tijeras", “El Divisadero” y "El Erandio”, ubicadas en el Partido de General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. Se utilizaron dardos plásticos livianos y un rifle de aire comprimido sistema Telinject® (los detalles de los procedimientos de captura fueron presentados en el capítulo 2).

A cada ejemplar se lo pesó con una Pesola para 50 kg y se le tomaron 11 medidas corporales con una cinta métrica (Figura 1.3). Las pezuñas se midieron con un calibre de 15 cm y 0.02 mm de precisión. En algunos individuos no se registró la totalidad de las variables mencionadas para minimizar el estrés y los efectos de las drogas utilizadas. Finalizada la manipulación, cada ejemplar fue liberado y seguido visualmente para garantizar la correcta recuperación anestésica. En los días posteriores a la captura también se realizó un seguimiento directo de cada animal, a través de radiocollares (ver capítulo 2), para evaluar su evolución post-liberación.

Los pesos obtenidos para ejemplares adultos de ambos sexos fueron comparados con el test de t (Zar, 1996). En cambio, las diferencias entre medidas corporales de machos y hembras fueron evaluadas por el test multivariado T^2 de Hotelling (Manly, 1994). Para que la matriz inversa requerida por este test pueda ser computada, sólo se utilizaron variables que no fueran redundantes, que no estuvieran fuertemente correlacionadas o no representaran la suma de otras dos. Por esta razón, las variables finalmente utilizadas para realizar este test fueron: largo total del cuerpo, largo de cabeza, circunferencia de torax y altura a la cruz (Figura 1.3).

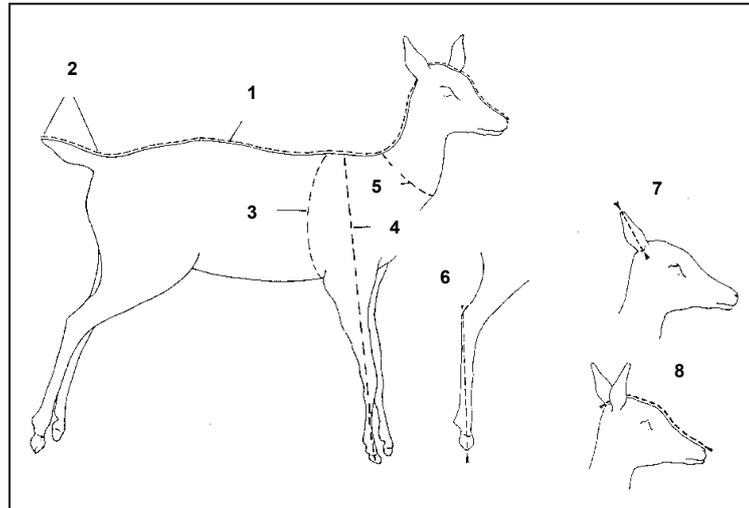


Figura 1.3. Algunas medidas corporales estandarizadas para mamíferos que fueron tomadas en los venados de las pampas capturados en el área de estudio. Referencias: 1) largo total, 2) cola, 3) circunferencia de tórax, 4) altura a la cruz, 5) circunferencia de cuello, 6) talón, 7) oreja y 8) cabeza.

Craneometría:

Se examinaron 68 cráneos y 62 mandíbulas colectadas en el área de influencia de “Campos del Tuyú” entre 1979 y 2002. Los materiales analizados pertenecen a la colección del Museo Regional "Santos Vega" y otras colecciones privadas. Se tomaron 24 medidas craneales y 11 mandibulares utilizando un calibre de 30 cm con una precisión de 0.02 mm (Figuras 2.3 y 3.3).

Los adultos y juveniles fueron analizados separadamente para minimizar los efectos de las variaciones alométricas asociadas con el crecimiento (Schonewald-Cox *et al.*, 1985, González *et al.*, 2002). Las clases de edad se determinaron según el desgaste y erupción de los dientes (Bianchini y Delupi, 1993). Los individuos en los que finalizó el crecimiento de los premolares definitivos y los molares, es decir de la clase tres en adelante, fueron considerados adultos (Figura 4.3).

Los datos obtenidos a partir de la medición de cráneos y mandíbulas se analizaron por medio de un test multivariado T^2 de Hotelling (Manly, 1994). Como se mencionó anteriormente, sólo se utilizaron variables que no fueran redundantes, que no estuvieran correlacionadas o representaran la suma de otras. Las variables finalmente utilizadas fueron 1, 4, 5, 7 a 12, 15 a 18 y 21 a 24 para los cráneos; mientras que para las mandíbulas se utilizaron y 1, 4, 7 y 8 (Figuras 2.3 y 3.3).

Finalmente, se calculó el índice de dimorfismo sexual propuesto por Wemmer y Wilson (1987). Este índice fue desarrollado para establecer una correlación entre el índice de encefalización y el tipo de sistema de apareamiento. Se basa en dividir el largo cóndilo basal medio de las hembras por el largo cóndilo basal medio de los machos.

Astas y volteos:

Se analizaron 40 volteos y 35 astas de cráneos de las colecciones mencionadas anteriormente, como así también las correspondientes a seis de los ejemplares vivos que fueron inmovilizados y liberados en el área de estudio. Nueve medidas fueron registradas para cada una de ellas (Figura 5.3). Dichas mediciones se efectuaron con un calibre y una regla milimetrada. En los casos de variables contorneadas, como circunferencia de rosetas o largos de garcetas, se utilizó un hilo no deformable. Las medidas de animales con astas de menos de dos puntas (hasta dos años de edad) y con tres o más puntas (más de tres años) se analizaron en forma independiente. En el caso de las astas, se efectuó un análisis de regresión para estudiar la variación del valor medio obtenido para cada variable en función de las clases de edad propuestas por Bianchini y Delupi (1993).

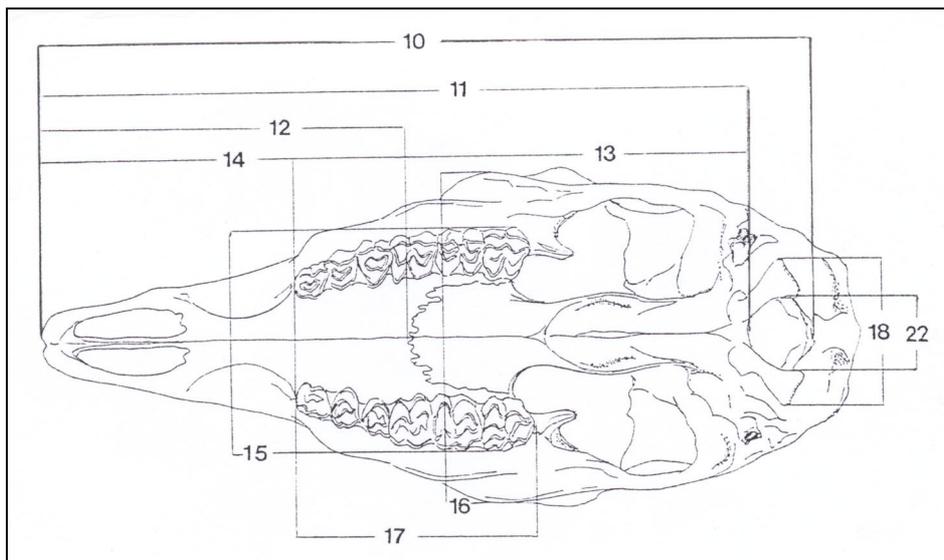
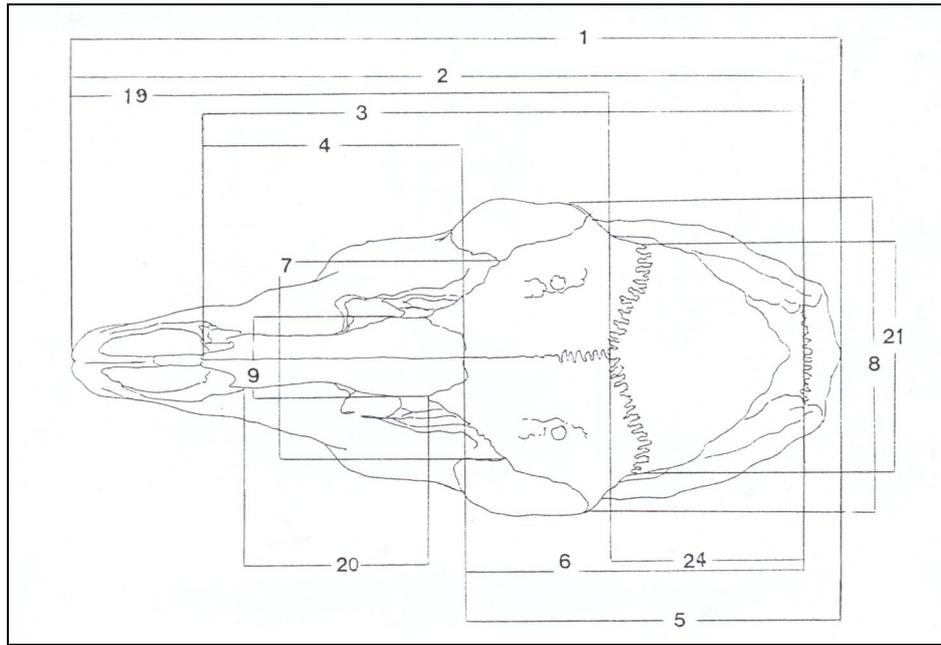


Figura 2.3. Mediciones efectuadas en los cráneos (vista superior arriba e inferior abajo) de venado de las pampas de la Bahía Samborombón. Referencias: 1- largo total, 2- lambda-prosthion, 3- lambda-rhinion, 4- largo nasal, 5- largo frontal, 6- lambda-nasion, 7- ancho frontal orbital, 8- ancho orbital, 9- ancho de nasales, 10- largo cóndilo basal, 11- largo basal, 12- largo paladar, 13- basion-predental, 14- predental-prosthion, 15- ancho maxilar, 16- ancho zigomático, 17- serie dental, 18- ancho de cóndilos, 19- largo facial, 20- larga nasal, 21- ancho parietal, 22- ancho del foramen magno, 23 alto del foramen magno y 24- largo parietal.

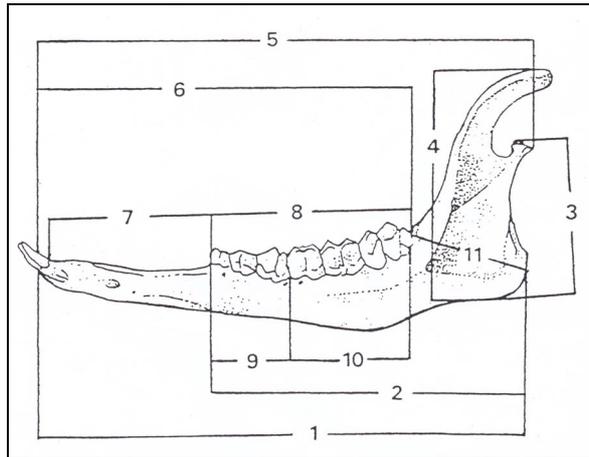


Figura 3.3. Mediciones efectuadas en las mandíbulas de venado de las pampas de la Bahía Samborombón. Referencias: 1- largo, 2- largo al premolar dos, 3- alto aboral, 4- alto oral, 5- largo a partir del cóndilo, 6- rama horizontal, 7- diastema, 8- serie dental, 9- serie premolar, 10- serie molar y 11- distancia molar-gonion.

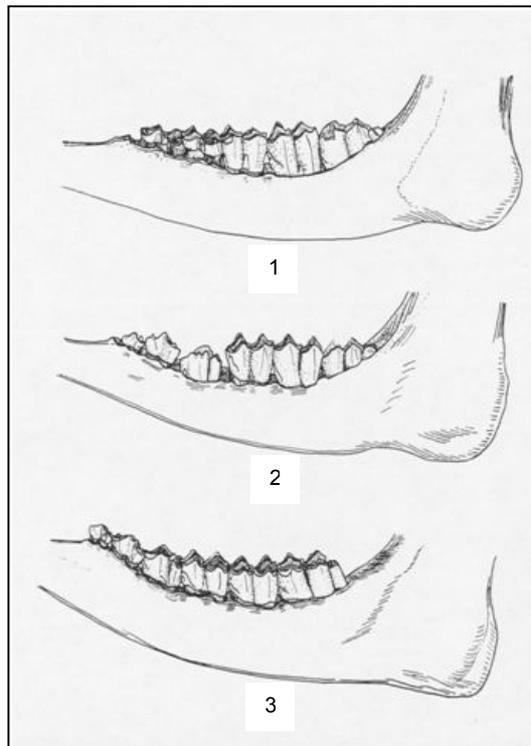


Figura 4.3. Patrón de reemplazo de la serie premolar, emergencia y crecimiento de molares. (1): subclase de edad 2.2; (2): subclase 2.3 y (3): clase 3 (tomado de Bianchini y Delupi, 1993).

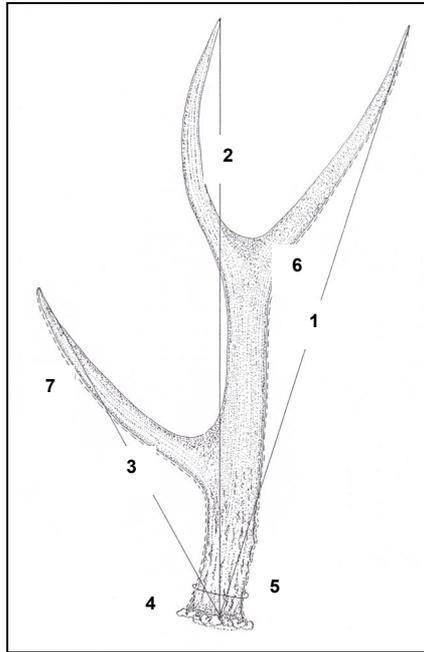


Figura 5.3. Mediciones efectuadas en las astas de venado de las pampas de la Bahía Samborombón. Referencias: 1- longitud de garceta posterior, 2- longitud de garceta anterior, 3- longitud de luchadora, 4- circunferencia de roseta, 5- circunferencia de base, 6- largo garceta posterior y 7- largo de luchadora.

RESULTADOS

Tamaño corporal

Como resultado de las evaluaciones realizadas sobre los ejemplares inmovilizados se puso en evidencia la existencia de dimorfismo sexual para la especie. Al menos 4 de las 16 variables estudiadas (25 %) mostraron una clara tendencia a ser mayores en los machos que en las hembras (Tabla 1.3). Los ejemplares machos fueron significativamente más pesados ($t= 3.25$, $p<0.01$). La relación de peso macho/hembra fue 1.17, siendo los machos un 17 % más pesados. Los machos también presentaron una circunferencia de garganta, cuello y tórax superior que las hembras, en un 43, 35 y 7.4 % respectivamente. A pesar de ello, el test multivariado no mostró diferencias significativas

(T^2 de Hotelling = 925.4, $F(4,1) = 57.8$, $p > 0.05$).

Tabla 1.3. Media \pm desviación estándar de las medidas corporales estudiadas en los venados inmovilizados, entre 1995 y 1998, en la Bahía Samborombón. El tamaño de la muestra aparece entre paréntesis.

Variable	Machos	Hembras
Peso (kilogramos)	33.92 \pm 2.63 (6)	28.92 \pm 2.69 (6)
Largo Total (cm)	128.58 \pm 3.67 (5)	128.97 \pm 4.57 (6)
Largo Cabeza-Cola	118.46 \pm 4.62 (5)	119.55 \pm 4.46 (6)
Largo de Cabeza	29.90 \pm 0.95 (3)	27.67 \pm 0.58 (3)
Largo de Cola	10.12 \pm 2.1 (5)	9.42 \pm 1.5 (6)
Largo de Oreja	11.82 \pm 0.39 (5)	11.78 \pm 0.42 (6)
Circunferencia de Tórax	72.5 \pm 2.57 (5)	67.5 \pm 3.48 (6)
Altura a la Cruz	69.02 \pm 4.9 (5)	66.00 \pm 2.8 (6)
Largo de Pata	83.5 \pm 4.61 (5)	80.20 \pm 4.28 (6)
Largo de Talón	34.60 \pm 0.82 (5)	34.48 \pm 0.86 (6)
Circunferencia de Cuello	42.08 \pm 4.89 (5)	31.18 \pm 3.93 (6)
Circunferencia de Garganta	33.78 \pm 1.81 (5)	23.57 \pm 2.43 (6)
Largo Pezuña Mano	4.70 \pm 0.27 (3)	4.65 \pm 0.68 (4)
Ancho Pezuña Mano	3.05 \pm 0.21 (2)	2.90 \pm 0.36 (3)
Largo Pezuña Pata	5.18 \pm 0.17 (4)	4.88 \pm 0.63 (4)
Ancho Pezuña Pata	3.07 \pm 0.12 (3)	2.68 \pm 0.15 (3)

De los siete machos que fueron inmovilizados, un juvenil no fue considerado en este

análisis. El peso de dicho individuo alcanzó 24.5 kg. Además, presentó un largo cabeza-cola de 109.6 cm, un largo de cola de 10.4 cm y de 29.4 cm de cabeza, y una circunferencia de tórax, cuello y garganta de 64.2, 34.0 y 27.2 cm, respectivamente.

Craneometría

Los cráneos de venados adultos también evidenciaron la existencia de dimorfismo sexual. La mayoría de las medidas (62.5 %) mostraron valores superiores en los machos, cuyos cráneos son más largos (10 variables) y anchos (5 variables) que los de las hembras (Tabla 2.3). Dichas medidas fueron entre un 2.5 y 12.6 % (Media= 6.7) más grandes en los machos. El test multivariado evidenció la existencia de diferencias craneométricas significativas entre ambos sexos (T^2 de Hotelling= 22139, $F(17,2)=144.7$, $p<0.01$). El valor del índice de dimorfismo LCB fue igual 95.5. Las variables craneométricas estudiadas en machos juveniles también fueron mayores que las de las hembras. Sin embargo, no se pudo evaluar si existen diferencias significativas debido al bajo número de muestras disponibles. Ninguna de las variables estudiadas en las mandíbulas mostró diferencias de longitud entre los sexos (Tabla 3.3). Las diferencias observadas entre machos y hembras no fueron estadísticamente significativas (T^2 de Hotelling= 22139, $F(4,23)=0.51$, $p> 0.05$). Tampoco fue posible estudiar las diferencias entre ejemplares juveniles debido al bajo número de muestras existentes para cada sexo.

Astas y volteos

Los valores medios obtenidos para los individuos de tres puntas fueron mayores que los de dos puntas en todas las variables estudiadas (Tabla 4.3). La relación entre edad y tamaño del asta fue confirmada por el análisis de regresión. La pendiente de la función que relaciona el valor medio de LGP, LL, CR, CBA, CGA y CL con la edad fue significativamente diferente de cero ($p < .05$). Las variables cuyas pendientes no fueron diferentes de cero fueron DEGP, LGA y CGP. En todos los casos los valores de r^2 oscilaron entre 0.70 y 0.92, a excepción de la distancia entre garcetas posteriores ($r^2 = 0.37$).

Tabla 2.3. Media \pm SD, rango y tamaño de la muestra de las medidas craneométricas de venados de las pampas adultos de la Bahía Samborombón.

Variable	Machos	Hembras
1- Largo Total (PA)	240.2 \pm 7.1 227.7 – 253.4 (15)	228.3 \pm 10.2 209.8 – 245.4 (12)
2- Lambda-Prosthion (LP)	230.2 \pm 7.6 214.7 – 245.2 (15)	220.0 \pm 10.7 201.6 – 238.9 (12)
3- Lambda-Rhinion (LR)	185.0 \pm 7.3 171.2 – 193.4 (14)	174.1 \pm 15.9 135.7 – 189.7 (10)
4- Largo Nasal (RN)	69.1 \pm 10.2 48.5 – 86.6 (22)	71.0 \pm 9.0 59.0 – 85.3 (10)
5- Largo Frontal (AN)	129.3 \pm 6.3 117.4 – 143.5 (23)	120.2 \pm 7.6 108.4 – 131.9 (13)
6- Lambda-Nasion (LN)	115.7 \pm 6.1 102.1 – 127.1 (22)	104.7 \pm 9.9 84.4 – 116.5 (13)
7- Ancho Frontal Orbital (AFO)	59.0 \pm 3.6 52.0 – 66.0 (25)	52.4 \pm 3.5 45.4 – 59.4 (20)
8- Ancho Orbital (EE)	96,9 \pm 4,8 89,5 – 107,0 (23)	88.0 \pm 3.9 80.8 – 94.1 (17)
9- Ancho Nasales (AMN)	22.9 \pm 2.9 17.9 – 28.1 (18)	21.3 \pm 3.3 17.0 – 27.0 (11)
10- Largo Cóndilo Basal (LCB)	230.7 \pm 6.9 219.5 – 241.6 (15)	220.4 \pm 8.6 203.1 – 235.1 (12)
11- Largo Basal (BP)	216.5 \pm 6.3 207.9 – 227.7 (15)	208.3 \pm 10.6 188.2 – 224.4 (12)
12- Largo Paladar (PP)	109.2 \pm 3.6 102.1 – 117.2 (15)	104.4 \pm 5.6 95.5 – 114.4 (11)

Tabla 2.3 (continuación). Media \pm SD, rango y tamaño de la muestra de las medidas craneométricas de venados de las pampas adultos de la Bahía Samborombón.

Variable	Machos	Hembras
13- Basion-Predental (DBP)	141.6 \pm 5.8 127.5 – 150.6 (24)	132.2 \pm 5.0 122.2 – 140.8 (18)
14- Predental-Prosthion (DPP)	74.8 \pm 3.4 69 - 81 (16)	72.5 \pm 4.3 65.4 – 80.0 (12)
15- Ancho Maxilar (AMM)	65.7 \pm 2.2 62.1 – 70.1 (24)	64.8 \pm 2.7 59.7 – 68.8 (17)
16- Ancho Zigomático (ZZ)	96.4 \pm 3.3 89.6 – 102.3 (24)	88.3 \pm 3.4 82.5 – 95.3 (17)
17- Serie Dental (LSD)	64.4 \pm 2.3 57.8 - 70 (27)	62.8 \pm 2.5 58.7 – 68.0 (18)
18- Ancho Cóndilos (AMC)	40.9 \pm 2.5 33.1 – 45.5 (25)	38.6 \pm 2.0 32.6 – 41.7 (20)
19- Largo Facial (LF)	194.4 \pm 13.4 156.4 – 216.8 (15)	188.5 \pm 10.2 167.7 – 205.1 (12)
20- Largo Nasal (LMLN)	50.8 \pm 9.0 26.3 - 64 (22)	46.3 \pm 8.7 33.9 – 60.3 (11)
21- Ancho Parietal (AP)	64.6 \pm 2.4 59.7 – 69.8 (25)	61.1 \pm 3.0 56.0 – 69.2 (20)
22- Ancho Foramen Magno (AFM)	18.5 \pm 1.8 15.2 – 21.3 (25)	18.2 \pm 1.8 14.2 – 21.4 (19)
23- Alto Foramen Magno (HFM)	17.7 \pm 1.3 15.3 – 20.5 (25)	17.5 \pm 0.9 16.2 – 19.3 (19)
24- Largo Parietal (BL)	47.9 \pm 3.5 43.0 – 56.1 (26)	46.9 \pm 3.2 40.6 – 56.4 (20)

Tabla 3.3. Media \pm SD, rango y tamaño de la muestra de las medidas de las mandíbulas de venados de las pampas adultos de la Bahía Samborombón.

Variable	Machos	Hembras
1- Largo (GGI)	182.3 \pm 7.0 163.5 – 190.0 (17)	179.5 \pm 4.7 172.1 – 188.5 (13)
2- Largo al PM2 (GCPM2)	117.8 \pm 4.1 106.5 – 123.5 (17)	116.3 \pm 2.8 111.6 – 121.5 (14)
3- Alto Aboral (AAV)	62.9 \pm 3.8 55.9 – 69.8 (18)	61.7 \pm 3.5 55.2 – 70.8 (15)
4- Alto Oral (AOV)	91.6 \pm 4.4 82.7 – 98.4 (17)	90.5 \pm 4.1 84.4 – 98.6 (13)
5- Largo desde el Cóndilo (IC)	183.7 \pm 8.6 161.5 – 196.9 (18)	179.4 \pm 8.0 165.5 – 197.2 (15)
6- Rama Horizontal (LRH)	131.8 \pm 3.8 124.5 – 139.7 (18)	131.9 \pm 4.2 123.6 – 138.5 (14)
7- Diastema (LD)	56.9 \pm 3.5 50.9 – 62.8 (18)	56.4 \pm 4.3 48.6 – 61.7 (16)
8- Serie Dental (SD)	71.2 \pm 3.0 62.5 – 77.9 (18)	69.6 \pm 3.7 63.0 – 75.5 (16)
9- Serie Premolar (SPM)	28.2 \pm 1.7 25.5 – 31.8 (18)	28.2 \pm 4.1 24.0 – 40.5 (15)
10- Serie Molar (SM)	44.0 \pm 2.0 38.4 – 47.1 (18)	43.7 \pm 2.2 39.9 – 47.6 (14)
11- Distancia Molar-Gonion (MBGC)	48.6 \pm 2.8 43.1 – 53.0 (13)	47.6 \pm 4.2 41.0 – 55.0 (13)

Tabla 4.3. Valores medios \pm SD y número de muestras analizadas para las variables estudiadas en astas y volteos de machos de venados de las pampas de la Bahía Samborombón.

Variable	1-2 Puntas (< 2 años)	Tres Puntas (> 3 años)
Largo entre garcetas posteriores (DEGP)	115 \pm 42 (4)	218 \pm 60 (18)
Longitud de garceta posterior (LGP)	162 \pm 53 (6)	229 \pm 37 (40)
Longitud de garceta anterior (LGA)	---	228 \pm 33 (42)
Longitud de luchadora (LL)	109 \pm 25 (7)	151 \pm 26 (50)
Circunferencia de roseta (CR)	87 \pm 22 (6)	119 \pm 24 (59)
Circunferencia de la base del asta (CBA)	62 \pm 17 (9)	76 \pm 17 (63)
Largo contorneado de la garceta posterior (CGP)	206 (1)	237 \pm 36 (35)
Largo contorneado de la garceta anterior (CGA)	154 \pm 64 (4)	243 \pm 39 (29)
Largo contorneado de la luchadora (CL)	97 \pm 52 (2)	154 \pm 29 (35)

DISCUSIÓN

Los ejemplares de venado de las pampas de la población de la Bahía Samborombón presentaron dimorfismo sexual en el peso corporal y el tamaño de los cráneos. Los machos son más pesados, tienen cuerpos más grandes, cráneos más largos y anchos que las hembras. Si bien se han documentado diferencias morfométricas entre los sexos de distintas especies de cérvidos (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Putman, 1988), para el venado de las pampas sólo se había sugerido que los machos son levemente más grandes que las hembras y que no existe un marcado dimorfismo sexual en tamaño, peso o pelaje (Jackson, 1987).

A pesar de ello, González y colaboradores (2002) encontraron que esta especie exhibe un fuerte dimorfismo sexual en el ancho del cráneo de cuatro subespecies estudiadas, *Ozotoceros bezoarticus uruguayensis*, *O. b. arerunguaensis*, *O. b. leucogaster* y *O. b. celer*. A diferencia de los resultados hallados en esta tesis, dichos autores no registraron dimorfismo en el largo del cráneo. Estas diferencias quizás podrían estar dadas por el origen del material estudiado en cada caso. Los valores obtenidos en algunas medidas de los cráneos de *O. b. celer* de la población de la Bahía Samborombón resultaron similares a los publicados por Cabrera (1943) para la misma área, mientras que fueron mayores que los observados por ese mismo autor en otros sitios y los reportados en otros trabajos (González *et al.*, 1992; González *et al.*, 2002).

Las especies de tamaño mediano que viven en hábitats relativamente abiertos suelen presentar un fuerte dimorfismo sexual, una correlación con cerebros relativamente grandes, testículos grandes y períodos de gestación y pesos de neonatos intermedios (Wemmer y Wilson, 1987). Estas características son comunes en cérvidos con sistemas de apareamiento poligínicos. El índice de dimorfismo longitud cóndilo basal (LCB) previamente reportado para el venado es de 98.3 % (Wemmer y Wilson, 1987), mientras que los índices calculados a partir de los valores de LCB publicados más recientemente oscilan entre 97.1 y 98.9 % (Jackson, 1987; González *et al.*, 2002). En cambio, el valor obtenido para *O. b. celer* en Samborombón fue más bajo (95.5) y pone en evidencia un mayor grado de dimorfismo que el presentado previamente.

El potencial ambiental para la poliginia depende del grado con que las hembras o los recursos críticos para ellas pueden ser monopolizados, como así también de la habilidad de los machos para capitalizar esa situación. Tanto la distribución espacial de recursos como la distribución temporal de parejas disponibles influyen este potencial y contribuyen a determinar los sistemas de apareamiento (Emlen y Oring, 1977). Según la relación de peso macho:hembra, la altura a la cruz y el largo de asta encontrados para los machos de venado de la población de Samborombón (Figura 6.3), esta subespecie se ubicaría dentro del grupo de cérvidos en los que se espera que la intensidad de la

poliginia sea baja a intermedia y, por lo tanto, presentaría grupos de 2 a 3 individuos durante la temporada reproductiva (Clutton-Brock *et al.*, 1980; Clutton-Brock *et al.*, 1982). Los tamaños de grupo reportados son consistentes con esta predicción (Gimenez-Dixon, 1991; Moore, 2001; ver capítulo 1 de la tesis), como así también el índice de dimorfismo LCB estimado (Wemmer y Wilson, 1987).

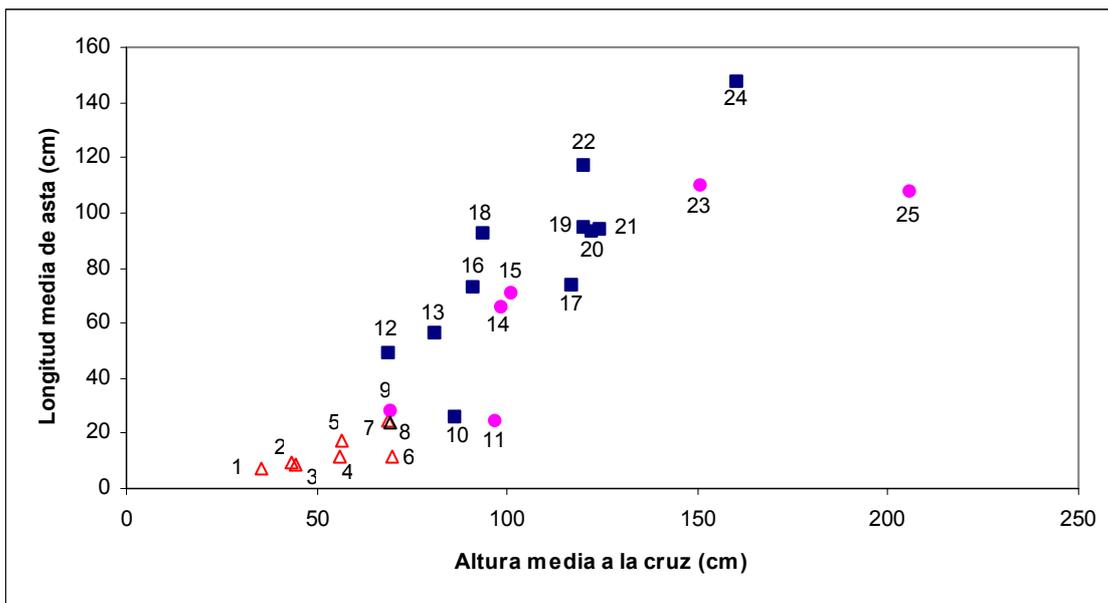


Figura 6.3. Valores medios de longitud de asta y altura a la cruz en machos de especies de cérvidos que presentan diferente estructura social durante la temporada reproductiva (adaptado de Clutton-Brock *et al.*, 1980), grupos ≤ 2 ejemplares (triángulos 3 y 5: *Muntiacus spp.*, 7: *Axis sp.*, 2, 4 y 5: *Mazama spp.* y 1: *Pudu sp.*), 3 a 5 (círculos 23: *Cervus sp.*, 14 y 15: *Odocoileus spp.*, 9: *Capreolus sp.*, 25: *Alces sp.* y 11: *Hippocamelus sp.*) y ≥ 6 (cuadrados 16: *Dama sp.*, 12 y 18: *Axis spp.*, 13, 19 a 21 y 24: *Cervus spp.*, 17: *Elaphurus sp.*, 22: *Rangifer sp.* y 10: *Hippocamelus sp.*). El triángulo azul representa a *Oxotoceros bezoarticus celer* (8).

En los ungulados el tamaño del grupo se incrementa a medida que los hábitats son más abiertos (Estes, 1974; Jarman, 1974), debido a las estrategias de alimentación (Hoffman, 1985) y a las presiones de predación (Jarman, 1974; Putman, 1988). Los cérvidos pequeños, como *Pudu spp.*, *Muntiacus spp.* y *Mazama spp.*, tienden a vivir en bosques, son

solitarios porque existe buena cobertura frente a la predación y concentradores-selectivos en cuanto a su tipo de alimentación, pues consumen herbáceas y leñosas ricas en proteínas y que están distribuidas heterogéneamente. Evolutivamente los ciervos fueron dejando los bosques y ocupando áreas abiertas de pastizales, donde la exposición a la predación es mayor y la alimentación está basada en gramíneas y graminoides, distribuidos en forma homogénea pero más difíciles de digerir por la presencia de celulosa. En este gradiente de ambientes cerrados a abiertos, las especies de ciervos tienden a ser más grandes y formar grupos más numerosos, como en el caso de algunas especies de *Cervus* y *Axis*, pues se facilita la detección de predadores e incrementa la habilidad para pastorear.

El venado de las pampas ha sido definido como una especie de pastizales abiertos (Cabrera, 1943; Cabrera y Yepes, 1960; Clutton-Brock *et al.*, 1982; Nowak y Paradiso, 1983; Jackson, 1987; Putman, 1988; Redford y Eisenberg, 1992). Asimismo, según el tamaño corporal, el tipo y el comportamiento de alimentación, sería un pastoreador selectivo o selector concentrado de áreas abiertas (Hofman, 1985; Jackson y Giulietti, 1988; Putman, 1988; Moore, 2001; Cosse, 2002). Tales factores potenciarían la formación de grupos grandes de alimentación y, por lo tanto, un alto potencial para la poliginia. A pesar de ello, los tamaños de grupo observados para esta especie fluctúan entre 1 y 27 ejemplares, siendo más comunes las agrupaciones de dos individuos (Cabrera y Yepes, 1960; Jackson y Langguth, 1987; Redford, 1987; Gimenez-Dixon, 1991; Dellafiore, 1997; Moore, 2001; esta tesis). Estos tamaños son comparativamente muy inferiores a los de las manadas de bóvidos medianos de ambientes abiertos en Africa, quizás debido a la eliminación de los grandes predadores sudamericanos, puma (*Puma concolor*) y yagareté (*Panthera onca*), y a los cambios que sufrieron los pastizales en su altura y densidad (Moore, 2001). Si bien estos resultados sólo permiten inferir un grado de poliginia bajo a intermedio para el venado de las pampas, su sistema de apareamiento podría estar basado en una poliginia en serie.

En cuanto a la distribución temporal de parejas, el potencial para que los machos tengan acceso a más de una pareja también se incrementa a medida que aumenta la asincronía

en el estro de las hembras (Emlen y Oring, 1977). En ese sentido, la amplitud de la estación de pariciones (ocurre principalmente entre agosto y marzo, mientras que en cautiverio se extiende por más de 150 días) y la asincronía del ciclo de astas (un período de 95 días en velvet) reportadas para esta especie (González Sierra, 1985; Jackson, 1986; Jackson y Langguth, 1987; Redford, 1987; Moore, 2001) estaría indicando una falta de sincronía en el estro de las hembras y la existencia de potencial para la poliginia.

En síntesis, el dimorfismo sexual hallado para el venado de las pampas en la Bahía Samborombón es consistente con la distribución espacial de recursos y temporal de parejas, los tamaños de grupo encontrados en el capítulo 1 de esta tesis y los comportamientos intra e intersexuales observados previamente (Jackson, 1985). Asimismo, estos indicadores permiten predecir la existencia de un sistema de apareamiento poligínico basado en la defensa de hembras (Emlen y Oring, 1977) y la ocurrencia de selección diferencial de hábitat entre los sexos (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Main *et al.*, 1996) para esta especie. A pesar de ello, los patrones actuales de uso y selección de hábitat estarían modelados por factores antrópicos y no reflejarían selección diferencial de hábitat entre sexos, al menos a la escala de estudio del capítulo 2 de esta tesis.

BIBLIOGRAFÍA

- Bianchini, J. J. y L. H. Delupi. 1990. Determinación de la edad en ciervos de las pampas (*Odocoileus bezoarticus*) mediante el estudio comparado del desarrollo y desgaste de los dientes. *Physis*, Secc. C, 48 (114-115): 27-40.
- Cabrera, A. 1943. Sobre la sistemática del venado y su variación individual y geográfica. *Rev. Museo de La Plata*, Secc. Zool., 3(18): 5-41.
- Cabrera, A. y J. Yepes. 1960. Mamíferos Sudaméricos, 2da. Edición, Tomo II. Ed. Ediar, 160 pp.

- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon y P. H. Harvey. 1980. Antlers body size and breeding group size in the Cervidae. *Nature* 285: 565-567.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guinness y S. D. Albon. 1982. *Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes*. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Cosse, M. 2002. Dieta y solapamiento de la población de venado de campo "Los Ajos", (*Ozotoceros bezoarticus*). M.Sc. Tesis. PEDECIBA, Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo.
- Darwin, C. 1871. *The descent of man and selection in relation to sex*. London, Murray.
- Dellafore, C. M. 1997. Distribución y abundancia del venado de las pampas en la Provincia de San Luis, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional de Córdoba, 66 pp.
- Emlen, S. T. y L. W. Oring. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. *Science* 4300, Vol. 197: 215-223.
- Estes, R. D. 1974. Social organization of the African Bovidae. En: *The Behaviour of Ungulates and its Relationship to Management*. Geist, V. y F. Walter (eds.), IUCN, Switzerland.
- Fisher, R. A. 1930. *The genetical theory of natural selection*. Oxford University Press, Oxford.
- Geist, V. 1966. The evolution of horn-like organs. *Behaviour* 27:175-214.
- Geist, V. 1974. On the relationship of social evolution and ecology in ungulates. *Am. Zoologist* 14: 205-220.
- Geist, V. 1998. *Deer of the World. Their Evolution, Behavior, and Ecology*. Stackpole Books. USA.
- Gimenez-Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 pp.
- González, S., A. Gravier y N. Brum-Zorrilla. 1992. A systematic subspecific approach on *Ozotoceros bezoarticus* L. 1758 (Pampas deer) from South America. In: *Ongules/Ungulates 91 Proceedings of the International Symposium*. Ed. Spitz, F., G. Janeau, G. González y S. Aulagnier, pp. 129-132. SFEPM-IRGM, Toulouse, France.

- González, S., F. Alvarez-Valin, y J. E. Maldonado. 2002. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. *J. of Mammalogy*, 83(4): 1127-1140.
- González Sierra, T. 1985. Venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus*) en semicautividad. *Comunicaciones de estudios de comportamiento en la "Estación de Cría de Fauna Autóctona" de Piriapolis*, 1 (1): 22 pp.
- Hofman, R. R. 1985. Digestive physiology of the deer – their morphophysiological specialisation and adaptation. En: *Biology of deer production*. Fennessy, P. F. y K. R. Drew (Eds), Royal Society of New Zealand: 393-407.
- Howard, R. D. 1979. Estimating reproductive success in natural populations. *Am. Nat.* 114: 221-231.
- Jackson, J. E. 1985. Behavioural observations on the Argentinian pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, 1943). *Z. Säugetierkunde* 50: 107-116.
- Jackson, J. E. 1986. Antler cycle in Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) from San Luis, Argentina. *J. Mamm.*, 67 (1): 175-176.
- Jackson, J. E. 1987. *Ozotoceros bezoarticus*. *Mammalian Species*, 295: 1-5.
- Jackson, J., E. y J. D. Giuliatti. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation* 45: 1-10.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Jarman, P. J. 1974. The social organization of antelope in relation to their ecology. *Behavior* 48: 215-267.
- Jarman, P. J. 1983. Mating systems and sexual dimorphism in large terrestrial, mammalian herbivores. *Biol. Review* 58: 485-520.
- Main, M. B., F. W. Weckerly y V. C. Bleich. 1996. Sexual segregation in ungulates: new directions for research. *Journal of Mammalogy* 77: 449-461.
- Manly, B. F. J. 1994. *Multivariate Statistical Methods: A primer*. Third Edition. Chapman & Hall.

- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Nowak, R. M. y J. L. Paradiso. 1983. Walker's Mammals of the World. Vol. II: 569-1362, 4th Edition, The Johns Hopkins University Press, Maryland.
- Owen-Smith, N. 1994. Foraging responses of kudu to seasonal changes in food resources: elasticity in constraints. *Ecology* 75: 1050-1062.
- Payne, R. N. 1979. Sexual selection and intersexual differences in variance of breeding success. *Am. Nat.* 114: 447-452.
- Pond, C. M. 1977. The significance of lactation in the evolution of mammals. *Evolution* 31: 177-199.
- Putman, R. 1988. The natural history of deer. Christopher Helm, Kent, 191 pp.
- Redford, K. H. 1987. The pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in Central Brasil. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (Ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 410-414.
- Redford, K. H. y J. F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics: The Southern Cone*, Vol. 2, The University of Chicago Press, Chicago, 430 pp.
- Schonewald-Cox, C. M., J. W. Bayless y J. Schonewald. 1985. Cranial morphometry of Pacific coast elk (*Cervus elaphus*). *J. Mamm.*, 66 (1): 63-74.
- Trivers, R. L. 1972. Parental investment and sexual selection. In: *Sexual selection and the descent of man*. Campbell, B. (Ed.), Chicago, Aldine: 136-179.
- Wemmer, C. y D. Wilson, 1987. Cervid brain size and natural history. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C.: 189-199.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third Edition. Prentice Hall, New Jersey, 662 pp.
-

Capítulo 4

Estructura y dinámica de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón



INTRODUCCIÓN

La dinámica de una población animal está sujeta a un balance de entradas y salidas en distintos parámetros demográficos. Por esta razón, el número de ejemplares en una población aumenta a través de incrementos en la natalidad y/o en la inmigración, mientras que decrece por aumentos en la mortalidad y/o en la emigración (Caughley, 1977; Eberhardt, 1985; Begon y Mortimer, 1986; Johnson, 1996). Sin embargo, sólo la natalidad y la mortalidad son los elementos centrales de la dinámica de poblaciones cerradas.

Tanto la reproducción, como la supervivencia y los patrones de dispersión interactúan dinámicamente con otros atributos de la población, como la relación de sexos y la estructura de edades (Michener, 1998). Adicionalmente, todos estos parámetros están fuertemente influenciados por factores ambientales (Caughley, 1977; Stearns, 1980). En particular, la natalidad y mortalidad son dos eventos demográficos fuertemente regulados por la disponibilidad de recursos y los efectos de la predación, las enfermedades y la ocurrencia de catástrofes ambientales.

Muchos aspectos de la biología y ecología de los mamíferos varían con la edad de los individuos, incluyendo la fisiología, epidemiología y comportamiento (Van Horn *et al.*, 2003), y la dinámica y estructura poblacional (Caughley, 1977; Begon y Mortimer, 1986), como así también algunos procesos evolutivos como la selección sexual (Brooks y Kemp, 2001). El efecto de las distintas causas de mortalidad que operan sobre una población también es dependiente de las clases de edad y sexo (Caughley, 1977), es decir que pueden afectar diferencialmente a distintas porciones de la población. Asimismo, los disturbios antrópicos también pueden alterar la mortalidad específica por edades y la estructura de una población (Hofer *et al.*, 1993).

Por estas razones, la mayoría de los estudios poblacionales incluyen esfuerzos por estimar la edad de los animales y determinar las tasas de mortalidad y fecundidad específicas por edades (Caughley, 1966; Caughley, 1977). Estas tasas son necesarias para calcular otros parámetros demográficos, modelar la dinámica y evaluar la tendencia de una población (Begon y Mortimer, 1986; Caughley y Sinclair, 1994; Caswell, 2001). Es decir que son un prerequisite para evaluar el impacto que pueden producir las actividades humanas sobre las poblaciones de especies amenazadas y su correspondiente manejo (Caughley, 1966; Caughley, 1977; Johnson, 1996). Dentro de ese marco, los modelos matriciales estructurados por edades han sido ampliamente desarrollados y utilizados para la evaluación de la viabilidad y el manejo de poblaciones amenazadas (Beissinger y Wespthal, 1998; Morris *et al.*, 1999; Alçakaya, 2000; Caswell, 2001).

En este contexto, *Ozotoceros bezoarticus celer* se encuentra circunscrito a dos poblaciones cerradas que se ubican en las provincias de San Luis y Buenos Aires (Merino *et al.*, 1997). Si bien estas poblaciones han sido objeto de numerosos estudios biológicos y ecológicos que han incrementado significativamente su conocimiento (Bianchini y Luna Pérez, 1972a y b; Jackson, 1986; Jackson y Giullieti, 1988; Dellafiore *et al.*, 2003; Demaria *et al.*, 2003; Uhart *et al.*, 2003), aún no se ha determinado la estructura y los parámetros poblacionales de las mismas.

En particular, la población de la Bahía Samborombón es de tamaño reducido y se encuentra aislada (Gimenez Dixon, 1991; Merino y Carpinetti, 1998) y, por lo tanto, ofrece una oportunidad inusual para estudiar su dinámica y generar información esencial para evaluar su futura viabilidad. El objetivo de este capítulo fue analizar la estructura y el patrón de mortalidad natural de esta población mediante tablas de vida, como así también estimar sus parámetros poblacionales con un modelo matricial simple.

MATERIALES Y MÉTODOS

Determinación de edad

Se determinó la edad de ejemplares que fueron hallados muertos a través del patrón de las bandas de crecimiento de dentina y cemento (Sergeant, 1967; Grue-Nielsen y Jensen, 1979; Perrin y Myrick, 1980). Para aplicar este método se removieron dientes de cráneos y mandíbulas de 76 venados colectados en la Bahía Samborombón, entre 1981 y 2002, que se encuentran depositados en colecciones existentes en la región. Dieciséis de estos ejemplares murieron durante la década del 80, otros 43 en la década del 90 y sólo 5 del 2001 en adelante. Para los individuos restantes no se pudo establecer la fecha de muerte.

Según el estado y la disponibilidad de piezas dentarias del material óseo estudiado, se determinó la edad en molares, premolares e incisivos. El material analizado estuvo conformado por 36 machos, 23 hembras y 17 ejemplares de sexo no identificado. Siete de los individuos no identificados, para los que sólo se contaba con mandíbulas, fueron sexados a través de las curvas de crecimiento de los largos de mandíbula y diastema correspondientes para cada sexo. Los diez ejemplares restantes, dos juveniles y ocho adultos, no pudieron ser sexados por este método debido al estado del material disponible. Los mismos fueron asignados a un sexo al azar, respetando la proporción de sexos de la muestra de ejemplares muertos en los adultos (5:3) y una proporción de 1:1 en los juveniles.

Las piezas dentarias fueron procesadas en el Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico (CONICET). Cada diente fue hervido para eliminar los restos de materia orgánica, descalcificado con ácido nítrico al 5 % y cortado longitudinalmente con un micrótopo de congelación, en secciones delgadas de 15 a 20 micrones de espesor (Hohn, 1980; Perrin y Myrick, 1980; Crespo *et al.*, 1994). Las secciones obtenidas se colorearon con hematoxilina de Mayer y se deshidrataron en una serie alcohólica, para su posterior montaje con bálsamo de Canadá.

La lectura de grupos de bandas de crecimiento de cemento se realizó, asumiendo una tasa de depósito anual, con microscopios estereoscópicos de 8 a 40 X y 0.63 a 2.5 X. Dos observadores independientes realizaron entre 2 y 4 lecturas sobre cada diente para determinar la edad del ejemplar bajo estudio (Figura 1.4). Cuando se observaron diferencias entre lecturas, las secciones fueron re-examinadas. En cinco ejemplares se evaluaron simultáneamente dos dientes, incisivo y molar, observándose el mismo patrón.

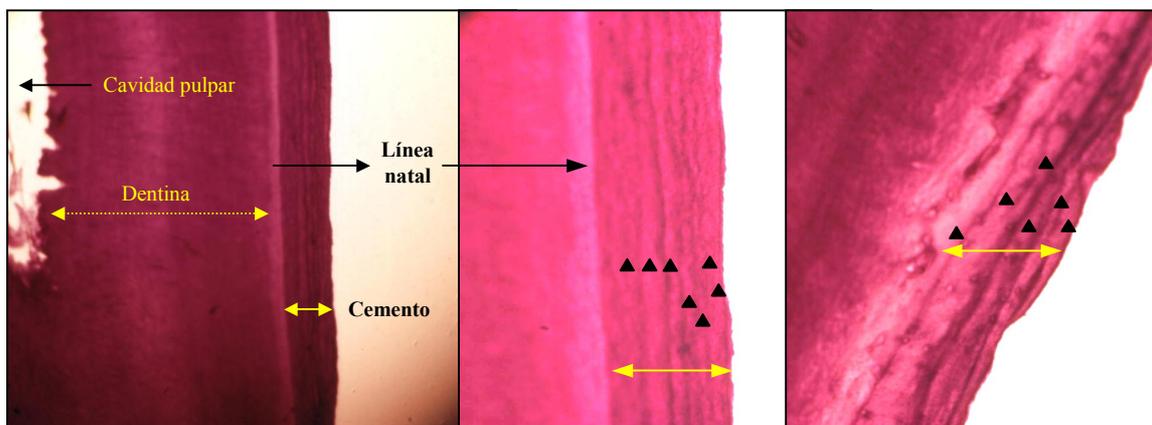


Figura 1.4. Vista microscópica de la sección longitudinal de dientes de venado de las pampas. A la izquierda se observa el preparado de un ejemplar macho de siete años de edad (CDT009) bajo un aumento de 63 X, al centro el mismo ejemplar con un aumento de 160 X y a la derecha una hembra (CGP1) de seis años con ese último aumento. Cada triángulo indica un año.

Construcción de las tablas de vida

Para evaluar la mortalidad específica por edades se construyeron tablas de vida verticales individuales para machos y hembras (Rabinovich, 1978; Begon y Mortimer, 1986; Krebs, 1989). Se utilizó la distribución de edades a la muerte para calcular los estadísticos de la tabla de vida siguiendo los procedimientos descritos por diversos autores (Caughley, 1977; Krebs, 1989; Caughley y Sinclair, 1994; Caughley y Gunn,

1996). Se asumió que la muestra obtenida es representativa de la frecuencia de edades a la muerte y la distribución de edades estable, mientras que la tasa de crecimiento poblacional es conocida y estimada en forma independiente (ver capítulo 1).

Como la muestra obtenida representó la frecuencia de edades a la muerte (f_x), entonces se obtuvo una serie de mortalidad d_x calculada como,

$$d_x = f_x / \sum_x f_x$$

mientras que la serie de supervivencia (l_x) y las tasas de mortalidad (q_x) y supervivencia (p_x) se obtuvieron de la siguiente manera:

$$l_x = 1 - \sum_{0 \text{ a } x-1} d_x$$

$$q_x = d_x / l_x$$

$$p_x = 1 - q_x$$

La tasa exponencial de incremento media de la población fue calculada en forma independiente, siguiendo a Caughley y Sinclair (1994), a partir de los datos de abundancia obtenidos en el capítulo 1 de la tesis para el período 1993-2003. Posteriormente se realizó una corrección de las frecuencias de mortalidad por edad con el valor de r obtenido (Caughley, 1977; Krebs, 1989). Finalmente se realizó una suavización log-polinomial (grado 4) de la estructura de edades obtenida (Caughley, 1977).

Como las clases de edad 0 y 1 usualmente están subrepresentadas, debido a que los cráneos de animales juveniles se desintegran más rápidamente y son más difíciles de encontrar, se utilizó evidencia independiente sobre la mortalidad de estas clases de edad para construir una cohorte hipotética (Krebs, 1989; Caughley y Sinclair, 1994). En particular, se incorporaron los valores de mortalidad conocidos para dos poblaciones,

una semicautiva y otra perteneciente a distintos zoológicos, para construir dos tablas de vida alternativas. La primera de ellas corresponde a la población de la Ea. La Corona, Partido de Chascomús, fundada a partir de ejemplares silvestres capturados en la Bahía Samborombón y que mostró una mortalidad global del 45.8 % para la clase 0 y 22.9 % para la clase 1 (Bianchini y Delupi, 1990). Dichos valores fueron utilizados indistintamente en ambos sexos, debido a la imposibilidad de obtener la información correspondiente a cada uno de ellos. La información disponible de zoológicos para *O. b. leucogaster* fue obtenida del International Studbook (Frädrich y Dolan, 1993). Para este último escenario se aplicó una mortalidad del 38.6 % y 4.6 % en las clases 0 y 1, respectivamente, de las hembras. En cambio, en los machos se utilizó un 43.75 % en la clase 0 y 12.5 % en la clase 1.

Fertilidad

La edad de madurez sexual para las hembras de esta especie fue estimada entre los 16 y 18 meses de vida (González-Sierra, 1985; Frädrich, 1987; Moore, 2001). Considerando que la temporada reproductiva ocurre entre febrero y marzo (González-Sierra, 1985; Jackson y Langguth, 1987) y que el período de gestación es de 7 a 8 meses (González-Sierra, 1985; Frädrich, 1987;), la edad de la primera parición se encontraría cercana al mes de octubre y noviembre del segundo año de vida (Moore, 2001), coincidentemente con el pico de la temporada de pariciones (Jackson y Langguth, 1987).

La tabla de fecundidad (m_x) fue obtenida de los datos reportados para *O. b. leucogaster* en cinco zoológicos (Frädrich y Dolan, 1993). Sin embargo, como estos valores se apartaban de las tendencias observadas generalmente en otros cérvidos (Figura 2.4), se utilizaron los valores correspondientes a la mencionada tabla para $m_{x_0}=0$, $m_{x_1}=0.18$, $m_{x_2}=0.38$, $m_{x_3}=0.4$, $m_{x_9}=0.48$, $m_{x_{10}}=0.53$ y $m_{x_{11}}=0.15$, mientras que para $4 \leq i \leq 8$ se utilizó un valor promedio de $m_{x_i}=0.44$ (obtenido a partir de los valores de $i=3$ e $i=9$ de zoológicos).

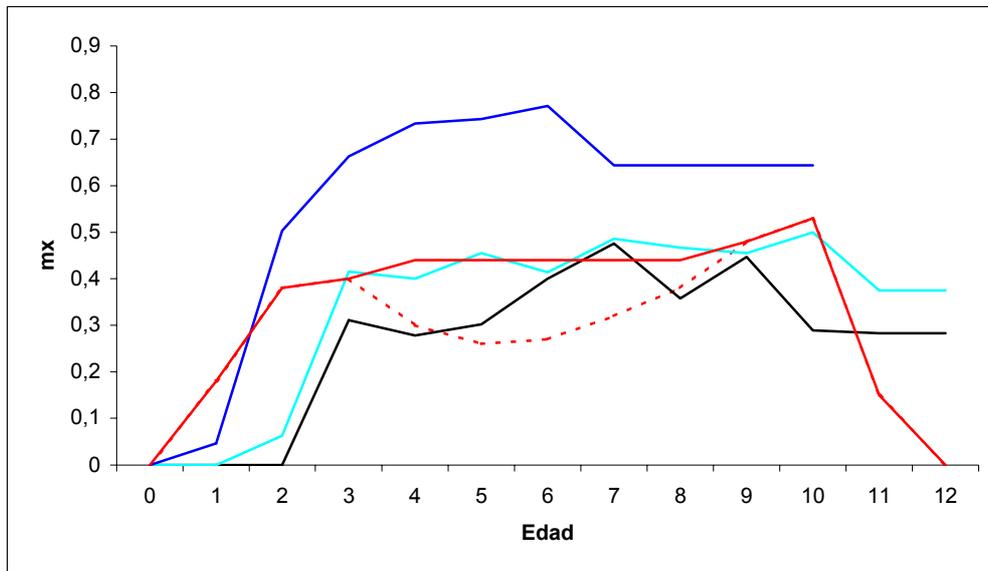


Figura 2.4. Variación de los valores de fecundidad con la edad en algunas especies de cérvidos. La línea azul representa al ciervo de cola blanca en Michigan (Eberhardt, 1969), las trayectorias negra y celeste al ciervo colorado en Rhum y Nueva Zelanda respectivamente (Caughley, 1977) y la roja al venado de las pampas en cautiverio (Frädrich y Dolan, 1993). Para esta última especie se presenta una línea continua de los valores obtenidos en cautiverio y otra punteada que suaviza la caída observada entre las clases de edad 3 y 9, utilizando el valor promedio obtenido a partir de los datos correspondientes a esas edades.

Estimación de parámetros poblacionales

Para estimar la tasa finita de crecimiento o λ se utilizó un modelo matricial estructurado por edades (Leslie, 1945; Caswell, 2001). Este modelo se construyó considerando la fracción de hembras de la población y bajo el supuesto de una relación de sexos de 1:1. Asumiendo que los valores de supervivencia y fertilidad permanecen constantes a lo largo del tiempo, la población alcanzaría una distribución estable de edades y una tasa finita λ , que es el autovalor dominante o valor característico de la matriz de proyección (Caswell, 2001). Dicha tasa se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$1 = \sum_{i=1}^n F_i \lambda^i \prod_{j=1}^{i-1} P_j$$

Si la población se encuentra en crecimiento el valor de $\lambda > 1$. En cambio, cuando $\lambda < 1$ la población está declinando, mientras que un valor igual a 1 indica que no hay cambio.

La tasa intrínseca de incremento poblacional (r) se calculó a partir de:

$$1 = \sum_x l_x e^{-rx} m_x \quad \text{mientras que } \lambda = e^r$$

Las tasas finita (e^b y e^{-d}), cruda (B y D) y exponencial (b y d) de natalidad y mortalidad se estimaron por las siguientes ecuaciones:

$$e^b = B \sum S_x \quad \text{y} \quad e^{-d} = 1 - D$$

$$B = \text{antilog}_e b / \sum S_x \quad \text{y} \quad D = 1 - (1 / \text{antilog}_e d)$$

$$\text{siendo } S_x = \sum l_x e^{-rx}$$

$$b = \log_e e^b \quad \text{y} \quad d = \log_e (1/e^{-d})$$

Para la construcción y proyección de la mencionada matriz, como así también la obtención de los parámetros poblacionales, se utilizó el módulo de Excel PopTools versión 2.5 (<http://www.cse.csiro.au/CDG/poptools/index.htm>) y los procedimientos definidos por diversos autores (Caughley 1977; Rabinovich, 1978; Caswell, 2001). Estos parámetros fueron calculados para los dos escenarios de mortalidad propuestos para las clases 0 y 1 de las hembras que fueron mencionados anteriormente.

RESULTADOS

Patrón de mortalidad y distribución de edades

La muestra de material óseo estudiada comprendió 68 ejemplares que habrían muerto por causas naturales y 8 (3 hembras y 5 machos) que murieron como consecuencia de eventos de caza furtiva o capturas. Si bien los cráneos colectados involucraron dos décadas (80 y 90) y unos pocos ejemplares correspondientes a los años 2001 y 2002, no fue posible comparar la edad media correspondiente a estos últimos años con la de las décadas del 80 y 90. La edad media de los machos adultos de los años ochenta fue semejante a los noventa, 6.0 vs. 5.4 años respectivamente (Mann-Whitney U Test, $p > 0.05$). La edad media de las hembras adultas tampoco mostró diferencias significativas entre estas dos décadas, 7.5 años en los 80 vs. 7 años en los noventa (Mann-Whitney U Test, $p > 0.05$).

El rango de edades de la muestra de individuos estudiados fue de 0 a 12 (Figura 3.4). El 81.6 % de la mortalidad de los mismos se concentró entre los individuos neonatos y los siete años de edad. Las hembras sólo constituyeron el 38 % de los ejemplares hallados muertos, lo cual indica una relación de sexos significativamente distinta de 1:1 ($\chi^2 = 4.26$, $df = 1$, $p < 0.05$).

Las edades de los machos se concentraron entre 0 y 10 años, mientras que las hembras mostraron un rango de edades más amplio, entre neonatos y 12 años de edad. Hasta los 7 años de vida las frecuencias de mortalidad de machos superaron a las de hembras, pero a partir de los 8 años este patrón se invirtió (Figura 3.4). La edad media de las hembras se estimó en 5.7 años (mediana= 6) y la de los machos 4.3 (mediana= 4). Dichas diferencias fueron significativas (Mann-Whitney U test, $p < 0.05$).

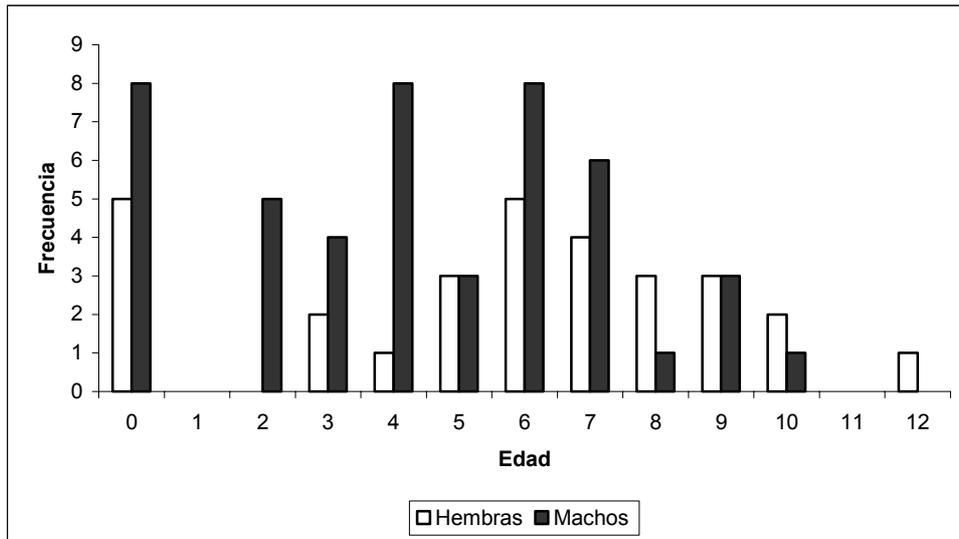


Figura 3.4. Estructura de edades y sexos de la muestra de venados de las pampas obtenida para la población de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

Tablas de vida y parámetros poblacionales

Sobre la base de los dos escenarios propuestos se construyeron dos tablas de vida para las hembras y dos para los machos (Anexos 4.1 a 4.4). La representación gráfica de los parámetros de la tabla de vida mostró un patrón similar para ambos sexos, dentro de un mismo escenario de mortalidad propuesto para las clases 0 y 1 (Figura 4.4 y 5.4). Las curvas de l_x correspondientes al Escenario I se ubicaron por debajo de las obtenidas para el Escenario II, tanto en las hembras como en los machos.

Según la forma de las curvas obtenidas se pudo interpretar una mortalidad importante durante la fase de vida juvenil, entre la clase de los neonatos y los dos años de vida para el Escenario I; mientras que en el Escenario II sólo se concentró en las clases de edad 0 y 1. A partir de dichas edades críticas, las curvas de supervivencia mostraron una constancia en la proporción de individuos que sobrevive a lo largo del tiempo, con

excepción de las edades más avanzadas. Es decir que las tasas edad-específicas de mortalidad d_x se mantuvieron casi constantes hasta los 9 o 10 años de vida en ambos sexos.

La tasa finita de incremento poblacional (λ) calculada a partir de la matriz de proyección fue igual a 0.963 para el Escenario I. Dicho valor implica una población levemente declinante. En cambio, el autovalor dominante para el Escenario II puso de manifiesto una población en crecimiento ($\lambda = 1.093$). Las tasas intrínsecas de crecimiento fueron $r = -0.038$ y $r = 0.089$ para los escenarios I y II, respectivamente; mientras que los valores de la tasa neta de reproducción o reemplazo correspondientes fueron $R_0 = 0.838$ y $R_0 = 1.489$. Finalmente, el tiempo generacional medio T fue igual a 4.663 y 4.458 en cada caso.

La estructura estable de edades resultante de la proyección del modelo matricial fue semejante para ambos escenarios (Figura 6.4). A pesar de ello, los valores porcentuales obtenidos bajo el Escenario II para las clases de edad comprendidas entre 2 y 5 fueron levemente superiores que los del Escenario I. Este patrón se invirtió a partir de los 6 años de edad.

Las trayectorias de las curvas del valor reproductivo aumentaron en la medida que se acercaron a la edad de la primera reproducción y disminuyeron progresivamente con la edad en ambos escenarios propuestos (Figura 7.4). Es decir que el valor fue máximo al comenzar el esfuerzo reproductor y el potencial reproductivo estaba intacto, pero sólo en el caso del Escenario 2 coincidió con la edad de madurez sexual y la primera reproducción (a los dos años de vida). En el Escenario 2 el valor de v_x fue mayor que el del 1 hasta el año de vida, posteriormente fue levemente superado por el 1 hasta los 8 años de edad y finalmente siguieron el mismo patrón a partir de dicha clase de edad. Considerando que el valor reproductivo de un individuo de una determinada clase de edad puede ser definido como la disminución de un incremento futuro de la población, que es producido por la pérdida de un ejemplar de esa clase de edad, el impacto de

perder individuos de 2 a 7 años bajo los parámetros del Escenario 2 tiene un impacto mayor sobre la población que bajo el Escenario 1. En cambio, la contribución de un individuo neonato a un año de edad a la población de la siguiente generación fue mayor bajo el Escenario 2. En ambos casos la pérdida de ejemplares de más de 10 años de edad prácticamente no afecta a la población, pues el período reproductivo finalizó.

Los valores de las tasas finita, cruda y exponencial de natalidad fueron semejantes para ambos escenarios, mientras que las tasas de mortalidad correspondientes mostraron diferencias entre los mismos (Tabla 1.4). En particular, la tasa finita de mortalidad fue superior en el Escenario II. En cambio, las tasas cruda y exponencial fueron mayores en el Escenario I.

Tabla 1.4: Tasas de natalidad y mortalidad estimadas para los escenarios propuestos en la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón.

	Escenario I	Escenario II
<i>Natalidad</i>		
Tasa finita (e ^b)	1.3700	1.3692
Cruda (B)	0.3700	0.3692
Exponencial (b)	0.3148	0.3143
<i>Mortalidad</i>		
Tasa finita (e ^d)	0.7027	0.7984
Cruda (D)	0.2973	0.2016
Exponencial (d)	0.3529	0.2252

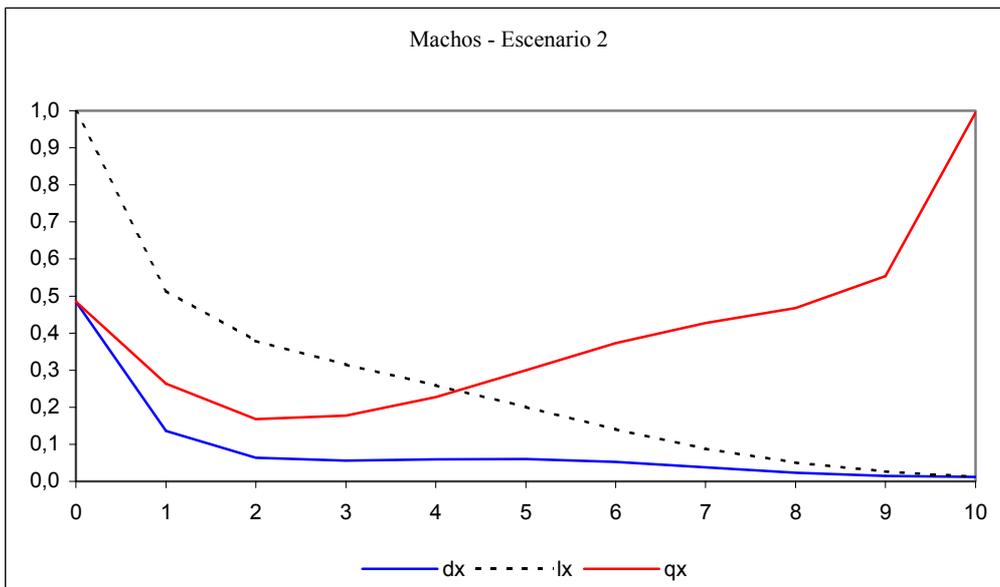
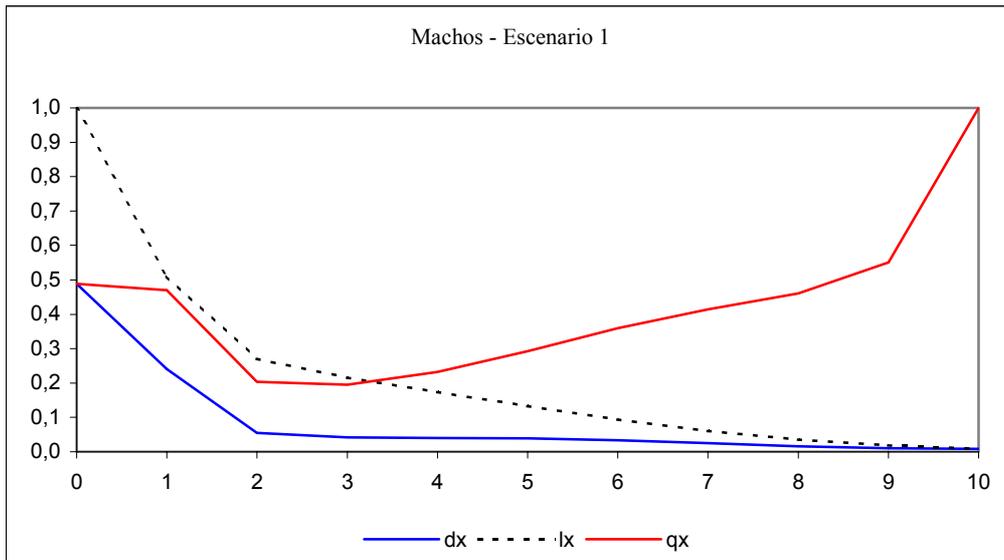


Figura 4.4. Representación gráfica de los parámetros de la tabla de vida de machos según los dos escenarios propuestos. El escenario I involucra la corrección de la distribución de mortalidad por edades con un $r=-0,016$, una suavización log-polinomial y los valores de mortalidad obtenidos para las Clases 0 y 1 en la Ea. La Corona (Bianchini y Delupi, 1990). En el escenario II se aplicaron los valores de mortalidad obtenidos para las Clases 0 y 1 en poblaciones cautivas de *O. b. leucogaster* (Frädrich y Dolan, 1993).

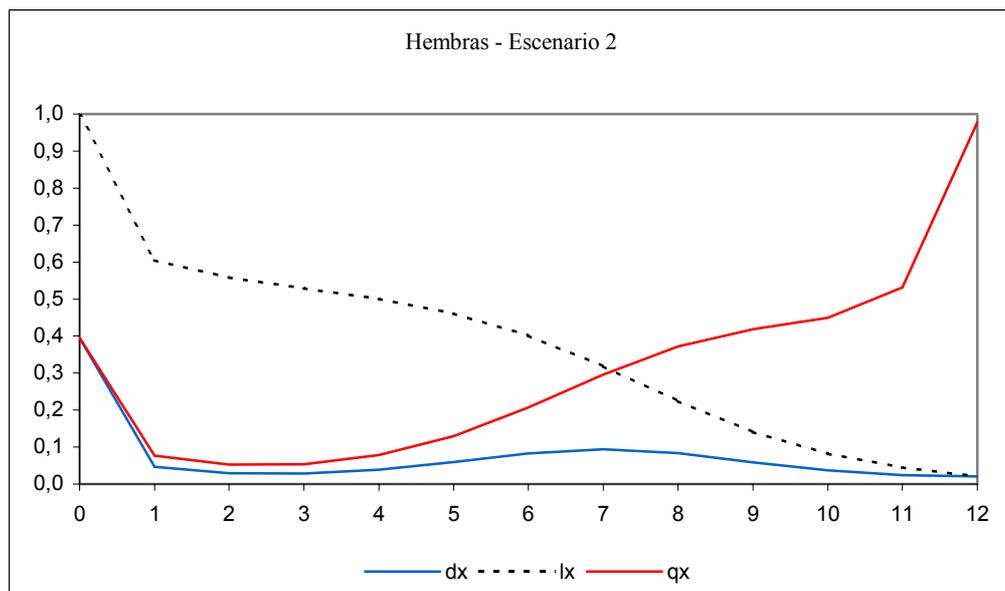
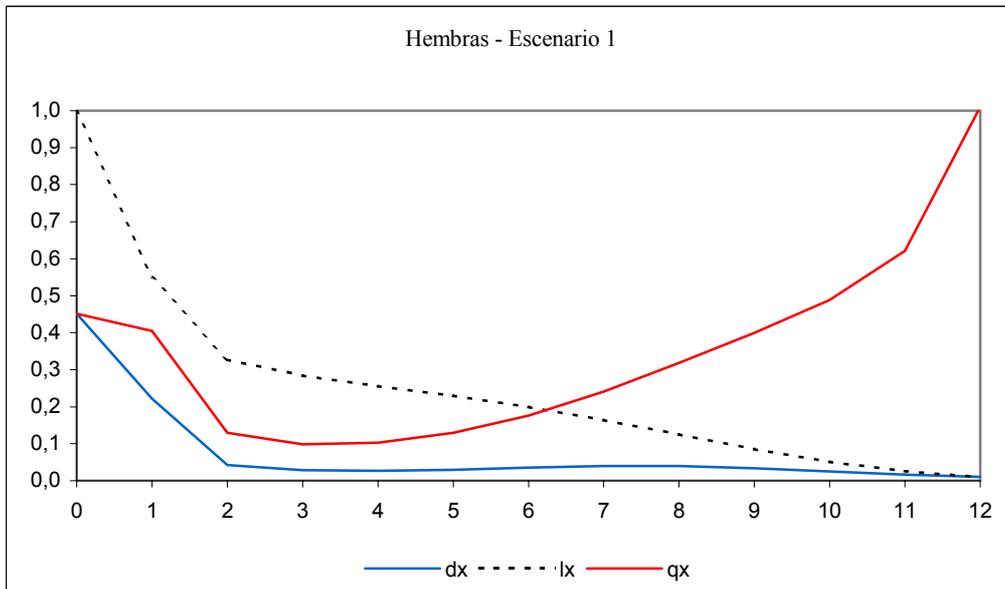


Figura 5.4. Representación gráfica de los parámetros de la tabla de vida de hembras según los dos escenarios propuestos. El escenario I involucra la corrección de la distribución de mortalidad por edades con un $r = -0,016$, una suavización log-polinomial y los valores de mortalidad obtenidos para las Clases 0 y 1 en la Ea. La Corona (Bianchini y Delupi, 1990). En el escenario II se aplicaron los valores de mortalidad obtenidos para las Clases 0 y 1 en poblaciones cautivas de *O. b. leucogaster* (Frädrich y Dolan, 1993).

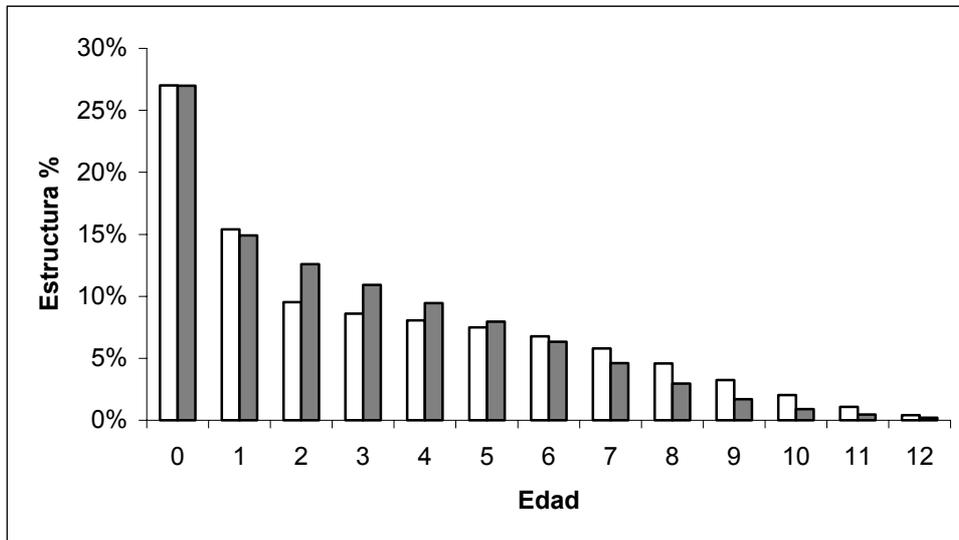


Figura 6.4. Estructuras estables de edades de hembras obtenidas para los Escenarios I (barras blancas) y II (barras grises) de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

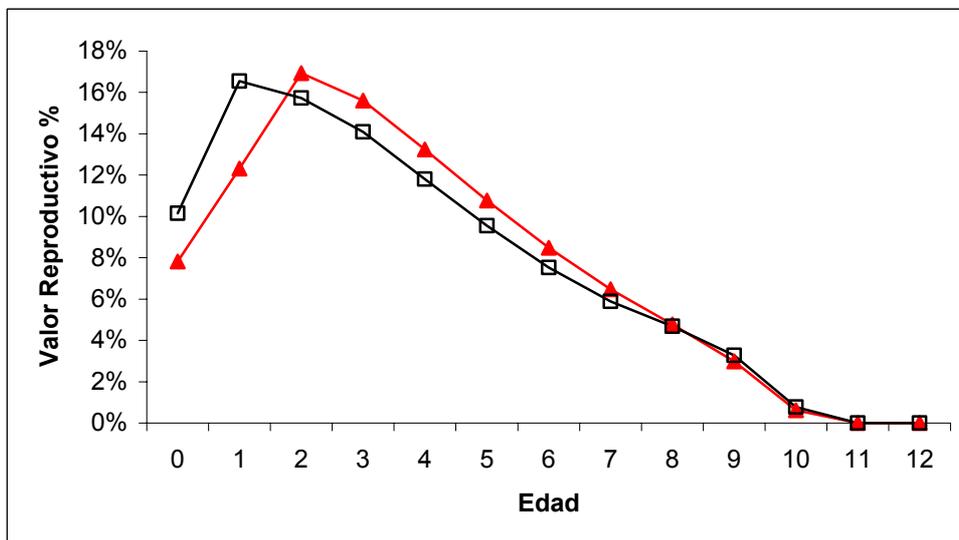


Figura 7.4. Valor reproductivo específico por edades para los Escenarios I (línea roja con triángulos) y II (línea negra con cuadrados) de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

DISCUSIÓN

La información disponible sobre la estructura de edades y el patrón de mortalidad de poblaciones silvestres de mamíferos de tamaño corporal mediano a grande es bastante limitada para nuestro país. Algunos ejemplos de las especies con las que se trabajó durante los últimos 20 años incluyen lobos y elefantes marinos (Crespo, 1988; Lewis, 1989), delfines (Dans, 1999) y guanacos (De Lamo y Saba, 1990; Puig y Videla, 1998), pero los ciervos nativos nunca antes habían sido estudiados. Por esta razón, la información aportada por esta tesis constituye el primer trabajo demográfico desarrollado sobre un cérvido de la Argentina.

Si bien existen amplios antecedentes sobre la utilización de técnicas de determinación de edad por erupción y reemplazo de los dientes deciduos y crecimiento y desgaste de las piezas dentarias en cérvidos (Dimmick y Pelton, 1996), incluido el venado de las pampas (Bianchini y Delupi, 1990), el uso del patrón de las bandas de crecimiento de dentina y cemento resultó más efectivo para determinar la edad en esta última especie. Esta metodología ha sido aplicada en los últimos 40 años para estudiar numerosas especies de mamíferos marinos y terrestres (Sergeant, 1967; Grue-Nielsen y Jensen, 1979; Perrin y Myrick, 1980), como así también cérvidos en particular (Sergeant y Pinlott, 1959; Low y Cowan, 1963; Ranmson, 1966; Lowe, 1967). Adicionalmente, las bandas de crecimiento son más precisas y pueden proveer información sobre la edad absoluta de un animal, mientras que las técnicas de erupción, reemplazo y desgaste sólo proporcionan estimaciones de la edad relativa.

Si bien la obtención de información para establecer la estructura de edades de una población es un prerrequisito básico para estudiar su dinámica (Caughley, 1977; Rabinovich, 1978), en el caso del venado de las pampas es imposible cosechar ejemplares o realizar estudios de captura-recaptura. Es decir que, tanto el estatus de conservación de la especie como el bajo número de ejemplares en la población bajo

estudio, limitaron las posibilidades de construcción de tablas de vida a una muestra de animales muertos, asumiendo que la distribución de edades es estable, que las determinaciones de edad son precisas y que esta muestra es representativa de la población.

Si bien la muestra utilizada estuvo principalmente conformada por ejemplares colectados a lo largo de dos décadas, la edad media de los adultos de ambos sexos no mostró diferencias significativas entre las mismas. A pesar de que la estructura de edades de ambos períodos no pudo ser comparada, debido al bajo número de muestras disponible para los años 80, la ausencia de diferencias en la edad media podría ser considerada como un indicador de que la estructura de edades se habría mantenido constante a lo largo de la mayor parte del período de estudio.

Las tablas de vida confeccionadas consideraron individuos muertos por causas naturales y antrópicas. Estas últimas incluyeron ejemplares que fueron cazados, capturados o atacados por perros cimarrones; es decir causas adicionales y comunes de muerte en esta población. Sin embargo, resulta totalmente apropiado incluir estos factores combinados en una serie d_x cuando son una componente importante de las amenazas que enfrenta una población (Caughley, 1977).

El hecho de que los cráneos de animales jóvenes se deterioran y desarman más rápidamente al morir, constituye una fuente potencial de sesgo para la estructura de edades. Estos ejemplares tienen una probabilidad menor de ser encontrados y, por lo tanto, pueden estar subrepresentados en la muestra (Caughley, 1966; Caughley, 1977). La experiencia acumulada en el terreno permite sustentar que sólo los ejemplares neonatos y las crías hasta dos años de edad presentan una baja probabilidad de encuentro en Samborombón. A pesar de ello, las correcciones y suavizaciones efectuadas para las tablas de vida, a partir de información proveniente de poblaciones cautivas y semicautivas, contribuyeron a disminuir este sesgo.

Si bien una subestimación en la frecuencia de muertes en las clases de edad inmaduras resulta en valores distorsionados de l_x y d_x en las tablas de vida, los valores de q_x son independientes de las clases de edad juveniles (Caughley, 1966). Por esta razón, los valores de q_x son los menos afectados por los sesgos del muestreo, proporcionan las proyecciones de los patrones de mortalidad más directas y son los más útiles para efectuar comparaciones intra e interespecíficas (Caughley, 1977).

Aunque los patrones de mortalidad observados para la población de venados de Samborombón también podrían ser un artificio originado por el pequeño tamaño de la muestra, 47 machos y 29 hembras, las proyecciones de l_x son concordantes con las descritas para otros mamíferos silvestres (Caughley, 1977; Dans, 1999), pues la mortalidad afecta fundamentalmente a los animales jóvenes, luego se reduce considerablemente y se mantiene estable hasta la senescencia. Este tipo de trayectorias se asemeja a la curva hipotética tipo III propuesta por Pearl y Deevey (en Rabinovich, 1978; Begon y Mortimer, 1986). Asimismo, las tasas de mortalidad q_x obtenidas para el venado mostraron una tendencia en forma de U o anzuelo como las sugeridas para otros mamíferos (Caughley, 1966; Caughley, 1977).

Según Caughley (1977) las tablas de vida basadas en menos que 150 determinaciones de edad es improbable que sean lo suficientemente precisas para cualquier propósito. Sin embargo, debido al reducido tamaño de la población de venados bajo estudio (capítulo I de esta tesis) y al estatus de conservación de la especie (Ojeda y Díaz, 1997; Díaz y Ojeda, 2000; IUCN, 2006), es probable que los resultados alcanzados indiquen una tendencia clara sobre el verdadero patrón de supervivencia, que podría ser validado con una muestra mayor en el futuro. Debido a la imposibilidad de coleccionar ejemplares de la población, tampoco se pudieron obtener estimaciones directas de la fecundidad y la edad de maduración de las hembras. Este vacío de información, fue cubierto a partir de valores de fecundidad provenientes de animales en cautiverio que también deberían ser

revisados en el futuro.

Con respecto a la longevidad observada entre los individuos de la muestra de venados de Samborombón, una hembra alcanzó los 12 años de edad y un macho los 10. Prácticamente no existen registros de longevidad para mamíferos silvestres nativos y menos aún para cérvidos. En particular, los registros para *Ozotoceros* son escasos y provienen de condiciones de cautiverio y semicautiverio. En el primer caso se observaron longevidades máximas de 11 y 13 años para las hembras y los machos respectivamente (Frädrich, 1987; Frädrich y Dolan, 1993), mientras que en animales semicautivos la edad máxima registrada alcanzó 9 años y 11 meses en un macho (Bianchini y Delupi, 1990). Por lo cual, la longevidad obtenida aquí no difiere mucho de la observada en cautiverio.

En este estudio también se observó una longevidad mayor en hembras que en machos, como así también una mortalidad sesgada hacia este último sexo. Estos resultados concuerdan con la predicción teórica de que, en especies poligínicas que presentan dimorfismo sexual, la mortalidad suele ser diferencial entre los sexos y estar sesgada hacia los machos (Trivers, 1985; Clutton-Brock *et al.*, 1982). La literatura disponible indica que la mortalidad de machos se incrementa en mamíferos poligínicos que presentan dimorfismo sexual. Stirling (1975) argumentó que los machos presentan tasas de mortalidad más altas que las hembras en especies poligínicas de pinnípedos que presentan un gran dimorfismo, mientras que en varias especies de cánidos monogámicos las diferencias en mortalidad entre sexos son leves o inexistentes (Ralls *et al.*, 1980). Asimismo, existe una fuerte evidencia de que en especies dimórficas, la mortalidad del sexo de mayor tamaño se puede ver incrementada durante períodos de estrés ambiental, particularmente al final períodos invernales duros (Clutton-Brock *et al.*, 1982).

Sin embargo, existen otros factores que contribuyen con la mortalidad y que no necesariamente están vinculados con la poliginia. Por ejemplo, un incremento en la

intolerancia entre machos y tasas de dispersión sesgadas hacia este sexo han sido registradas tanto en especies monomórficas como dimórficas (Greenwood, 1980). Estos factores quizás permitirían explicar la existencia de mortalidad diferencial en algunas especies monógamas (Ralls *et al.*, 1980). A pesar de ello, los machos tienden a dispersarse más que las hembras en especies poligínicas (Greenwood, 1980; Krebs y Davies, 1987). Consecuentemente, para considerar los efectos del dimorfismo sobre la supervivencia, es importante descartar otras diferencias potenciales de mortalidad debidas a la dispersión. Tal vez este sea el caso del venado de las pampas en Samborombón pues, por tratarse de una población cerrada y aislada, es prácticamente imposible pensar en la dispersión de machos. Por otro lado, los resultados obtenidos en los capítulos 1 y 3 de la tesis, tales como una relación de sexos sesgada hacia a las hembras y el dimorfismo sexual observado -que permite predecir un sistema de reproducción poligínico, concuerdan con las diferencias de longevidad y mortalidad entre sexos observadas en este capítulo.

Finalmente, los resultados alcanzados en este capítulo también permitieron obtener los parámetros poblacionales para la especie en la Bahía Samborombón, como la tasa intrínseca de crecimiento poblacional. Los valores hallados para “ r ” en los dos escenarios propuestos resultaron cercanos a cero, indicando que probablemente nos encontramos con una población cercana al equilibrio que podría estar declinando o incrementando levemente. Las estimaciones de abundancia obtenidas desde la década del 80 hasta la actualidad parecen sustentar esta hipótesis (Gimenez-Dixon, 1991; ver capítulo 1 de esta tesis). De todas formas, los escenarios propuestos para la mortalidad de las clases de edad inmaduras reflejaron resultados levemente contrastantes, pues en el primer caso el valor de r fue negativo (tendencia a la declinación) mientras que en el segundo positivo (tendencia al incremento). Estos escenarios hipotéticos deben ser validados a futuro, a través de la estimación del efecto de la mortalidad sobre las clases de edad inmaduras y la obtención de tablas de fecundidad específicas para la población bajo estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Akçakaya, H. R. 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecol. Bull.* 48: 23-38.
- Beissinger, S. R. y M. I. Wespthal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62: 821-841.
- Begon, M. y M. Mortimer. 1986. *Population ecology: a unified study of animals and plants*, Second Edition. Blackwell, 220 pp.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972a. El comportamiento de *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, en cautiverio. *Acta Zoológica Lilloana*, 29:5-16.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972b. Informe sobre la situación del ciervo de las pampas -*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera, 1943- en la Pcia. de Buenos Aires. *Acta Zoológica Lilloana*, 29:149-157.
- Bianchini, J. J. y L. H. Delupi. 1990. Determinación de la edad en ciervos de las pampas (*Odocoileus bezoarticus*) mediante el estudio comparado del desarrollo y desgaste de los dientes. *Physis, Secc. C*, 48 (114-115): 27-40.
- Brooks, R. y D. J. Kemp. 2001. Can older males deliver the good genes? *Trends in Ecology and Evolution* 16:308–313.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Second Edition, Sinauer Associates, Massachusetts, 722 pp.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology* 47: 906-918.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, New York, 234 pp.
- Caughley, G., y A. Gunn. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science, Cambridge, Ma, 459 pp.
- Caughley, G., y A. R. E. Sinclair. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, Cambridge, Ma, 334 pp.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guines y S. D. Albon. 1982. *Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes*. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Crespo, E. A. 1988. Dinámica poblacional del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*

- (Shaw, 1800), en el norte del litoral patagónico. Tesis Doctoral FCEN-UBA, 298 págs.
- Crespo, E. A., A. C. M. Schiavini, G. Pérez Macri, L. Reyes y S. Dans. 1994. Estudios sobre determinación de edad en mamíferos marinos del Atlántico Sudoccidental. En: E. A. Oporto (ed.), IV Reun. Esp. Mam. Acuát. Amér. Sur. 15 de Noviembre de 1990. Valdivia, Chile: 31-55.
- Crespo, J. A. y J. De Carlo. 1963. Estudio ecológico de una población de zorros colorados. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia, Ecología 1 (1): 1-55.
- Dans, S. L. 1999. Ecología poblacional del delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* en el litoral patagónico, Atlántico Sudoccidental. Tesis Doctoral FCEN-UBA, 169 págs.
- De Lamo, D. y S. Saba. 1990. Estructura demográfica de una población de guanacos del suroeste de Chubut. Patagonia Agropecuaria 6: 26-27.
- Dellafiore, C. M., M. Demarúa, N. Maceira y E. Bucher. 2003. Distribution and abundance of the pampas deer in San Luis Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 10(1):41-47.
- Demarúa, M. R., W. J. McShea, K. Koy y N. O. Maceira. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* 115: 121-130.
- Díaz, G. B., y R. A. Ojeda (Ed.). 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados. SAREM, Argentina, 106 pp.
- Dimmick, R. W. y M. R. Pelton. 1996. Criteria of sex and age. En: Bookhout, T. A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, Md: 169-214.
- Eberhardt, L. L. 1969. Population analysis. En: R. H. Giles Jr. (Ed.). *Wildlife Management Techniques*, Thierd ed. The Wildlife Society, Washington D. C.: 457-495.
- Eberhardt, L. L. 1985. Assessing the dynamics of wild populations. *Journal of Wildlife Management* 49: 997-1012.
- Frädrieh, H. 1987. *International Studbook of the Pampas Deer*. Published by Zoologischer Garten Berlin, 32 pp.

- Frädriich, H. y J. Dolan. 1993. Pampas deer Studbook (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*). Sparks 1 (11): 1-10.
- Gimenez-Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 pp.
- González Sierra, T. 1985. Venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus*) en semicautividad. Comunicaciones de estudios de comportamiento en la “Estación de Cría de Fauna Autóctona” de Piriapolis, 1 (1): 22 pp.
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140-1162.
- Grue-Nielsen, H. y B. Jensen. 1979. Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mammals. *Danish Review of Game Biology*.
- Hofer, H., M. L. East y K. L. I. Campbell. 1993. Snares, commuting hyaenas and migratory herbivores: humans as predators in the Serengeti. *Symposia of the Zoological Society of London* 65:347–366.
- Hohn, A. A: 1980. Age determination and age related factors in the teeth of Western North Atlantic bottlenosed dolphins. *Sci. Rep. Whales Res. Inst. Tokio*. 32: 39-66.
- IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- Jackson, J. E. 1986. Antler cycle in Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) from San Luis, Argentina. *J. Mamm.*, 67 (1): 175-176.
- Jackson, J., E. y J. D. Giuliatti. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation* 45: 1-10.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Johnson, D. H. 1996. Population analysis. En: Bookhout, T. A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed., rev. The Wildlife Society, Bethesda, Md: 419-444.

- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. Harper Collins, New York, 654 pp.
- Krebs, J. R. y N. B. Davies. An introduction to behavioural ecology. Second Edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 389 pág.
- Leslie, P. H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.
- Lewis, M. 1989. Dinámica de la población del elefante marino del sur, *Mirounga leonina*, en la Península Valdés. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 107 págs.
- Lowe, V. P. W. 1967. Teeth as indicators of age with special reference to red deer (*Cervus elaphus*) of known age from Rhum. *J. Zool. Lond.* 152: 137-153.
- Low, W. A. y I. McT. Cowan. 1963. Age determination of deer by anular structure of dental cementum. *J. Wildl. Manage.* 27 (3): 466-471.
- Merino, M. L., S. Gonzales, F. Leewenberg, F. H. G. Rodrigues, L. Pinder y W. M. Tomás. 1997. Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), p. 42-58. In J. M. Barbanti Duarte (ed.). *Biología e Conservação de Cervídeos Sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FAPESP/FUNEP/UNESP, Jaboticabal, SP.
- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 1998. Pampas deer population trend in Bahía Samborombón, Buenos Aires Province, Argentina. *Deer Specialist Group News*, N° 13: 8-9.
- Michener, G. R. 1998. Sexual differences in reproductive effort of Richardson's ground squirrels. *Journal of Mammalogy* 79:1-19.
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Morris, W., D. Doak, M. Groom, P. Kareiva, J. Fieberg, L. Gerber, P. Murphy y D. Thomson. 1999. A practical handbook for population viability analysis. The Nature Conservancy, 80 págs.
- Ojeda, R. A., y G. B. Díaz. 1997. Libro rojo de mamíferos aves amenazados de la Argentina. Sección II: Mamíferos. pp: 73-154. FUCEMA, SAREM, AOP and APN (eds.), Buenos Aires.
- Perrin, E. y A. C. Myrick Jr. 1980. Age determination of toothed whales and sirenians. *Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 3*, Cambridge, 227 pp.

- Puig, S. y F. Videla. 1998. Dinámica poblacional y uso de hábitat por el guanaco. En: González B., F. Bas, C. Tala y A. Iriarte. Manejo Sustentable de la Vicuña y el Guanaco, Santiago, Chile: 57-65.
- Rabinovich, J. E. 1978. Ecología de poblaciones animales. Monografía Científica 21, Serie Biología, OEA, Washington D. C., 114 págs.
- Ralls, K., R. L. Brownwell y J. Ballou. 1980. Differential mortality by sex and age in mammals, with specific reference to the sperm whale. Rep. Int. Whal. Comm., Special Issue 2: 223-243.
- Ranmson, A. B. 1966. Determining age of white-tailed deer from layers in cementum of molars. J. Wildl. Manage. 30 (1): 197-199.
- Sergeant, D. E. 1967. Age determination on land mammals from annuli. Zeitschrift für Säugetierkunde 32: 297-300.
- Sergeant, D. E. y D. H. Pinlott. 1959. Age determination in moose from sectioned incisor teeth. J. Wildl. Manage. 23 (3): 315-321.
- Stearns, S. C. 1980. A new view of life-history evolution. Oikos 35:266-284.
- Stirling, I. 1975. Factors affecting the evolution of social behaviour in the pinnipedia. P. Réun. Cons. Int. Explor. Mer. 169: 205-212.
- Trivers, R. L. 1985. Social Evolution. Benjamin Cummings, Menlo Park, 462 pág.
- Uhart, M., A. R. Vila, M. S. Beade, A. Balcarce y W. B. Karesh. 2003. Health evaluation of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*) in Campos del Tuyú Wildlife Reserve, Argentina. Journal of Wildlife Diseases 39 (4): 887-893.
- Van Horn, R. C., T. L. McElhinny y K. E. Holekamp. 2003. Age estimation and dispersal in the spotted hyena (*Crocuta crocuta*). Journal of Mammalogy, 84(3):1019-1030.

ANEXO 4.1: Tabla de vida obtenida para machos según el Escenario I. Este escenario involucra una corrección de la distribución de mortalidad por edades con un $r=-0,016$, una suavización log-polinomial y los valores de mortalidad obtenidos para las clases 0 y 1 en la población semicautiva de *O. b. celer* de la Ea. La Corona (Bianchini y Delupi, 1990).

Edad	Frecuencia	f_x 1000	Factor de corrección	f_x corregida	f_x Suavizado	Mortalidad	Supervivencia	Tasa Mortalidad	Tasa Supervivencia
x	f_x		e^{rx}		1000	d_x	l_x	q_x	p_x
0	8	458	1,00	458	489	0,49	1,00	0,49	0,51
1	0	229	0,98	225	241	0,24	0,51	0,47	0,53
2	5	40	0,97	52	55	0,06	0,27	0,20	0,80
3	4	32	0,95	39	42	0,04	0,22	0,20	0,80
4	8	64	0,94	38	40	0,04	0,17	0,23	0,77
5	3	24	0,92	37	39	0,04	0,13	0,29	0,71
6	8	64	0,91	32	34	0,03	0,09	0,36	0,64
7	6	48	0,89	23	25	0,02	0,06	0,41	0,59
8	1	8	0,88	15	16	0,02	0,04	0,46	0,54
9	3	24	0,87	10	10	0,01	0,02	0,55	0,45
10	1	8	0,85	8	8	0,01	0,01	1,00	0,00

ANEXO 4.2: Tabla de vida obtenida para hembras según el Escenario I. Este escenario involucra una corrección de la distribución de mortalidad por edades con un $r=-0,016$, una suavización log-polinomial y los valores de mortalidad obtenidos para las clases 0 y 1 en la población semicautiva de *O. b. celer* de la Ea. La Corona (Bianchini y Delupi, 1990).

Edad	Frecuencia	f_x 1000	Factor de corrección	f_x corregida	f_x Suavizado	Mortalidad	Supervivencia	Tasa Mortalidad	Tasa Supervivencia
x	f_x		e^{rx}		1000	d_x	l_x	q_x	p_x
0	5	458	1,00	458	451	0,45	1,00	0,45	0,55
1	0	229	0,98	225	222	0,22	0,55	0,40	0,60
2	0	0	0,97	0	42	0,04	0,33	0,13	0,87
3	2	26	0,95	25	28	0,03	0,28	0,10	0,90
4	1	13	0,94	12	26	0,03	0,26	0,10	0,90
5	3	39	0,92	36	30	0,03	0,23	0,13	0,87
6	5	65	0,91	59	35	0,04	0,20	0,18	0,82
7	4	52	0,89	47	40	0,04	0,16	0,24	0,76
8	3	39	0,88	34	40	0,04	0,12	0,32	0,68
9	3	39	0,87	34	34	0,03	0,09	0,40	0,60
10	2	26	0,85	22	25	0,03	0,05	0,49	0,51
11	0	0	0,84	0	16	0,02	0,03	0,62	0,38
12	1	13	0,83	11	10	0,01	0,01	1,01	0,00

ANEXO 4.3: Tabla de vida obtenida para machos según el Escenario II. Este escenario implica la aplicación de los valores de mortalidad obtenidos para las clases 0 y 1 en poblaciones cautivas de *O. b. leucogaster* (Frädrieh y Dolan, 1993).

Edad x	Frecuencia f_x	f_x 1000	Factor de corrección e^{rx}	f_x corregida	f_x Suavizado 1000	Mortalidad d_x	Supervivencia l_x	Tasa Mortalidad q_x	Tasa Supervivencia p_x
0	8	438	1,00	438	485	0,48	1,00	0,48	0,52
1	0	125	0,98	123	136	0,14	0,52	0,26	0,74
2	5	56	0,97	58	64	0,06	0,38	0,17	0,83
3	4	45	0,95	51	56	0,06	0,32	0,18	0,82
4	8	90	0,94	53	59	0,06	0,26	0,23	0,77
5	3	34	0,92	54	60	0,06	0,20	0,30	0,70
6	8	90	0,91	47	52	0,05	0,14	0,37	0,63
7	6	67	0,89	34	38	0,04	0,09	0,43	0,57
8	1	11	0,88	21	24	0,02	0,05	0,47	0,53
9	3	34	0,87	13	15	0,01	0,03	0,55	0,45
10	1	11	0,85	11	12	0,01	0,01	0,99	0,00

ANEXO 4.4: Tabla de vida obtenida para hembras según el Escenario II. Este escenario implica la aplicación de los valores de mortalidad obtenidos para las clases 0 y 1 en poblaciones cautivas de *O. b. leucogaster* (Frädrieh y Dolan, 1993).

Edad x	Frecuencia f_x	f_x 1000	Factor de corrección e^{rx}	f_x corregida	f_x Suavizado 1000	Mortalidad d_x	Supervivencia l_x	Tasa Mortalidad q_x	Tasa Supervivencia p_x
0	5	386	1,00	386	395	0,40	1,00	0,40	0,60
1	0	46	0,98	45	46	0,05	0,60	0,08	0,92
2	0	0	0,97	0	29	0,03	0,56	0,05	0,95
3	2	47	0,95	45	28	0,03	0,53	0,05	0,95
4	1	24	0,94	22	39	0,04	0,50	0,08	0,92
5	3	71	0,92	66	60	0,06	0,46	0,13	0,87
6	5	118	0,91	108	83	0,08	0,40	0,21	0,79
7	4	95	0,89	85	94	0,09	0,32	0,30	0,70
8	3	71	0,88	62	83	0,08	0,22	0,37	0,63
9	3	71	0,87	61	59	0,06	0,14	0,42	0,58
10	2	47	0,85	40	37	0,04	0,08	0,45	0,55
11	0	0	0,84	0	24	0,02	0,05	0,53	0,47
12	1	24	0,83	20	21	0,02	0,02	0,98	0,02

Capítulo 5

Análisis de viabilidad de la población de venados de las pampas de la Bahía Samborombón



INTRODUCCIÓN

La declinación de poblaciones de especies amenazadas ha llevado a que diversas instituciones establezcan acciones para intentar prevenir su extinción local. Entre los procesos que han conducido a la declinación y fragmentación de poblaciones animales, se puede mencionar la explotación directa o sobreexplotación, la destrucción, fragmentación y degradación del hábitat, la introducción de especies exóticas y las cadenas de extinciones (Caughley, 1994).

Durante los años 90 se planteó una dicotomía entre un paradigma de poblaciones en declinación, mediante el cual se evalúan las causas que la originan, y otro sobre poblaciones pequeñas que estudia los procesos que las ponen en peligro (Caughley, 1994). En el primer caso se busca determinar si existe una tendencia en la población, a través de la identificación de elementos demográficos deprimidos y la determinación de los factores ambientales o intrínsecos que la originan (Beissinger, 2002). En cambio, entre los factores que amenazan a una especie con la extinción se incluye la estocasticidad demográfica y ambiental, la ocurrencia de catástrofes y la degradación genética, que causan incertidumbre y fluctuaciones en el tamaño de una población y son tratados por el paradigma de las poblaciones pequeñas (Shaffer, 1981). Es decir que el proceso de extinción incluye una componente determinística y otra estocástica.

El desarrollo de métodos cuantitativos para evaluar el destino de una población amenazada representa una aproximación de gran importancia para el manejo y la conservación (Soulé 1987). Los análisis de viabilidad poblacional o PVA (Shaffer, 1990; Boyce 1992) se han convertido en una herramienta importante para la investigación y el manejo de especies amenazadas, pues la predicción de la respuesta de una población frente a perturbaciones requiere de un análisis de este tipo (Groom y Pascual, 1998).

Las evaluaciones de riesgo son utilizadas para evaluar la probabilidad de extinción y orientar el manejo de especies amenazadas (Burgman *et al.*, 1993). Por esta razón, muchos problemas prácticos de conservación y manejo de vida silvestre son comúnmente expresados en términos de viabilidad de especies amenazadas o indicadoras. El PVA es un proceso de identificación de amenazas y requerimientos necesarios para la viabilidad de una especie, además de una evaluación de la probabilidad de que una población pueda persistir por un determinado lapso de tiempo (Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000).

La aplicación del PVA creció rápidamente entre las décadas del 80 y el 90, pues los zoológicos comenzaron a emplear los conceptos de variabilidad genética para manejar poblaciones pequeñas (Beissinger, 2002). En ese período también proliferaron paquetes de software y se potenció la capacidad de las computadoras personales para realizar simulaciones demográficas (Lindenmayer *et al.*, 1995). Si bien las primeras aproximaciones pusieron énfasis en la obtención de un umbral mínimo de viabilidad y la estimación de probabilidades de extinción, un enfoque moderno de PVA involucra un riguroso análisis de riesgo que considera la incertidumbre involucrada con la respuesta de una población a diferentes estrategias de manejo (Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000).

El Grupo de Especialistas en Reproducción en Cautiverio de la UICN se ha concentrado especialmente en realizar talleres basados en PVA para desarrollar recomendaciones y planes de manejo para especies amenazadas a nivel mundial (Lacy *et al.*, 1989; Seal y Lacy 1989; Seal *et al.*, 1990; Foose *et al.*, 1993). Estos talleres, conocidos como PHVA (Population and Habitat Viability Analyses), incorporan el conocimiento de numerosas personas e instituciones para evaluar escenarios potenciales y múltiples opciones de acción.

Debido a la crítica situación que atraviesan algunas subespecies y poblaciones del venado de las pampas (*Oxotoceros bezoarticus*), en 1993 se realizó un taller de este tipo en el Uruguay (González *et al.*, 1993). Sin embargo, debido a la escasez de datos disponibles, los resultados del PHVA se concentraron sobre las poblaciones uruguayas.

En virtud de los últimos avances producidos en el conocimiento de la subespecie *O. b. celer*, en este capítulo de la tesis se aplicará un análisis de PVA a la población de venados de las pampas de la Bahía de Samborombón.

MATERIALES Y MÉTODOS

Software de simulación:

Para desarrollar el análisis de viabilidad poblacional (PVA) se utilizó el programa VORTEX 9.5 (Miller y Lacy, 2005; Lacy *et al.*, 2005). Este programa ha sido ampliamente utilizado para evaluar especies amenazadas (Brook *et al.*, 2000; Lindenmayer *et al.*, 2000; Reed *et al.*, 2003). VORTEX es una simulación Monte Carlo de eventos demográficos que está basado en individuos y estructurado en edades (Lacy, 1993a, 2000). VORTEX es útil para modelar eventos estocásticos demográficos, la variación ambiental de las tasas anuales de nacimiento y muerte, el impacto de catástrofes esporádicas y los efectos de la endogamia en poblaciones pequeñas (Miller y Lacy, 2005). VORTEX también permite analizar los efectos de la disminución o incremento de hábitat, cosecha o suplementación de las poblaciones y movimiento de individuos entre subpoblaciones.

Como VORTEX es un modelo basado en individuos, cada simulación sigue el destino de cada animal a lo largo de su vida y mantiene los registros de sexo, edad y parentesco. Los eventos demográficos (nacimiento, determinación del sexo, apareamientos, dispersión y muerte) son modelados para cada animal, durante cada año de la simulación y según probabilidades específicas de edad y sexo.

VORTEX modela la dinámica de una población como eventos secuenciales y discretos (nacimiento, muerte, ocurrencia de catástrofes, etc.) que ocurren según una probabilidad definida. Estas probabilidades son modeladas como variables aleatorias que

siguen una distribución específica. Como la trayectoria de la simulación de una población está fuertemente influenciada por estos eventos aleatorios, las repeticiones de una simulación con los mismos parámetros iniciales pueden producir resultados diferentes. Por consiguiente, la simulación se repite numerosas veces para establecer la trayectoria potencial de la población.

Escenarios bajo estudio:

Se consideraron los dos escenarios propuestos en el capítulo 4 de esta tesis para modelar la trayectoria de la población de venados de Samborombón. Los mismos se conformaron a partir de los valores de mortalidad (q_x) obtenidos de las tablas de vida. La simulación de la línea de base de estos escenarios de exploración no contempló la depresión endogámica, la ocurrencia de catástrofes o cosecha de ejemplares (Anexos 1.5 y 2.5).

Análisis de sensibilidad:

A través de los escenarios propuestos como línea de base, también se evaluó la sensibilidad de ambas poblaciones a cambios independientes de ciertos parámetros demográficos (como mortalidad, ocurrencia de catástrofes y cosecha de animales). Se construyeron y simularon 28 modelos a partir de la modificación de los valores de las líneas de base propuestas para los Escenarios I y II (EI y EII).

Valores asignados a los parámetros de simulación, definiciones y supuestos:

- *Número de interacciones y años de proyección:* Durante el análisis de cada modelo correspondiente a cada escenario se realizaron 1000 simulaciones a lo largo de un período de 100 años.
- *Definición de extinción:* Desaparición completa de los individuos de un sexo.
- *Depresión endogámica:* No existen evidencias de depresión endogámica para las poblaciones silvestres de venados pero, debido a que podría tener una incidencia

negativa sobre la vulnerabilidad futura de la población, sus efectos fueron incorporados en el análisis de sensibilidad. En dicho caso se utilizó un valor 3,14 equivalentes letales y 50 % de letales recesivos (Ralls *et al.*, 1988). Estos valores representan el promedio de 40 poblaciones de especies de mamíferos en cautiverio.

- *Concordancia entre la reproducción y supervivencia*: No existen evidencias de correlación entre reproducción y supervivencia.
- *Dispersión*: La población de venados de la Bahía Samborombón está aislada y, por lo tanto, es cerrada para la inmigración y emigración de individuos.
- *Sistema de apareamiento*: Se definió como poliginia de largo plazo. Los harenes no se mantendrían estables hasta la muerte o dispersión de ejemplares. De esta forma, se asume que las parejas son reestablecidas al azar cada año y que todos los individuos disponibles tienen la misma probabilidad de reproducirse.
- *Edad de la primera reproducción en hembras*: La edad de madurez sexual para las hembras de esta especie fue estimada en dos años (Frädrich, 1987; González-Sierra, 1985; Moore, 2001). La edad de la primera parición se encontraría cercana a los meses de octubre y noviembre del segundo año de vida (Moore, 2001). Este mismo valor fue utilizado en el PHVA de venados realizado para poblaciones uruguayas (González *et al.*, 1993).
- *Edad de la primera reproducción en machos*: Debido a los efectos de la competencia sexual entre machos, se fijó en tres años de edad. Este valor fue utilizado en el PHVA del Uruguay (González *et al.*, 1993).
- *Edad máxima de reproducción*: Vortex asume que los individuos se pueden reproducir hasta la edad de muerte. La longevidad máxima obtenida en esta tesis fue de 10 y 12 años, para machos y hembras respectivamente. Existen datos de reproducción efectiva de hembras en cautiverio hasta los 11 años de edad (Frädrich y Dolan, 1993). Este último valor fue utilizado en las simulaciones.
- *Número de crías por año*: Según lo observado en poblaciones silvestres y cautivas sólo se produce una cría por hembra al año (Frädrich, 1987; González-Sierra, 1985; González *et al.*, 1993; Moore, 2001).
- *Proporción de sexos al nacer*: 1:1.

- *Reproducción densodependiente*: No se consideró por falta de información.
- *Proporción de hembras en el pool reproductivo*: Se utilizó un 90 %. Previamente se habían utilizado escenarios del 90 y 50 % (González *et al.*, 1993). Este último valor estuvo basado en observaciones de hembras con cría al pie en censos de poblaciones silvestres. Una evaluación de la condición reproductiva de hembras capturadas en Los Ajos evidenció un 87.5 % de éxito en la reproducción (González y Duarte 2003). En los modelos planteados para el análisis de sensibilidad también se utilizó un 67 %. Este valor proviene del estatus reproductivo de seis hembras que fueron capturadas en CDT (Vila *obs. pers.*). No fue posible determinar una variabilidad ambiental asociada al porcentaje de hembras reproductivas con la información disponible.
- *Mortalidad de hembras*: En las líneas de base se utilizaron los valores de q_x obtenidos en el capítulo 4 de la tesis. No se incorporaron valores de desviación estándar por falta de información. Para el análisis de sensibilidad se consideró un incremento general del 5 % en la mortalidad de todas las clases de edad y sexo. Asimismo, este incremento se aplicó independientemente en crías, juveniles y adultos (Anexos 1.5 y 2.5).
- *Mortalidad de machos*: En las líneas de base se utilizaron los valores de mortalidad de las tablas de vida obtenidos en esta tesis. El análisis de sensibilidad incluyó los mismos modelos de simulación mencionados para las hembras (Anexos 1.5 y 2.5).
- *Proporción de machos en el pool reproductivo*: Se obtuvo a partir de la conformación de los grupos avistados desde los vuelos realizados para estimar la abundancia en el capítulo 1. Se realizó una evaluación del número de machos que se encontraban con y sin hembras durante la temporada reproductiva. El 46 % de los machos estuvo asociados a hembras durante dicho período.
- *Tamaño poblacional inicial*: Se consideró una población de 321 ejemplares con una estructura estable de edades. Este valor representa el promedio de la abundancia máxima calculada para la población de Samborombón entre 1993 y 2003.
- *Capacidad de carga*: Se fijó en 500 ejemplares. También se consideró una

desviación estándar de 80 debido a la variación ambiental. Este valor se obtuvo a partir del desvío de las estimaciones máximas de abundancia disponibles para el período 1993 y 2003.

- *Cosecha de ejemplares*: Se plantearon tres alternativas para el análisis de sensibilidad. La primera de ellas contempló una presión de caza constante a lo largo de los 100 años de simulación. En el segundo caso se simuló el control total de la presión de caza después de 20 años. Finalmente, se simuló la eliminación completa de los eventos de caza en 10 años y se incorporó una extracción de dos crías para desarrollar un programa de cría en cautiverio, también a lo largo de esos 10 años. Según el registro de mortalidad existente se habría cazado un mínimo de 5 individuos por año (Fernández *et al.*, 2004). Los valores de extracción correspondientes a machos adultos, machos juveniles y hembras adultas fueron de 2, 1 y 2 individuos por año respectivamente. Estos valores fueron utilizados para simular las trayectorias bajo presión de caza.
- *Suplementación*: No fue modelada.
- *Tipo de catástrofes*: Se evaluaron dos tipos de catástrofes, la ocurrencia de sequías y sudestadas. La productividad primaria neta es un atributo que integra importantes aspectos de un ecosistema y presenta una relación lineal positiva con las precipitaciones en pastizales (McNaughton, 1985; Sala *et al.*, 1988; McNaughton *et al.*, 1989). En algunos casos también se relaciona con las fluctuaciones en la abundancia de ungulados (Sinclair 1975, 1979; Runyoro *et al.*, 1995; Teer, 1984). Para determinar la frecuencia de ocurrencia de sequías se evaluó la tendencia de las precipitaciones de Gral. Lavalle (1981-2003) y las estancias San Bernardo (1931-1955) y la Isolina (1971-1997). A partir de los mismos se calculó la media anual y los estadísticos de dispersión. Un año de sequía fue definido como aquel en que las precipitaciones anuales fueron menores al valor medio más un desvío estándar. La media obtenida fue de 1,3 sequías cada 10 años y se incorporó al modelo como una frecuencia de ocurrencia del 13 %. Como se desconoce el efecto de esta catástrofe sobre la reproducción y supervivencia, se consideró una reducción hipotética del 10 % en cada una de estas variables.

La sudestada es un fenómeno localizado sobre el frente costero del estuario del río de la Plata. Se caracteriza por la presencia de vientos persistentes del sudeste, acompañados de temperaturas relativamente bajas y precipitaciones. Se origina por el efecto combinado de dos sistemas, uno de alta presión en la costa patagónica central y otro de baja presión sobre la Mesopotamia y la porción oriental del Uruguay. Cuando se profundiza esta depresión se producen ondas de tormenta asociadas al crecimiento del nivel del río, hasta 3.80 m sobre lo normal. Este fenómeno ocurre todos los años, mientras que su frecuencia de ocurrencia e intensidad se han incrementado entre 1950 y 2000 (Escobar *et al.*, 2004). Por esta razón, se incorporó una frecuencia de ocurrencia del 100 % en el modelo. Si bien se desconoce su efecto sobre la reproducción del venado, existe un antecedente de mortalidad directa e indirectamente asociado a las sudestadas (Merino *et al.*, 1993). En 1993 ocurrió un episodio de sudestada fuerte que al menos originó la muerte directa de seis ejemplares y otros cuatro por efectos indirectos. Durante estos eventos los venados tienden a concentrarse en los sectores más altos y alejados de la costa, donde están más expuestos a la presión de caza, captura o predación. Según la estimación de abundancia existente para ese año (capítulo 1), un evento de este tipo podría originar una mortalidad adicional del 2,2 al 3,6 % de la población. A los fines de la simulación de estos modelos se utilizó un 3 % de mortalidad global (Anexos 1.5 y 2.5).

Indicadores de viabilidad

- o *Tasa determinística de crecimiento poblacional (rd)*: Es una proyección de la tasa de crecimiento media esperada. Se obtiene a partir de las tasas promedio de natalidad y mortalidad. La tasa determinística de crecimiento representa el crecimiento poblacional esperado cuando la población es tan grande como para no ser afectada por procesos estocásticos. Esta tasa permite predecir la trayectoria de una población que presenta distribución estable de edades, tasas de nacimiento y muerte constantes a lo largo del tiempo, ausencia de endogamia, ilimitado número de parejas y ausencia de efectos densodependientes. Como parte o la

totalidad de estos supuestos son generalmente violados, la tasa de crecimiento de poblaciones reales o simuladas estocásticamente es menor que r_d .

- o *Tasa estocástica de crecimiento poblacional (r_s)*: Es la tasa de crecimiento observada en poblaciones simuladas. Surge del promedio obtenido, a lo largo de años y repeticiones de la simulación, para poblaciones que no llegan a extinguirse. Esta tasa se calcula antes de que el tamaño poblacional exceda la capacidad de carga. El r_s es cercano a r_d cuando el crecimiento poblacional es estable. En cambio, el r_s va a ser notablemente menor que el r_d si la población está sujeta a fluctuaciones grandes por variaciones ambientales, catástrofes o inestabilidades genéticas y ambientales que son inherentes a poblaciones pequeñas.
- o *Probabilidad de extinción de la población (PE)*: Está determinada por la proporción de repeticiones que alcanzan la extinción durante la simulación de un escenario. La probabilidad de supervivencia (PS) es igual a $1-PE$.
- o *Tamaño promedio de la población (N)*: Se obtiene a partir del tamaño de las poblaciones simuladas que no se extinguen. La variación entre las poblaciones simuladas se expresa como la desviación estándar (SD) del tamaño poblacional. Si la SD es mayor que la mitad del tamaño poblacional medio, se ponen en evidencia poblaciones altamente inestables que presentan algunas simulaciones muy cercanas a la extinción. Cuando la SD es grande en relación a N y, especialmente, cuando la SD aumenta a lo largo de los años de simulación, la población es vulnerable a grandes fluctuaciones aleatorias y aún puede extinguirse frente a tasas de crecimiento poblacional positivas.
- o *Diversidad genética o heterocigosis esperada (H)*: Se expresa como el porcentaje de diversidad genética inicial de la población.
- o *Tiempo medio de extinción*: Se calcula a partir de aquellas poblaciones que llegan a extinguirse durante la simulación.

RESULTADOS

La probabilidad de extinción de la población “línea base” del Escenario 1 (EI) fue igual a 1 y el tamaño medio poblacional estimado para el año 100 fue de 0 ejemplares (Figuras 1.5 y 2.5). En cambio la “línea base” del Escenario 2 (EII) mostró una mejor performance, con una probabilidad de persistencia igual a 100 % y la presencia de 193 ejemplares a los 100 años de simulación (Figuras 1.5 y 2.5).

Los cambios de los parámetros estudiados a partir de la línea base del EI resultaron en la simulación de 14 modelos que no lograron persistir por 100 años (Tabla 1.5). Estas poblaciones alcanzaron la extinción entre los 18 y 37 años de la simulación (Tabla 1).

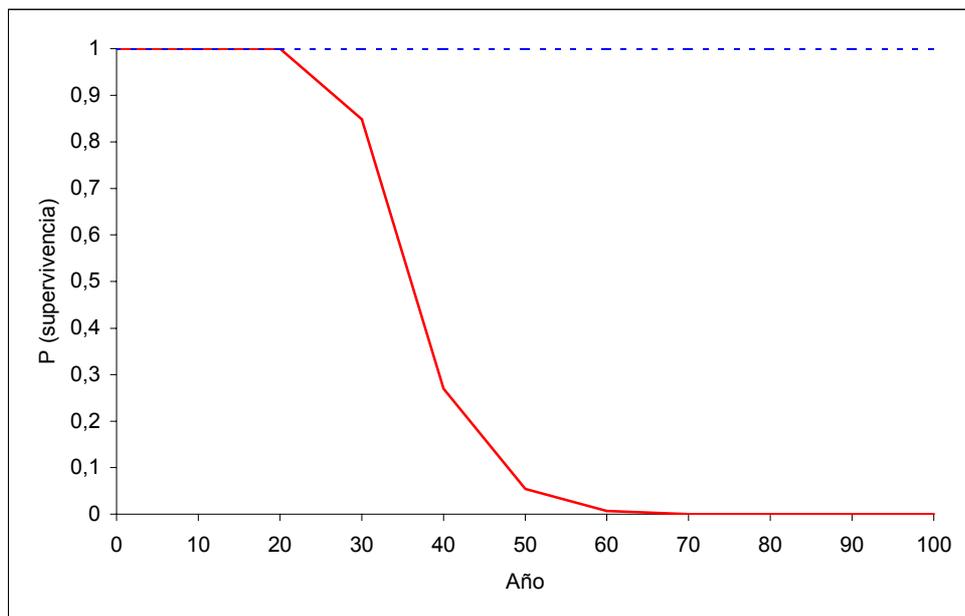


Figura 1.5: Trayectorias de la probabilidad de supervivencia de los modelos de línea base construidos a partir de los Escenarios I (línea roja) y II (línea azul punteada).

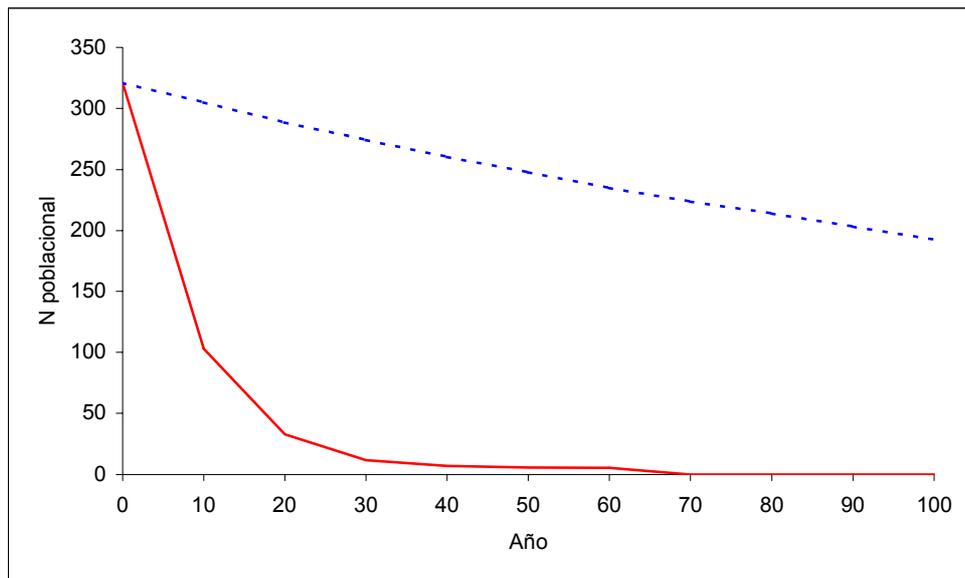


Figura 2.5: Trayectorias del tamaño poblacional de los modelos de línea base construidos a partir de los Escenarios I (línea roja) y II (línea azul punteada).

Tabla 1.5: Probabilidad de extinción, tamaño de la población remanente y tiempo medio de extinción para el análisis de sensibilidad realizado a partir de simulaciones de poblaciones basadas en los Escenarios I y II. Las características de cada modelo se presentan en los métodos y los anexos 1.5 y 2.5.

Modelos	Probabilidad de Extinción		Tamaño Poblacional		Tiempo Medio de Extinción	
	EI	EII	EI	EII	EI	EII
Línea Base	1.00	0.00	0	193	37	
Inbreeding	1.00	0.07	0	51	35	92
Rep H 67%	1.00	1.00	0	11	26	57
Mortalidad + 5%	1.00	1.00	0	0	24	52
Caza 100	1.00	0.92	0	58	18	69
Caza 20	1.00	0.002	0	150	19	86
Caza y cría 10	1.00	0.002	0	145	33	83
Sequía	1.00	0.16	0	44	33	87
Sudestada	1.00	0.99	0	8	27	64
0-1 (H)= +5%	1.00	0.20	0	31	33	88
Juv (H)= +5%	1.00	0.04	0	56	33	89
Ad (H)= +5%	1.00	0.76	0	15	29	78
0-1 (M)= +5%	1.00	0.00	0	189	37	
Juv (M)= +5%	1.00	0.00	0	192	37	
Ad (M)= +5%	1.00	0.00	0	189	36	

Sólo dos de los modelos planteados para el EII mostraron una probabilidad de extinción del 100 % (Tabla 1.5). Estas simulaciones comprendieron una disminución del 90 al 67 % en el número de hembras reproductivas y un incremento general del 5 % para todas las clases de edad y sexo en relación a la línea de base. Otras tres poblaciones simuladas bajo este escenario alcanzaron probabilidades de extinción superiores al 75 % (Tabla 1.5). Las mismas involucraron el efecto de las sudestadas, una presión continua de caza a lo largo de 100 años y un incremento del 5 % en la mortalidad de hembras adultas. Además de la línea base, las poblaciones simuladas a partir del aumento del 5 % en la mortalidad de los machos adultos, juveniles y crías, en forma independiente, no se extinguieron después de 100 años. Los modelos restantes presentaron probabilidades de extinción de entre el 0.2 y el 20 % (Tabla 1.5). Los tiempos medios de extinción observados superaron los 50 años en todos los modelos simulados que mostraron una probabilidad de extinción mayor que 0.

Las tasas determinística y estocástica (r_s) de crecimiento poblacional fueron negativas para las líneas de base de ambos escenarios propuestos y la totalidad de las poblaciones simuladas a partir de ellos (Figuras 3.5 y 4.5). Todas las tasas correspondientes al EI presentaron valores menores a -0.1 . En cambio, las tasas de crecimiento del EII fueron mayores que -0.1 . En particular, estas últimas tasas fueron levemente negativas y mayores que -0.03 en la mayoría de los modelos estudiados, con excepción de aquellos en que la proporción de hembras en el “pool” reproductivo fue del 67 %, la mortalidad de todas las categorías de edad y sexo se incrementó un 5 %, la presión de caza se mantuvo constante durante 100 años, se incluyó el efecto de las sudestadas o se incrementó un 5 % la mortalidad de las hembras adultas (Figura 4.5).

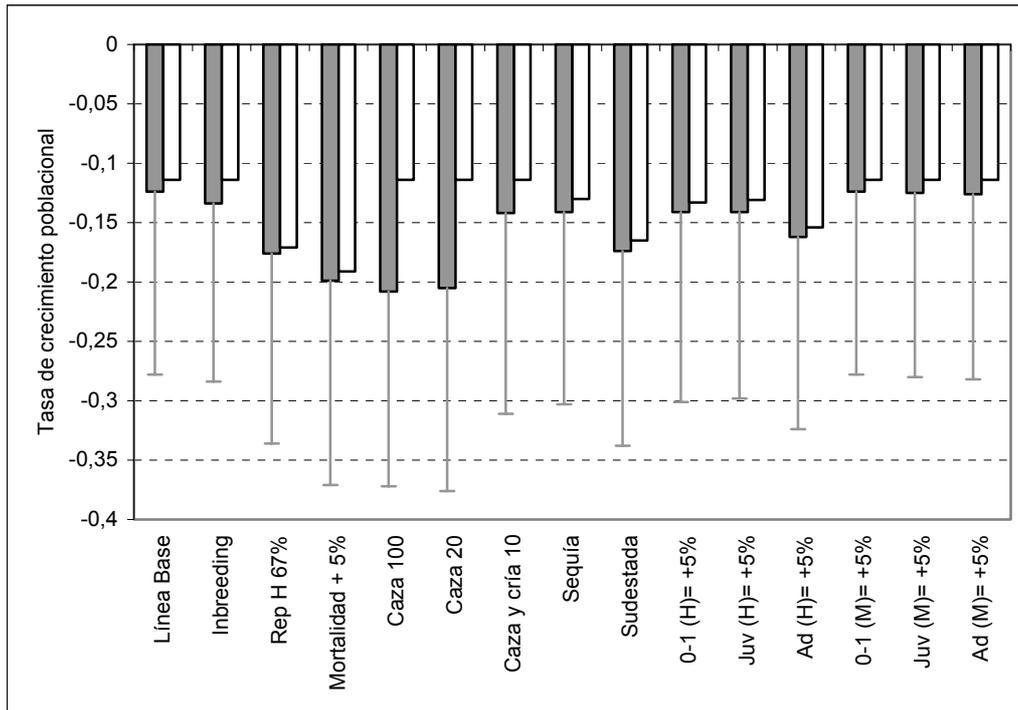


Figura 3.5: Análisis de sensibilidad demográfica de las distintas poblaciones simuladas, a partir de la línea base del “Escenario I”, para el venado de las pampas en la Bahía Samborombón. Las barras en gris muestran la tasa media de incremento poblacional estocástica y su correspondiente SD, bajo distintos valores asignados a los parámetros de cada modelo (ver métodos), mientras que las barras blancas representan la tasa media de incremento poblacional determinística.

Cuando las tasas de mortalidad tomaron los valores correspondientes a las líneas de base, el r_s fue igual a -0.124 y -0.006 para los escenarios I y II respectivamente, mientras que el riesgo de extinción fue del 100 y 0 % en cada caso. Ambos escenarios mostraron un patrón semejante pero distinta sensibilidad a los modelos de simulación planteados (Figuras 3.5 y 4.5). En las simulaciones que presentaron los resultados más pesimistas para el EI, el r_s disminuyó a -0.208 y -0.205 frente a la inacción en relación a la caza furtiva y la eliminación de dicho factor después de 20 años de control, mientras que tomó un valor de -0.199 cuando se incremento la mortalidad de todas las clases de edad y sexo en un 5 % (Figura 3.5).

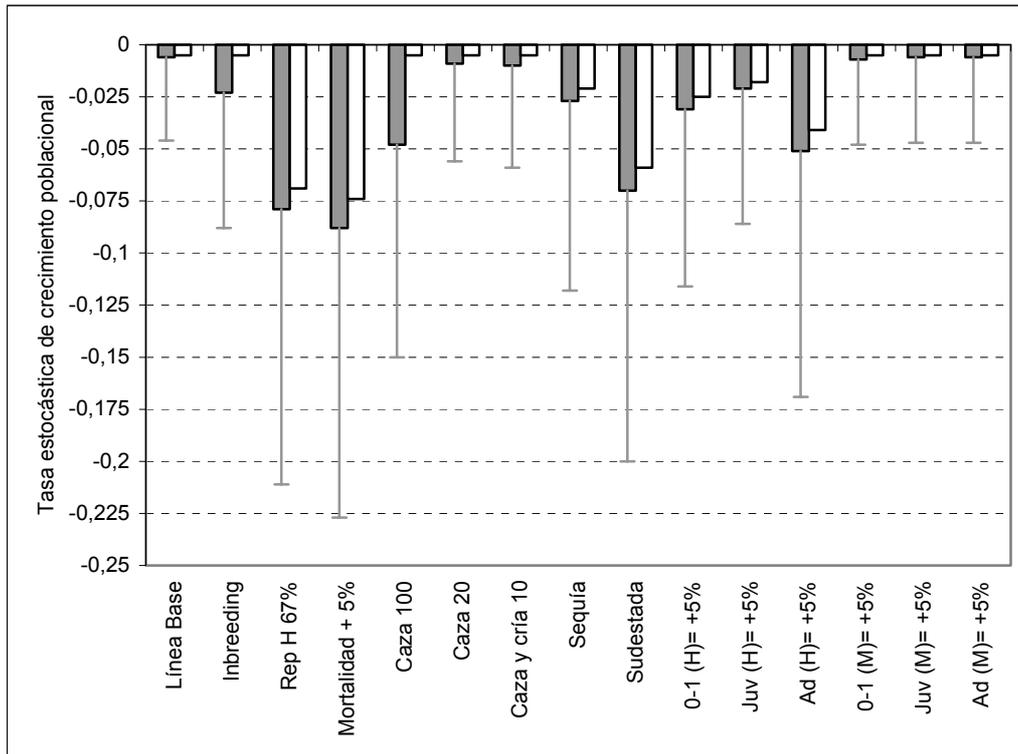


Figura 4.5: Análisis de sensibilidad demográfica de las distintas poblaciones simuladas, a partir de la línea base del “Escenario II”, para el venado de las pampas en la Bahía Samborombón. Las barras en gris muestran la tasa media de incremento poblacional estocástica y su correspondiente SD, bajo distintos valores asignados a los parámetros de cada modelo (ver métodos), mientras que las barras blancas representan la tasa media de incremento poblacional determinística.

En cambio, los modelos del EII que resultaron menos optimistas presentaron un r_s igual a -0.088 , -0.079 y -0.07 cuando se redujo el porcentaje de hembras reproductivas al 67 %, se incrementó la mortalidad general en un 5 % y se incluyó el efecto de las sudestadas (Figura 4.5). Bajo estos parámetros la probabilidad de extinción superó el 99 % y la población se extinguió en menos de 70 años (Tabla 1.5).

En cuanto a la heterocigosis esperada (H), 10 de las 15 poblaciones simuladas bajo el EII mantuvieron más del 67 % de la diversidad genética original (Figura 5.5). Las excepciones estuvieron dadas por poblaciones que superaron el 99 % de probabilidad de

extinción y el modelo que incluyó un incremento del 5 % en la mortalidad de hembras adultas.

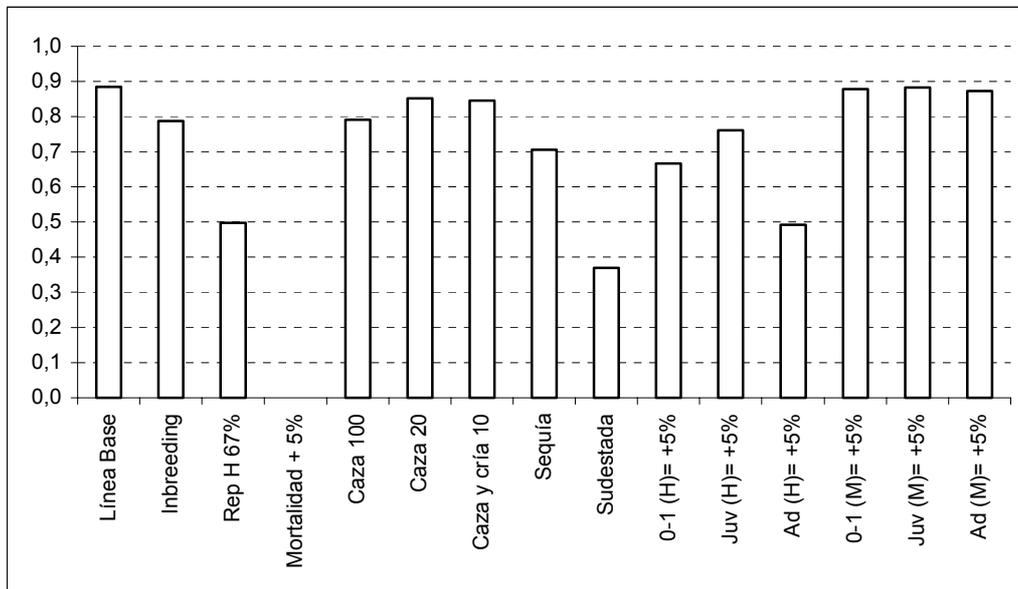


Figura 5.5: Heterocigosis esperada, expresada como la proporción de diversidad genética inicial de la población simulada, de los distintos modelos del EII bajo estudio.

La respuesta de los modelos simulados bajo el EII puso de manifiesto que la población no es sensible al incremento de la mortalidad de las distintas clases de edad de los machos, pues mostró un patrón semejante a la línea de base correspondiente (Figuras 4.5, 6.5 y 7.5). En cambio, un aumento en la mortalidad de hembras desencadenó una marcada declinación de la población, una disminución en la probabilidad de supervivencia y el r_s en relación a la línea de base (Figuras 4.5, 6.5 y 7.5). La mayor sensibilidad observada se registró frente al incremento de la mortalidad de hembras adultas, seguido por las crías y finalmente por los juveniles del mismo sexo.

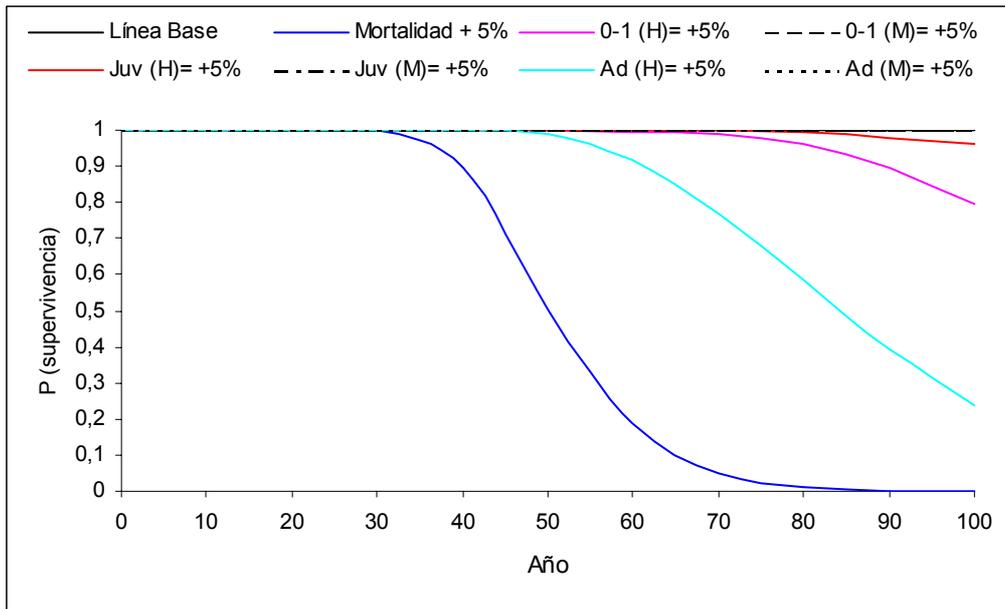


Figura 6.5: Sensibilidad de la probabilidad de supervivencia de la línea de base del EII a un incremento del 5 % en la mortalidad de todas las categorías de edad y sexo o aumentos independientes en cada una de ellas.

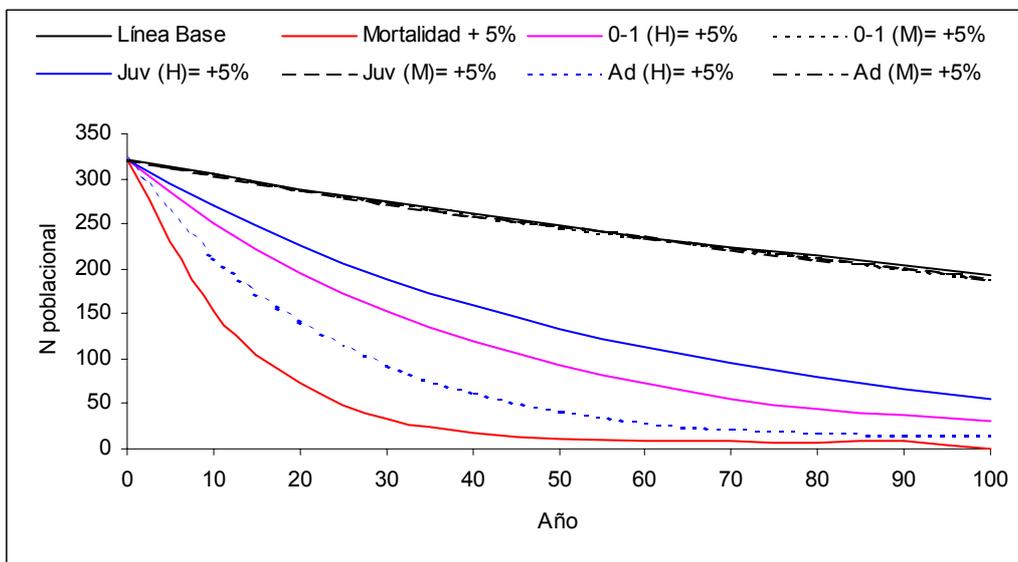


Figura 7.5: Sensibilidad del tamaño de la población línea base del EII a un incremento del 5 % en la mortalidad de todas las categorías de edad y sexo o aumentos independientes en cada una de ellas.

Otros parámetros que provocaron efectos de sensibilidad importantes sobre la población línea base del EII fueron: la disminución de la proporción de hembras que conforman el “pool” reproductivo, la inacción frente a la presión de caza furtiva y la ocurrencia de catástrofes, sudestadas y sequías, con sus potenciales efectos sobre la reproducción y la supervivencia (Figuras 4.5, 8.5 y 9.5). En cambio, la respuesta en relación a la endogamia no fue tan marcada, pues sólo presentó un 7 % de probabilidad de extinción y una heterosigocis esperada del 79 %.

Frente a la implementación de dos alternativas concretas de manejo, como la eliminación de caza en 20 o 10 años, en este último caso adicionando la extracción de crías para un programa de cría en cautiverio, presentaron probabilidades de supervivencia superiores al 99 % y un patrón de respuesta semejante a la línea de base (Figuras 4.5, 5.5, 8.5 y 9.5).

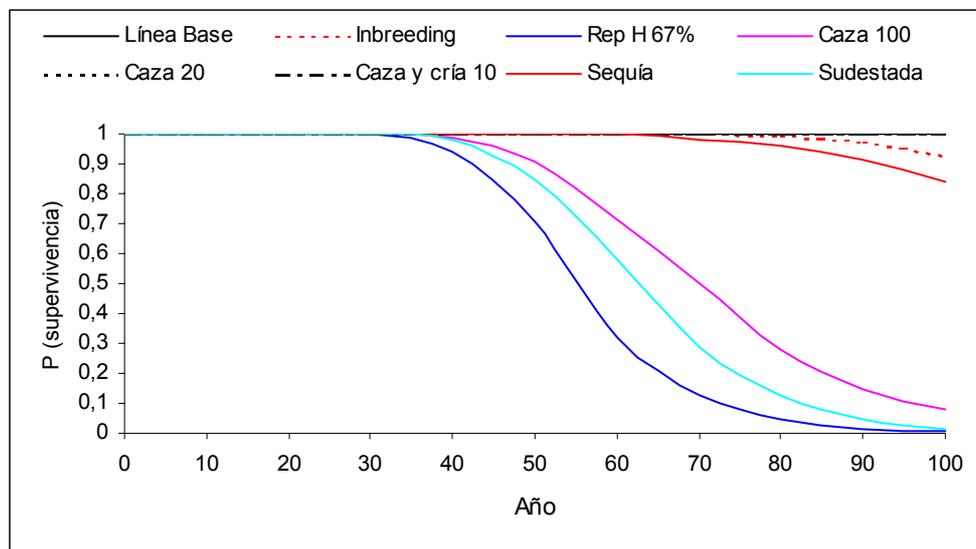


Figura 8.5: Sensibilidad de la probabilidad de supervivencia de la línea de base del EII frente a distintas alternativas intrínsecas a la población, catástrofes ambientales y manejo.

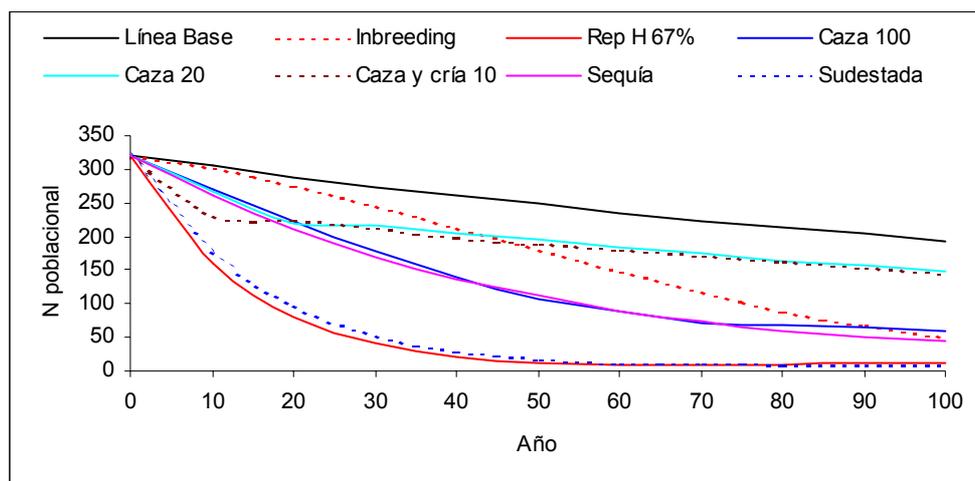


Figura 9.5: Sensibilidad del tamaño de la población línea base del EII frente a distintas alternativas intrínsecas a la población, catástrofes ambientales y manejo.

DISCUSIÓN

A pesar de la importancia asignada a la tendencia poblacional y a la probabilidad de extinción de las poblaciones para definir objetivamente el estatus de conservación de una especie (UICN, 2001; Mace y Lande, 1990), la información necesaria para establecer este tipo de evaluaciones en el Neotrópico es bastante limitada. Para el caso específico del venado de las pampas, en 1993 se realizó un ejercicio para modelar la probabilidad de extinción de las subespecies uruguayas (González *et al.*, 1993). La subespecie argentina, *Ozotoceros bezoarticus celer*, ha sido clasificada como en peligro de extinción (UICN, 2004; Díaz y Ojeda, 2000). Sin embargo, hasta el presente no se habían realizado ejercicios similares para las poblaciones existentes.

Los indicadores de viabilidad obtenidos a partir de las simulaciones, indican que la población de *O. b. celer* de la Bahía Samborombón presenta una alta probabilidad de

extinción frente a los parámetros establecidos para la línea base del Escenario I, mientras que en las condiciones de la línea base del Escenario II no llegaría a extinguirse dentro de los próximos 100 años. Los escenarios evaluados brindaron predicciones pesimistas y optimistas, según los valores de mortalidad utilizados para cada clase de edad, pero ambas líneas de base presentaron un r_s negativo y, por lo tanto, una tendencia a la declinación. A pesar de ello, el Escenario II mostró los resultados más optimistas, pues sólo la mitad de los modelos de simulación evaluados alcanzaron una probabilidad de extinción superior al 10 %, mientras que todos los simulados bajo el Escenario I terminaron extinguiéndose en menos de 40 años.

Sin embargo, estos resultados se deben tomar con precaución porque los valores de mortalidad de las clase 0 y 1, utilizados para la construcción de las tablas de vida de los escenarios propuestos, fueron ajustados en base a datos de poblaciones cautivas y no necesariamente estarían reflejando la mortalidad real en poblaciones silvestres. Dada esta incertidumbre, es recomendable desarrollar estudios tendientes a evaluar la supervivencia de crías a través marcaciones o estudios de telemetría.

En ese sentido, los valores de mortalidad de las clases de edad 0 y 1 del Escenario I provienen de una población en semicautiverio (capítulo 4 de esta tesis), que fue conformada a partir de ejemplares provenientes de la Bahía Samborombón y dentro de su área de influencia (Ea. La Corona, Partido de Chascomús). Como la población bajo estudio es pequeña y cerrada, condiciones similares a la semicautividad, dichos valores podrían ser considerados como representativos. Sin embargo, los valores de mortalidad reportados para “La Corona” no son específicos para cada sexo (Bianchini y Delupi, 1990) y fueron utilizados indistintamente en machos y hembras para elaborar las tablas de vida (capítulo 4). En cambio, para construir las tablas de vida del Escenario II se utilizaron datos de mortalidad específicos para cada sexo (capítulo 4). Si bien estos valores provienen de otra subespecie y ejemplares cautivos en zoológicos, a semejanza de lo que ocurre en otras especies de mamíferos (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Trivers, 1985), la mortalidad de machos tiende a ser superior que la de las hembras. Es decir que este escenario podría estar reflejando una situación más realista para la población de venados

de Samborombón. Adicionalmente, la tasa de crecimiento poblacional obtenida a partir de las estimaciones de abundancia (capítulo 4) se encuentra dentro del mismo orden de magnitud de la obtenida por medio del PVA del Escenario II (-0.02 vs -0.01). En cambio, el r obtenido para el Escenario I fue igual a -0.11 . Esto sugiere que la viabilidad de la población no sería tan crítica como la planteada en el Escenario I.

Frente a la inclusión de incrementos de mortalidad, efectos de endogamia, catástrofes y cosecha de ejemplares en la línea de base del Escenario II, la población de venados de Samborombón mostró respuestas diferenciales a dichas variables. Aquellas poblaciones simuladas bajo los efectos de la disminución del número de hembras disponibles en el pool reproductivo, un incremento del 5 % de la mortalidad en todas las clases de edad y sexo, los efectos de las sudestadas, una presión continua de caza e incremento del 5 % en la mortalidad de hembras adultas, mostraron signos inmediatos de riesgo de extinción (probabilidades superiores al 75 %) en menos de 80 años.

Los efectos de un incremento del 5 % en la mortalidad de crías y juveniles del sexo femenino, la ocurrencia de sequías y la incorporación de efectos endogámicos, mostraron probabilidades bajas a intermedias (4 al 20 %). Sin embargo, la mayoría de estas simulaciones superaron el umbral precautorio del 5 % de probabilidad de extinción propuesto por Soulé (2002).

Finalmente, las poblaciones simuladas mostraron ser insensibles frente a los restantes modelos propuestos para el Escenario II. En particular, las trayectorias y los parámetros poblacionales obtenidos para los incrementos de mortalidad simulados para las distintas clases de edad de los machos, no se apartaron de aquellos obtenidos para la línea de base. Por otro lado, la implementación de acciones concretas para controlar la caza furtiva en 20 o 10 años redujo la probabilidad de extinción del 92 al 0,2 % en relación al mantenimiento de una presión continua de caza por 100 años. Esto indica que un refuerzo en las acciones de control y vigilancia para disminuir los episodios de caza furtiva incrementa la viabilidad de la población.

Desde el punto de vista genético, el 67 % de las simulaciones desarrolladas bajo el Escenario II conservaron más del 70 % de la diversidad genética inicial y 6 de ellas superaron el 80 %. Cuál es el nivel de diversidad génica adecuado para mantener viable una población es una pregunta aún no resuelta. Existen evidencias de que la supervivencia de los individuos declina proporcionalmente con la diversidad genética (Lacy, 1993b) y que una declinación del 10% causa cerca de un 15% de reducción en la supervivencia en mamíferos cautivos (Ralls *et al.*, 1988). Por esta razón, los programas de conservación suelen considerar entre sus objetivos a largo plazo, la retención del 90% de la diversidad génica inicial (Soulé *et al.*, 1986). Un descenso por debajo de ese umbral provoca una caída en la productividad, fecundidad, tasas de crecimiento y supervivencia en ganado doméstico (Franklin, 1980). Es decir que sólo 6 de las simulaciones evaluadas para el Escenario II se encontrarían cercanas a este valor crítico.

Los impactos de la endogamia en poblaciones silvestres son aún menos conocidos pero podrían ser más severos que los observados en poblaciones cautivas (Jiménez *et al.*, 1994). La información disponible sugiere que la diversidad genética de la población de venados de la Bahía Samborombón sería elevada (González *et al.*, 1998). El efecto de la inclusión de depresión endogámica sólo provocó una disminución del 7 % en la probabilidad de supervivencia de la línea base del Escenario II y se retuvo el 79 % de la diversidad genética.

Un análisis de viabilidad poblacional (PVA) debe considerar la incertidumbre involucrada con la respuesta de una población a diferentes estrategias de manejo (Burgman *et al.*, 1993; Groom y Pascual, 1998; Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000). Dentro de este marco, el PVA es una herramienta central para la planificación y puede ser utilizado para discriminar entre opciones de manejo, mejorar estrategia de conservación, evaluar el impacto de actividades humanas, orientar la obtención de información, políticas y prioridades de acción (Groom y Pascual, 1998; Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000).

La evaluación de estrategias alternativas de conservación para la población de venados de la Bahía Samborombón permitió obtener resultados iniciales que demuestran los riesgos asociados con la inacción frente a la caza furtiva. Cuando la presión de caza se mantuvo constante, la probabilidad de supervivencia disminuyó en un 92 %. Además, la viabilidad de la población mostró indicadores de menor performance en relación a las opciones que implicaron control de caza en 10 o 20 años. Estos resultados son concordantes con las recomendaciones surgidas del Primer Encuentro de Especialistas para desarrollar un Plan Nacional para la Conservación del Venado de las Pampas (DNFyFS y FVSA, 2000). Es decir que se requiere lograr un efectivo control de cazadores para disminuir la probabilidad de extinción de esta población.

Frente a la eliminación del control de caza en 10 años, la viabilidad poblacional no parece ser sensible a la cosecha de crías para la formación de un plantel en cautiverio. Esta alternativa planteada en el Plan Nacional para la Conservación del Venado (DNFyFS y FVSA, 2000) podría mejorar la situación de la especie en el largo plazo, a través de una estrategia combinada “*in-situ*” y “*ex-situ*” que considere la suplementación de ejemplares en poblaciones silvestres y el repoblamiento de áreas ubicadas dentro del rango de distribución de la especie. Sin embargo, debido a los efectos negativos de extracciones de individuos para estos fines en el pasado, como el caso del núcleo cautivo de la Ea. La Corona (Jackson y Langguth, 1987; Wemmer, 1998), toda iniciativa que no contemple la viabilidad técnico-financiera a largo plazo, como así también los impactos asociados a las extracciones y reintroducciones sobre las poblaciones silvestres y el rol indelegable del estado, debe ser desestimada.

Una visión integral del PVA también resulta de utilidad para determinar qué tipo de datos son necesarios para mejorar las predicciones obtenidas. Al evaluar la sensibilidad de un modelo a distintos parámetros se puede detectar cuándo un cambio del valor de un parámetro tiene mayor efecto (Groom y Pascual, 1998). Es decir que se puede determinar si la viabilidad es insensible a un parámetro en particular y orientar investigaciones sobre aquellos factores que tienen un efecto importante sobre la probabilidad de extinción de una especie (Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000). La

sensibilidad de la población de venados de Samborombón frente al incremento de la mortalidad de todas las clases de edad y sexo, el aumento de la mortalidad de hembras adultas y crías del mismo sexo, como así también a la disminución de la proporción de hembras en el pool reproductivo y al incremento del efecto de catástrofes, quedó evidenciada en este PVA.

Debido a la sensibilidad asociada con la mortalidad, es importante desarrollar estudios tendientes a evaluar la supervivencia de ejemplares marcados y realizar acciones para determinar y reducir las causas de mortalidad de las mismas. Del mismo modo, resulta prioritario desarrollar el seguimiento de hembras identificadas por caravanas o técnicas de telemetría para determinar su fecundidad. Asimismo, se deben evitar los riesgos sanitarios que puedan afectar la fecundidad de las hembras. Si bien los venados de Samborombón resultaron libres de enfermedades infecciosas comunes, en los rumiantes domésticos que comparten su hábitat se halló la presencia de rinotraqueitis infecciosa bovina (IBR), diarrea viral bovina (DVB), parainfluenza-3 (PI-3) y brucelosis (Br) (Uhart *et al.*, 1997 y 2003). Algunas de estas enfermedades, como IBR, DVB y Br, causan problemas reproductivos en rumiantes (Uhart *et al.*, 1997); incluso, la leptospirosis (Lep) que está presente tanto en venados como en vacunos ha provocado abortos en duikers (*Cephalophus dorsalis*) cautivos (Karesh *et al.*, 1995).

El efecto de la ocurrencia de sudestadas sobre la reproducción y mortalidad de venados también debería ser evaluada en profundidad, pues este fenómeno ha mostrado un incremento en frecuencia y existen registros puntuales de mortalidad asociada a los mismos (Merino *et al.*, 1993). Tanto durante las sudestadas como en los períodos de sequía los venados tienden a cambiar su patrón de distribución y se ubican sobre albardones alejados de la costa. Es decir que, además de mortalidad directa, esto podría incrementar el efecto de la caza y predación, pues los animales se agrupan cerca de la ruta 11 en la porción norte de su distribución. Por esta razón, el efecto potencial de las inundaciones provocadas como consecuencia de las predicciones vinculadas con el cambio climático para la región (Hulme y Sheard, 1999), también debería ser evaluado en el contexto de futuros PVA. Se predice que en un período aproximado de 50 a 100

años el nivel del mar ascenderá entre 1 y 2 metros y, dadas las características geomorfológicas de la región, este aumento podría causar la inundación de parte de la Bahía Samborombón (Barros *et al.*, 1998).

Las presiones actuales que estarían evitando la recuperación de los venados de Samborombón serían la caza furtiva, la predación por parte de perros, la proliferación de chanchos cimarrones y la potencial intensificación del manejo de los rodeos de vacunos (DNFyFS y FVSA, 2000). Desde el punto de vista del PVA desarrollado sólo fue evaluado el efecto directo de la caza furtiva e, indirectamente, la predación e intensificación de la ganadería; pero no fueron estudiados los efectos de perros y chanchos. En ese sentido, debido al desconocimiento de los efectos de los chanchos sobre los venados (Merino *et al.*, 1993; Carpinetti, 1998), las incertidumbres a incluir en el PVA son demasiado grandes. Por esta razón, resulta relevante profundizar líneas de trabajo que permitan evaluar y minimizar el efecto de los perros y chanchos sobre el venado.

Los resultados del PVA han demostrado claramente que la población de venados de Samborombón debería enfrentar un menor riesgo de extinción si se desarrollan estrategias activas y efectivas para eliminar la caza de ejemplares. También permitió poner en evidencia algunos requerimientos de información para reducir las incertidumbres asociadas a ciertos parámetros a los que la población resultó sensible. Sin bien estos resultados deben ser tomados con precaución por los administradores de recursos naturales y áreas protegidas de la Provincia de Buenos Aires, debido al desconocimiento de algunos parámetros y la correspondiente desviación debida a la variabilidad ambiental, esta aproximación brindó información de utilidad para incrementar la viabilidad futura de los venados de Samborombón. De aquí a futuro, la pregunta central es si las autoridades, instituciones públicas, entidades de conservación y la comunidad científica en su conjunto, pueden implementar un programa de conservación que garantice tal viabilidad para las generaciones futuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Akçakaya, H. R. y P. Sjögren-Gulve. 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecol. Bull.* 48: 9-21.
- Barros, V. 1998. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa Argentina al ascenso del nivel del mar. Proyecto ARG/95/G/31 - PNUD – SECYT. 68 pp.
- Beissinger, S. R. 2002. Population viability analysis: Past, present and future. En: Bessinger, S. R. y D. R. McCullough (eds.). *Population viability analysis*, The University of Chicago Press, Chicago: 5-17.
- Bianchini, J. J. y L. H. Delupi. 1990. Determinación de la edad en ciervos de las pampas (*Odocoileus bezoarticus*) mediante el estudio comparado del desarrollo y desgaste de los dientes. *Physis, Secc. C*, 48 (114-115): 27-40.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 481-506.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akçakaya, H. y R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385–387.
- Burgman, M., S. Ferson y H. R. Akçakaya. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. New York: Chapman and Hall.
- Carpinetti, B. N. 1998. Spatio-Temporal variation in a pampas deer (*Ozotocerus bezoarticus celer*) population: influence of habitat structure and sympatric ungulates. MSc. Thesis. Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent at Canterbury, UK. 88 pp.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63: 215-244.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guinness y S. D. Albon. 1982. *Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes*. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Díaz, G. B., y R. A. Ojeda (Ed.). 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados. SAREM, Argentina, 106 pp.
- DNFyFS y FVSA. 2000. Primer Encuentro de Especialistas hacia un Plan Nacional para la Conservación del Venado de las Pampas: “Resumen ejecutivo del encuentro. Diagnóstico, elementos para una estrategia y recomendaciones inmediatas”. General Lavalle, 10 y 11 de octubre del 2000.

- Escobar, G., S. Bischoff y W. Vargas. 2004. Climatic and synoptic diagnosis of sudestadas in the Río de la Plata. *International Journal of Meteorology*.
- Fernández, G. J., M. S. Beade, E. M. Pujol y M. E. Mermoz. 2004. Plan de manejo de la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú”, General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. FVSA, Buenos Aires, 141 pp
- Foose, T.J., R.C. Lacy, R. Brett y U.S. Seal (eds.). 1993. Kenyan Black Rhino Metapopulation Workshop Report. Apple Valley, MN: Captive Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Frädrich, H. 1987. *International Studbook of the Pampas Deer*. Published by Zoologischer Garten Berlin, 32 pp.
- Frädrich, H. y J. Dolan. 1993. Pampas deer Studbook (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*). *Sparks* 1 (11): 1-10.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. En: Soulé, M.E. y B.A. Wilcox (eds.). *Conservation Biology: An Ecological/Evolutionary Perspective*. Sunderland, MA: Sinauer Associates: 135-149.
- González, S. y J.M. Barbanti Duarte. 2003. Emergency Pampas deer capture in Uruguay. *Deer Specialist Group News, Uruguay*, 18:16-17.
- González, S., J. E. Maldonado, J. A. Leonard, C. Vilà, J. M. Barbanti Duarte, M. Merino, N. Brum-Zorrilla y R. K. Wayne. 1998. Conservation genetics of the endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). *Molecular Ecology* 7:47-56.
- González, S., M. Merino, M. Gimenez-Dixon, S. Ellis y U.S. Seal (eds.). 1993. *Population and Habitat Viability Assessment for the Pampas Deer (Ozotoceros bezoarticus)*. Apple Valley, MN: Captive Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- González Sierra, T. 1985. Venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus*) en semicautividad. *Comunicaciones de estudios de comportamiento en la “Estación de Cría de Fauna Autóctona” de Piriapolis*, 1 (1): 22 pp.
- Groom, M. J. y M. A. Pascual. 1998. The analysis of population persistence: an outlook on the practice of viability analysis. En: Fiedler, P. L. y P. M. Kareiva (eds.). *Conservation biology for the coming decade*, Chapman may, New York: 4-27.
- Hulme, M. y N. Sheard. 1999. *Climate Change: Scenarios for Argentina*. Climatic Research Unit, Norwich, UK, 6pp.

- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: *Biology and Management of the Cervidae*. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Jiménez, J. A., K. A. Hughes, G. Alaks, L. Graham y R. C. Lacy. 1994. An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. *Science* 266: 271-273.
- Karesh, W. B., J. A. Hart, T. B. Hart, C. House, A. Torres, E. S. Dierenfeld, W. E. Braselton, H. Puche y R. A. Cook. 1995. Health evaluation of five sympatric species of duiker species (*Cephalophus spp.*). *Zoo Wildl. Med.* 26(4):485-502.
- Lacy, R. C. 1993a. VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildl. Res.* 20: 45–65.
- Lacy, R. C. 1993b. Impacts of inbreeding in natural and captive populations of vertebrates: Implications for conservation. *Perspectives in Biology and Medicine.* 36: 480-496.
- Lacy, R. C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecol. Bull.* 48: 191–203.
- Lacy, R. C., M. Borbat y J. P. Pollak. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lacy, R. C, N. R. Flesness y U. S. Seal (eds.). 1989. Puerto Rican Parrot Population Viability Analysis. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Apple Valley, MN: Captive Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Lindenmayer, D. B., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R., Lacy, R. C. y H. P. Possingham. 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecol. Model.* 82: 161–174.
- Lindenmayer, D. B., Lacy, R. C. y M. L. Pope. 2000. Testing a simulation model for population viability analysis. *Ecol. Applic.* 10: 580–597.
- Mace, G. M. y R. Lande. 1990. Assessing extinction threats: Toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5 (2): 148-157.
- McNaughton, S. J. 1985. Ecology of a grazing ecosystem: The Serengeti. *Ecological Monographs* 55 (3): 259-294.

- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. A. Frank y K. J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142-144.
- Merino, M., A. R. Vila y A. Serret. 1993. Relevamiento biológico de la Bahía de Samborombón, Pcia. de Buenos Aires. *Boletín Técnico* N° 16, FVSA, 48 pág.
- Miller, P.S., y R.C. Lacy. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Ralls, K., J. D. Ballou y A. R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-93.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D. y R. Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biol. Conserv.* 113: 23-34.
- Runyoro, V. A., H. Hofer, E. B. Chausi y P. D. Moehlman. 1995. Long-term trends in the herbivore populations of the Ngorongoro Crater, Tanzania. En: Sinclair, A. R. E. y P. Arcese (eds.). *Serengeti II: Dynamics, management, and conservation of an ecosystem*, The University of Chicago Press, Chicago: 146-168.
- Sala, O. E., W. J. Parton, L. A. Joyce y W. K. Lauenroth. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69: 40-45.
- Seal, U. S. y R. C. Lacy (eds.). 1989. Florida Panther Population Viability Analysis. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Apple Valley, MN: Captive Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Seal, U. S., J. D. Ballou y C. V. Padua (eds.). 1990. *Leontopithecus* Population Viability Analysis Workshop Report. Apple Valley, MN: Captive Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Shaffer, M.L. 1990. Population viability analysis. *Conservation Biology* 4:39-40.
- Sinclair, A. R. E. 1975. The resource limitation of trophic levels in tropical grassland

- ecosystems. *J. Anim. Ecol.* 44 (2): 497-520.
- Sinclair. A. R. E. 1979. Dynamics of the Serengeti ecosystem: Process and pattern. En Sinclair. A. R. E. y M. Norton-Griffiths (eds.), *Serengeti: Dynamics of an Ecosystem*, pp. 1-30. University of Chicago Press, Chicago.
- Soulé, M. E. 2002. Foreward: Raising the bar. En: Bessinger, S. R. y D. R. McCullough (eds.). *Population viability analysis*, The University of Chicago Press, Chicago: ix-xvi.
- Soulé, M. E., M. Gilpin, W. Conway y T. Foose. 1986. The millenium ark: How long a voyage, how many staterooms, how many passengers? *Zoo Biology* 5:101-113.
- Teer, J. G. 1984. Lessons from the Llano Basin, Texas. En: Halls L. K. (ed.), *White-tailed Deer: Ecology and Management*. Stackpole Books, Harrisburg, USA: 261-290.
- Trivers, R. L. 1985. *Social Evolution*. Benjamin Cummings, Menlo Park, 462 pág.
- Uhart, M. M., A. R. Vila, M. S. Beade y W. B. Karesh. 1997. Evaluación sanitaria del venado de las pampas en la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú". *Boletín Técnico N° 36, FVSA*, 26 pág.
- Uhart, M., A. R. Vila, M. S. Beade, A. Balcarce y W. B. Karesh. 2003. Health evaluation of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*) in Campos del Tuyú Wildlife Reserve, Argentina. *Journal of Wildlife Diseases* 39 (4): 887-893.
- UICN, 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Wemmer, C. (ed.). 1998. *Deer. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Deer Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 106 pp.
-

ANEXO 1.5: Valores utilizados para simular la viabilidad del escenario 1. El * indica que se utilizó un valor idéntico al de la línea de base.

Modelos	L. Base	Inb	H 67 %	Mortalidad + 5% para				Años de cosecha			Catástrofes			Crías 40%	Mortalidad + 5% para				
				Crías	Juveniles	Adultos	Juv y Ad	100	20	10	Sequía	Sudestada	Ambas		H: 0 a 1	H: Ad	M: 0 a 1	M: Ad	
<i>Inbreeding</i>	No	Si	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Edad primera reproducción H</i>	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Edad primera reproducción M</i>	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Senescencia</i>	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Relación de sexos</i>	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proporción M pool reproductivo</i>	46	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proporción H pool reproductivo</i>	90	*	67	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<u>Mortalidad Hembras</u>																			
0 a 1 años	29	*	*	34	*	*	*	*	*	*	*	*	*	40	34	*	*	*	*
1 a 2	26	*	*	*	31	*	31	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 a 10	23	*	*	*	*	28	28	*	*	*	*	*	*	*	*	28	*	*	*
<u>Mortalidad Machos</u>																			
0 a 1 años	35	*	*	39	*	*	*	*	*	*	*	*	*	40	*	*	39	*	*
1 a 2	32	*	*	*	37	*	37	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 a 3	31	*	*	*	*	36	36	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	36
3 a 10	31	*	*	*	*	36	36	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	36
<u>Cosecha</u>																			
Años	0	*	*	*	*	*	*	100	20	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hembras 1 a 2 años	0	*	*	*	*	*	*	0	0	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hembras 2 a 10	0	*	*	*	*	*	*	2	2	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 1 a 2 años	0	*	*	*	*	*	*	0	0	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 2 a 3	0	*	*	*	*	*	*	1	1	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 3 a 10	0	*	*	*	*	*	*	2	2	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<u>Catástrofes</u>																			
<i>Frecuencia Sequía</i>	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	13	*	13	*	*	*	*	*	*
Efecto en reproducción	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	*	0.9	*	*	*	*	*	*
Efecto en supervivencia	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	*	0.9	*	*	*	*	*	*
<i>Frecuencia Sudestada</i>	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100	100	*	*	*	*	*	*
Efecto en reproducción	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	0.9	*	*	*	*	*	*
Efecto en supervivencia	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.97	0.97	*	*	*	*	*	*

ANEXO 2.5: Valores utilizados para simular la viabilidad del escenario 2. El * indica que se utilizó un valor idéntico al de la línea de base.

Modelos	L. Base	Inb	H 67 %	Mortalidad + 5% para				Años de cosecha			Catástrofes			Crías 40%	Mortalidad + 5% para				
				Crías	Juveniles	Adultos	Juv y Ad	100	20	10	Sequía	Sudestada	Ambas		H: 0 a 1	H: Ad	M: 0 a 1	M: Ad	
<i>Inbreeding</i>	No	Si	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Edad primera reproducción H</i>	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Edad primera reproducción M</i>	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Senescencia</i>	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Relación de sexos</i>	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proporción M pool reproductivo</i>	46	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proporción H pool reproductivo</i>	90	*	67	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<u>Mortalidad Hembras</u>																			
0 a 1 años	13	*	*	18	*	*	*	*	*	*	*	*	*	40	18	*	*	*	*
1 a 2	13	*	*	*	18	*	18	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 a 10	21	*	*	*	*	26	26	*	*	*	*	*	*	*	*	26	*	*	*
<u>Mortalidad Machos</u>																			
0 a 1 años	26	*	*	31	*	*	*	*	*	*	*	*	*	40	*	*	31	*	*
1 a 2	26	*	*	*	31	*	31	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 a 3	26	*	*	*	*	31	31	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	31
3 a 10	31	*	*	*	*	36	36	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	36
<u>Cosecha</u>																			
Años	0	*	*	*	*	*	*	100	20	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hembras 1 a 2 años	0	*	*	*	*	*	*	0	0	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hembras 2 a 10	0	*	*	*	*	*	*	2	2	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 1 a 2 años	0	*	*	*	*	*	*	0	0	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 2 a 3	0	*	*	*	*	*	*	1	1	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Machos 3 a 10	0	*	*	*	*	*	*	2	2	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<u>Catástrofes</u>																			
<i>Frecuencia Sequía</i>	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	13	*	13	*	*	*	*	*	*
Efecto en reproducción	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	*	0.9	*	*	*	*	*	*
Efecto en supervivencia	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	*	0.9	*	*	*	*	*	*
<i>Frecuencia Sudestada</i>	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100	100	*	*	*	*	*	*
Efecto en reproducción	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.9	0.9	*	*	*	*	*	*
Efecto en supervivencia	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.97	0.97	*	*	*	*	*	*

Conclusiones



CONCLUSIONES

Esta tesis se ha focalizado en estudiar la ecología del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943) en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. Esta especie es uno de los mamíferos más amenazados de la Argentina (Díaz y Ojeda, 2000), pues su área de distribución actual sólo se restringe a cuatro poblaciones aisladas y de tamaño reducido (Figura 1).

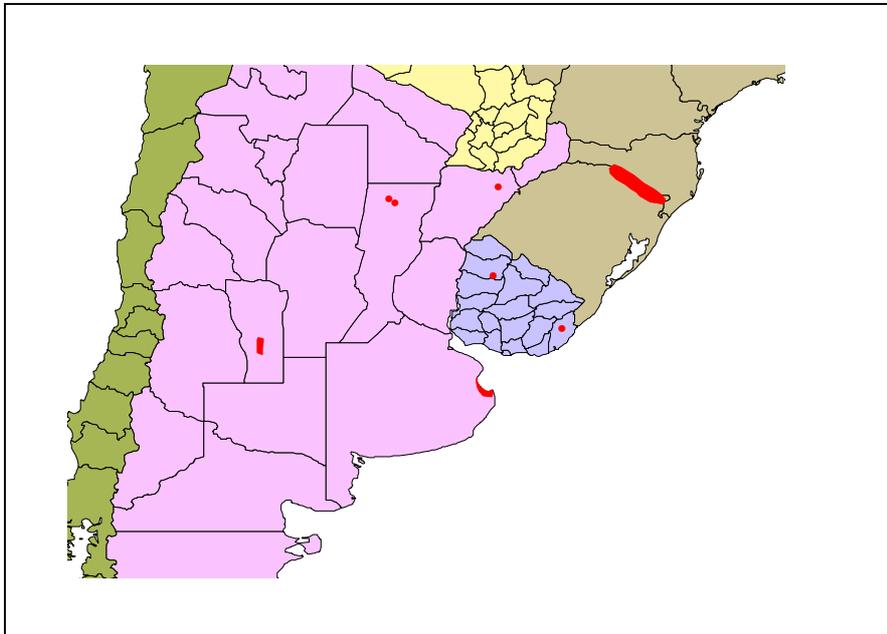


Figura 1. Distribución actual de las poblaciones conocidas (en rojo) de *O. bezoarticus* en la Argentina, el Uruguay y el sur del Brasil.

A pesar de que a comienzos del siglo XX se hace notoria la disminución de *O. b. celer* (Mac Donagh, 1940; Cabrera, 1943), recién en la década del 60 se desarrollaron las primeras acciones para evitar su extinción (Bianchini y Luna Pérez, 1972a y b). Específicamente, entre 1968 y 1969 se realizaron conteos aéreos dentro de los dos núcleos poblacionales supuestamente existentes en la Bahía Samborombón, Castelli y

Gral. Lavalle (Bianchini y Luna Pérez, 1972a). Estas estimaciones de abundancia arrojaron un total aproximado de 100 ejemplares y evidenciaron una importante declinación en el núcleo ubicado en Castelli, entre el Río Salado y el canal A (Figura 2).

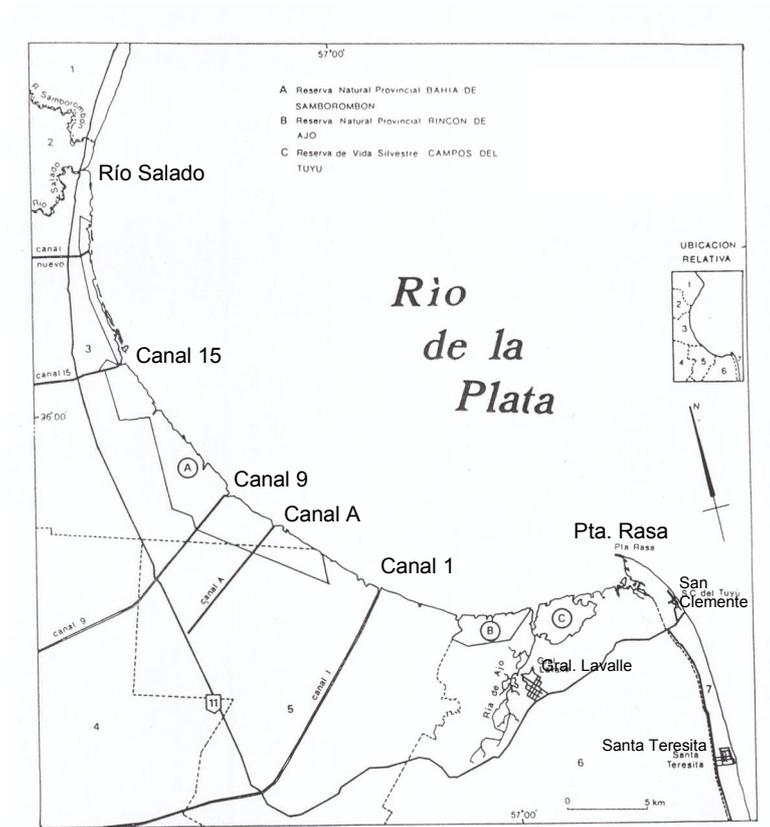


Figura 2. Detalle del área de distribución del venado de las pampas en la Bahía Samborombón, Provincia de Buenos Aires. Los partidos involucrados están indicados con números del 1 al 6 y sus límites con líneas punteadas: 1: Magdalena, 2: Chascomús, 3: Castelli, 4: Dolores, 5: Tordillo, 6: Gral. Lavalle y 7: de la Costa.

En ese contexto, las observaciones obtenidas por Bianchini y Luna Pérez (1972a) llevaron a predecir una inmediata extinción del venado en la Bahía Samborombón. Estos autores argumentaron la existencia de factores limitantes que afectaban negativamente a la población, tales como la oferta de alimento y agua, la acción de los predadores durante la época de cría – haciendo mención al chancho asilvestrado (*Sus scrofa*), la presión de competencia de los animales domésticos (alimento y refugio) y el

contagio de enfermedades, un bajo potencial reproductivo, la caza y problemas de endogamia.

Estos argumentos, sumados a la creencia de que la especie se encontraba acorralada en un área marginal y al potencial desarrollo de prospecciones petroleras, llevaron a considerar drásticas medidas de conservación (Gimenez-Dixon, 1987; Chebez, 1994). Así, entre 1968 y 1969 se realizaron cuatro operativos de captura, liderados por varios organismos públicos y la Asociación Cultural Natura, bajo el supuesto de que la única manera de asegurar su conservación era retener toda la población en condiciones controladas de cautiverio (Gimenez-Dixon, 1987; Chebez, 1994). Si bien la información disponible resulta algo confusa, se habrían capturado más de 35 ejemplares (Bianchini y Luna Pérez, 1972b; Gimenez-Dixon, 1987; Merino, 1993; Chebez, 1994) y en uno de los operativos la mortalidad directa e indirecta asociada con la captura alcanzó al 60 % (Bianchini y Luna Pérez, 1972b).

A partir de estas capturas se fundaron dos núcleos semicautivos, uno en el Colegio Militar de la Nación y otro en la Estancia La Corona, en el partido de Chascomús. La evolución posterior del primer núcleo es totalmente desconocida, mientras que el segundo alcanzó su máximo desarrollo en 1972, cuando aumentó a 43 ejemplares. Posteriormente, fluctuó entre 19 y 26 individuos (Merino, 1993). Lamentablemente, debido a la falta de continuidad institucional y a la ausencia de una estrategia de recuperación para la especie, los estudios iniciados en este plantel no prosiguieron y, finalmente, terminó extinguiéndose en 1997 sin haberse liberado ningún ejemplar para fundar o reforzar una población silvestre.

A pesar de las buenas intenciones y el entusiasmo que motivaron estos eventos históricos para la conservación del venado en Samborombón, resulta importante analizar retrospectivamente las lecciones aprendidas en este caso y bajo una visión actual sobre un proceso de recuperación de una especie amenazada.

Considerando algunos de los pasos propuestos para el paradigma de poblaciones

declinantes (Caughley, 1994; Caughley y Gunn, 1996), resulta necesario confirmar la declinación de la especie bajo estudio, conocer su historia natural, establecer cuáles son los agentes causales de tal declinación a través del método científico y, posteriormente, aplicar un tratamiento para revertir sus efectos y evaluar sus resultados.

Dentro de este marco, en las acciones que se desarrollaron hacia fines de los años 60 sólo consideraron el primero de los pasos propuestos por Caughley y Gunn (1996) y, a partir de una serie de supuestos, aplicaron un tratamiento directamente, captura para la cría en cautiverio. Sin embargo, la suposición de que en un hábitat “marginal” era imposible la persistencia de la población de venados resultó errónea y las prospecciones petroleras nunca llegaron a concretarse (Gimenez-Dixon, 1987).

Esta primera afirmación se sustenta en que a pesar de la extracción de ejemplares que sufrió esta población, alrededor de un 35 % si se considera el tamaño tentativo de 100 propuesto por Bianchini y Luna Pérez (1972b), durante la década del 80 incrementó su distribución y tamaño hasta alcanzar los 300 a 330 ejemplares (Gimenez-Dixon, 1991). Sin embargo, las diferencias numéricas observadas entre 1968 y 1969, como así también con las estimaciones de abundancia posteriores podrían deberse a problemas de observabilidad y/o metodológicos en lugar de reflejar una tendencia de la población.

Por otro lado, los venados inmovilizados entre 1995 y 1998 mostraron un buen estado corporal y sanitario (Uhart *et al.*, 2003), mientras que el desarrollo de las astas de los machos tampoco parece mostrar signos de deficiencias en nutrición (ver capítulo 3). En cuanto a la depresión por endogamia, la información actual indica que aún existe una gran variabilidad genética dentro de esta población (González *et al.*, 1998).

Sin embargo, si se considera el paradigma de poblaciones pequeñas (Caughley, 1994) y que el tamaño estimado para esta población se encontraba por debajo del tamaño mínimo de 50-500 sugerido para que una población sea viable (Franklin, 1980), el tratamiento aplicado en Samborombón hacia fines de los sesenta, cría en cautiverio, podría considerarse adecuado. Tal vez, los mayores errores que rodearon a esta iniciativa

fueron la aplicación de técnicas de captura poco apropiadas, la falta de inserción en una estrategia de conservación, continuidad y claridad legal en cuanto a la propiedad de los animales y el rol del Estado.

En síntesis, durante la década del 60 se realizaron acciones de conservación basadas en supuestos erróneos y sin establecer adecuadamente cuáles eran las causas que operaban contra la recuperación del venado. Asimismo, el tratamiento aplicado resultó no ser efectivo porque debilitó la población, a través de la extracción de ejemplares, sin haber generado grandes avances en cuanto al conocimiento de la historia natural de la especie, como así tampoco refuerzos poblacionales o la reintroducción en áreas actualmente no ocupadas por la especie.

Posteriormente, durante los años 70' se estableció la necesidad de llevar adelante esfuerzos de conservación *in-situ*, a través del Proyecto 1303 IUCN-WWF-Provincia de Buenos Aires, que sentaron las bases para la creación de áreas protegidas provinciales y privadas (Jackson y Langguth, 1987; Giménez Dixon, 1991). Durante este período tampoco se realizaron estudios para determinar cuál era la amenaza principal para la población o evaluar la contribución relativa de distintas amenazas para establecer qué intervenciones serían más efectivas, tal como lo sugieren Caughley (1994) y Margoluis y Salafsky (1998). Sobre la base del supuesto de que la caza era uno de los principales factores que evitaban la recuperación de la especie en Samborombón, las medidas de control y creación de áreas protegidas resultaron en una rápida recuperación numérica de esta población (Jackson y Langguth, 1987).

Algo semejante, incremento numérico y en distribución, ocurrió durante los esfuerzos continuos (monitoreos poblacionales, estudios sobre la historia natural de la especie, acciones de concientización a distintos niveles y el desarrollo de una rica normativa) que realizaron la Provincia de Buenos Aires y la Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) durante buena parte de la década del 80 (Giménez Dixon, 1991). A pesar de ello, sólo la FVSA logró mantener un accionar continuo en la región (Cafferata y Polemann, 1998; DNFyFS y FVSA, 2000; Fernández *et al.*, 2004), mientras que las

acciones del estado provincial fueron desapareciendo gradualmente hacia fines de esa década.

Teniendo en cuenta estos últimos antecedentes, a través de los estudios encarados en esta tesis se esperaban observar cambios en cuanto a los signos de recuperación de la especie. En particular, la población mostró una leve tendencia a la declinación entre los años 80 y 90 (ver capítulo 1), mientras que en esa última década se habría mantenido en equilibrio (ver capítulos 1 y 4). A través de este trabajo también se observaron cambios en la distribución de la especie, a semejanza de lo observado previamente por otros autores (Bianchini y Luna Pérez, 1972a; Gimenez-Dixon, 1991; Merino y Carpinetti, 1998), aparentemente asociados con las medidas de conservación implementadas.

En la actualidad, el 90 % de la población está indirectamente protegida dentro del área de influencia de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú (CDT) (Beade *et al.*, 2003). Es decir que las acciones de control y los esfuerzos educativos realizados por esta institución en la región habrían contribuido a reducir los impactos antrópicos dentro de su área de influencia, como así también a mantener la población estable. Algunos indicadores indirectos obtenidos por la FVSA parecen sustentar esta idea. Entre ellos, los registros de caza han sido mayores al norte del canal 1 (Figura 2), 66 % sobre 47 casos registrados entre 1993 y 2002 (M. Beade *com. pers.*); mientras que las encuestas realizadas en la región también indican un mayor grado de conocimiento sobre el estatus de la especie y la legislación que la protege dentro del sector comprendido entre Gral. Conesa y el Partido de la Costa (FVSA, 1999). A pesar de ello, también se observó una disminución localizada de la abundancia de venados en CDT asociada con una reducción de la calidad y cantidad de forraje disponible (Beade y Vila, 1995; Nasca, 2001). Es decir que se requiere implementar urgentes medidas de manejo para mejorar las condiciones de hábitat para la especie en dicho sector.

En cambio, la falta de continuidad e implementación efectiva de las reservas provinciales habría afectado la recuperación del venado en el sector comprendido entre el canal 1 y el Río Salado (Figura 2), lo cual se manifestó en una disminución de la

densidad que potencialmente podría derivar en la extinción local de la especie. Es decir que las medidas de protección del hábitat, a través de la creación de áreas protegidas, no han presentado efectividad al no ser acompañadas por acciones continuas de control y manejo tendientes a su implementación (Fernández *et al.*, 2004). Esto refuerza la necesidad de implementar efectivamente las áreas protegidas existentes.

Retomando el enfoque diagnóstico propuesto por Caughley (1994) y considerando el conocimiento que se ha generado sobre la historia natural de esta especie en las últimas dos décadas (Jackson y Langguth, 1987; Gimenez-Dixon, 1991; González *et al.*, 1998; Merino, 2003; esta tesis), se sugieren las siguientes amenazas directas como factores que operan simultánea y negativamente sobre la población de venados de Samborombón:

Amenazas comprobadas

- Caza.
- Predación por perros.

Amenazas potenciales

- Enfermedades transmitidas por especies introducidas (ganado vacuno doméstico, chanchos cimarrones, Axis, etc.).
- Superposición de nicho trófico o hábitat con especies introducidas.
- Competencia por interferencia con especies introducidas.
- Predación por chanchos.
- Viabilidad de poblaciones pequeñas (procesos estocásticos demográficos y ambientales, deriva génica y endogamia).

Para el caso de las amenazas comprobadas, resulta claro que las intervenciones a poner en marcha se vinculan con un efectivo programa de control de caza, la eliminación de perros cimarrones y un control de las poblaciones de perros domésticos. A través de dichas acciones se podría esperar un incremento general en la población y un aumento

específico de la densidad en la porción norte de su rango de distribución. Es decir que su efectividad podría ser monitoreada a través de un diseño “antes-después” del tratamiento o BACI (Underwood, 1994), aunque sólo parcialmente debido a la ausencia de sitios de control. Adicionalmente, el efecto de las amenazas potenciales enumeradas no resulta fácil de separar en un diseño experimental de este tipo y tal vez podría arrojar resultados confusos.

Por otro lado, una estrategia para la recuperación de esta población debe contemplar el desarrollo de líneas de investigación que permitan incrementar el conocimiento y el efecto real de las amenazas potenciales enumeradas previamente. Si bien se han realizado algunos estudios iniciales sobre la sanidad de venados y vacunos en la región (Uhart *et al.*, 2003), aún no existen resultados sobre el impacto sanitario potencial de la presencia de chanchos, axis y perros.

Desde el punto de vista de la competencia potencial por alimento, hasta el momento sólo se han realizado estudios de composición y selección de dieta en venado (Merino, 2003), pero aún esta pendiente evaluar los requerimientos nutricionales y la disponibilidad de alimento para poder determinar la capacidad de carga del ambiente, como así también la superposición dietaria con vacas y axis. El uso y la selección de hábitat también han sido evaluados (Merino, 2003; capítulo 2 de esta tesis), pero sólo se ha explorado parcialmente el efecto de la presencia de vacunos (ver capítulo 2). En cuanto al efecto del chanco cimarrón, sólo se sabe que su población está aumentando y que existe una correlación negativa entre ambas especies (Carpinetti, 1998; Merino y Carpinetti, 2003; Bilenca y Beade *com. pers.*), lo cual no necesariamente es un indicador de competencia o predación. Asimismo, es una fuente de atracción de cazadores que indirectamente pueden terminar cazando venados. Sin lugar a dudas, todos estos aspectos deberían ser considerados para encarar un programa de control de chanchos.

Quizás la presencia del axis en Samborombón merece una mención especial, pues su ingreso se produjo naturalmente hace sólo seis años (M. Beade *com. pers.*). Por tratarse de una invasión reciente, unos pocos individuos (20) bien localizados, de una especie

que presenta una gran capacidad de colonización y algunas semejanzas ecológicas con el venado, deben aplicarse medidas urgentes de control para su erradicación. El sentido común indica que se debe aplicar el “principio precautorio” y no esperar a que sea demasiado tarde para confirmar o descartar, a través de estudios, sus potenciales efectos sobre el venado.

En cuanto a los efectos específicos vinculados con el tamaño reducido de la población, han sido evaluados específicamente en el capítulo 5 de la tesis y serán tratados más adelante. Adicionalmente, dentro de una estrategia general de recuperación de esta especie, también se deben identificar, ponderar y contrarrestar amenazas indirectas que no necesariamente son de índole biológico pero originan y/o conducen a las amenazas directas, tales como factores sociales, culturales, económicos, financieros, legales, administrativos, organizativos y políticos (Margoluis y Salafsky, 1998; Jiménez Pérez, 2005).

A través de esta tesis también se evaluaron hipótesis vinculadas con la historia natural y la ecología de la especie, específicamente con la estructura social y el grado de dimorfismo sexual (ver capítulos 1, 2 y 3). Según Putman (1988) y Hoffman (1985) el venado se ubicaría entre los ciervos de pastizales abiertos, con una alimentación tipo pastoreador selectivo (“bulk feeder”) y, por lo tanto, presentaría una estructura social conformada por grupos de 5 a 15 individuos. Esta última variable también se encuentra fuertemente asociada con la densidad, la disponibilidad de alimento y las estrategias para evadir la predación (Jarman, 1974; Moore, 2001).

Más recientemente, los venados han sido propuestos como concentradores selectores (Jackson y Giulietti, 1988; Pinder, 1997; Rodrigues y Monteiro-Filho, 1999; Cosse, 2002). Sin embargo, Merino (2003) sugirió que presentan una dieta mixta con preferencia por pastos utilizando la clasificación de Spencer (1995). Moore (2001) predijo que los tamaños de grupo para este ungulado de tamaño mediano, que utiliza hábitats abiertos y presenta una dieta relativamente selectiva, estarían dentro del rango de la Categoría “B” de organización social propuesto por Jarman (1974). El tamaño de

grupo observado en esta tesis y en otras poblaciones de venados es consistente con estas predicciones (ver capítulo 1).

Las diferencias existentes en la intensidad de la competencia por el acceso al sexo opuesto permitirían explicar el dimorfismo sexual de caracteres asociados con la habilidad para monopolizar parejas (Alexander *et al.*, 1979). En ese sentido, la evaluación de los caracteres sexuales secundarios puede aportar información sobre el sistema de apareamiento de una especie (Clutton-Brock *et al.*, 1982). Dentro de este marco, los ejemplares de venado de las pampas de la población de la Bahía Samborombón evidenciaron la presencia de dimorfismo sexual en las medidas corporales y craneométricas (ver capítulo 3).

Considerando la relación de peso macho:hembra, la altura a la cruz y el largo de asta encontrado para los machos de venado (Figura 3), esta subespecie se ubicaría dentro del grupo de cérvidos en los que se espera que la intensidad de la poliginia sea intermedia (Clutton-Brock *et al.*, 1980; Clutton-Brock *et al.*, 1982). Los tamaños de grupo encontrados durante la temporada reproductiva son consistentes con esta predicción, como así también las relaciones entre el índice de dimorfismo y el largo cóndilo basal, la distribución espacial de recursos y temporal de parejas (ver capítulos 1 y 3).

En este contexto, la selección de hábitat en ungulados machos está fuertemente influenciada por los requerimientos energéticos necesarios para el crecimiento, mientras que en las hembras se relaciona con las demandas vinculadas con la gestación y la lactancia (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Owen-Smith, 1994). Debido a la existencia de estas diferencias de requerimientos energéticos, se espera encontrar cambios estacionales, segregación sexual y selección de hábitat diferencial (Clutton-Brock, *et al.* 1982; Main *et al.*, 1996; Kie, 1999).



Figura 3. Cráneo de venado de las pampas macho en el que pueden apreciarse algunos caracteres secundarios relacionados con la selección sexual.

Consistentemente con esta última predicción, las áreas de acción de los machos de venados de la Bahía Samborombón son más grandes que las de las hembras (ver capítulo 2). En contraste con la hipótesis de segregación sexual, ambos sexos mostraron el mismo patrón de uso de hábitat y solapamiento de las áreas de acción. Sin embargo, Merino (2003) registró un uso diferencial de hábitat entre machos y hembras para la misma población, tal como predice la teoría. Estas diferencias podrían estar dadas por el tipo de escala evaluada en cada estudio, la aplicación de enfoques metodológicos diferentes y/o por el confinamiento asociado al aislamiento.

Esta tesis también puso de manifiesto una selección positiva de ambos sexos por espartillares de *Spartina sp.* sujetos a quemas y pastizales asociados a talares. Asimismo, tanto el tamaño como la localización de las áreas de acción de los venados están

influenciadas por la presencia de ganado, a pesar de que en otros sitios la coexistencia entre vacunos y venados parece común (Jackson y Giulietti, 1988; Cosse, 2002). Los cambios en la selección de hábitat observados frente a la presencia de vacunos podrían estar reflejando algún grado de competencia por el recurso “espacio” o la evasión de los efectos asociados con el manejo ganadero. Sin embargo, el efecto de “renovación” que ejerce el pastoreo estacional con vacunos sobre los pastizales favorecería la disponibilidad de alimento de mejor calidad (Merino, 2003), como así también la utilización del fuego como herramienta de manejo (Nasca, 2001).

Sin embargo, todos estos aspectos vinculados con la ecología e historia natural de la especie deben ser contextualizados en la situación altamente condicionante y comprometida que enfrenta la especie en la actualidad. Es decir que podrían estar influenciados por una distribución sumamente restringida y fragmentada, y la presencia de poblaciones pequeñas en sitios probablemente marginales. Sin lugar a dudas, los hábitats más favorables de la llanura pampeana han sido ocupados y transformados, mientras que los hábitats que hoy ocupa el venado podrían ser aquellos menos favorables para sus factores de declinación y, quizás, no los más favorables para la especie.

En el capítulo 4 de la tesis también se obtuvieron los patrones de mortalidad y los parámetros poblacionales. Las proyecciones de l_x fueron concordantes con las descriptas para otros mamíferos silvestres. Asimismo, las tasas de mortalidad q_x también mostraron la forma típica de los mamíferos (Caughley, 1966; Caughley, 1977). Los valores de “r” obtenidos bajo los dos escenarios propuestos estarían indicando que, probablemente, nos encontramos frente a una población con una leve tendencia a la declinación o al incremento. Las estimaciones de abundancia obtenidas desde la década del 80 hasta la actualidad sólo parecen sustentar parcialmente la primera hipótesis. Adicionalmente, los escenarios hipotéticos planteados deben ser validados a futuro, a través de la estimación del efecto de la mortalidad sobre las clases de edad inmaduras y la obtención de tablas de fecundidad específicas para la población bajo estudio.

Los indicadores de viabilidad obtenidos en esta tesis indican que la población de *O. b.*

celer de la Bahía Samborombón presenta una baja probabilidad de extinción bajo los parámetros establecidos para el Escenario II, mientras que las simulaciones desarrolladas para el Escenario I alcanzaron la extinción dentro de los próximos 100 años (ver capítulo 5). Como los escenarios evaluados brindaron predicciones optimistas y pesimistas, según los valores de mortalidad utilizados para cada clase de edad, estos resultados deben ser tomados con precaución y sería recomendable desarrollar estudios tendientes a evaluar la supervivencia de las crías en poblaciones silvestres. Considerando la respuesta de la población de los años sesenta hasta la actualidad, es posible que la situación real sea más optimista que la modelada virtualmente en el PVA. Es decir que la población probablemente se encuentre en un estado intermedio que no declina pero tampoco tiene posibilidades de aumentar. Cualquier factor de presión adicional podría incrementar la probabilidad de extinción y difícilmente se pueda hacer algo más que sostenerla bajo condiciones de conservación y manejo.

A pesar de ello, el PVA permitió evaluar la sensibilidad de la población frente a diferentes variables intrínsecas y extrínsecas que actúan sobre esta población. Por ejemplo, la evaluación de estrategias alternativas de conservación permitió obtener resultados que demuestran los riesgos asociados con la inacción frente a la caza furtiva. Cuando la presión de caza se mantuvo constante, la probabilidad de supervivencia disminuyó, la viabilidad de la población mostró indicadores de menor performance e incluso desencadenó la extinción local de la especie. Estos resultados son concordantes con las recomendaciones surgidas del Primer Encuentro de Especialistas para desarrollar un Plan Nacional para la Conservación del Venado de las Pampas (DNFyFS y FVSA, 2000). Es decir que se requiere lograr un efectivo control de cazadores para disminuir la probabilidad de extinción de esta población.

En cambio, frente a la eliminación de la caza furtiva, a través de su control total en 20 o 10 años, la población incrementó significativamente su probabilidad de supervivencia. Considerando la segunda alternativa de manejo, control de caza en 10 años, la viabilidad poblacional no parece ser sensible a la cosecha de crías para la formación de un plantel

en cautiverio. Esta alternativa fue planteada en el Plan Nacional para la Conservación del Venado (DNFyFS y FVSA, 2000) y podría mejorar la situación de la especie en el largo plazo, a través de una estrategia combinada “*in-situ*” y “*ex-situ*” que considere la suplementación de ejemplares en poblaciones silvestres y el repoblamiento de áreas ubicadas dentro del rango histórico de distribución de la especie, según los lineamientos establecidos por el Grupo de Especialistas en Reintroducción de la UICN (IUCN, 1998) y considerando las lecciones aprendidas que fueron tratadas previamente en relación a los intentos de cría en cautiverio.

La sensibilidad de la población de venados de Samborombón frente al incremento de la mortalidad general o la mortalidad específica de hembras adultas y crías del mismo sexo, como así también a la disminución de la proporción de hembras en el pool reproductivo y al incremento del efecto de catástrofes, también quedó evidenciada en el PVA. Por esta razón, resulta relevante estudiar en profundidad estos efectos, como así también evaluar y minimizar la mortalidad, como así también maximizar la fecundidad de las hembras.

En síntesis, los resultados globales de esta tesis han demostrado que la población de venados de Samborombón debería enfrentar un menor riesgo de extinción si se desarrollan estrategias activas y efectivas para implementar las reservas existentes, eliminar la caza de ejemplares y mejorar el manejo ganadero y de los pastizales. También permitió poner en evidencia algunos requerimientos de información para desarrollar una estrategia de recuperación y reducir la incertidumbre asociada a ciertos parámetros a los que la población resultó sensible. Sin bien estos resultados deben ser tomados con precaución, son de utilidad para establecer intervenciones que permitan incrementar la viabilidad futura de esta población.

Finalmente, el venado de las pampas en la Bahía Samborombón ha sido objeto de numerosos esfuerzos de conservación, como la creación de áreas protegidas y la generación de una diversidad de instrumentos legales para su protección; como así también numerosos estudios biológicos y ecológicos. A pesar de ello, los conocimientos

generados aún no se han traducido en medidas efectivas de conservación que posibiliten la recuperación de esta población (Merino, 2003). Sin lugar a dudas, el desafío de garantizar la viabilidad de esta especie para las generaciones futuras depende, más que nunca, de esfuerzos integrados entre los ámbitos administrativo, contralor, académico y educativo, como así también el compromiso de las comunidades y las autoridades involucradas dentro del marco de un Plan Nacional para su recuperación que aún no ha sido delineado. La falta de continuidad y compromiso político para recuperar a esta especie, quizás sea el punto más crítico a resolver en una ecuación de la cual depende la extinción de una especie emblemática del pastizal pampeano, que sólo subsiste en cuatro poblaciones aisladas con un bajo número de individuos. Considerando que la subespecie *O. b. celer* es endémica de nuestro país, la altura de las circunstancias incrementa aún más nuestro grado de responsabilidad y el desafío para evitar su desaparición.

BIBLIOGRAFÍA

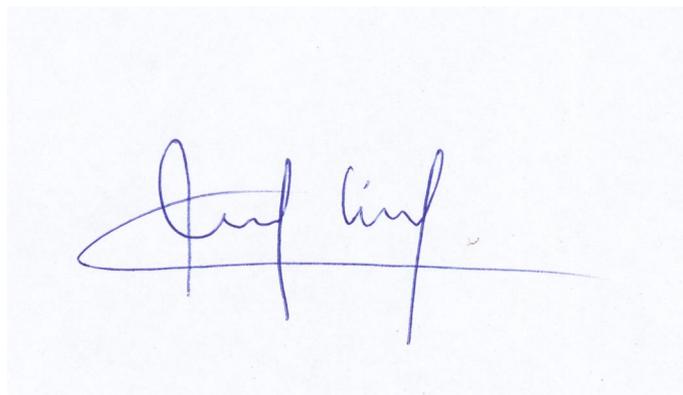
- Alexander, R. D., J. L. Hoogland, R. D. Howard, M. Noonan y P. W. Sherman. 1979. Sexual dimorphism and breeding systems in pinnipeds, ungulates, primates and humans. In: Evolutionary biology and human social behavior: An anthropological perspective. N. A. Chagnon y W. Irons Eds., pp. 402-435. North Scituate, Mass.: Duxbury Press.
- Barros, V. 1998. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa Argentina al ascenso del nivel del mar. Proyecto ARG/95/G/31 - PNUD – SECYT. 68 pp.
- Beade, M. S., y A. R. Vila. 1995. *Oxotocerus bezoarticus celer*: Variación del uso de hábitat en relación al manejo del pastizal. Resúmenes de las X jornadas Argentinas de Mastozoología, La Plata.
- Beade M. S., A. R. Vila y D. Bilenca. 2003. Estimación de abundancia del venado de las

- Pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) en Bahía Samborombón. Resúmen, XVIII Jornadas Argentinas de Mastozoología, La Rioja.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972a. Informe sobre la situación del ciervo de las pampas -*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera, 1943- en la Pcia. de Buenos Aires. Acta Zoológica Lilloana, 29:149-157.
- Bianchini, J. J., y J. C. Luna Pérez. 1972b. El comportamiento de *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, en cautiverio. Acta Zoológica Lilloana, 29:5-16.
- Cabrera, A. 1943. Sobre la sistemática del venado y su variación individual y geográfica. Rev. Museo de La Plata, Secc. Zool., 3(18): 5-41.
- Cafferata, A. E. y G. Polemann. 1998. Estrategia educativa para la Bahía Samborombón: período 1979-1997. Boletín Técnico FVSA 41, Buenos Aires, 25 pág.
- Carpinetti, B. N. 1998. Spatio-Temporal variation in a pampas deer (*Ozotocerus bezoarticus celer*) population: influence of habitat structure and sympatric ungulates. MSc. Thesis. Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent at Canterbury, UK. 88 pp.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. Ecology 47: 906-918.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons, New York, 234 pp.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. J. Anim. Ecol. 63: 215-244.
- Caughley, G., y A. Gunn. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science, Cambridge, Ma, 459 pp.
- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon y P. H. Harvey. 1980. Antlers body size and breeding group size in the Cervidae. Nature 285: 565-567.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guines y S. D. Albon. 1982. Red Deer: Behavior and Ecology of Two Sexes. The University of Chicago Press, 378 pp.
- Cosse, M. 2002. Dieta y solapamiento de la población de venado de campo "Los Ajos", (*Ozotoceros bezoarticus*). M.Sc. thesis. PEDECIBA, Facultad de Ciencias, UdelaR, Montevideo.
- Chebez, J. C. 1994. Los que se van: especies argentines en peligro. Editorial Albatros, Buenos Aires, 604 pág.
- DNFyFS y FVSA. 2000. Primer Encuentro de Especialistas hacia un Plan Nacional para

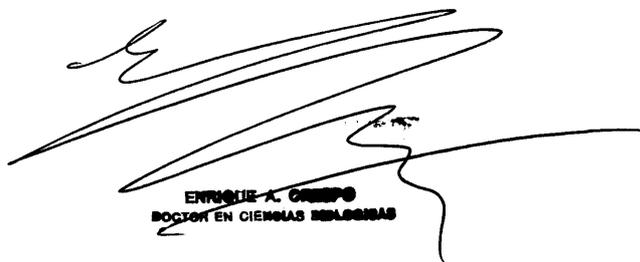
- la Conservación del Venado de las Pampas: “Resumen ejecutivo del encuentro. Diagnóstico, elementos para una estrategia y recomendaciones inmediatas”. General Lavalle, 10 y 11 de octubre del 2000.
- Díaz, G. B., y R. A. Ojeda (Ed.). 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados. SAREM, Argentina, 106 pp.
- FVSA, 1999. Campaña Salvemos al Venado de las Pampas: 1998-1999. Informe de la Primera Etapa desarrollada entre junio y octubre de 1998. Buenos Aires, 60 pág.
- Fernández, G. J., M. S. Beade, E. M. Pujol y M. E. Mermoz. 2004. Plan de manejo de la Reserva de Vida Silvestre “Campos del Tuyú”, General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. FVSA, Buenos Aires, 141 pp.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. En: Soulé, M.E. y B.A. Wilcox (eds.). Conservation Biology: An Ecological/Evolutionary Perspective. Sunderland, MA: Sinauer Associates: 135-149.
- Gimenez Dixon, M. 1987. La Conservación del venado de las pampas. Publicación del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, 35 pág.
- Gimenez Dixon, M. 1991. Estimación de parámetros poblacionales del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*, Cabrera 1943 -Cervidae-) en la costa de la Bahía de Samborombón (Prov. de Buenos Aires) a partir de datos obtenidos mediante censos aéreos. Tesis Doctoral Univ. Nac. de La Plata, 116 pp.
- González, S., J. E. Maldonado, J. A. Leonard, C. Vilà, J. M. Barbanti Duarte, M. Merino, N. Brum-Zorrilla y R. K. Wayne. 1998. Conservation genetics of the endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). Molecular Ecology 7:47-56.
- Hofman, R. R. 1985. Digestive physiology of the deer – their morphophysiological specialisation and adaptation. En: Biology of deer production. Fennessy, P. F. y K. R. Drew (Eds), Royal Society of New Zealand: 393-407.
- Hulme, M. y N. Sheard. 1999. Climate Change: Scenarios for Argentina. Climatic Research Unit, Norwich, UK, 6pp.
- IUCN, 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 pp.
- Jackson, J. E., y A. Langguth. 1987. Ecology and status of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Argentinian pampas and Uruguay. En: Biology and Management

- of the Cervidae. Wemmer C. M. (ed.), Smithsonian Inst. Press, Washington, D. C. : 402-409.
- Jackson, J., E. y J. D. Giulietti. 1988. The food habits of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation* 45: 1-10.
- Jarman, P. J. 1974. The social organization of antelope in relation to their ecology. *Behavior* 48: 215-267.
- Jiménez Pérez, I. 2005. Un método interdisciplinario para la recuperación de especies amenazadas: Combinando ciencia, organización y política. En: Jiménez Pérez, I. y M. Delibes de Castro (eds.), *Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España*. EVREN. Valencia, España: 407-428.
- Kie, J. G. 1999. Optimal foraging and risk of predation: effects on behavior and social structure in ungulates. *Journal of Mammalogy* 80: 1114-1129.
- Leslie, D. M., Jr., R. T. Bowyer y J. G. Kie. 1999. Life-history strategies of ungulates. *Journal of Mammalogy* 80: 1067-1069.
- Margoluis, S. R. y N. Salafsky. 1998. *Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects*. Island Press, Washington, US, 362 pág.
- Mac Donagh, E. J. 1940. La etología del venado en el Tuyú. *Notas del Museo de La Plata, Tomo V, Zoología* 33: 49-68.
- Merino, M. L. 1993. Situación del venado de las pampas en la República Argentina. En: González, S., M. L. Merino, M. Gimenez-Dixon, S. Ellis y U. S. Seal. *Population and Habitat Viability Assessment for the Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*)*. IUCN/SSC Captive Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 174 pp.
- Merino, M. L. 2003. Dieta y uso del hábitat del venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera 1943 (Mammalia-Cervidae) en la Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. Implicancias para su conservación. Tesis Doctoral de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata, 169 págs.
- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 1998. Pampas deer population trend in Bahía Samborombón, Buenos Aires Province, Argentina. *Deer Specialist Group News*, N° 13: 8-9.

- Merino, M. L., y B. N. Carpinetti. 2003. Feral pig *Sus scrofa* population estimates in Bahía Samborombón conservation area, Buenos Aires Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 10 (2):269-275.
- Moore, D. E. 2001. Aspects of the behavior, ecology and conservation of the Pampas Deer. PhD Thesis. University of New York, Syracuse, 285 págs.
- Nasca, P. B. 2001. Fuego prescripto: Efecto sobre la estructura y dinámica del espartillar de *Spartina densiflora* y su uso como herramienta de manejo para la conservación del venado de las pampas. Tesis de Licenciatura FCEyN, Universidad de Buenos Aires, 45 pp.
- Owen-Smith, N. 1994. Foraging responses of kudus to seasonal changes in food resources: elasticity in constraints. *Ecology* 75: 1050-1062.
- Pinder, L. 1997. Niche overlap among brown brocket deer, pampas deer and cattle in the Pantanal of Brasil. Doctoral Dissertation. University of Florida, Gainesville, US, 219 pp.
- Putman, R. 1988. The natural history of deer. Christopher Helm, Kent, 191 pp.
- Rodrigues, F. H. G. y E. L. A. Monteiro-Filho. 1999. Feeding behavior of the Pampas Deer: a grazer or a browser? *Deer Specialist Group News*, 15: 12-13.
- Spencer, L. M. 1995. Morphological correlates of dietary resource partitioning in the African bovidae. *Journal of Mammalogy* 76 (2): 448-471.
- Uhart, M., A. R. Vila, M. S. Beade, A. Balcarce y W. B. Karesh. 2003. Health evaluation of pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer*) in Campos del Tuyú Wildlife Reserve, Argentina. *Journal of Wildlife Diseases* 39 (4): 887-893.
- Underwood, A. J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3-15.



Doctorando
Lic. Alejandro Rubén Vila
LU: 1503/83



ENRIQUE A. CRESPO
DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Dr. Enrique A. Crespo
Director de Tesis
Investigador Independiente del CONICET
Profesor Adjunto de Ecología de la UNPSJB