



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN BIOLOGÍA

ECOLOGÍA ESPACIAL, TEMPORAL Y TRÓFICA DEL ZORRINO (*Conepatus chinga*) EN UN ÁREA NATURAL Y UN ÁREA DE USO AGRÍCOLA.

Diego Fabián Castillo

BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2010

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia durante el período comprendido entre el 26 de Septiembre de 2006 y el 15 de Diciembre de 2010, bajo la dirección de la Dra. Emma B. Casanave, Profesora Asociada de Fisiología Animal de la carrera de Licenciatura en Ciencias Biológicas en la UNS e Investigadora Independiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y del Dr. Mauro Lucherini, Investigador Independiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el .../.../..... , mereciendo la calificación de(.....)

“Para poder escribir sobre la vida de los animales se ha de tener una sensibilidad cálida y sincera hacia toda criatura viva”. Konrad Lorentz

A Caro y Amandita

A mis padres

AGRADECIMIENTOS

La lista de personas a las que tengo que agradecer es extensa y cada una de ellas merece muchas más palabras de las que a continuación escribo. Todos ellos hicieron posible la realización y conclusión de esta tesis.

A mis directores, Emma por su apoyo y confianza constante, y Mauro por exigirme cada día un poco más (a pesar que antes no entendía el por qué, ahora al finalizar esta tesis comienzo a comprender...). A ambos debo agradecerles la libertad que me han dado para, dentro del marco en que deben ajustarse las investigaciones de un proyecto con objetivos concretos, poder modelar la tesis a mi gusto.

A la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por haberme apoyado económicamente a través de sus programas de becas.

Al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur, en especial al Laboratorio de Fisiología Animal, por brindarme sus instalaciones.

A SGCyT-UNS, CIC, CONICET, ANPCyT-IM40, y a las ONGs Earthwatch Institute e ISEC, Canadá, por su apoyo económico al proyecto general de carnívoros pampeanos del GECM, del cual esta tesis forma parte.

Al Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires por permitir el desarrollo del proyecto en el Parque Provincial E. Tornquist y al Cuerpo de Guardaparques de dicho parque. También a los guías de turismo, con quienes compartíamos interminables veladas, asados y buenos momentos.

A Juani, con quien compartimos con curiosidad la extraña relación de los zorrinos del Parque Tornquist.

A Mariela, por su inmensa ayuda en el muestreo y análisis de las grillas de insectos. Si algún día necesita lentes creo que soy el culpable.

A Valdo y Nico, quienes más de una vez me ayudaron con el análisis de los datos.

A Nico, Diego, Sol y Lucia por la invaluable compañía y ayuda en la larga jornada de impresión.

A los miembros del GECM, Nicolás, Lucía, Mariano, Diego, Estela, Soledad, Claudia, Joaquín, Juani, María José, Cintia, Flor y Paula, quienes con su amistad, trabajo y paciencia, hicieron posible esta tesis.

Al Dr. Alberto Scorolli, quien leyó y mejoró algunos de los capítulos de esta tesis.

A los dueños de los campos de Aparicio, que nos permitieron realizar el trabajo en sus propiedades, en particular a L.M. Merino; E. Merino R. Merino y A. Merino; y a todas las personas de Aparicio que hicieron grata nuestra estadía en ese lugar; especialmente a L. Merino y familia y H. Holzman les debo agradecer su cariño y apoyo constante.

A todos y cada uno de los voluntarios, en especial a Simona, Hernán, Romina, Hugo, Patricio, Pablo, Sergio, Analía, quienes me ayudaron en las innumerables campañas de campo, se aguantaron mi carácter, largas horas de caminatas, noches en vela y el inconfundible aroma de los hermosos zorrinos.

A Caro y Amandita, firmes pilares en mi vida. Gracias por su amor, comprensión y valoración.

A Estela, Mariano y Diego por su increíble compañía, no solamente en el trabajo sino en todos los órdenes de mi vida.

A mis amigos, que no necesito nombrar, quienes me acompañaron durante todo este tiempo y me brindaron todo su cariño y apoyo.

En esta tesis se ha considerado llamar a la especie de estudio *Conepatus chinga*. Actualmente existe una gran controversia en torno a la clasificación taxonómica y la nomenclatura de las especies pertenecientes al género *Conepatus*. Más allá de que este tema se discute en el capítulo I, se optó por utilizar el criterio propuesto por el Grupo de Especialistas de Pequeños Carnívoros de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), quienes se basan en la clasificación de Wozencraft (2005) y la distribución propuesta por Redford y Eisenberg (1992).

RESUMEN

La destrucción del hábitat por parte del hombre es una de las más serias amenazas para la diversidad mundial y en las áreas donde existe un incremento de la urbanización y de las actividades agrícolas, la pérdida y fragmentación del hábitat son virtualmente inevitables. Este es el caso de la llanura pampeana, la cual constituye la parte más densamente poblada de Argentina y la región ecológica con mayor nivel de degradación del país. El objetivo de esta tesis fue aportar conocimientos sobre la biología del poco estudiado zorrino común, *Conepatus chinga*, y como las modificaciones provocadas por las actividades agrícolas afectan a la misma a través de la comparación entre dos áreas del pastizal con distinto manejo del territorio.

La revisión de los criterios taxonómicos utilizados en la sistemática tradicional de *Conepatus* confirmaron la invalidez de los mismos para separar especies haciendo evidente la necesidad de estudios genéticos y craneométricos para esclarecer la taxonomía de este género.

Se realizaron 30 capturas de *C. chinga*, utilizando jaulas, cepos acolchados y captura manual. Los animales fueron anestesiados utilizando la asociación Ketamina-Xilacina la cual sólo fue efectiva en dosis significativamente mayores a las indicadas por la bibliografía. La hipotermia, asociada a la baja temperatura del ambiente, estuvo presente en un 35,7% de los animales capturados aunque pudo revertirse en todos los casos. Las medidas morfométricas tomadas durante las capturas no revelaron un dimorfismo sexual evidente.

El estudio de la composición de la dieta realizado por medio del análisis de 167 heces ($n_{PPET}=140$; $n_{ESM}=27$) confirmó que *C. chinga* es un predador de insectos (presentes en 100% de las muestras), principalmente coleópteros, larvas y escorpiones. No se encontraron grandes variaciones estacionales ni entre áreas en la composición de la dieta. A su vez el estudio de disponibilidad de invertebrados (realizado con 774 trampas de caída) demostró que el alimento no presentó una distribución homogénea en los diferentes hábitats de ambas áreas de estudio. El zorrino común mostró selectividad trófica ya que consumió presas en diferente cantidad que las disponibles en el ambiente.

En el Parque Provincial E. Tornquist (PPET), área serrana protegida con una alta densidad de caballos cimarrones, se colocaron collares a 8 zorrinos (4 machos y 4 hembras) y en la Estancia San Mateo (ESM) un área con características netamente agrícola-ganaderas a 10 (3 machos y 7 hembras). El tamaño de las áreas de acción calculadas para 16 zorrinos con el Mínimo Polígono Convexo al 100% fue de $197,2 \pm 139,3$ ha ($n = 65,4 \pm 20,2$ locaciones), no hallándose variaciones de tamaño entre áreas de estudio, aunque estos difirieron significativamente entre sexos (machos [$n = 6$] = $275,8 \pm 131,7$ ha; hembras [$n = 10$] = $151,2 \pm 126,8$ ha) lo que podría estar relacionado con una estrategia reproductiva. Las áreas de acción se solaparon extensivamente entre y dentro de los sexos en el PPET y moderadamente en la ESM. Una mayor diferencia entre los sitios de estudio se observó en el solapamiento de las áreas principales (45% de los datos) de machos y hembras, el cual fue amplio en el PPET y nulo en ESM. Estos resultados indicarían que *C. chinga* mostraría un cierto grado de flexibilidad en las estrategias territoriales en respuesta a alteraciones del hábitat sin grandes variaciones en el tamaño de las áreas de acción.

Teniendo en cuenta los diferentes estimadores utilizados y la cautela con la que deben tomarse estos resultados los análisis mostraron una densidad poblacional de 1,9 a 3,8 veces mayor en el PPET. La disponibilidad heterogénea y poco predecible de los recursos

(principalmente alimento) en la ESM, así como también la mayor actividad humana pueden mencionarse como probables causas de esta disparidad.

C. chinga no utilizó los hábitats en forma homogénea, sino que mostró preferencias a diferentes escalas en ambas áreas de estudio. Mientras en el PPET se encontraron diferencias significativas en la preferencia a nivel del segundo orden (escala gruesa), en la ESM la situación fue inversa, hallándose sólo a nivel de tercer orden (escala fina). A pesar de estas diferencias, que sugieren una cierta flexibilidad comportamental de *C. chinga*, en ambas áreas las preferencias estuvieron asociadas a zonas estables, con buena disponibilidad de alimentos y una alta cobertura vegetal (principalmente pastizales y pasturas). Estas dos características también fueron importantes en la selección de las madrigueras, las cuales fueron utilizadas como sitios de descanso diurno. Su mayor densidad y número en las áreas núcleo y su alta tasa de re-uso en comparación con otros estudios dan cuenta de la importancia de este recurso.

La actividad de *C. chinga* se circunscribió fundamentalmente a la noche (83% de los datos tomados fueron activos). Tanto en el PPET (Hembras = 58,3%; Machos = 47,9%) como en ESM (Hembras = 51,75%; Machos = 42,64%) las hembras mostraron más actividad que los machos. Además los zorrinos del PPET fueron más activos que los de la ESM (PPET = 53,7%; ESM = 48,2%). Los patrones de actividad en el zorrino común serían influenciados por el riesgo de predación y la actividad de sus presas. Los desplazamientos, fueron mayores en la estación fría donde la abundancia del alimento es menor. Adicionalmente los machos se desplazaron más que las hembras, lo que concuerda con sus mayores áreas de acción y estaría asociado con su diferente estrategia reproductiva.

Se concluye que, si bien *C. chinga* posee cierta flexibilidad ecológica y comportamental, los ambientes con vegetación espontánea representan áreas importantes para la supervivencia de poblaciones estables de este mephítido en el paisaje de la región pampeana actual.

ABSTRACT

The destruction of habitat by humans is one of the most serious threats to global diversity and, in areas with a high urbanization level and agricultural activities, habitat loss and fragmentation are virtually inevitable. This is the case of pampas grasslands, which constitute the most densely populated part of Argentina, and also the ecological region with the highest level of degradation along all the country. The aim of this thesis was to bring knowledge about the biology of the little studied Molina's hog-nosed skunk, *Conepatus chinga*, and how it is affected by the modifications produced by agricultural activities through the comparison between two grassland areas with different territory management.

Revision of taxonomic criteria used in the traditional systematic of *Conepatus* confirmed their nullity to separate species, being evident the need for genetic and craniometrical studies to elucidate the taxonomy of this genus.

Thirty captures of *C. chinga* were realized with the use of box traps, and manual capture. Animals were anesthetized using the association Ketamine-Xilacine which was only effective in doses significantly greater than the ones reported in the literature. Hypothermia, which was associated to low ambient temperatures, was present in 35.7% of the captured animals but was reverted in all the cases. Morphometric measures did not reveal an evident sexual dimorphism.

Study diet composition was realized by the analysis of 167 feces ($n_{\text{PPET}}=140$; $n_{\text{ESM}}=27$) confirmed that *C. chinga* is an insect predator (present in 100% of the samples), mainly beetles, larvae and scorpions. We did not find great variations between seasons and areas. Moreover, the invertebrate availability study (realized with 774 Pit-fall traps) demonstrated that food did not show a homogeneous distribution in the different habitats of both study areas. The Molina's hog-nosed skunk showed trophic selectivity because it consumed preys in different quantities to those available in the environment.

In E. Tornquist Provincial Park (PPET), a protected mountain area with a high density of feral horses, we put radiocollars to 8 skunks (4 males and 4 females), and in Estancia San Mateo (ESM), an area with agricultural and livestock activities, we put collars to 10 skunks (3 males and 7 females). Home range sizes calculated for 16 skunks with the 100% Minimum Convex Polygon were 197.2 ± 139.3 ha ($n = 65.4 \pm 20.2$ locations), without size variations between both study areas, although they were highly different between sexes (males [$n = 6$] = 275.8 ± 131.7 ha; females [$n = 10$] = 151.2 ± 126.8 ha), which can be related to a reproductive strategy. Home ranges were extensively overlapped inter and intrasexes in PPET and moderate in ESM. A bigger difference was observed between study sites in the overlapping of core areas (45% of the data) of males and females, which was big in PPET and null in ESM. These results would indicate that *C. chinga* shows a certain flexibility degree in territorial strategies in response to habitat alterations, without great variations in home range sizes.

Taking into account the different estimators and the cautiousness in taking these results, analysis showed a population density 1.9 to 3.8 times bigger in PPET. The heterogeneous availability and little predictable resources (mainly food) in ESM, and also the higher human activity can be mentioned as probable causes for this disparity.

Conepatus chinga did not use habitats in a homogeneous way, but it showed preferences at different scales in both study areas. While in PPET we found significant differences in the preference at a second level order (coarse scale), in ESM the situation was

inverse, finding only a third level order (fine scale). Despite these differences, which suggest certain behavioral flexibility of *C. chinga*, in both areas preferences were associated to stable zones with good food availability and high vegetal cover (mainly grassland and pastures). These two characteristics were also important for den selection which was used as diurnal resting sites. Their higher density and number in nucleus areas and their high re-use rate in comparison with other studies, evidence the importance of this resource.

The activity of *C. chinga* was mainly nocturnal (83% of data were active). Both in PPET (Females = 58.3%; Males = 47.9%) and ESM (Females = 51.75%; Males = 42.64%), females showed more activity than males. Moreover, PPET skunks were more active than the ones in ESM (PPET = 53.7%; ESM = 48.2%). The activity patterns of the common skunk may be influenced by predation risk and their prey activities. Movements were bigger in the cold season when food availability is smaller. Males moved more than females, which is in accordance to their bigger home ranges and may be associated to their different reproductive strategy.

We conclude that, although *C. chinga* has certain ecological and behavioral flexibility, environments with spontaneous vegetation represent important areas for the survival of stable populations in the actual pampas grassland landscape.

INDICE GENERAL

| | |
|------------------------|---|
| Estructura de la tesis | 1 |
|------------------------|---|

CAPÍTULO I: Introducción

| | |
|---|----|
| Orden Carnivora | 3 |
| Los carnívoros y su conservación | 4 |
| Familia Mephitidae | 5 |
| El zorrino Común, <i>Conepatus chinga</i> | 6 |
| La Llanura Pampeana | 9 |
| Áreas de estudio | 10 |
| Parque Provincial Ernesto Tornquist | 11 |
| Estancia San Mateo | 13 |
| Referencias | 16 |

CAPÍTULO II: Craneometría, morfometría externa y patrones de coloración del pelaje de *Conepatus chinga*

| | |
|--|----|
| Introducción | 20 |
| Materiales y métodos | 27 |
| Morfometría craneal y mandibular de <i>C. chinga</i> | 27 |
| Medidas craneales | 27 |
| Medidas mandibulares | 28 |
| Morfometría externa | 31 |
| Patrones de coloración del pelaje | 34 |
| Resultados | 36 |
| Morfometría craneal y dentaria | 36 |
| Descripción del cráneo de <i>C. chinga</i> | 36 |
| Descripción de la mandíbula de <i>C. chinga</i> | 36 |
| Morfometría externa | 38 |
| Patrones de coloración del pelaje | 40 |
| Discusión | 45 |
| Referencias | 48 |
| Apéndices | 52 |

CAPÍTULO III: Metodología de captura y sedación de *Conepatus chinga*

| | |
|---|----|
| Introducción | 54 |
| Materiales y métodos | 56 |
| Capturas | 56 |
| Sujeción química y manipulación | 59 |
| Resultados | 62 |
| Captura mediante trampas | 62 |
| Captura manual | 62 |
| Inmovilización química en campo de ejemplares de <i>C. chinga</i> | 64 |
| Parámetros medidos durante el periodo de anestesia | 65 |
| Temperatura | 65 |

| | |
|------------------------------------|----|
| Frecuencia cardiaca y respiratoria | 66 |
| Discusión | 67 |
| Referencias | 71 |

CAPÍTULO IV: Ecología trófica de *Conepatus chinga*

| | |
|---|-----|
| Introducción | 76 |
| Materiales y métodos | 79 |
| Recolección de heces | 79 |
| Análisis de las heces | 79 |
| Variación entre estaciones y áreas de la dieta de <i>C. chinga</i> | 81 |
| Abundancia de los recursos alimentarios utilizados por <i>C. chinga</i> | 81 |
| Selección de recursos alimentarios por parte de <i>C. chinga</i> | 85 |
| Abundancia de principales recursos alimentarios de <i>C. chinga</i> en los distintos hábitats | 86 |
| Resultados | 87 |
| Recolección de heces | 87 |
| Composición general de la dieta de <i>C. chinga</i> en el PPET | 88 |
| Composición estacional de la dieta de <i>C. chinga</i> en el PPET | 91 |
| Composición general de la dieta de <i>C. chinga</i> en la ESM | 93 |
| Variación de la dieta de <i>C. chinga</i> entre áreas de estudio | 95 |
| Abundancia de los recursos alimentarios utilizados por <i>C. chinga</i> | 96 |
| Diferencias en la abundancia de presas de <i>C. chinga</i> entre áreas de estudio | 97 |
| Selección de recursos alimentarios por parte de <i>C. chinga</i> | 98 |
| Abundancia de principales recursos alimentarios de <i>C. chinga</i> en los distintos hábitats | 100 |
| Discusión | 104 |
| Referencias | 108 |

CAPITULO V: Organización espacial y social de *Conepatus chinga*

| | |
|--|-----|
| Introducción | 113 |
| Organización social y espacial | 113 |
| Organización social y espacial de los Mephítidos | 116 |
| Materiales y métodos | 119 |
| Colocación de radiocollares a individuos de <i>C. chinga</i> | 119 |
| Seguimiento y localización de los animales con radiocollar | 120 |
| Estimación del tamaño y forma de las áreas de acción | 121 |
| Método del Mínimo Polígono Convexo | 122 |
| Método Kernel | 122 |
| Número de localizaciones | 124 |
| Periodo de muestreo | 125 |
| Solapamiento de las áreas de acción-organización social | 125 |
| Interacciones estáticas | 126 |
| Interacciones dinámicas | 126 |
| Densidades poblacionales | 127 |
| Resultados | 129 |
| Animales de estudio | 129 |
| Tamaños del área de acción | 130 |

| | |
|--------------------------------|-----|
| Tamaño de áreas núcleo | 131 |
| Interacciones estáticas | 137 |
| Interacciones dinámicas | 139 |
| Parque Provincial E. Tornquist | 139 |
| Estancia San Mateo | 141 |
| Densidad poblacional | 142 |
| Discusión | 144 |
| Referencias | 148 |
| Apéndices | 159 |

CAPITULO VI: Uso de hábitat por parte de *Conepatus chinga*

| | |
|--|-----|
| Introducción | 165 |
| Materiales y métodos | 170 |
| Construcción de mapas temáticos | 170 |
| Análisis de selección de hábitat | 170 |
| Resultados | 173 |
| Caracterización de los hábitats del Parque Provincial E. Tornquist | 173 |
| Caracterización de los hábitats de la Estancia San Mateo | 178 |
| Selección y preferencias de hábitat en el Parque Provincial E. Tornquist | 181 |
| Selección y preferencias de hábitat en la Estancia San Mateo | 182 |
| Discusión | 185 |
| Referencias | 189 |

CAPÍTULO VII: Uso de madrigueras por parte de *Conepatus chinga*

| | |
|---|-----|
| Introducción | 195 |
| Materiales y métodos | 197 |
| Captura de <i>C. chinga</i> y colocación de radiocollares | 197 |
| Características de las cuevas de <i>C. chinga</i> y su uso | 197 |
| Distribución espacial de las madrigueras de <i>C. chinga</i> | 198 |
| Análisis de preferencia de hábitat para las madrigueras de <i>C. chinga</i> | 198 |
| Distancia de las madrigueras de <i>C. chinga</i> a características del ambiente | 198 |
| Resultados | 200 |
| Parque Provincial E. Tornquist | 200 |
| Características de las madrigueras de <i>C. chinga</i> y su uso | 200 |
| Distribución espacial de las madrigueras de <i>C. chinga</i> | 201 |
| Preferencia de hábitat para establecimiento de madrigueras de <i>C. chinga</i> | 203 |
| Distancias de madrigueras de <i>C. chinga</i> a características del ambiente | 204 |
| Estancia San Mateo | 205 |
| Características de las madrigueras de <i>C. chinga</i> y su uso | 206 |
| Distribución espacial de las madrigueras de <i>C. chinga</i> | 206 |
| Preferencia de hábitat para el establecimiento de madrigueras de <i>C. chinga</i> | 206 |
| Distancias de madrigueras de <i>C. chinga</i> a características del ambiente | 208 |

| | |
|-------------|-----|
| Discusión | 209 |
| Referencias | 213 |

CAPÍTULO VIII: Patrones de actividad y desplazamiento en *Conepatus chinga*

| | |
|-----------------------------|-----|
| Introducción | 218 |
| Materiales y métodos | 220 |
| Patrones de actividad | 220 |
| Patrones de desplazamiento | 222 |
| Desplazamiento diario neto | 222 |
| Velocidad de desplazamiento | 222 |
| Resultados | 223 |
| Actividad general | 224 |
| Actividad diaria | 225 |
| Actividad estacional | 228 |
| Patrones de desplazamiento | 230 |
| Desplazamiento diario neto | 230 |
| Velocidad de desplazamiento | 231 |
| Discusión | 232 |
| Referencias | 236 |

CAPITULO IX: Discusión general

| | |
|--|-----|
| Captura viva de <i>C. chinga</i> | 241 |
| Patrones de coloración | 242 |
| Características ecológicas generales de <i>C. chinga</i> | 242 |
| Efectos del manejo del territorio sobre <i>C. chinga</i> | 244 |
| Recomendaciones de conservación y manejo | 246 |
| Referencias | 248 |

ESTRUCTURA DE LA TESIS

El presente estudio se propone comparar aspectos básicos de la ecología del zorrino común *Conepatus chinga* en un área natural con otra de uso agrícola, ubicadas en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Sin embargo, algunos capítulos se limitarán al análisis de la biología de la especie, aportando datos al escaso conocimiento general de la misma.

- **Capítulo I: Introducción**

A partir de una revisión bibliográfica general, se describe la situación taxonómica de la especie estudiada, su distribución geográfica y estatus poblacional. A su vez, se caracterizan ambas áreas de estudio, procurando marcar las diferencias en cuanto al manejo del territorio en cada una de ellas.

- **Capítulo II: Craneometría, morfometría externa y patrones de coloración del pelaje de *Conepatus chinga***

Se propone una revisión de los criterios que han sido utilizados para clasificar taxonómicamente a *C. chinga*, analizando la validez de los mismos. A su vez, se presentan los resultados de variables craneométricas que servirán de ayuda para la caracterización de la especie. Por último, se describen los parámetros básicos relativos a la biometría (peso, longitud corporal, etc.) del zorrino común. Asimismo, se analizan las variaciones respecto a cada población (área de estudio) y el sexo (dimorfismo sexual).

- **Capítulo III: Metodología de captura y sedación de *Conepatus chinga***

Se analizan los distintos métodos de captura utilizados, su eficiencia y las recomendaciones en su implementación. Se describe el proceso de sujeción química y el comportamiento de distintas variables fisiológicas durante el mismo.

- **Capítulo IV: Ecología trófica de *Conepatus chinga***

A partir del análisis de las heces, se caracteriza la importancia de las diferentes categorías de presas consumidas por *C. chinga* a lo largo del año. Finalmente, se

compara la dieta con la disponibilidad de alimentos en los diferentes hábitats de cada una de las áreas de estudio.

- **Capítulo V: Organización espacial y social de *Conepatus chinga***

Se estudia la organización espacial del de *C. chinga* describiendo las características del área de acción, y analizando las variaciones intersexuales. Se analiza el solapamiento estático y dinámico de los individuos, intentando caracterizar la organización social de la especie. A partir de todos estos parámetros y de conteos realizados en transectas, se estima la densidad poblacional en ambas áreas de estudio.

- **Capítulo VI: Uso de hábitat por parte de *Conepatus chinga***

A partir de los datos obtenidos por radiotelemetría, se detalla el uso y selección del hábitat que realiza el zorrino común. Además, se analiza el uso y la selección del hábitat en función de las variaciones en los recursos tróficos y espaciales.

- **Capítulo VII: Uso de madrigueras por parte de *Conepatus chinga***

Se analizan las características físicas de cada madriguera, su uso y su distribución dentro de las áreas de acción individuales. Se describe, además, la asociación de cada madriguera con las características de hábitat en cada una de las áreas de estudio.

- **Capítulo VIII: Patrones de actividad y desplazamiento de *Conepatus chinga***

Mediante los datos de radiotelemetría se describen las variaciones diarias y estacionales de la actividad del zorrino común en ambas áreas de estudio. Se analizan los desplazamientos de machos y hembras en cada una de las áreas de estudio. Por último se discuten los posibles factores que influyen en los patrones de actividad de la especie.

Capítulo IX: Discusión general

Se integran y discuten las principales conclusiones obtenidas en cada uno de los capítulos anteriores.

CAPÍTULO I

Introducción

ORDEN CARNIVORA

La etimología de la palabra *Carnivora* proviene del latín, *carnis* (carne) y *vorare* (devorar). Los carnívoros son mamíferos euterios que tienen el cuarto premolar superior y el primer molar inferior transformados en un par de piezas carniceras con función cortante. También se caracterizan por la fusión de los huesos central, escafoide y lunar del carpo. En general, los animales de este orden poseen fuertes extremidades provistas con uñas (Fernández Salvador 1996).

El orden Carnivora está dividido en dos subórdenes: Caniformia y Feliformia. Las familias incluidas en el suborden Caniformia presentan bullas timpánicas de una sola cámara, mientras que las que están incluidas en el suborden Feliformia poseen bullas timpánicas divididas en un par de cámaras por un tabique interno, el *septum* (Fernández Salvador 1996).

El orden está compuesto por 15 familias, 126 géneros y 287 especies, distribuidas a lo largo del mundo (Wozencraft 2005) (Tabla 1).

Tabla 1. Subórdenes, familias y subfamilias del Orden Carnívora según Wozencraft (2005).

| Suborden | Familia | Subfamilias | |
|-------------|-------------|--|--|
| Feliformia | Felidae | Felinae Pantherinae | |
| | Viverridae | Paradoxurinae Hemigalinae Prionodontinae Viverrinae | |
| | Eupleridae | Euplerinae Galidiinae | |
| | Nandiniidae | | |
| | Herpestidae | | |
| | Hyaenidae | | |
| | Caniformia | Canidae | |
| | | Ursidae | |
| | | Otariidae | |
| | | Odobenidae | |
| Phocidae | | | |
| Mustelidae | | Lutrinae Mustelinae | |
| Mephitidae | | | |
| Procyonidae | | | |
| Ailuridae | | | |

LOS CARNÍVOROS Y SU CONSERVACIÓN

El incremento en la proporción de tierra utilizada por el hombre está produciendo una sensible baja en las áreas naturales en todo el mundo (Lawton 1997). La conversión de la tierra para actividades agrícolas y la urbanización han transformado las grandes áreas naturales en numerosos parches pequeños, separados e inmersos en una matriz de hábitats inhóspitos (Aurambout *et al.* 2005).

Los carnívoros son particularmente vulnerables a extinciones locales en hábitats fragmentados, debido a que utilizan grandes áreas de acción, presentan bajos números poblacionales y frecuentemente son perseguidos por el hombre (Noss *et al.* 1996; Woodroffe y Ginsberg 1998). Al ocupar la cumbre de la pirámide energética, el descenso o la extirpación de los predadores de un ambiente puede generar una cascada trófica que puede alterar la estructura ecológica de una comunidad (Crooks y Soulé 1999). Esta sensibilidad ambiental les ha valido el rótulo de “indicadores biológicos”, cuya protección permite proteger muchas otras especies con ellos relacionadas, contribuyendo así a defender la biodiversidad de las áreas en las cuales viven (Ginsberg y Macdonald 1990; Noss *et al.* 1996). Por ejemplo, los carnívoros pueden servir como herramientas útiles para el estudio de disturbios ecológicos o planes de conservación y manejo (Soulé y Terborgh 1999).

Los carnívoros son difíciles de estudiar debido a que presentan bajas densidades, hábitos esquivos, actividad nocturna y evitan el contacto con el humano (Sargeant *et al.* 1998). Como consecuencia, la ecología de muchas especies de carnívoros y sus respuestas a disturbios ecológicos como la fragmentación del hábitat, está pobremente comprendida (Crooks 2002).

FAMILIA MEPHITIDAE

Históricamente los zorrinos fueron clasificados dentro de la familia Mustelidae. Se agrupaba a los miembros de esta familia en base a la pérdida de la incisura carnífera en el cuarto premolar superior, la pérdida de la segunda muela superior, así como también las desarrolladas glándulas del olor (Martin 1989; Wozencraft 1989; Bryant *et al.* 1993). Drago y Honeycutt (1997) y Flynn *et al.* (2000), por medio de estudios moleculares basados en la hibridación del ADN, propusieron la separación de los zorrinos de los restantes mustélidos, ubicándolos en una nueva familia denominada Mephitidae.

Dentro de la familia Mephitidae se reconocen actualmente cuatro géneros, de los cuales tres corresponden a los denominados zorrinos: *Mephitis* (Geoffroy Saint-Hilaire y Cuvier 1795), *Conepatus* (Gray 1837) y *Spilogale* (Gray 1865). El cuarto género, *Mydaus* (Cuvier 1821), comprende a los denominados “tejones asiáticos”, aunque su ubicación dentro de la familia aún es controversial (Wozencraft 2005; Tabla 2).

En cuanto a su distribución, los mephitidos pueden hallarse desde Canadá hasta Argentina. Con la inclusión de los tejones orientales dentro de la familia, también pueden ser encontrados en las islas de Palawan y Calamian (Filipinas), así como en Java, Borneo, Sumatra e islas vecinas (Rosatte y Larivière, 2003; Tabla 2).

A pesar de que los zorrinos actualmente no se encuentran en Europa, habitaron allí en el pasado. El fósil más antiguo identificado como zorrino habitó en Alemania hace cerca de 11-12 millones de años. Datos genéticos, sin embargo, sitúan el origen de la familia hace cerca de 30-40 millones de años (Anderson 1989).

Tabla 2. Taxonomía de la familia Mephitidae según Wozencraft (2005).

| Género | Especie | Distribución |
|------------------|------------------------|--|
| <i>Mephitis</i> | <i>M. mephitis</i> | S. de Canadá, Estados Unidos y N. de Méjico. |
| | <i>M. macroura</i> | S. de Estados Unidos, Méjico y Centroamérica. |
| <i>Spilogale</i> | <i>S. gracilis</i> | SE. de Canadá hasta el NO de Méjico. |
| | <i>S. putorius</i> | S. de Canadá, NE. de Méjico, y SE de Estados Unidos. |
| | <i>S. angustifrons</i> | Centro de Méjico hasta Costa Rica. |
| | <i>S. pygmaea</i> | O. de Méjico. |
| <i>Conepatus</i> | <i>C. leuconotus</i> | S. de Estados Unidos, Méjico y América Central. |
| | <i>C. humboldti</i> | S. de Chile y Argentina. |
| | <i>C. chinga</i> | S. de Bolivia, Uruguay, O. de Paraguay, Argentina y centro de Chile. |
| | <i>C. semistriatus</i> | Méjico hasta el O. de Panamá; Venezuela hasta Perú; E. de Brasil. |
| <i>Mydaus</i> | <i>M. javanensis</i> | Islas de Sumatra, Java, Borneo y el norte de las islas Natuna. |
| | <i>M. marchei</i> | Islas Filipinas de Palawan y Calamian. |

De los tres géneros de zorrinos, *Mephitis* es el más documentado. *Mephitis mephitis* es una especie de amplia distribución en Norteamérica, que actúa como vector del virus de la rabia y el moquillo (Rosatte *et al.* 1986; Rosatte 1988). Estas enfermedades cuestan miles de dólares anuales a los gobiernos de Canadá y Estados Unidos, lo cual ha llevado a estos países a invertir grandes cantidades de dinero para el estudio de esta especie. Otro factor que explica la buena cantidad de bibliografía, es el valor económico de sus pieles. Debido a que son los zorrinos de mayor tamaño de la familia, el comercio de sus pieles es económicamente importante, aún cuando ha decrecido en los últimos años (Rosatte y Larivière 2003). En cuanto a las demás especies de zorrinos, en general se les ha prestado poca atención, con lo cual la información publicada es escasa (Rosatte y Larivière 2003).

EL ZORRINO COMÚN, *Conepatus chinga*

El zorrino común presenta un patrón de coloración que se caracteriza por un pelaje negruzco a amarronado con una cantidad variable de pelos blancos (Figura 1). La distribución del pelaje blanco varía desde bandas que se extienden sobre toda la longitud del cuerpo

finalizando en la base de la cola, hasta la ausencia de este color o escasos pelos blancos en la cabeza.



Figura 1. Individuo adulto de *C. chinga*.

Su hocico es largo, chato y relativamente móvil, relacionado con el gran desarrollo de su olfato (Figura 2). Las uñas delanteras están muy desarrolladas, con la finalidad de escarbar en busca de alimento (Redford y Eisenberg 1992; Figura 2).



Figura 2. Detalle de hocico y uñas delanteras de *C. chinga*.

Poco es lo que se conoce acerca la ecología de *C. chinga*. Son animales nocturnos, usualmente se alimentan durante la noche, mientras que permanecen en sus madrigueras durante las horas del día (Redford y Eisenberg 1992; Donadio *et al.* 2001). Su dieta se compone principalmente de insectos, entre los que se destacan los coleópteros (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004). Aparentemente son animales solitarios, que sólo se asocian con otros individuos en la época de apareamiento. Se cree que es una especie monoéstrica, con un periodo de cría de duración reducida (Redford y Eisenberg 1992).

Normalmente los zorrinos comunes no son agresivos y raramente exhiben un comportamiento ofensivo. Aún cuando otro animal o una persona estén en cercanías de *C. chinga* este los ignora, a menos que lo perturben. Si es acorralado o molestado, frecuentemente arquea su cuerpo, eleva su cola y produce un rechinado con sus dientes, en señal de advertencia (*observación personal*). Esta postura advierte a los intrusos y posiciona favorablemente a los zorrinos para descargar sus glándulas (Rosatte y Larivière 2003).

La distribución del zorrino común abarca Perú, el sur de Bolivia, Uruguay, oeste de Paraguay, centro de Chile y Argentina, hasta las provincias de Neuquén y Río Negro (Redford y Eisenberg 1992; Figura 3).

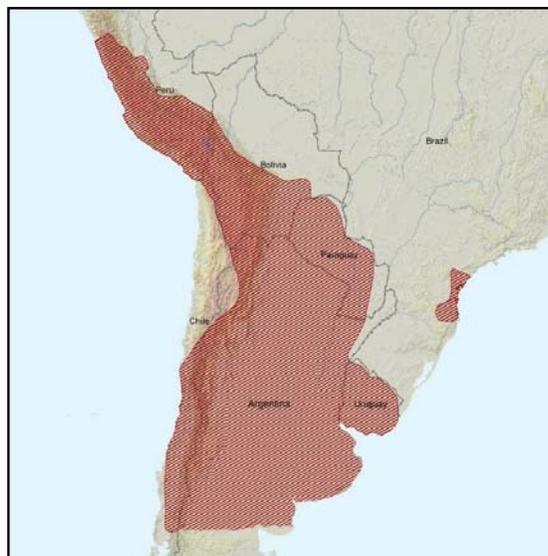


Figura 3. Distribución actual de *C. chinga* (mapa original de la UICN modificado por el autor de esta tesis).

Conepatus chinga actualmente está categorizado a nivel internacional por la UICN como de preocupación menor (IUCN 2010). A nivel nacional está catalogado como potencialmente vulnerable (Díaz y Ojeda 2000).

LA LLANURA PAMPEANA

Por su extensión, las Pampas constituyen el ecosistema más importante de praderas de la Argentina, sumando en total unos 540.000 km². Poseen un relieve relativamente plano, con una suave pendiente hacia el Océano Atlántico. Una buena parte de la pradera pampeana está expuesta a anegamientos permanentes o cíclicos; la mayor parte de las lluvias se concentra en primavera y verano y las temperaturas medias oscilan entre 14 y 20°C (Campo de Ferreras et al. 2004).

El paisaje de la llanura pampeana fue profundamente modificado durante las décadas finales del siglo XIX y las primeras del XX, cuando los pastos naturales fueron sustituidos por un mosaico de cultivos agrícolas. En general, la agricultura extensiva fue acompañada por una ganadería extensiva, de baja productividad y bajo impacto ambiental. A mediados del siglo XX proliferó una agricultura más tecnificada, en estrecha rotación con una ganadería semi-intensiva. Esto dio lugar al tradicional planteo mixto agrícola-ganadero integrado, que se impuso en gran parte de la pradera pampeana. En recientes décadas aquel sistema fue sustituido, en parte, por uno en el cual la agricultura y la ganadería se desacoplaron y se especializaron individualmente, dentro un planteo aún más intensivo (Viglizzo *et al.* 2001). Se produjeron una nueva serie de cambios sustanciales en los sistemas agrícolas pampeanos, sobre todo por la rápida expansión del cultivo de soja y, asociada a ella, la instalación masiva del procedimiento de siembra directa (Martinez -Ghersa y Ghersa 2005). Este sistema simplificado no incluye el concepto de manejo integrado de plagas y malezas, el cual tiene un fuerte sustento en la diversificación y la rotación de cultivos, en la diversidad genética y en las labores culturales. El impacto negativo de estos sistemas más intensivos sobre el ambiente es

inevitable, ya que acarrear un uso creciente de insumos potencialmente contaminantes como fertilizantes, plaguicidas, alimentos concentrados, combustibles fósiles, etc.

Actualmente la llanura pampeana constituye la parte más densamente poblada de la Argentina y la región ecológica con mayor nivel de degradación del país (Bertonatti y Corcuera 2000). La proporción de este ecosistema que se encuentra bajo protección legal no alcanza el 0,2 %, valor que está significativamente por debajo de los estándares sugeridos a nivel internacional (Burkart *et al.* 1991), los cuales indican que la proporción no debiera ser menor de un 12 % del área total (McNeely y Miller 1984; WCED 1987).

ÁREAS DE ESTUDIO

Se seleccionaron dos áreas de estudio ubicadas en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires: El Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET) y La Estancia San Mateo (ESM) (Figura 4).

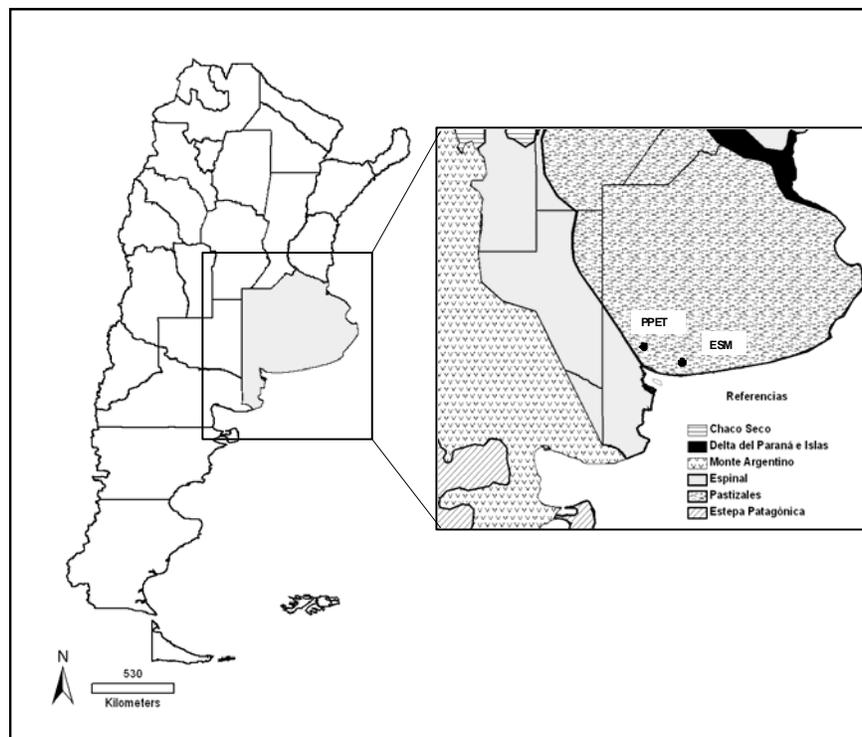


Figura 4. Localización de las áreas de estudio en relación a la distribución de las ecorregiones de Argentina. PPET: Parque Provincial Ernesto Tornquist, ESM: Estancia San Mateo.

Parque Provincial Ernesto Tornquist

Al sudoeste de la provincia de Buenos Aires se encuentran las sierras del Sistema de Ventania, las cuales contrastan con la planicie dominante en la región y alcanzan una altura aproximada de 1200 m. El sistema de Ventania es uno de los dos conjuntos montañosos del oeste de la provincia de Buenos Aires, que se extiende desde la laguna de Guaminí hasta la costa del mar Argentino, recorriendo alrededor de 150 km. Enmarcado en estas sierras se encuentra el Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET), ubicado en el Partido de Tornquist, sobre la Ruta Provincial Nº 76, a 21 km de la ciudad de Tornquist. Dicho parque fue creado en 1936 con el objeto de preservar una fracción del pastizal pampeano y, en particular, del poco común pastizal serrano.

EL PPET tiene una superficie de 6707 ha y una altitud máxima de 1184 m. El clima es templado, con lluvias anuales que oscilan entre 500 mm y 800 mm (Frangi y Bottino 1995). La temperatura media anual de la región es de 13°C y disminuye de NE a SO. Dentro del área serrana existe un gradiente altitudinal donde disminuye 6.9°C/1000 m (Kristensen y Frangi 1995).

La flora presente corresponde al Distrito Pampeano Austral de la provincia Fitogeográfica Pampeana (Cabrera 1976), con pastizales compuestos principalmente por *Stipa* spp., *Piptochaetium* spp., *Festuca* spp. y *Briza* spp.) y con escasos arbustos (*Eupatorium* sp. y *Discaria* sp.). También se pueden encontrar algunos parches de plantas exóticas, tales como *Pinus* spp., *Cupressus* spp., *Quercus* spp. y algunos representantes de la Familia Rosacea (Zalba y Villamil 2002).

Los herbívoros nativos de mediano porte como el guanaco (*Lama guanicoe*) están casi ausentes del área, pero existe una densa población de caballos cimarrones (*Equus caballus*) que, al momento de realizarse el estudio, no presentaba ningún tipo de manejo y que producía un pastoreo de medio a intensivo (Scorolli *et al.* 2006). Además de los caballos existen en el

área otras especies de vertebrados exóticos, como la liebre europea (*Lepus europaeus*) y, en menor densidad, el ciervo dama (*Dama dama*) y el jabalí (*Sus scrofa*).

De las nueve especies de carnívoros (Carnivora, Mammalia) que habitan en la Provincia de Buenos Aires (Galliari *et al.* 1991), cinco han sido reportadas en este parque (Luengos Vidal *et al.*, 2004; Tabla 3).



Figura 5. Vistas panorámicas del Parque Provincial Ernesto Tornquist.

Estancia San Mateo

Se encuentra a unos 150 km del PPET, sobre la ruta nacional Nº 3. Se trata de un conjunto de establecimientos agrícola-ganaderos de unas 1700 ha de superficie, ubicados en el Partido de Coronel Dorrego a 15 km de la localidad de El Perdido. A diferencia del PPET, el relieve de la región es plano, con una altura promedio de 100 m sobre el nivel del mar (Figura 6).

El clima es templado, con temperaturas medias anuales que van desde 8,1 °C a 20,3 °C, siendo la amplitud térmica media anual de 12 °C (Czajkowiak y Rosenfeld 1992). El número promedio de días con heladas es de 25 y la mayor cantidad de lluvias se producen en primavera y otoño, con mínimos en invierno, y una media anual de 841 mm. Los vientos predominantes son del norte-noroeste, aumentando en verano (Campo de Ferreras *et al.* 2004).

La vegetación nativa ha sido altamente modificada por la agricultura, la erosión, el uso de agroquímicos y la urbanización. Los relictos de vegetación nativa están presentes en las áreas no disponibles para la agricultura, como son los sitios con presencia de rocas aflorantes, zonas bajas inundables, bordes de caminos y vías férreas (Bonaventura y Cagnoni 1995). En la mayor parte de la superficie se llevan a cabo actividades agrícola-ganaderas. En la estancia San Mateo (ESM) las especies cultivadas varían estacionalmente y anualmente. La cebada (*Hordeum distichon*), el maíz (*Zea mays*), el trigo (*Triticum aestivum*), la soja (*Glycine max*) y el girasol (*Helianthus annuus*) fueron los cultivos predominantes en el área de estudio durante el periodo de trabajo.

Las actividades ganaderas realizadas en el área, no tan expandidas como las agrícolas, están centradas en la cría del ganado bovino y, en menor medida, ovino y porcino.

En cuanto a la fauna silvestre presente, la información es escasa. Se reportaron cuatro especies de carnívoros (Luengos Vidal *et al.* 2004; Tabla 3). Aún cuando en diálogos con los pobladores ocasionalmente se menciona la presencia del puma, no se ha confirmado aún su

ocurrencia en esta área de estudio (Castillo *et al.* 2009). Al igual que en el PPET, dentro de los vertebrados exóticos se destaca la importante presencia de la liebre europea (Birochio 2008).



Figura 6. Vistas panorámicas de la Estancia San Mateo.

Tabla 3. Listado y características principales de las especies de carnívoros que habitan en las áreas de estudio.

| Especie | Nombre común | Presente en área | Peso medio (kg) | Hábitat | Estatus a nivel nacional |
|------------------------------|----------------|------------------|-----------------|--|---------------------------|
| <i>Puma concolor</i> | Puma | PPET | 36 y 72 | Desde pastizal a las montañas por los bosques tropicales | Potencialmente vulnerable |
| <i>Leopardus geoffroyi</i> | Gato montés | PPET, SM | 4 | Pastizales, montés, bosques y sitios rocosos | Potencialmente vulnerable |
| <i>Lycalopex gymnocercus</i> | Zorro pampeano | PPET, SM | 5 | Pastizales y bosques abiertos | Preocupación menor |
| <i>Galictis cuja</i> | Hurón menor | PPET, SM | 1,5 | Desde pastizales a montañas, cuerpos de agua | Potencialmente vulnerable |
| <i>Conepatus chinga</i> | Zorrino común | PPET, SM | 1,5 | Pastizales y arbustales | Potencialmente vulnerable |

REFERENCIAS

- Aurambout J., A. Endress, B. Deal. 2005. A Spatial Model to Estimate Habitat Fragmentation and Its Consequences on Long-Term Persistence of Animal Populations. *Environmental Monitoring and Assessment* **109**:199-225.
- Bertonatti C., J. Corcuera. 2000. Situación Ambiental Argentina. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires.
- Birochio D.E. 2008. Ecología trófica de *Lycalopex gymnocercus* en la región pampeana: Un acercamiento inferencial al uso de los recursos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Bonaventura S.M., M.C. Cagnoni. 1995. La vegetación de los bordes de los caminos en agroecosistemas. *Physis* **50**:63-71.
- Bryant H.N., A.P. Russell, W.D. Fitch. 1993. Phylogenetic relationships within the extant Mustelidae (Carnivora): appraisal of the cladistic status of the Simpsonian subfamilies. *Zoological Journal of the Linnean Society* **108**:301-334.
- Burkart R., D. Ruiz, C. Maraňal, F. Aduca. 1991. El Sistema Nacional de áreas Naturales Protegidas de la Republica Argentina. APN, Buenos Aires.
- Cabrera A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería, Buenos Aires.
- Campo de Ferreras A.M., A.M. Capelli de Steffens, P.G. Diez. 2004. El clima del Suroeste Bonaerense. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* **16**:488-502.
- Crooks K.R., M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400**:563-566.

- Díaz G., R. Ojeda. 2000. Libro rojo de los mamíferos amenazados de la Argentina. SAREM, Mendoza.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* **56**:709-718.
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt. 1997. Systematics of Mustelid-Like Carnivores. *Journal of Mammalogy* **78**:426-443.
- Fernández Salvador R. 1996. Definición de las familias del Orden Carnivora. pp. 17-77 en R. García Perea, R. Baquero, R. Fernández-Salvador, J. Gisbert, editores. Carnívoros: Evolución ecología y conservación. CSIC-SECEM, Madrid.
- Flynn J.J., M.A. Nedbal, J.W. Dragoo, R.L. Honeycutt. 2000. Whence the Red Panda? *Molecular Phylogenetics and Evolution* **17**:190-199.
- Frangi J.L., O.J. Bottino. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Rev. Fac. Agr. La Plata* **71**:93-133.
- Galliari C.A., W. Breman, F. Goin. 1991. Situación ambiental de la Provincia de Buenos Aires. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental. Mamíferos. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Ginsberg J., D.W. Macdonald. 1990. Foxes, Wolves, Jackals, and Dogs. An Action Plan for the Conservation of Canids. UCN/SSC Canid Specialist Group - IUCN/SSC Wolf Specialist Group.
- IUCN. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4.
- Kristensen M.J., J.L. Frangi. 1995. Mesoclimas de pastizales de la Sierra de la Ventana. *Ecología Austral* **5**:55-64.

- Lawton J.H. 1997. The science and no-science of conservation biology. *Oikos* **79**:3-5.
- Martin L.D. 1989. Fossil history of the terrestrial Carnivora *en* J.L. Gittleman, editor. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*, Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York.
- Martinez -Ghersa M.A., C.M. Ghersa. 2005. Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. *Ciencia Hoy* **15**:37-45.
- McNeely J.A., K.R. Miller. 1984. *National Parks, Conservation and Development: the role of protected areas in sustaining society*. IUCN, Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Noss R.F., Howard B. Quigley, Maurice G. Hornocker, T. Merrill, P.C. Paquet. 1996. *Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains* *Conservation Biology* **10**:949-963.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics: the Southern Cone*. The University of Chicago.
- Rosatte R. 1988. Rabies in Canada: History, epidemiology and control. *Canadian Veterinary Journal* **29**:362-365.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman, editores. *Wild mammals of North America: Biology, management and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R., M.J. Pybus, J.R. Gunson. 1986. Population reduction as a factor in the control of skunks rabies in Alberta. *Journal of Wildlife Diseases* **22**:459-467.
- Sargeant G.A., D.H. Johnson, W.E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *The Journal of Wildlife Management* **62**:1235-1245.
- Scorolli A.L., A.C. Lopez Cazorla, L.A. Tejera. 2006. Unusual mass mortality of feral horses during a violent rainstorm in Parque Provincial Tornquist, Argentina. *Mastozoología Neotropical* **13**:255-258.

- Soulé M.E., J.W. Terborgh. 1999. Continental Conservation: Scientific foundations of regional reserve networks. Island Press, Washington, DC.
- Travaini A., M. Delibes, O. Ceballos. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. *Journal of Zoology* **246**:457-460.
- Viglizzo E., F. Lértora, A. Pordomingo, J. Bernardos, Z. Roberto, H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low intensity farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **81**:65-81.
- WCED. 1987. Our Common Future. Oxford University Press, Oxford.
- Woodroffe R., J.R. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* **280**:2126-2128.
- Wozencraft W.C. 1989. The phylogeny of the Recent Carnivora. pp. 495-535 *en* J.L. Gittleman, editor. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York.
- Wozencraft W.C. 2005. Order Carnivora. pp. 532-628 *en* D.E. Wilson, D.A.M. Reeder, editores. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Zalba S.M., C.B. Villamil. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasion* **4**:55-72.

CÁPITULO II

Craneometría, morfometría externa y patrones de coloración del pelaje de *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

Históricamente, los zorrinos han sido clasificados en la familia Mustelidae. Se agrupaba a los miembros de esta familia en base a la pérdida de la incisura carnífera en el cuarto premolar superior, la pérdida de la segunda muela superior, así como también a las desarrolladas glándulas del olor (Martin 1989; Wozencraft 1989; Bryant *et al.* 1993). El problema con estos caracteres es que los mismos pueden deberse a un alto grado de homoplasia (rasgo no derivado de antepasado común). Por ejemplo, Wozencraft (1989) sugirió que la pérdida de la incisura carnífera ocurrió más de una vez en linajes independientes de carnívoros. Por otro lado, todos los carnívoros tienen glándulas del olor, aunque se desarrollan especialmente en los mustélidos y en el caso de los zorrinos alcanzan el máximo desarrollo. La asociación de cada una de las glándulas del olor a una válvula en los zorrinos, en lugar de un conducto como ocurre en los mustélidos, sugiere que la glándula del olor en los primeros es apomórfica (Bryant *et al.* 1993). Otras características compartidas entre los zorrinos y los mustélidos pueden representar rasgos primitivos conservados como, por ejemplo, el tipo de bula timpánica (Hunt 1974).

Estudios moleculares acerca de las relaciones de los carnívoros basados en la hibridación del ADN (Arnason y Widegren 1986; Wayne *et al.* 1989; Ledje y Arnason 1996) han sugerido que los prociónidos (mapaches y alias) y los pinnípedos (las tres familias de carnívoros marinos) están más de cerca de los mustélidos que los zorrinos. Ledje y Arnason (1996) examinaron secuencias de ADN de los zorrinos de los géneros *Mephitis* y *Spilogale*, así como de otros carnívoros y concluyeron que los zorrinos deben estar en su propia familia, Mephitidae. Esto fue confirmado posteriormente en un estudio genético más completo realizado por Dragoo y Honeycutt (1997).

Dentro de la familia Mephitidae se reconocen actualmente cuatro géneros, de los cuales tres corresponden a los denominados zorrinos, todos habitantes de América: *Spilogale*,

Mephitis, *Conepatus*. El cuarto género, *Mydaus*, contiene a los denominados “tejones asiáticos”, aunque su ubicación dentro de la familia aún es controversial (Wozencraft 2005).

Los géneros *Mephitis* y *Spilogale* habitan principalmente en América del Norte, distribuyéndose también en América central (Rosatte y Larivière 2003). Su estatus taxonómico está bien documentado (Anderson 1989; Wozencraft 1989; Dragoo *et al.* 1993; Wozencraft 1993), reconociéndose en la actualidad dos especies en el género *Mephitis* y cuatro especies en *Spilogale* (Wozencraft 2005).

En cuanto al género *Conepatus*, posee una distribución más amplia, desde Estados Unidos hasta el extremo sur de Argentina. El número de especies que lo componen no ha sido bien establecido, debido a la ausencia de estudios sistemáticos profundos del género.

La historia de la taxonomía de los zorrinos sudamericanos comienza con la descripción realizada por Cabrera (1957), que propone las siguientes especies y subespecies:

***Conepatus castaneus* (D’Orbigny y Gervais 1847):**

- *Conepatus castaneus castaneus* (D’Orbigny y Gervais 1847). Distribución: Argentina, en el extremo sur de las provincias de Buenos Aires y La Pampa y norte de Río Negro, hasta Neuquén y el sur de Mendoza. Localidad típica: Bahía de San Blas, provincia de Buenos Aires.

- *Conepatus castaneus proteus* (Thomas 1902). Distribución: Argentina, en la zona serrana de las provincias de Córdoba y San Luis, La Rioja, San Juan y el norte de Mendoza. Localidad típica: Cruz del Eje, provincia de Córdoba.

***Conepatus chinga* (Molina 1782):**

- *Conepatus chinga budini* (Thomas 1919). Distribución: Argentina, zona montañosa de Catamarca, La Rioja, San Juan, San Luis y el norte de Mendoza. Localidad típica: Otro Cerro, provincia de Catamarca.

- *Conepatus chinga chinga* (Molina 1782). Distribución: centro de Chile, al parecer desde Coquimbo hasta Concepción, sobre todo en el litoral. Localidad típica: alrededores de Valparaíso.

- *Conepatus chinga gibsoni* (Thomas 1910). Distribución: Distrito pampásico de Argentina. Localidad típica: Estancia Los Ingleses, cercana a Mar de Ajó, provincia de Buenos Aires.

- *Conepatus chinga mendosus* (Thomas 1921). Distribución: oeste de Argentina, en la parte occidental del sur de Mendoza, Neuquén y Río Negro, pasando en el sur de Chile, en las provincias de Valdivia y Chiloé. Localidad típica: Tupungato, provincia de Mendoza.

- *Conepatus chinga suffocans* (Illgner 1815). Distribución: sudeste de Brasil, Uruguay y nordeste de Argentina. Localidad típica: Esperanza, provincia de Santa Fe, Argentina.

Conepatus humboldtii (Gray 1837):

Distribución: Patagonia Argentina y Chilena, desde el sur de la provincia de Río Negro, Argentina, hasta el estrecho de Magallanes y Chile desde el sur de la provincia de Chiloé: Localidad típica: Estrecho de Magallanes.

Conepatus rex (Thomas 1898):

- *Conepatus rex inca* (Thomas 1900). Distribución: litoral centro de Perú y faldas colindantes de la cordillera occidental. Localidad típica: Callao, departamento de Lima.

- *Conepatus rex rex* (Thomas 1898). Distribución: altiplanos del sur de Perú, oeste de Bolivia, norte de Chile y extremo noroeste de Argentina. Localidad típica: Tambo Esperanza, Departamento de Oruro, Bolivia.

Conepatus semistriatus (Bodaert 1785):

- *Conepatus semistriatus amazonicus* (Lichtenstein 1836). Distribución: nordeste de Brasil, al parecer desde cerca del bajo de Amazonas hasta Minas Gerais. Localidad típica: Río Amazonas.

- *Conepatus semistriatus quitensis* (Humbolt 1812). Distribución: Ecuador occidental y tal vez el litoral sur de Colombia. Localidad típica: Quito, Ecuador.

- *Conepatus semistriatus semistriatus* (Bodaert 1785). Distribución: norte y centro de Colombia y oeste de Venezuela. Localidad típica: Minas de Mantuosa, cerca de Pamplona, departamento del norte de Santander, Colombia.

- *Conepatus semistriatus taxinus* (Thomas 1924) Distribución: norte de Perú, en cuenca del Marañón y sus afluentes. Localidad típica: Chachapoyas, departamento de Amazonas.

- *Conepatus semistriatus zorrino* (Thomas 1901). Distribución: noroeste de Perú, en la zona desértica. Localidad típica: Etén, departamento de Lambayeque.

En una publicación posterior Cabrera y Yepes (1960) describen las especies citadas para Argentina. Se detallan a continuación los caracteres utilizados por estos autores en esta clasificación:

- ***C. castaneus***: longitud total reducida (30 cm longitud corporal, más 20 cm de cola). Su pelaje es basto, de color negro café a marrón oscuro. Las bandas blancas dorsales están muy reducidas en largo y ancho; las mismas comienzan en el cuello y rara vez sobrepasan la grupa. Su cola presenta una mezcla de color blanco y negro. Algunos ejemplares muestran una banda o manchita blanca al costado de la nuca.

- ***C. humboldtii***: tamaño pequeño, su longitud total no sobrepasa los 40 cm y su cola los 20 cm. Colores igual que en *C. castaneus* pero se diferencia por el hecho de que las bandas blancas van desde la frente, donde a veces están unidas, hasta la mitad de la cola, donde tienden a unirse de nuevo. De este modo la coloración de la cola es oscura en sus extremos y con fuerte presencia de blanco hacia la mitad de la misma.

- ***C. rex***: presenta las líneas del dorso reunidas de manera tal que parecen como una sola banda muy ancha, que luego se bifurca en una pequeña extensión cerca de la grupa. Algunos ejemplares presentan, en la parte anterior de la banda blanca, algunas manchitas negras alargadas, como indicio de la separación que hay en otras especies. Su cola es mayoritariamente oscura.

- ***C. chinga***: presenta un pelaje basto, que va del color negro café a marrón oscuro. A lo largo del dorso corren dos bandas blancas generalmente cortas de ancho variable (más anchas en la parte posterior). La mitad terminal de la cola es completamente blanca.

Kipp (1965) estudió la morfología externa, craneal y dentaria así como también los patrones de coloración de una serie de especímenes sudamericanos y de las cinco especies descritas por Cabrera sólo distinguió dos grupos. En el primer grupo, al que denominó *C. humboldtii*, incluyó los zorrinos distribuidos en el área comprendida entre el estrecho de Magallanes y los bordes noreste de Argentina y parte de Uruguay y Paraguay. En el segundo grupo, que denominó *C. chinga*, incluyó los zorrinos distribuidos desde el sur de Chile hasta Perú, noroeste de Argentina y sur de Bolivia. Los criterios utilizados para la separación radican en que la cola de *C. chinga* sólo posee pelos de un sólo color (blancos o negros) y en *C. humboldtii*, además de estos, existen pelos de base blanca y extremo oscuro. Este carácter de la coloración de los pelos de la cola fue cuestionado por Van Gelder (1968), quien estudió ejemplares provenientes de Uruguay y Noreste de Argentina y observó la ausencia de pelos bicolors.

Hasta hace una década, la clasificación del género *Conepatus* que tenía más consenso era la elaborada por Wozencraft (1983) que reconocía 5 especies, de las cuales dos (*C. leuconotus* y *C. mesoleucous*) se distribuían en Norteamérica y Centroamérica, mientras que las restantes (*C. semistriatus*, *C. chinga* y *C. humboldtii*) habitaban en Sudamérica. Sin embargo, estudios morfológicos recientes (craneales y externos) y genéticos (secuenciación de ADN mitocondrial), determinaron que las dos especies norteamericanas, así como sus respectivas subespecies, representan sólo una especie, *C. leuconotus* (Dragoo *et al.* 2003).

Actualmente la clasificación más utilizada es la elaborada por Wozencraft (2005), con cuatro especies:

Conepatus chinga (Molina 1782)

• Subspecies: *budini* (Thomas 1919), *gibsoni* (Thomas 1910), *inca* (Thomas 1900), *mendosus* (Thomas 1921), *rex* (Thomas 1898), *suffocans* (Illiger 1811).

Conepatus humboldtii (Gray 1837)

• Subspecies: *humboldtii*, *castaneus* (D'Orbigny y Gervais, 1847), *proteus* (Thomas, 1902).

Conepatus leuconotus (Lichtenstein 1932)

• Subspecies: *leuconotus*, *figginsi* (Miller, 1925), *telmalestes* (Bailey, 1905).

Conepatus semistriatus (Boddaert, 1785)

• Subspecies: *amazonicus* (Lichtenstein, 1838), *taxinus* (Thomas, 1924), *trichurus* (Thomas, 1905), *yucatanicus* (Goldman, 1943), *zorrino* (Thomas, 1901).

En esta clasificación *C. chinga* y *C. humboldtii* están separados según los criterios propuestos por Kipp (1965) aunque Wozencraft en su trabajo del (2005) no menciona las distribuciones de ninguna de las especies del género. Actualmente, la distribución más utilizada (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2001; Donadio *et al.* 2004; Lucn 2010) para *C. chinga* y *C. humboldtii* es la propuesta por Redford y Eisenberg (1992), quienes también dicen basarse en la clasificación de Kipp (1965) para separar las especies, pero proponen una distribución diferente (Apéndices 1 y 2).

De lo mencionado anteriormente se desprende que, según el criterio de los distintos autores, es variable el número de especies y la distribución geográfica de las mismas. El objetivo de este capítulo es contribuir al esclarecimiento de la taxonomía del género *Conepatus* mediante el estudio de caracteres morfológicos de *C. chinga*. Con este fin se describen los siguientes objetivos específicos:

• Definir los patrones de coloración de una muestra de individuos del sudoeste bonaerense.

- Evaluar la utilidad de los criterios empleados para la clasificación de las especies del género *Conepatus* empleados por Cabrera y Yepes (1960) y Kipp (1965).
- Crear una base de datos morfológicos externos, craneales y mandibulares de *C. chinga* que pueda ayudar al esclarecimiento taxonómico de la especie, como también contribuir con la escasa bibliografía existente al respecto.
- Caracterizar a partir de la morfología externa los individuos de *C. chinga* capturados en cada área de estudio.
- Evaluar la existencia de dimorfismo sexual y describirlo.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO

Si los caracteres propuestos por Cabrera y Yepes (1960) o Kipp (1965) son válidos para la clasificación de los zorrinos que habitan en Argentina, los zorrinos del Sudoeste bonaerense examinados no deberían presentar diferencias significativas en los patrones de coloración.

MATERIALES Y MÉTODOS

MORFOMETRÍA CRANEAL Y MANDIBULAR DE *Conepatus chinga*

Se estudiaron 26 cráneos y 16 mandíbulas de individuos adultos (con cisuras craneales completamente fusionadas) recolectados en el campo en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Cuando fue posible, se tomaron 24 medidas lineales de cada uno de los cráneos examinados. La selección de las medidas estuvo basada en las siguientes consideraciones: medidas usadas para distinguir o separar otros taxa, medidas de valor taxonómico en otros géneros dentro de la familia Mephitidae y medidas que pudieran reflejar diferencias geográficas entre individuos de una misma especie (Van Gelder 1968). Cada medida fue tomada utilizando un calibre digital (precisión 0,01 mm). Se calculó media, desvío estándar y coeficiente de variación para las siguientes medidas:

Medidas craneales (Figura 1):

- Longitud condilobasal (LCB): distancia entre el plano posterior de los cóndilos occipitales y la parte anterior de los premaxilares.
- Longitud basal (LB): distancia entre el borde anterior del *foramen magnum* y la parte anterior de los premaxilares.
- Longitud palatal (LP): distancia entre el borde posterior del paladar (excluyendo la espina) y el margen posterior de los I¹.
- Longitud postpalatal (LPP): distancia entre el borde posterior del paladar (excluyendo la espina) y el margen anterior del *foramen magnum*.
- Ancho bimaistoideo (ABM): distancia entre las apófisis mastoideas tomadas de manera perpendicular al plano sagital del cráneo.
- Ancho bicigomático (ABC): la distancia máxima entre los arcos cigomáticos tomada en forma perpendicular al plano sagital del cráneo.
- Ancho interorbital (AIO): distancia interorbitaria a nivel de las suturas frontomaxilares.

- Ancho de la constricción postorbitaria (CPO): la menor distancia entre los frontales tomada a nivel de la constricción postorbitaria.
- Ancho de la caja craneana (ACC): distancia máxima entre las paredes laterales del cráneo tomada por encima de los senos epitimpánicos.
- Ancho de la bulla (Abu): ancho entotimpánico desde el foramen carotideo posterior hasta el límite con el ectotimpánico, en sentido transversal al eje longitudinal de la bulla.
- Longitud de la bulla (Lbu): Distancia antero posterior de la bulla desde la parte anterior del entotimpánico, excluyendo el proceso estiliforme, hasta la parte posterior a nivel del foramen estilomastoideo.
- Ancho interpterigoideo (AIPT): distancia entre las apófisis de los pterigoides.

Medidas mandibulares (Figuras 1 y 2):

- Altura de la mandíbula (ALMd): distancia entre la parte superior de la apófisis coronoides y la línea que pasa por la parte ventral de la rama mandibular y la apófisis angular.
- Longitud de la mandíbula (LMd): distancia tomada desde la sínfisis mandibular a nivel alveolar hasta la parte posterior del cóndilo mandibular.
- Longitud de la serie dentaria superior (SDS): distancia entre el margen anterior del C y el margen posterior del M¹.
- Longitud de la serie dentaria inferior (SDI): distancia entre el margen anterior del C y el margen posterior del M₂.
- Ancho entre incisivos (AEI): distancia entre los I³ tomada desde sus bordes externos.
- Ancho entre caninos (AEC): distancia entre los C tomada desde sus bordes externos.
- Ancho entre molares (AEM): distancia entre los M¹ tomada desde sus bordes externos.
- Diámetro del canino (LC): distancia entre los márgenes anterior y posterior del canino superior, tomada desde el borde labial.
- Longitud del PM³ (LPM³): distancia entre los márgenes anterior y posterior del PM³, tomada desde el borde labial.

- Longitud del PM⁴ (LPM⁴): distancia entre los márgenes anterior y posterior del PM⁴, tomada desde el borde labial.
- Longitud del M¹ (LM¹): distancia entre los márgenes anterior y posterior del M¹, tomada desde el borde labial.
- Ancho del M¹. (AM¹): distancia máxima entre el borde labial y el borde lingual.

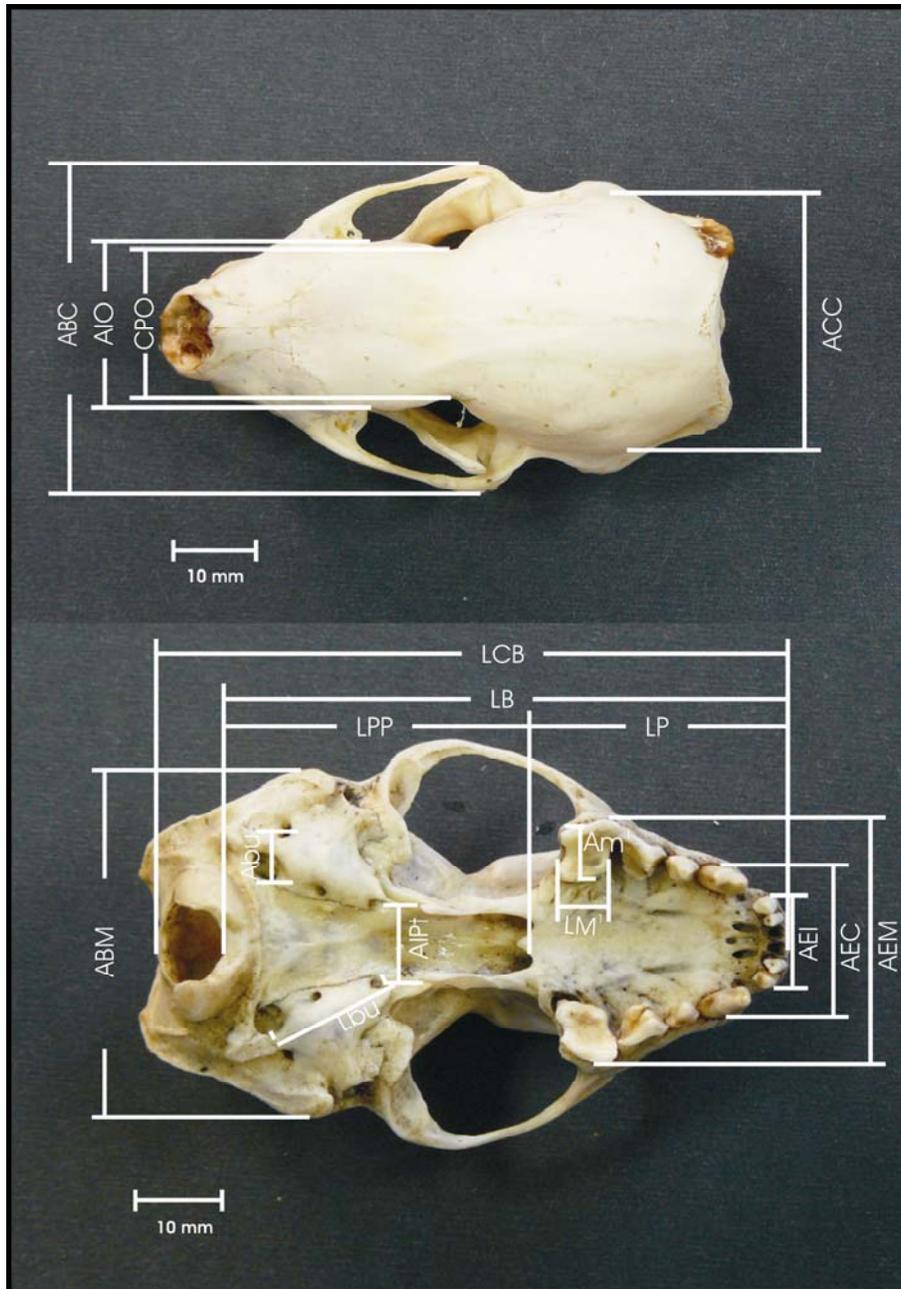


Figura 1. Medidas morfométricas del cráneo de *C. chinga*. Vistas dorsal y ventral.

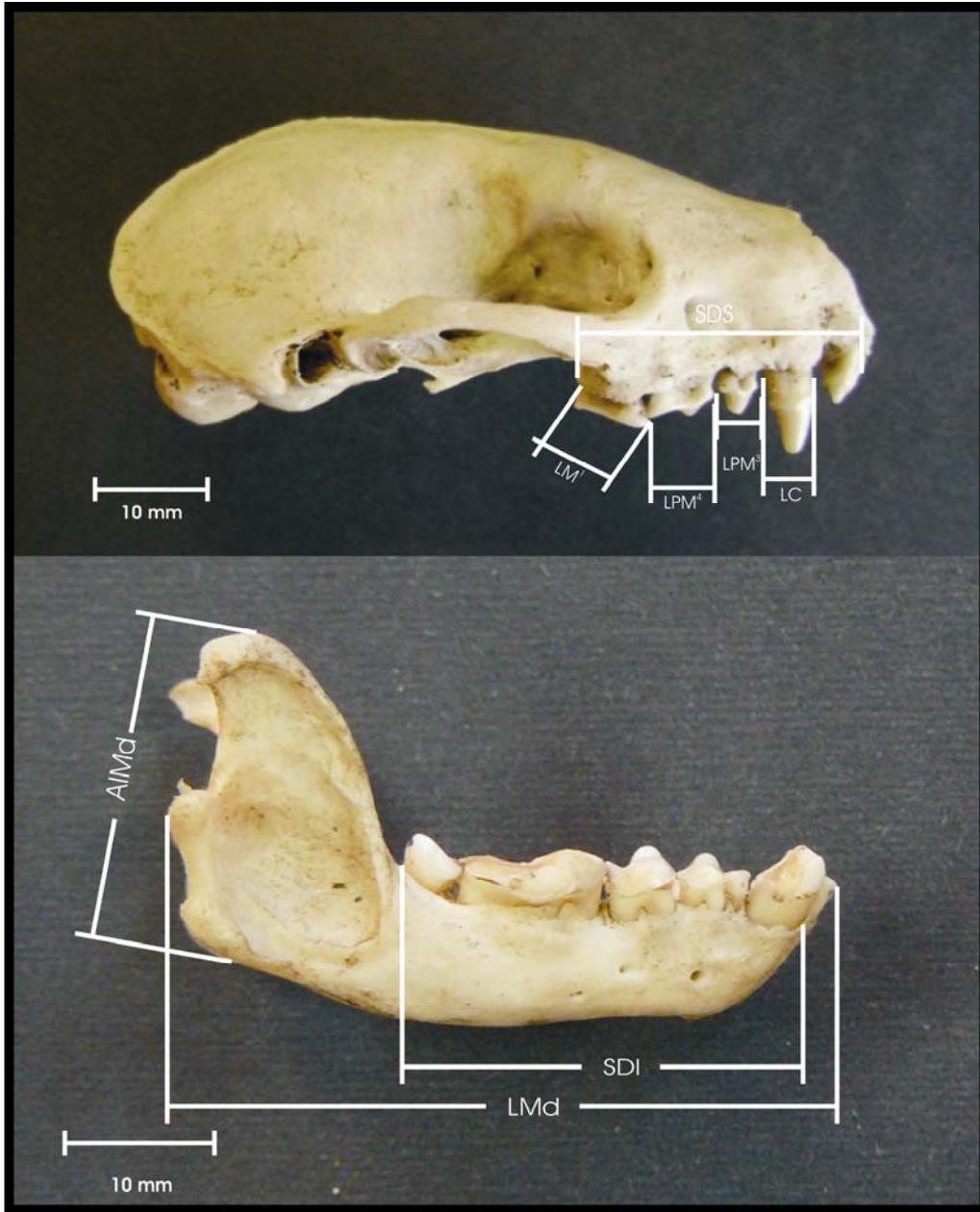


Figura 2. Medidas morfométricas del cráneo y mandíbula de *C. chinga*. Vista lateral.

MORFOMETRÍA EXTERNA

Mediante la captura viva de ejemplares de *C. chinga* en ambas áreas de estudio (cuya metodología se describe detalladamente en el capítulo III) y cuando los mismos estaban bajo los efectos de la anestesia, se procedió a la toma de las siguientes medidas morfométricas (Figuras 3 y 4):

Longitud total (LT): distancia medida desde el extremo distal del hocico hasta el extremo distal de la cola (considerándola hasta el extremo final del pelo). Tomada sobre la línea media dorsal con el animal decubito dorsal.

Longitud del cuerpo (LCu): distancia medida desde el extremo distal del hocico hasta el extremo proximal de la cola. Tomada sobre la línea media dorsal.

Longitud cola (LC): distancia desde el extremo proximal hasta el extremo distal de la cola. Tomada sobre la línea media dorsal.

Longitud de la cabeza (LCb): distancia desde el extremo distal del hocico hasta el plano posterior de los cóndilos occipitales. Tomada sobre la línea media dorsal.

Circunferencia del cuello (CC): perímetro el cuello, tomado en su punto medio.

Distancia entre caninos (DC): distancia entre los caninos superiores. Tomada externamente y por debajo de la línea de las encías, con un calibre de 0,1 mm de precisión.

Altura a la cruz (AC): distancia desde el ángulo craneal de la escápula hasta el extremo distal de uno de los miembros anteriores.

Longitud oreja (LO): distancia desde la base del orificio del pabellón auricular al extremo distal del mismo. Medida tomada con calibre de 0,1 mm de precisión.

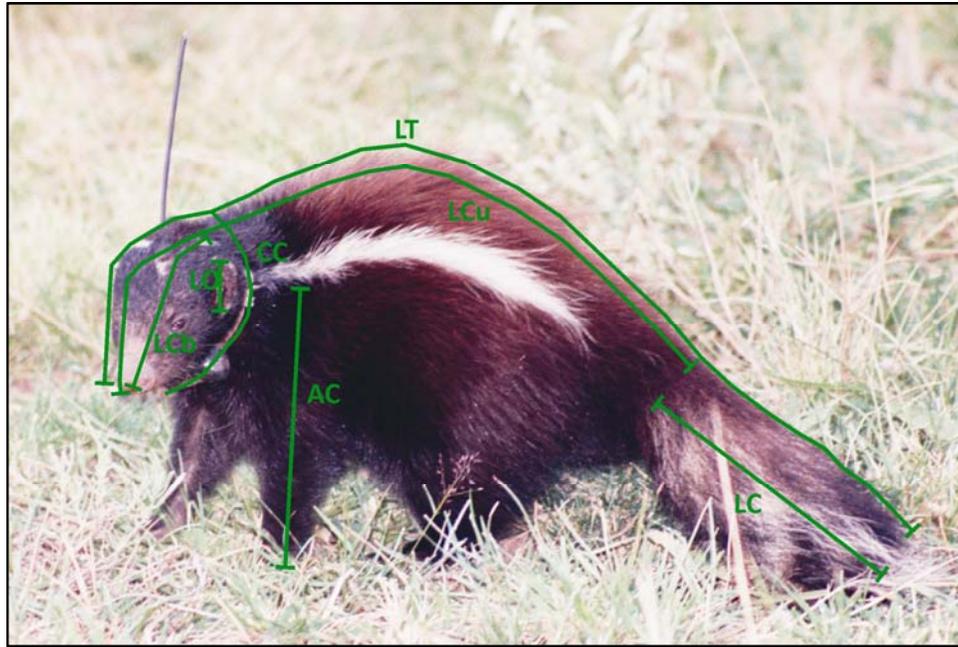


Figura 3. Detalle de las medidas corporales tomadas a *C. chinga*. LT: Longitud total, LCu: Longitud del cuerpo (decúbito dorsal), LCo: Longitud cola; LCa: Longitud de la cabeza; CC: Circunferencia del cuello; AC: Altura a la cruz; LO: Longitud oreja.



Figura 4. Detalle de la cavidad bucal de *C. chinga* en donde se señala la distancia entre caninos superiores (DC).

Además se registraron las siguientes medidas (tomadas con calibre de 0,1 mm de precisión) de la extremidad delantera izquierda y la extremidad posterior derecha (Figura 5):

1. Longitud máxima de la pata con uñas
2. Longitud de la pata
3. Ancho de la pata
4. Longitud de la almohadilla plantar
5. Ancho de la almohadilla plantar

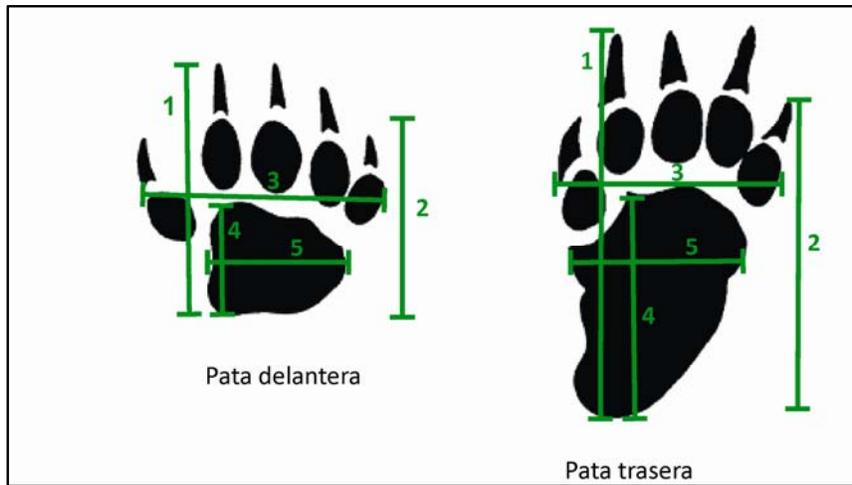


Figura 5. Esquema de una pata de *C. chinga* donde se indican las medidas tomadas.

El peso y las distintas medidas morfométricas se promediaron para el total de individuos y por sexo. Para el caso de individuos recapturados se procedió a promediar sólo los valores de la primera captura.

Las variaciones de las distintas medidas morfométricas entre sexos y áreas de estudio se evaluaron mediante un ANOVA a dos vías, considerando significativos los valores de $p \leq 0,05$.

El dimorfismo sexual entre los ejemplares adultos se calculó mediante el índice porcentual (ID) de Rossolino y Pavlinov (1974).

$$ID = \left[\frac{\bar{X}_m - \bar{X}_h}{\bar{X}_h} \right] * 100$$

donde \bar{X}_m es la media de una medida determinada para machos y \bar{X}_h es la media de la misma medida para las hembras.

PATRONES DE COLORACIÓN DEL PELAJE

Los patrones de coloración de los zorrinos se establecieron a partir de fotografías y observaciones directas (animales capturados, avistados y muertos) realizados durante el periodo de muestreo. Teniendo en cuenta los criterios utilizados por Cabrera y Yepes (1960) y Kipp (1965) para distinguir las diferentes especies, de cada foto u observación directa de un zorrino se registraron las siguientes características:

Color dominante: se refiere a la coloración de la mayoría del pelaje del cuerpo.

Presencia y longitud de las bandas blancas: cada ejemplar fue clasificado de la siguiente manera (Van Gelder 1968):

- 1: Las bandas se extienden a lo largo de todo el cuerpo hasta la base de la cola.
- 3/4: Las bandas se extienden desde la nuca hasta las caderas.
- 1/2: Las bandas se extienden desde la nuca hasta la región media dorsal.
- 0: Las bandas blancas están ausentes a lo largo del cuerpo o sólo reducidas a pequeñas

manchas.

Presencia y características de la coloración blanca en la cabeza: indica si el pelaje blanco forma dos líneas definidas, pequeñas manchas difusas o está ausente de la parte dorsal de la cabeza.

Color de la cola: se refiere a la coloración y la distribución de pelos blancos y negros en la cola.

En ella es posible encontrar tres clases de pelos en función de su coloración: pelos negros, blancos y bicolors (base de color blanco y parte distal negra).

Finalmente en base a las características descritas Cabrera y Yepes (1960), se construyeron esquemas que reflejan el patrón de coloración de las diferentes especies (Figura 6), los cuales se compararon con los patrones previamente establecidos para cada zorrino capturado o fotografiado.

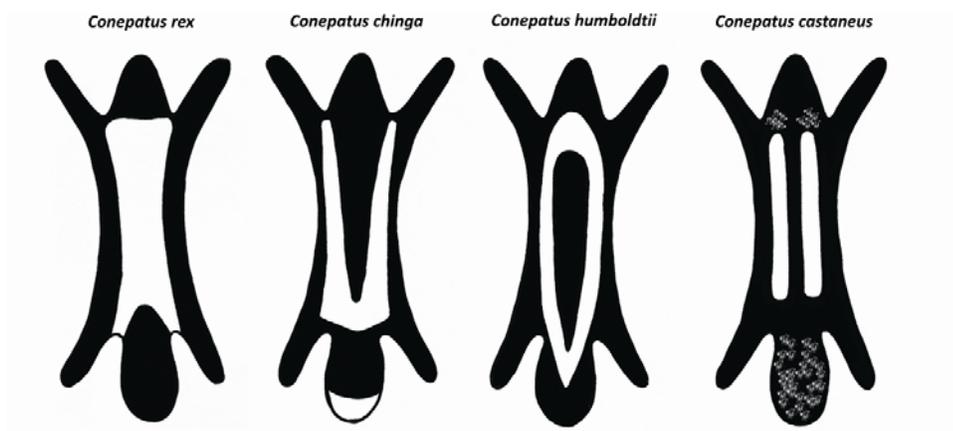


Figura 6. Esquemas del patrón de coloración construidos en base a la descripción realizada por Cabrera y Yepes (1960) de las especies de zorrinos distribuidas en Argentina.

Los esquemas de la Figura 6 se compararon con aquellos de los ejemplares muestreados, asignando a cada uno de estos últimos la pertenencia a alguno de los patrones descritos por Cabrera y Yepes (1960). Adicionalmente se observó la presencia u ausencia de pelos bicolors.

RESULTADOS

MORFOMETRÍA CRANEAL Y DENTARIA

Descripción del cráneo de *C. chinga*

En su vista dorsal el cráneo es de contorno oval. La parte posterior es globosa. La cresta sagital está bien desarrollada y se une por detrás con la cresta lambdoidea. El punto más alto del cráneo se halla a nivel del meato auditivo. Observando el cráneo lateralmente, pueden apreciarse unas pequeñas proyecciones pertenecientes a los huesos nasales. La arcada cigomática es delgada y la órbita carece de límites posteriores confluyendo con la fosa temporal. Las paredes laterales de la caja craneana se continúan hacia abajo en la región mastoidea con una zona globosa correspondiente a los senos epitimpánicos.

En vista ventral, entre los forámenes incisivos, se encuentra un pequeño foramen llamado Palatino medio anterior o intermaxilar. El paladar termina unos milímetros por detrás de los M¹. Como todos los Mephítidos y Mustélidos, *C. chinga* carece de canal de aliesfenoides (Van Gelder 1959, 1968). Las bulas timpánicas no están muy desarrolladas. La zona entre la apófisis mastoidea, la apófisis paraoccipital y el foramen estilomastoideo es bastante aplanada.

Descripción de la mandíbula de *C. chinga*

El borde inferior de la mandíbula tiene un contorno bastante irregular, alternando sectores cóncavos y convexos. La rama mandibular está inclinada hacia atrás y la apófisis angular está bien definida y curvada distalmente. La fórmula dentaria para *C. chinga* es 3/3, 1/1, 2/3, 1/2, con un total de 32 piezas.

En las Tablas 1 y 2 se indican los promedios, máximos, mínimos, desvíos y coeficientes de variación de las 17 medidas craneales y mandibulares tomadas. El número de muestras en que se basa el promedio de cada observación (n) es variable, debido a que algunos cráneos presentaban roturas que dificultaban la toma de la medida correspondiente.

Las medidas que presentaron mayor coeficiente de variación (CV) fueron el ancho de la bulla (14,33%) y el diámetro del C (11,71%), mientras que la que presentó el menor CV fue la longitud de la serie dentaria inferior (3,61%).

Tabla 1. Medidas craneanas (en mm) de individuos adultos de *C. chinga* (DE = desvío estándar, CV = coeficiente de variación).

| Medida | n | Máximo | Mínimo | Promedio | DE | CV |
|--------|----|--------|--------|----------|------|-------|
| LCB | 25 | 67,92 | 58,66 | 64,33 | 2,65 | 4,12 |
| LB | 25 | 61,34 | 51,89 | 56,85 | 2,64 | 4,64 |
| LP | 25 | 27,33 | 21,85 | 23,89 | 1,20 | 5,04 |
| LPP | 25 | 34,04 | 27,16 | 30,5 | 1,80 | 5,89 |
| ABM | 25 | 38,06 | 31,4 | 35,34 | 1,61 | 4,57 |
| ABC | 17 | 45,08 | 39 | 41,33 | 1,7 | 4,11 |
| AIO | 26 | 23,22 | 19 | 20,92 | 0,97 | 4,63 |
| CPO | 26 | 19,60 | 12,47 | 16,66 | 1,55 | 9,30 |
| ACC | 26 | 33,06 | 22,57 | 30,61 | 2,01 | 6,55 |
| ABU | 26 | 9,21 | 4,78 | 5,83 | 0,84 | 14,33 |
| LBU | 26 | 9,56 | 7,97 | 8,71 | 0,45 | 5,16 |
| AIPT | 13 | 9,45 | 7,49 | 8,34 | 0,53 | 6,34 |

Tabla 2. Medidas mandibulares (en mm) de individuos adultos de *C. chinga* (DE = desvío estándar, CV = coeficiente de variación).

| Medida | n | Máximo | Mínimo | Promedio | DE | CV |
|------------------|----|--------|--------|----------|------|-------|
| ALMd | 16 | 22,15 | 17,73 | 20,41 | 1,32 | 6,46 |
| LMd | 16 | 42,68 | 35,03 | 39,07 | 1,74 | 4,45 |
| SDS | 24 | 22,55 | 18,69 | 20,33 | 0,92 | 4,51 |
| SDI | 16 | 25,08 | 23,19 | 26,32 | 0,91 | 3,61 |
| AEI | 25 | 11,71 | 8,82 | 9,83 | 0,68 | 6,92 |
| AEC | 24 | 17,7 | 14,03 | 15,94 | 0,96 | 6,03 |
| AEM | 24 | 28,58 | 23,59 | 25,55 | 1,05 | 4,10 |
| LC | 26 | 5,33 | 3,37 | 4,38 | 0,51 | 11,71 |
| LPM ³ | 26 | 3,43 | 2,42 | 2,94 | 0,26 | 9 |
| LPM ⁴ | 26 | 6,82 | 5,29 | 6,06 | 0,38 | 6,30 |
| LM ¹ | 25 | 7,15 | 5,46 | 6,48 | 0,43 | 6,70 |
| AM ¹ | 25 | 9,47 | 7,93 | 8,74 | 0,37 | 4,18 |

MORFOMETRÍA EXTERNA

Las medidas corporales de *C. chinga* no presentaron grandes diferencias entre sexos. Sólo dos medidas fueron estadísticamente mayores en los machos: diámetro del cuello y ancho de almohadilla anterior (Tabla 3). Esta falta de dimorfismo sexual fue corroborada con el índice porcentual de Rossolino y Pavlinov (ID), el cual no alcanzó valores significativos (Tabla 3). Los mayores valores de este índice se hallaron en medidas correspondientes a las extremidades delanteras: ancho máximo de la plantilla anterior, de la almohadilla y la plantilla total.

Al comparar las medidas morfométricas entre los zorrinos capturados en ambas áreas de estudio se observó que los de ESM presentaron una mayor longitud total, corporal y cefálica que los del PPET (Tabla 3).

Tabla 3. Medidas morfométricas e índice de dimorfismo sexual (ID) registradas en las capturas de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y Estancia San Mateo (ESM). Prueba ANOVA, $p \leq 0,005$ se consideran significativos. El desvío estándar se muestra entre paréntesis.

| Medida | General | Machos | Hembras | PPET | ESM | F test | ID |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---|--------------|
| Peso (kg) | 1,45 (0,19) | 1,49 (0,22) | 1,42 (0,17) | 1,5 (0,16) | 1,40 (0,24) | ($F_{\text{sexo } 1, 22} = 0,28; p = 0,6$); ($F_{\text{área } 1, 22} = 1,1; p = 0,28$) | 4,47 |
| LT | 62,91 (7,48) | 62 (5,17) | 63,7(9,28) | 65,14 (7,9) | 59,44 (5,53) | ($F_{\text{sexo } 1, 20} = 1,13; p = 0,3$); ($F_{\text{área } 1, 20} = 4,33; p = 0,05$)* | -2,75 |
| LCu | 37,38 (3,13) | 37,1 (3,95) | 37,6 (2,33) | 38,75 (2,86) | 35,56 (2,6) | ($F_{\text{sexo } 1, 18} = 1,3; p = 0,26$); ($F_{\text{área } 1, 18} = 8,11; p = 0,01$)* | -1,43 |
| LC | 18 (2,11) | 19 (1,93) | 17,25 (1,99) | 18,67 (2,39) | 17,11 (1,34) | ($F_{\text{sexo } 1, 18} = 3,24; p = 0,08$); ($F_{\text{área } 1, 18} = 2,33; p = 0,14$) | 10,14 |
| LCb | 8,83 (0,95) | 8,77 (0,87) | 8,87 (1,04) | 9,11 (0,96) | 8,29 (0,7) | ($F_{\text{sexo } 1, 18} = 0,43; p = 0,51$); ($F_{\text{área } 1, 18} = 4,24; p = 0,05$)* | -1,10 |
| CC | 15,12 (1,33) | 15,77 (1,03) | 14,59 (1,35) | 15,13 (1,19) | 15,13 (1,62) | ($F_{\text{sexo } 1, 17} = 5,09; p = 0,03$)*; ($F_{\text{área } 1, 17} = 0,55; p = 0,46$) | 8,13 |
| DC | 1,53 (0,17) | 1,55 (0,12) | 1,52 (0,2) | 1,47 (0,21) | 1,59 (0,12) | ($F_{\text{sexo } 1, 12} = 0,43; p = 0,52$); ($F_{\text{área } 1, 12} = 2,19; p = 0,16$) | 2,17 |
| Pata delantera | | | | | | | |
| Long. total | 3,40 (0,75) | 3,62 (0,58) | 3,22 (0,85) | 3,41 (0,68) | 3,4 (0,91) | ($F_{\text{sexo } 1, 13} = 1,1; p = 0,31$); ($F_{\text{área } 1, 13} = 0,07; p = 0,79$) | 12,38 |
| Long. total c/uñas | 4,62 (0,94) | 4,88 (0,4) | 4,39 (1,23) | 4,66 (0,51) | 4,58 (1,34) | ($F_{\text{sexo } 1, 12} = 0,95; p = 0,34$); ($F_{\text{área } 1, 12} = 0,04; p = 0,84$) | 11,23 |
| Long. almohadilla | 2,28 (0,78) | 2,4 (0,58) | 2,19 (0,94) | 2,08 (0,64) | 2,56 (0,92) | ($F_{\text{sexo } 1, 13} = 0,8; p = 0,38$); ($F_{\text{área } 1, 13} = 1,98; p = 0,18$) | 9,53 |
| Ancho total | 2,02 (0,34) | 2,19 (0,2) | 1,88 (0,37) | 2,04 (0,23) | 2 (0,47) | ($F_{\text{sexo } 1, 13} = 3,41; p = 0,08$); ($F_{\text{área } 1, 13} = 0,07; p = 0,79$) | 16,09 |
| Ancho almohadilla | 1,71 (0,22) | 1,86 (0,19) | 1,6(0,19) | 1,76 (0,30) | 1,67 (0,08) | ($F_{\text{sexo } 1, 13} = 5,89; p = 0,03$)*; ($F_{\text{área } 1, 13} = 0,04; p = 0,89$) | 16,03 |
| Pata trasera | | | | | | | |
| Long. total | 3,4 (0,75) | 4,46 (0,82) | 4,41 (1,24) | 4,67 (0,85) | 4,07 (1,23) | ($F_{\text{sexo } 1, 15} = 0,00; p = 0,98$); ($F_{\text{área } 1, 15} = 1,41; p = 0,25$) | 1,23 |
| Long. total c/uñas | 4,97 (1,09) | 5,05 (0,78) | 4,91 (1,33) | 5,19 (0,87) | 4,76 (1,32) | ($F_{\text{sexo } 1, 11} = 0,05; p = 0,82$); ($F_{\text{área } 1, 11} = 0,49; p = 0,49$) | 2,94 |
| Long. almohadilla | 3,3 (1,03) | 3,28 (0,62) | 3,31 (1,37) | 3,48 (0,68) | 3,08 (1,38) | ($F_{\text{sexo } 1, 15} = 0,07; p = 0,8$); ($F_{\text{área } 1, 15} = 0,67; p = 0,42$) | -1,14 |
| Ancho total | 2,13 (1,03) | 2,05 (0,28) | 2,2 (1,47) | 1,98 (0,3) | 2,33 (1,55) | ($F_{\text{sexo } 1, 15} = 0,02; p = 0,88$); ($F_{\text{área } 1, 15} = 0,39; p = 0,54$) | 6,89 |
| Ancho almohadilla | 1,81 (0,52) | 1,78 (0,20) | 1,84 (0,69) | 1,76 (0,17) | 1,89 (0,79) | ($F_{\text{sexo } 1, 15} = 0,02; p = 0,88$); ($F_{\text{área } 1, 15} = 0,39; p = 0,54$) | -2,92 |
| LO | 1,98 (0,59) | 1,93 (0,6) | 2,03 (0,65) | 2,16 (0,66) | 1,8 (0,53) | ($F_{\text{sexo } 1, 7} = 1,09; p = 0,33$); ($F_{\text{área } 1, 7} = 1,94; p = 0,20$) | -4,83 |
| AC | 19,33 (1,63) | 19,83 (1,94) | 19,06 (1,39) | 19,13 (1,96) | 19,75 (1,13) | ($F_{\text{sexo } 1, 11} = 0,97; p = 0,34$); ($F_{\text{área } 1, 11} = 0,72; p = 0,41$) | 4,04 |
| Ancho testicular | - | 3 (0,59) | - | 2,97 (0,8) | 3,05 (0,64) | - | |
| Largo testicular | - | 2,73 (0,77) | - | 2,90 (0,13) | 3,25 (0,07) | - | |

PATRONES DE COLORACIÓN

Para estudiar los patrones de coloración se utilizaron observaciones directas (n = 28) y fotografías (n = 8) de 36 zorrinos provenientes de ambas áreas de estudio y sus alrededores. De los 36 zorrinos, 14 eran hembras y 14 machos; los ocho restantes correspondían a fotos tomadas a individuos en el campo, por lo cual no se les pudo atribuir el sexo.

El color predominante del pelaje varió entre negro y marrón. De los 36 especímenes estudiados, 14 presentaron pelaje marrón y 21 negro. El individuo restante fue albino (Figura 7). No se encontraron diferencias entre sexos (Figura 8).



Figura 7. Diferentes colores del pelaje principal en los zorrinos del SO de la provincia de Buenos Aires.

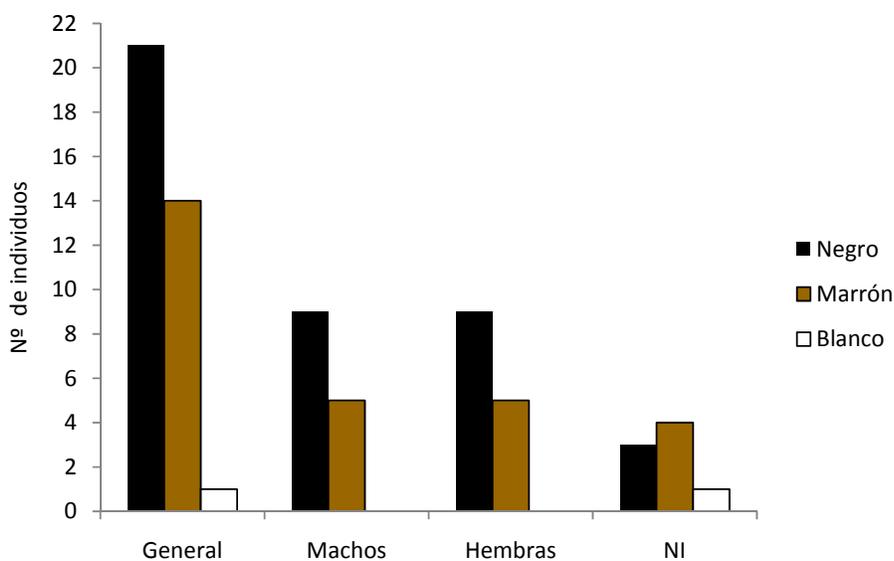


Figura 8. Distribución del color predominante del pelaje de los zorrinos pertenecientes al SO de la provincia de Buenos Aires. NI= sexo no identificado.

En el 41% de los individuos las bandas blancas fueron continuas a lo largo del cuerpo, hasta las caderas, mientras que en el 30,5% las bandas llegaron hasta la base de la cola. En menor medida se observaron individuos que carecían de bandas o que presentaban bandas que se interrumpían en la mitad del cuerpo (Figuras 9 y 10).



Figura 9. Diferentes patrones de bandas blancas en los zorrinos del SO de la provincia de Buenos Aires.

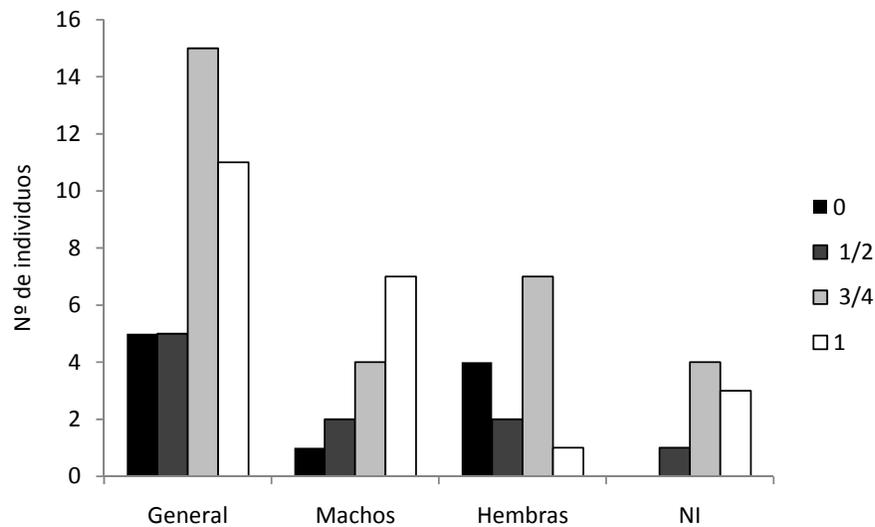


Figura 10. Longitud de las bandas blancas de los zorrinos pertenecientes al SO de la provincia de Buenos Aires. 1: se extienden a lo largo de todo el cuerpo hasta la base de la cola, 3/4: desde la nuca hasta las caderas, 1/2: desde la nuca hasta la región media dorsal. 0: ausentes o reducidas a pequeñas manchitas. NI= sexo no identificado.

La mayoría de los individuos (n = 28) presentaron dos líneas blancas bien definidas en la cabeza, en 7 individuos las líneas se reducían sólo a manchas y solamente un zorrino de los muestreados no presentó pelos blancos en su cabeza (Figuras 11 y 12).



Figura 11. Presencia y distribución de pelos blancos en las cabezas de los zorrinos del SO de la provincia de Buenos Aires.

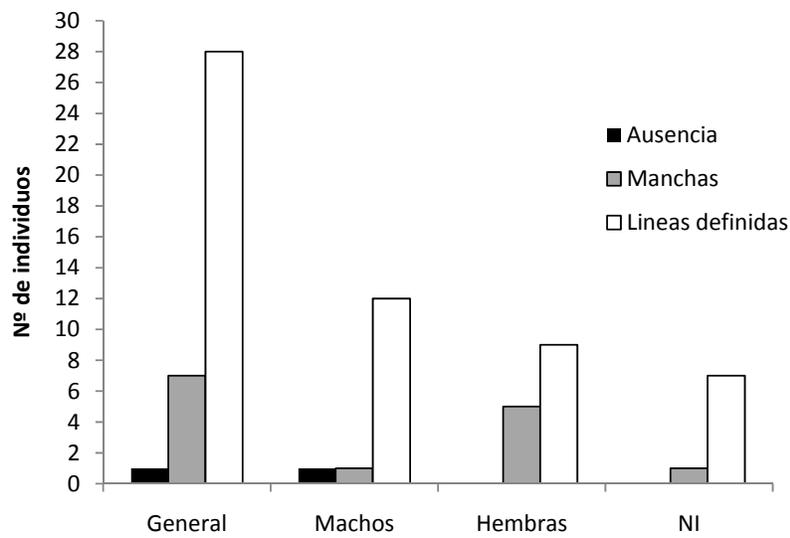


Figura 12. Presencia y características de las bandas blancas en la cabeza de los zorrinos pertenecientes al SO de la provincia de Buenos Aires. NI= sexo no identificado.

La presencia y la distribución de pelos en la cola mostraron una alta variación en los ejemplares estudiados. Se observaron colas con sólo pelos negros, con cantidades variables de pelos blancos hasta cubrir completamente la parte dorsal y colas con pelos bicolors y con ausencia de ellos (Figura 13).



Figura 13. Variaciones en los patrones de coloración de las colas de *C. chinga* en el SO de la provincia de Buenos Aires.

Del análisis de las fotografías y las observaciones directas y su posterior comparación con los patrones definidos según la Figura 1 surge que el 55,6% de los ejemplares estudiados se corresponden con las características atribuidas por Cabrera y Yepes (1960) a *C. castaneus* (16,7%), *C. humboldtii* (2,8%) y *C. chinga* (36,1%), siendo el patrón de esta última el que presentó la mayor cantidad de individuos. Un 19,4% de los ejemplares compartieron características que Cabrera (1957) indicó como típicas de *C. chinga* y *C. castaneus*, mientras que el 25,6% restante no respondió a ninguna de las descripciones específicas mencionadas por dicho autor (Figura 14).

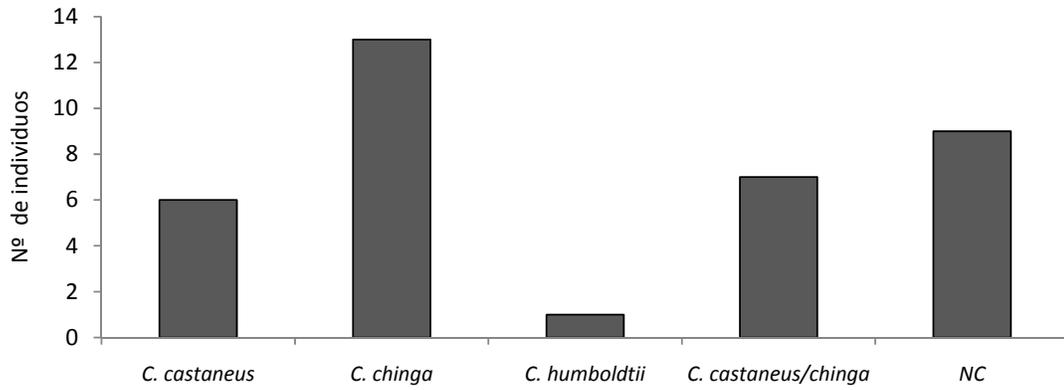


Figura 14. Clasificación taxonómica de los zorrinos muestreados según los criterios de Cabrera y Yepes (1960) *C. castaneus/chinga*: zorrinos que comparten caracteres de ambas especies; *NC*= individuos no clasificables usando los patrones antes indicados.

DISCUSIÓN

La ubicación del punto más alto del cráneo en el género *Conepatus* difiere de los géneros *Mephitis* y *Spilogale*, ya que en el primero se halla a nivel del meato auditivo mientras que en los dos últimos se halla sobre las órbitas o detrás de las proyecciones postorbitarias (Van Gelder 1959, 1968). Cuando se examinó el cráneo lateralmente, pudieron observarse unas pequeñas proyecciones pertenecientes a los huesos nasales, carácter que *C. chinga* comparte con *C. semistriatus* y que lo diferencia de *C. leuconotus* (Hall y Kelson 1959). La presencia de un pequeño foramen llamado Palatino medio anterior o intermaxilar es característica de este género y no está presente en *Mephitis* ni en *Spilogale* (Van Gelder 1968). Aunque los Mephitidos en general presentan bullas timpánicas poco desarrolladas, en *C. chinga* las mismas son de menor tamaño que en *Mephitis* y *Spilogale* (Van Gelder 1959, 1968).

La fórmula dentaria de *Conepatus chinga* coincide con la descrita para el género (Van Gelder 1968) y se diferencia de la de los géneros *Mephitis* y *Spilogale*, que poseen tres premolares superiores y un total de 34 piezas (Van Gelder 1959). La presencia del alvéolo del PM₂ en un individuo de la muestra examinada ya ha sido observada dentro del género y se le atribuye un carácter vestigial (Van Gelder 1968).

Las medidas que presentaron mayor coeficiente de variación fueron el ancho de la bulla (Abu) y el diámetro del canino (LC). En el caso de Abu, dicha variación podría deberse a errores en la toma de datos, ya que los límites de las bullas no siempre son claros. En cambio, la alta variación de la LC concuerda con la observación que este carácter tendría una fuerte variación entre los sexos en los géneros de *Conepatus* (Van Gelder 1968) y *Mephitis* (Fuller 1984).

A pesar de encontrar algunas variaciones en las medidas morfométricas entre ambas áreas de estudio, el dimorfismo sexual, no fue evidente. Más aún, durante el periodo de investigación no se pudo, sin previa exanimación de los genitales externos, atribuir el sexo a un individuo sobre la base de su tamaño. Los datos disponibles hasta la fecha indican que la

ausencia de dimorfismo sexual en tamaño es poco común dentro de los mustélidos (antigua familia donde se encontraba el género) o aún dentro de los Mephitidos. La similitud en tamaño entre sexos ha sido citada con anterioridad en *M. mephitis* (Bixler y Gittleman 2000). No obstante, tanto en el género *Spilogale* (Kinlaw 1995; Verts y Carraway 1998; Lesmeister 2007) como en *Mephitis* (Fuller y Kuehn 1985; Rosatte 1987) se describen machos con tamaño y peso mayores que las hembras. Dentro del género *Conepatus*, estudios realizados en *C. leuconotus* muestran que los machos son un 10% más pesados que las hembras (Dragoo y Honeycutt 1999a, b). En cuanto a *C. chinga*, Van Gelder (1968), Redford y Eisenberg (1992) y Kasper *et al.* (2009) reportaron machos usualmente más grandes en las medidas corporales y mucho más pesados que las hembras.

Con respecto al patrón de coloración, a pesar de ser principal carácter utilizado en la clasificación específica dentro del género *Conepatus* (Cabrera 1957, Kipp 1965), parecería carecer de validez ya que es poco preciso. Los ejemplares observados pertenecían al sudoeste de la provincia de Buenos Aires, lo cual representa una pequeña porción de la distribución actual de *C. chinga*, la especie clásicamente considerada como típica de esta región (Redford y Eisenberg 1992). Sin embargo, en este material encontramos individuos con un par de bandas blancas bien definidas que se extienden desde la cabeza hasta la base de la cola, en otros casos las mismas están reducidas en longitud y ancho hasta presentarse sólo como escasos pelos o estar ausentes. En cuanto al color del cuerpo varía de marrón claro hasta negro. La cola también presenta importantes variaciones, con pelos blancos y negros o algunos combinados que otorgan diferentes aspectos a la misma dependiendo de su distribución. Al igual que lo señalado por Kipp (1965) en un estudio con zorrinos de diferentes partes de Argentina, este trabajo en un área reducida encontró que los criterios establecidos por Cabrera (1957) no son de utilidad a la hora de clasificar las especies.

Kipp (1965) estableció que la presencia de pelos combinados, además de los de un sólo color, era un carácter que diferencia a *C. humboldti* de *C. chinga*. Sin embargo, nuestros

ejemplares presentaron ambos tipos de pelos, al igual que lo observado por Van Gelder (1968) en ejemplares de Uruguay. Por lo tanto, este resultado sugiere también que el uso de este carácter no sería adecuado para separar las dos especies

Otro aspecto que contribuye a la confusión sobre la taxonomía de *Conepatus* es que la clasificación adoptada con más consenso actualmente para las especies que habitan en Argentina es aquella sugerida por Kipp (1965), pero curiosamente la distribución que se les atribuye no es la que indica la autora, sino la que proponen Redford y Eisenberg (1992), quienes dicen basarse en la revisión hecha por Kipp (Apéndices 1 y 2).

En concordancia con lo sugerido por (Dragoo *et al.* 1993; Dragoo *et al.* 2003), de todo lo expuesto se desprende que son necesarios estudios morfológicos y genéticos tendientes a esclarecer la taxonomía del género, particularmente de las especies sudamericanas.

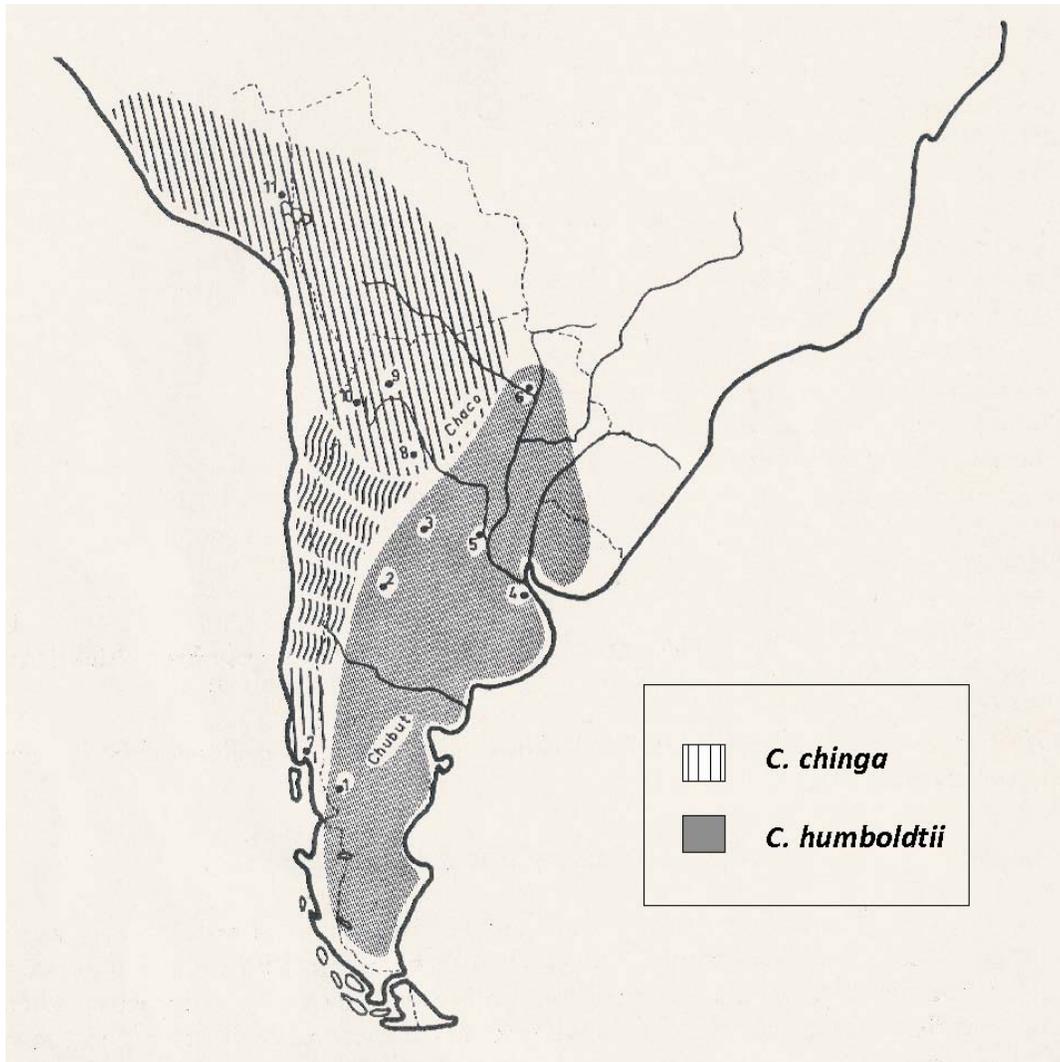
REFERENCIAS

- Anderson E. 1989. The phylogeny of mustelids and the systematics of ferrets. pp. 10-20 *en* U.S. Seal, E.T. Thorne, M.A. Bogan, H. Anderson (editores). Conservation Biology and the Biology of the Black-Footed Ferret Yale University Press, New Haven.
- Arnason U., B. Widegren. 1986. Pinniped phylogeny enlightened by molecular hybridization using highly repetitive DNA. *Molecular Biology and Evolution* **3**:356-365.
- Bixler A., J.L. Gittleman. 2000. Variation in home range and use of habitat in the striped skunk (*Mephitis mephitis*). *Journal of Zoology* **251**:525-533.
- Bryant H.N., A.P. Russell, W.D. Fitch. 1993. Phylogenetic relationships within the extant Mustelidae (Carnivora): appraisal of the cladistic status of the Simpsonian subfamilies. *Zoological Journal of the Linnean Society* **108**:301-334.
- Cabrera A.L. 1957. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. *Ciencias Zoológicas* **4(1-2)**.
- Cabrera A.L., J. Yepes. 1960. Mamíferos Sud Americanos. 2 edition. Ediar, Buenos Aires.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* **56**:709-718.
- Dragoo J.W., R.D. Bradley, R.L. Honeycutt, J.W. Templeton. 1993. Phylogenetic relationships among the skunks: A molecular perspective. *Journal of Mammalian Evolution* **1**:255-267.
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt. 1997. Systematics of Mustelid-Like Carnivores. *Journal of Mammalogy* **78**:426-443.

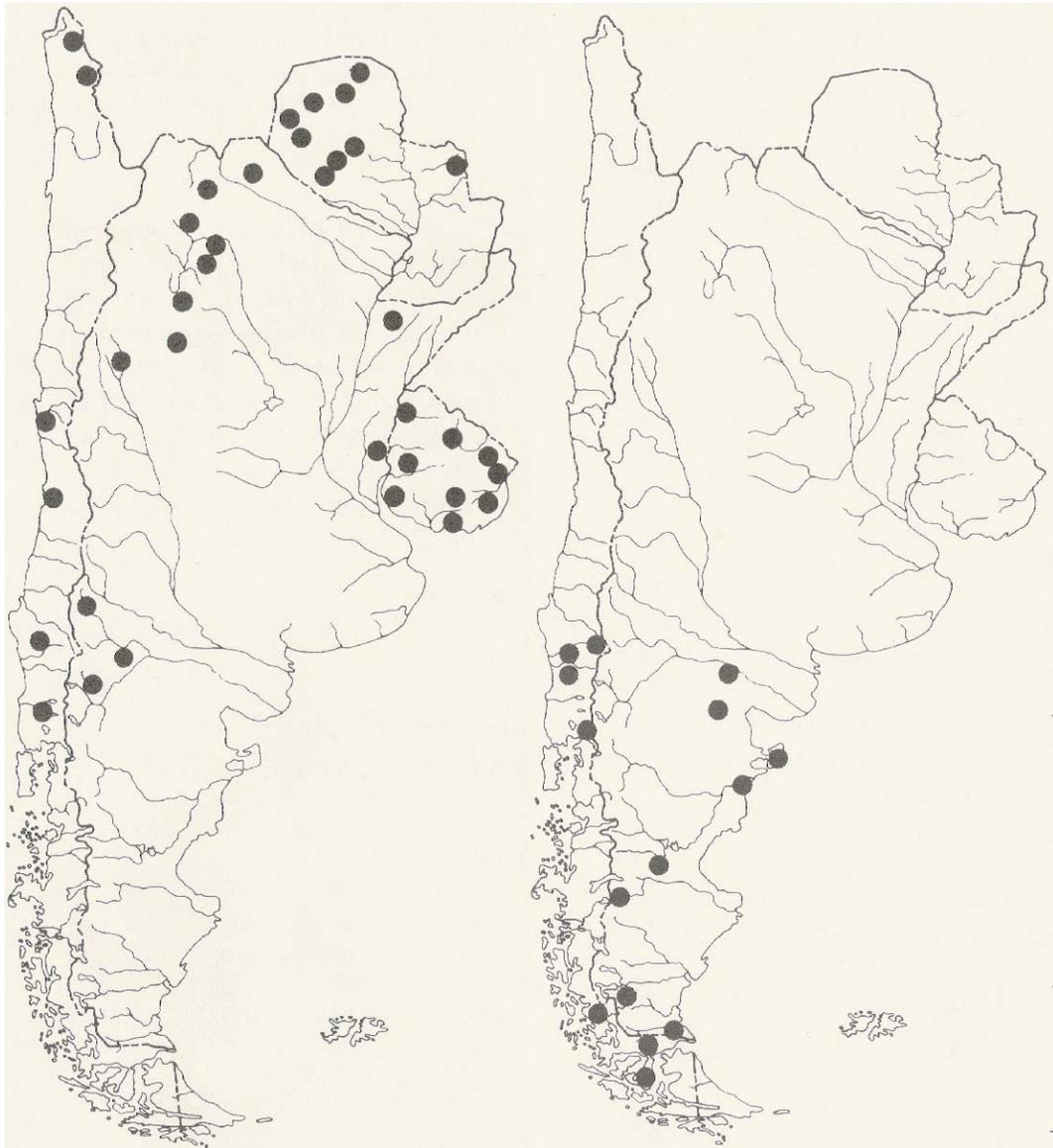
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt. 1999a. Eastern hog-nosed skunk *Conepatus leuconotus*. pp. 190-191 en D.E. Wilson, S. Ruff (editores). The Smithsonian book of North American mammals Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt. 1999b. Western hog-nosed skunk *Conepatus mesoleucus*. pp. 191-192 en D.E. Wilson, S. Ruff (editores). The Smithsonian book of North American mammals Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt, D.J. Schmidly. 2003. Taxonomic status of white-backed hog-nosed skunks, genus *Conepatus* (Carnivora: Mephitidae). Journal of Mammalogy **84**:159-176.
- Fuller T. 1984. Sexual dimorphism in mandibular canines of striped skunks. The Journal of Wildlife Management **48**:1444-1446.
- Fuller T.K., D.W. Kuehn. 1985. Population characteristics of striped skunks in northcentral Minnesota. Journal of Mammalogy **66**:813-815.
- Hunt R.M. 1974. The auditory bulla in Carnivora: An anatomical basis for reappraisal of carnivore evolution. Journal of Morphology **143**:21-76.
- Iucn. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4.
- Kasper C.B., M.L. Da Fontoura-Rodriguez, G.N. Cavalcanti, T.R.O. De Freitas, F.H.G. Rodrigues, T. Gomez De Oliveira, E. Ezirik. 2009. Recent advances in the knowledge of Molina's hog-nosed skunk *Conepatus chinga* and striped hog-nosed skunk *C. semistriatus* in South America. Small Carnivore Conservation **41**:25-28.
- Kinlaw A. 1995. *Spilogale putorius*. Mammalian Species **511**:1-7.
- Kipp H. 1965. Beitrag zur Kenntnis der Gattung *Conepatus* Molina, 1782. Zeitschrift für Säugetierkunde **30**:193-232.
- Ledje C., U. Arnason. 1996. Phylogenetic Analyses of Complete Cytochrome b Genes of the Order Carnivora with Particular Emphasis on the Caniformia. Journal of Molecular Evolution **42**:135-144.

- Lesmeister D.B. 2007. Space use and resource selection by Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas. Tesis de Magister. University of Missouri, Columbia.
- Martin L.D. 1989. Fossil history of the terrestrial Carnivora pp. en J.L. Gittleman (editores). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics: the Southern Cone. The University of Chicago.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 en G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). Wild mammals of North America: Biology, management and conservation. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R.C. 1987. Striped, spotted, hooded and hog-nosed skunk. pp. 599-613 en M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, B. Malloch (editores). Wild furbearer management and conservation in North America. Ontario Trappers Association, North Bay, Ontario.
- Rossolino O.L., I.J. Pavlinov. 1974. Sexual dimorphism in the development, size, and proportions of the skull in the pine marten. Byull. Mosk. o-va-Ispyt. Prir Otd. Biol. **79**:23-35.
- Travaini A., M. Delibes, O. Ceballos. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. Journal of Zoology **246**:457-460.
- Van Gelder R.G. 1959. A taxonomic revision of the spotted skunks (genus *Spilogale*). Bulletin of the American Museum of Natural History **117**:229-392.
- Van Gelder R.G. 1968. The genus *Conepatus* (Mammalia, Mustelidae): variation within a population. American Museum novitates **2322**.
- Verts B.J., L.N. Carraway. 1998. Land mammals of Oregon. University of California Press, Berkeley.

- Wayne R.K., R.E. Benveniste, D.N. Janczewski, S.J. O'Brien. 1989. Molecular and biochemical evolution of the Carnivora. pp. 465-494 *en* J.L. Gittleman (editores). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York.
- Wozencraft W.C. 1989. The phylogeny of the Recent Carnivora. pp. 495-535 *en* J.L. Gittleman (editores). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Comstock Publishing Associates, Ithaca, New York.
- Wozencraft W.C. 1993. Carnivora. pp. 279-348 *en* D.E. Wilson, D.M. Reeder (editores). Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Wozencraft W.C. 2005. Order Carnivora. pp. 532-628 *en* D.E. Wilson, D.A.M. Reeder (editores). Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Johns Hopkins University Press, Baltimore.



Apéndice 1. Distribución geográfica de *C. chinga* y *C. humboldtii* según Kipp (1965).



Apéndice 2. Distribución geográfica de *C. chinga* (izquierda) y *C. humboldtii* (derecha) según Redford y Eisenberg (1992).

CAPÍTULO III

Metodología de captura y sedación de *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

El bienestar de los animales en su trapeo es un tema controvertido y con una gran carga emocional en numerosos países. Por un lado, sus detractores ven al trapeo como una práctica cruel e inhumana que viola los derechos básicos de los animales. Por otro lado, los que están a favor ven el trapeo como una herramienta importante en el estudio de la vida silvestre. Aparte del debate acerca del trapeo *per se*, en los últimos tiempos la gran discusión se ha focalizado en los tipos de trampas y sus efectos sobre el bienestar animal (Gannon y Sikes 2007). De allí que son numerosos los protocolos elaborados para la captura y manipulación de animales. A su vez, muchos de estos protocolos acuerdan la importancia y la necesidad de que los mismos sean específicos para cada una de las especies (Canadian Council on Animal Care 1993)

El trapeo de animales es una técnica comúnmente utilizada para el estudio de la biología de los mamíferos (Brugiere y Fleury 2000; Michalski *et al.* 2007). Uno de los objetivos clásicos de esta técnica es la obtención de datos morfométricos (Gannon y Sikes 2007). Además, debido a que generalmente se trata de especies de hábitos esquivos, nocturnas y que ocurren a bajas densidades (Sargeant *et al.* 2003; Gompper *et al.* 2006), la captura de carnívoros es utilizada usualmente para coleccionar información sobre distintos parámetros ecológicos. Por tal motivo estudios acerca de estimaciones del tamaño poblacional (Thompson *et al.* 1998; Dunstone *et al.* 2002), organización social (Pierce *et al.* 2000; Roemer *et al.* 2001; Reppucci *et al.* 2009), estructura y dinámica de las poblaciones y comunidades (Gehrt 2005; Prange y Gehrt 2007), distribuciones geográficas y uso de hábitat de carnívoros (Baldwin *et al.* 2004; Neiswenter y Dowler 2007; Silva *et al.* 2009) han utilizado esta metodología, principalmente como una herramienta para la marcación de individuos.

La información obtenida en las capturas no solamente permite estudiar parámetros ecológicos de una población, sino que también contribuye al conocimiento del estado sanitario de la misma (Crooks *et al.* 2004; Hwang 2005). En particular cuando hablamos de los zorrinos, este es un aspecto que reviste mucha importancia, ya que los mismos son conocidos vectores de enfermedades ampliamente distribuidas, como el moquillo y la rabia (Rosatte y Larivière 2003; Hass y Drago 2006).

Además, las capturas de animales permiten la extracción de muestras biológicas para realizar, entre otros, estudios genéticos. Como ya ha sido mencionado, la taxonomía de la familia Mephitidae se está esclareciendo gracias a estudios genéticos (Dragoo *et al.* 1993; Dragoo *et al.* 2003; Perelman *et al.* 2008), pero permanece problemática en el caso del género *Conepatus* (capítulo II).

Para la captura de zorrinos, la mayoría de los estudios han utilizado jaulas. Los modelos, marcas comerciales y tamaños tienen una amplia variación. Se destaca el uso de trampas Tomahawk® (Johnson *et al.* 2000; Donadio *et al.* 2001; Hass y Dragoo 2006), jaulas plásticas (Hwang *et al.* 2005) y Sherman® para zorrinos pequeños, como es el caso del género *Spilogale* (Lopez Gonzalez *et al.* 1998). La utilización de cepos acolchados en estudios ecológicos de zorrinos no es frecuente, aunque sus resultados han sido ponderados (Dustin *et al.* 1997; Luengos Vidal 2003). En cuanto al cebo utilizado para atraer los zorrinos hacia las trampas, no existe un consenso en la bibliografía, encontrándose así una gran variedad de los mismos. Se pueden mencionar sardinas (Greenwood *et al.* 1985; Donadio *et al.* 2001), chorizo (Cantú Salazar *et al.* 2009), comida para gatos (Baldwin *et al.* 2004; Gehrt 2005; Jones *et al.* 2008), huevos (Neiswenter y Dowler 2007), pasta de frutas (Crooks *et al.* 2004; Jones *et al.* 2008) y atún enlatado (Bixler y Gittleman 2000). Por último, escasos trabajos proponen la captura manual de zorrinos, mediante la ubicación por medio de transectas nocturnas con el uso de reflectores (Adams *et al.* 1964; Gehrt 2005).

En este capítulo se propone aportar información acerca de las técnicas de captura viva de *C. chinga*, analizando las metodologías utilizadas y sus implicancias. Con este fin se proponen los siguientes objetivos específicos:

- Analizar comparativamente la eficiencia de las distintas metodologías de trampeo de *C. chinga*.
- Describir las características del proceso de anestesia de los animales capturados y realizar recomendaciones que mejoren su desarrollo.

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPTURAS

Las actividades de trapeo de *C. chinga* estuvieron enmarcadas dentro de un proyecto general que tenía como objetivo estudiar la comunidad de carnívoros pampeanos. Las capturas se realizaron entre diciembre de 1998 y marzo de 2005 en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y entre noviembre de 2003 y enero de 2007 en la Estancia San Mateo (ESM).

Durante cada campaña de captura, en ambas áreas, se utilizaron dos tipos de trampas: jaulas y cepos acolchados.

Se usaron jaulas de fabricación artesanal (Figura 1), basadas en los modelos comerciales. Las mismas poseían una malla metálica 4,5 cm de lado y sus dimensiones eran de 40 x 40 x 120 cm (alto, ancho y largo respectivamente). La puerta de entrada caía en forma de guillotina al presionar un pedal metálico, ubicado por delante del compartimiento del cebo. Dicho compartimiento, a su vez, estaba protegido por una malla adicional de 1 cm de lado.



Figura 1. Jaula de fabricación artesanal utilizada para el trapeo de *C. chinga*.

Los cepos acolchados (1.5 Victor soft-catch®) fueron recubiertos con una capa adicional de goma para minimizar los riesgos de lesiones de los animales capturados. El anclaje de los mismos se realizó mediante un cable de acero de aproximadamente 30 cm de longitud sujeto a una estaca, en el caso de estar ubicados como unidades aisladas, o amarrando el cable a la malla de una jaula,

alrededor del compartimiento del cebo (Figura 2). Dicho cable contaba con un eslabón giratorio lo que permitía la rotación del mismo.



Figura 2. Cepos acolchados utilizados para la captura de *C. chinga*.

Las trampas fueron ubicadas en lugares cubiertos o semicubiertos, ya sea por vegetación o por rocas, para atemperar los efectos de las temperaturas extremas sobre los animales capturados.

Se usaron generalmente dos tipos de cebo: vivo, usualmente gallinas (en menor medida pollitos y palomas) y muerto, que consistía en entrañas de pollo o vaca. A su vez se probaron otros cebos diferentes tales como: atún, sardinas, comida para gatos y huevos. Los cebos eran periódicamente renovados para asegurarse de que no perdieran su olor atrayente. Cuando se utilizaba cebo vivo se lo protegía colocando una malla de tejido adicional a la jaula.

Si bien algunos autores recomiendan revisar las trampas cada 12 horas (Gannon y Sikes 2007) y en la mayoría de los estudios con zorrinos las trampas fueron revisadas cada 24 horas (Greenwood *et al.* 1985; Bixler y Gittleman 2000; Gehrt 2005), en nuestro proyecto las revisiones se realizaron a intervalos regulares de 6 horas. El intervalo elegido tuvo como objetivo tratar de minimizar los riesgos de estrés térmico (hipotermia e hipertermia) y daños asociados a la restricción de los animales capturados, en particular en el caso de cepos acolchados.

El esfuerzo de trampeo (EdT) se cuantificó en días-trampa, calculados mediante la siguiente fórmula (Luengos Vidal 2003):

$$EdT = N^{\circ} \text{ de trampas} * n^{\circ} \text{ de días activas}$$

Cada sitio donde se colocaba una trampa (cepo o jaula) se clasificó como una unidad. En el caso de los cepos amarrados a las jaulas se los consideró una unidad en conjunto. La eficiencia de captura (EdC), total y para cada tipo de trampa, se calculó a través de la siguiente fórmula:

$$EdC = EdT / n^{\circ} \text{ de zorrinos capturados}$$

A partir de enero de 2004, debido a la baja eficiencia de captura de *C. chinga* en ambas áreas de estudio, se decidió desarrollar otra forma de captura, que se denominó captura manual. La misma consistía en recorrer los caminos internos de las áreas de estudio en camioneta a una velocidad constante (10-15km/h). Con la ayuda de un reflector se alumbraba ambos lados del camino en busca de zorrinos, los cuales eran detectados por el brillo de sus ojos. Una vez avistado un ejemplar de *C. chinga*, dos integrantes del grupo corrían hacia él y, con la ayuda de una red, procedían a capturarlo (Figura 3). En el PPET se realizaron un total de 10 transectas en el periodo comprendido entre enero de 2004 y marzo de 2005. En la ESM se efectuaron 27 transectas entre los meses de diciembre de 2005 y enero de 2007. Una vez realizada la restricción física, se procedía rápidamente a la sujeción química.



Figura 3. Procedimiento de captura manual de *C. chinga*.

Para esta metodología el esfuerzo de trampeo correspondía a la distancia total recorrida en busca de zorrinos (km) y la eficiencia de captura se calculaba de la siguiente manera:

$$EdC = \text{Distancia total recorrida (km)} / n^{\circ} \text{ de zorrinos capturados}$$

SUJECIÓN QUÍMICA Y MANIPULACIÓN

Los zorrinos fueron anestesiados con una inyección intramuscular de una asociación de clorhidrato de Xilacina (Rompun[®], Bayer) y clorhidrato de Ketamina (Ketalar[®], Bayer). Ocasionalmente, a algunos individuos se les administró una mezcla de clorhidrato de Tiletamina y clorhidrato de Zolazepam (Zoletil[®], Virbac). Ambas combinaciones han sido ampliamente utilizadas en el trampeo de Mustélidos (Gass 1982; Banci y Harestad 1990; Weir y Corbould 2007) y de Mephitidos (Rosatte y Hobson 1983; Larivière y Messier 1997; Bixler y Gittleman 2000; Cantú Salazar *et al.* 2009) debido a que se consideran drogas “seguras”, ya que poseen un alto índice terapéutico (Servin y Huxley 1992; Kreeger 1996).

Para establecer la dosis de anestésico, el peso de los animales se estimó visualmente. Una vez que los zorrinos fueron anestesiados, el grupo de trabajo se alejaba unos metros y permanecía en silencio esperando un tiempo cercano a los 10 minutos, mientras las drogas hacían efecto. En el caso de la captura manual sólo un investigador se quedaba sujetando por medio de una cobija al animal hasta que el anestésico hiciera su efecto.

La captura, manipulación y marcado de los animales siguió los lineamientos de la Sociedad Argentina para el Estudio de Mamíferos (Giannoni y Brengio 2004) y la American Society of Mammalogists (Gannon y Sikes 2007). Una vez que el animal anestesiado se retiró de la trampa, se colocó sobre un aislante en un lugar resguardado. Se protegió sus ojos (con solución oftalmológica y un antifaz) y sus oídos con tapones de algodón. Se controlaron los reflejos palpebrales, de retirada y ótico para monitorear el estado de sedación. Se consideró que el animal entraba en plano de anestesia cuando se producía la pérdida de estos 3 reflejos. Rápidamente se tomó la frecuencia respiratoria y la cardíaca, así como la temperatura rectal, para controlar el estado fisiológico del

animal (Figura 4). Las temperaturas límites de los estados de estrés térmico fueron: estado de hipotermia $\leq 35^{\circ}\text{C}$ y estado de hipertermia $>40^{\circ}\text{C}$ (Kreeger 1996; Luengos Vidal 2003). Este procedimiento se repitió a intervalos de 10 minutos con el objeto de monitorear el desarrollo de la anestesia. Una vez que se confirmó la condición estable del animal, se procedió a realizar un examen físico completo, registrándose cualquier tipo de evidencia de anomalía, enfermedad o herida. Los individuos fueron sexados y pesados con una balanza Pesola®, de 10 kg, con 100 g de precisión (Figura 4). Cuando fue posible se recolectaron muestras biológicas (sangre, pelo, materia fecal y ectoparásitos).

Se agrupó a los ejemplares capturados de *C. chinga* siguiendo el criterio de Mead (1967) en juveniles (hasta 6 meses de edad), sub-adultos (de 7 a 12 meses) o adultos (más de 12 meses de edad), sobre la base de las características dentales (aspecto, desgaste y coloración de dientes y recesión de las encías), combinadas con tamaño y peso.



Figura 4: Pesado y monitoreo de parámetros fisiológicos de un individuo de *C. chinga*.

- Para evaluar la sujeción química se utilizaron los siguientes parámetros (Luengos Vidal 2003):
- Tiempo de inducción: desde que se inyectó al animal hasta que entró en un plano de anestesia.

- Dosis efectiva: cuando el animal alcanzó y mantuvo un estado de sedación durante 15 minutos por lo menos.
- Dosis no-efectiva: cuando el animal no alcanzó el estado de sedación o el mismo no se mantuvo al menos 15 minutos.
- Tiempo de recuperación: desde el momento en que se inyectó al animal hasta que se lo colocó en la jaula para su total recuperación.

Luego de registrar las medidas morfométricas (descriptas en el capítulo II), a una submuestra de ejemplares adultos de *C. chinga* se les colocó un collar provisto de un radiotransmisor VHF (radiocollar) para su posterior seguimiento telemétrico (Figura 5). Este dispositivo en todos los casos tenía un peso inferior al 3% de la masa corporal del animal.



Figura 5. Colocación de un radiocollar a un macho adulto de *C. chinga*

Cuando el animal comenzaba a presentar signos de recuperación (aparición de los reflejos palpebral, ótico y de retirada) de la anestesia, el mismo fue colocado hasta su completa recuperación en una jaula cubierta por una manta. En ese momento el animal fue liberado, en el mismo sitio donde había sido capturado.

RESULTADOS

CAPTURA MEDIANTE TRAMPAS

En el PPET el área total cubierta por las trampas fue de 8 km², mientras que en ESM fue de 14,4 km². El esfuerzo de trampeo fue de 2635 noches/trampa en PPET y de 2222 noches/trampa en ESM. Como resultado de este esfuerzo se capturaron 12 individuos de *C. chinga*, siendo los cepos el tipo de trampa con mayor eficiencia en ambas áreas de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Eficiencia de trampeo y captura para *C. chinga* con cepos y jaulas en ambas áreas de estudio.

| Área | Tipo de trampa | EdT | Individuos capturados | EdC |
|-------------|----------------|------|-----------------------|-------|
| PPET | Jaula | 1357 | 3 | 452,3 |
| | Cepo | 1278 | 8 | 159,8 |
| | Total | 2635 | 11 | 239,5 |
| ESM | Jaula | 1172 | - | - |
| | Cepo | 1050 | 1 | 1050 |
| | Total | 2222 | 1 | 2222 |
| Ambas áreas | Jaula | 2529 | 3 | 843 |
| | Cepo | 2328 | 9 | 258,7 |
| | Total | 4857 | 12 | 404,8 |

CAPTURA MANUAL

Se recorrió un total de 38,5 km en el PPET y 431,6 km en ESM. Como resultado de esta metodología se avistó un total de 22 individuos, de los cuales se capturaron 18 (Tabla 2). La eficiencia de captura fue casi 10 veces superior en el PPET.

Tabla 2. Eficiencia de trampeo y captura manual de *C. chinga* en ambas áreas de estudio.

| Área | EdT (km) | Ind. avistados | Ind. capturados | EdC (km/ind) | Capturados/Avistados |
|-------|----------|----------------|-----------------|--------------|----------------------|
| PPET | 38,4 | 9 | 8 | 4,8 | 0,88 |
| ESM | 431,6 | 13 | 10 | 43,2 | 0,76 |
| Total | 470 | 22 | 18 | 26,11 | 0,81 |

Combinando ambos métodos, se capturaron 30 ejemplares de *C. chinga* (incluyendo 2 recapturas), identificándose 28 individuos (14 machos y 14 hembras). Del total de individuos capturados, 19 fueron en el PPET (Figura 6). La utilización de cejos y la captura manual permitieron capturar tanto machos como hembras, mientras que con la utilización de jaulas sólo se capturaron 3 machos (Figura 6). El 80% de los zorrinos capturados fueron individuos adultos, 16,7% sub-adultos y sólo uno juvenil (Figura 7).

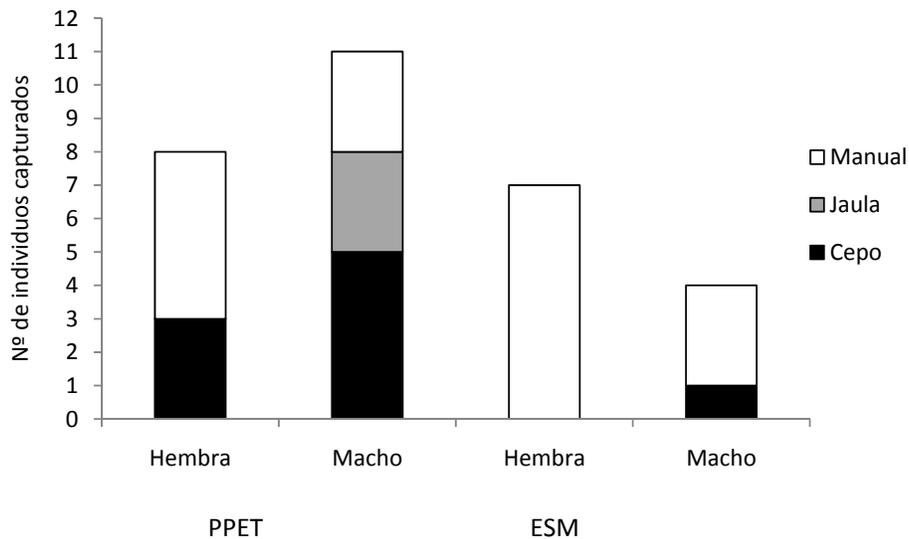


Figura 6. Número de individuos de *C. chinga* capturados por área, sexo y método de captura utilizado.

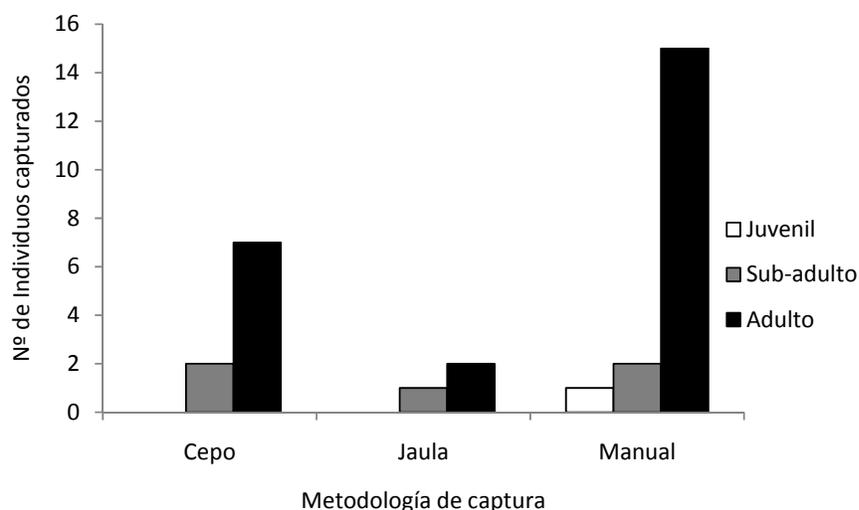


Figura 7. Número de individuos de *C. chinga* capturados por clase de edad y tipo de captura utilizado.

INMOVILIZACIÓN QUÍMICA EN CAMPO DE EJEMPLARES DE *Conepatus chinga*

De las treinta capturas realizadas, para el siguiente análisis se utilizaron datos de veintinueve de ellas debido a que un individuo fue liberado sin realizar el proceso de anestesia. Esta sub-muestra incluyó 24 adultos (9 machos, 15 hembras) y 5 sub-adultos (4 machos, 1 hembra). A 27 de los 29 individuos, se les administró una asociación de clorhidrato de Xilacina y clorhidrato de Ketamina y los dos restantes (1 macho, 1 hembra adultos) fueron anestesiados con una mezcla de clorhidrato de Tiletamina y clorhidrato de Zolazepam. Las dosis medias de Ketamina y Xilacina aplicadas ($n = 27$) fueron de 24,9 mg/kg (rango = 10-40 mg/kg) y 1,9 mg/kg (rango = 1,2-2,9 mg/kg) respectivamente. En la Tabla 3 se presentan detalladas las dosis administradas para los distintos sexos y edades.

Tabla 3. Dosis de Ketamina y Xilacina administradas a 27 individuos de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist y la Estancia San Mateo (Promedio \pm DE).

| Categoría | N | Ketamina (mg/kg) | Xilacina (mg/kg) |
|-------------|----|------------------|------------------|
| General | 27 | 24,9 \pm 6,5 | 1,9 \pm 0,6 |
| Machos | 8 | 22,3 \pm 7,1 | 2 \pm 0,7 |
| Hembras | 14 | 26 \pm 4,5 | 1,8 \pm 0,5 |
| Sub-adultos | 5 | 30,3 \pm 8,2 | 2,2 \pm 0,7 |

La dosis administrada fue efectiva en un 62,9% de los casos, con un valor de Ketamina $X = 27,6$ mg/kg; rango= 20-40 mg/kg y Xilacina $X = 1,7$ mg/kg, rango = 1,17-2,66 mg/kg. El tiempo medio de inducción fue de 5,3 min (rango = 2-10 min). El tiempo medio de recuperación fue de 47,9 min (rango = 27-85 min). En la Tabla 4 se detallan los tiempos medios de inducción y recuperación de las hembras, machos y sub-adultos.

Tabla 4. Dosis efectivas y respuestas fisiológicas de *C. chinga* a la inmovilización con Ketamina y Xilacina.

| Categoría | N | Ketamina (mg/kg) | Xilacina (mg/kg) | Tiempo de inducción (min) | Tiempo de recuperación |
|-------------|----|------------------|------------------|---------------------------|------------------------|
| General | 17 | 27,6 ± 5,2 | 1,7 ± 0,5 | 5,3 ± 1,9 | 47,7 ± 18,5 |
| Machos | 5 | 28,6 ± 4,9 | 1,7 ± 0,6 | 7 ± 2,4 | 46,3 ± 17,2 |
| Hembras | 10 | 26,7 ± 3,6 | 1,7 ± 0,5 | 4,8 ± 1,7 | 48,1 ± 18 |
| Sub-adultos | 2 | 30,4 ± 13,6 | 1,8 ± 0,2 | 4,5 ± 0,7 | 48 ± 39,6 |

Las dosis promedio no efectivas de ketamina y xilacina fueron de 20,1 mg/kg (rango = 16,6-25) + 2,3mg/kg (rango = 1,3-2,8), respectivamente. En estos casos se procedió a suplementar con Ketamina, alcanzándose una dosis total en promedio de 46,3 mg/kg (rango = 25-63). En promedio la dosis suplementada de ketamina fue de 25,8 mg/kg (rango = 10-46,7).

PARÁMETROS MEDIDOS DURANTE EL PERIODO DE ANESTESIA

Temperatura:

El promedio de la temperatura rectal inicial luego de la anestesia fue de 36,4°C (rango = 34-38,1; $n = 28$). Ninguno de los animales capturados presentó hipertermia durante el periodo de manipulación y sólo 2 individuos superaron los 38°C. El 35,7% ($n = 9$) de los animales presentó hipotermia durante el proceso de manipulación. La temperatura inicial de los animales que alcanzaron hipotermia ($35,3 \pm 1$ °C) fue significativamente menor de los que mantuvieron su temperatura por encima de los 35°C ($37,1 \pm 0,7$ °C) ($U = 14,5$ $n_1 = 18$, $n_2 = 10$, $p < 0,001$). No se

hallaron diferencias significativas en las dosis de Ketamina ($t = -0,12$, g.l. = 25, $p = 0,99$) y xilacina ($t = 1,4$, g.l. = 25, $p = 0,17$) administradas a los animales que presentaron hipotermia con respecto a los que no la presentaron. Cabe agregar que el 80% de los animales que presentaron hipotermia fue capturado en los meses correspondientes al invierno.

Frecuencia cardiaca y respiratoria:

El promedio de la frecuencia cardiaca de *C. chinga* durante todo el proceso de manipulación fue de $177,1 \pm 46,9$ latidos/min ($n = 27$) mientras que la frecuencia cardiaca inicial fue de $188,7 \pm 43,3$ latidos/min, no encontrándose diferencia intersexual ($U = 77$, $n_1 = 11$, $n_2 = 15$, $p = 0,79$). La media de la frecuencia respiratoria en el transcurso del proceso de manipulación fue de $49,23 \pm 21,64$ inspiraciones/min ($n = 19$). En cuanto a la frecuencia respiratoria inicial fue de $49,9 \pm 21,9$ inspiraciones/min sin diferencias significativas entre machos y hembras ($U = 32,5$, $n_1 = 9$, $n_2 = 10$, $p = 0,31$).

DISCUSIÓN

A pesar de realizar esfuerzos de captura similares o incluso mayores (como fue el caso de la captura manual) en ESM, la eficiencia de trampeo fue mucho mayor en el PPET. Si bien no se puede descartar una desigual tasa de captura en las dos áreas, esta diferencia se encontraría relacionada con la diferente densidad poblacional. Como se detalla más adelante en la tesis, distintos parámetros estudiados dan cuenta de una mayor densidad de *C. chinga* en el PPET.

Entre las trampas, los ceptos resultaron ser más eficaces que las jaulas para capturar a *C. chinga*; conclusiones similares fueron halladas para otras especies de carnívoros (Luengos Vidal 2003; Michalski *et al.* 2007).

Si bien no es posible comparar directamente la eficiencia de captura de las trampas de captura viva con la captura manual, a los fines prácticos esta última fue la que dio mayores resultados, teniendo en cuenta la relación entre el esfuerzo y el éxito de captura. La captura manual tiene la ventaja de evitar que el animal esté restringido en la trampa por largo tiempo (esto es especialmente importante en días de temperaturas extremas) y que se lastime al intentar escaparse. Si bien en el transcurso del estudio las trampas de captura viva no produjeron daños de consideración en ninguno de los zorrinos capturados, algunos presentaron inflamaciones en las extremidades o rasguños en los hocicos producto de la restricción en las trampas (Luengos Vidal 2003). En este sentido, con la captura manual ninguno de los zorrinos atrapados presentó algún tipo de lesión. Este método requiere un esfuerzo de búsqueda relativamente grande; sin embargo permite ahorrar el trabajo que implica la colocación de las trampas y sus posteriores revisadas. Además evita la incertidumbre de mantener las trampas abiertas frente a condiciones climáticas adversas (lluvia, fuertes heladas).

En contrapartida la captura manual implica una gran coordinación para llevarla a cabo, y una destreza la cual necesita de práctica para alcanzar el objetivo buscado. Además exige una manipulación directa del animal para anestesiarlo, lo que aumenta el riesgo de alguna lesión del investigador y de que este último reciba el molesto rociado de las glándulas anales del zorrino. Otra

desventaja es que la posibilidad de avistar zorrinos es muy baja en ambientes con alta cobertura vegetal, lo que constituye una limitante para la aplicabilidad de este método a otros tipos de ecosistemas. Tanto las jaulas y ceños, como la restricción manual de *C. chinga* llevaron a la captura de individuos de ambos sexos en proporciones similares, con la excepción de ESM, donde la proporción de hembras capturadas manualmente fue el doble que la de machos. Estudios previos en *M. mephitis* muestran que la proporción de sexos en los zorrinos capturados puede variar de 1:1 (Stout y Sonenshine 1974; Sargeant *et al.* 1982; Fuller y Kuehn 1985; Greenwood *et al.* 1985) hasta estar sesgada hacia las hembras (Bjorge *et al.* 1981). En nuestro caso posiblemente esta diferencia se relacione con la baja densidad de *C. chinga* en ESM antes mencionada y una diferente estrategia social de los machos. Sin embargo, es necesario ser cauteloso con estas conclusiones, debido a que el número de capturas no es alto y a que dentro de la familia Mephitidae se ha demostrado una gran variación en la proporción de sexos capturados de un año a otro, incluso en un mismo estudio (Verts 1967; Goldsmith 1981). Si bien con ambos métodos se capturaron adultos y juveniles, la proporción de los primeros fue mucho mayor. Esto encontraría explicación en los métodos de captura utilizados, los cuales aumentan su eficacia conforme los animales aumentan su rango de acción y comportamiento exploratorio. Se conoce que las crías de los zorrinos, especialmente en sus primeros meses de vida, no se alejan mucho de sus madrigueras (Rosatte y Larivière 2003).

A la fecha, no existen estudios publicados que analicen el efecto y la respuesta de anestésicos en *C. chinga*. Kreeger (1996) y Weissinger *et al.* (2009), sugieren dosis de 15 mg/kg de ketamina y 0,2 mg/kg de xilacina para anestesiar zorrinos del género *Mephitis* y *Spilogale*. En cuanto al género *Conepatus*, las dosis propuestas para *C. leuconotus* no difieren de las antes mencionadas (Seal y Kreeger 1987). En el caso de *Spilogale*, la cantidad de anestésicos mencionada produjo un tiempo medio de recuperación de 34 min (Lopez Gonzalez *et al.* 1998). Todas estas dosis sugeridas se encuentran por debajo de la mínima dosis efectiva administrada en el presente estudio. En acuerdo con los resultados obtenidos en la presente tesis, Ramsden *et al.* (1976), trabajando con juveniles de

M. mephitis, también consideran insuficientes dosis de 20 mg/kg de ketamina, y recomiendan utilizar 45 a 55 mg/kg, cantidad que provee una máxima relajación y sedación.

En ausencia de alguna complicación en el proceso la captura se considera que el tiempo medio de recuperación obtenido con las dosis aplicadas en este estudio, es suficiente para la toma de medidas morfométricas, extracción de muestras biológicas y la colocación de radiocollares.

En cuanto a las complicaciones que derivan del proceso de inmovilización/sedación a campo, se ha observado en prociénidos que la hipoxia y la hipotermia son los efectos secundarios más problemáticos en altas dosis de agentes disociativos (Evans 2002). La hipotermia puede resultar en apnea y ocasionalmente la muerte, si no se toman medidas para prevenirla o corregirla. En este trabajo probablemente la hipotermia no estuvo asociada a la cantidad de droga administrada, sino más bien a las condiciones climáticas adversas. A pesar de que en ningún caso condujo a la muerte de un individuo capturado, la misma exigió prolongar el periodo de anestesia para asegurarse de que la temperatura corporal volviera a subir antes de la liberación. El trabajar dentro de una carpa, la aplicación de agua caliente en bolsas térmicas y un mechero resultaron herramientas eficaces para que los animales en estado de hipotermia recuperaran su temperatura normal. Durante el proceso de captura los animales mantuvieron su frecuencia respiratoria constante no experimentándose grandes depresiones de la misma o excitación y jadeo. Lo mismo ocurrió con la frecuencia cardiaca la cual se mantuvo relativamente estable durante el proceso de capturas. En cuanto a las frecuencias respiratorias y cardiacas registradas durante todos los procesos captura desafortunadamente existe una falta de datos publicados sobre los parámetros fisiológicos en la familia Mephitidae que impiden las comparaciones.

Los resultados aquí presentados sugieren que la inmovilización a campo de *C. chinga* mediante la asociación Ketamina-Xilacina es efectiva y segura. Sin embargo, con los regímenes expuestos los investigadores deberán ser cuidadosos de monitorear los distintos parámetros durante el periodo de anestesia, con un énfasis en la hipotermia, especialmente en las estaciones y regiones frías.

Finalmente, es importante mencionar que las drogas escogidas, sus dosis y la respuesta de los animales cambian entre especies e incluso puede variar dentro de una misma especie (Kreeger 1996). Aun teniendo en mente estas posibles variaciones intraespecíficas, los datos aquí presentados son los primeros publicados para *C. chinga* por lo que representan una base importante para la captura y manipuleo de esta especie en estudios de manejo y conservación.

REFERENCIAS

- Canadian Council on Animal Care 1993. Guide to the care and use of experimental animals. 2nd edition. Canadian Council on Animal Care, Ottawa.
- Adams W.V., G.E. Sanford, E.E. Roth, L.L. Glasgow. 1964. Nighttime Capture of Striped Skunks in Louisiana. *The Journal of Wildlife Management* **28**:368-373.
- Baldwin R.A., A.E. Houston, M.L. Kennedy, P.S. Liu. 2004. An assessment of microhabitat variables and capture success of Striped skunks (*Mephitis mephitis*). *Journal of Mammalogy* **85**:1068-1076.
- Banci V., A.S. Harestad. 1990. Home Range and Habitat Use of Wolverines *Gulo gulo* in Yukon, Canada. *Holarctic Ecology* **13**:195-200.
- Bixler A., J.L. Gittleman. 2000. Variation in home range and use of habitat in the striped skunk (*Mephitis mephitis*). *Journal of Zoology* **251**:525-533.
- Bjorge R.R., J.R. Gunson, W.M. Samuel. 1981. Population characteristics and movements of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in central Alberta. *Canadian Field-Naturalist* **95**:149-155.
- Brugiere D., M.C. Fleury. 2000. Estimating primate densities using home range and line transect methods: A comparative test with the black colobus monkey *Colobus satanas*. *Primates* **41**:373-382.
- Cantú Salazar L., M.G. Hidalgo-Mihart, C.A. Lopez-Gonzalez, A. Gonzalez-Romero. 2009. Dry Season Den Use by Pygmy Spotted Skunk (*Spilogale pygmaea*) in a Tropical Deciduous Forest of Mexico. *Biotropica* **41**:347-353.
- Crooks K.R., D.K. Garcelon, C.A. Scott, J.E. Depue, J.T. Wilcox, R.B. Kimsey, D.H. Van Vuren. 2004. Ectoparasites of a Threatened Insular Endemic Mammalian Carnivore: The Island Spotted Skunk. *The American Midland Naturalist* **151**:35-41.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (*Mammalia*, *Mustelidae*), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.

- Dragoo J.W., R.D. Bradley, R.L. Honeycutt, J.W. Templeton. 1993. Phylogenetic relationships among the skunks: A molecular perspective. *Journal of Mammalian Evolution* **1**:255-267.
- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt, D.J. Schmidly. 2003. Taxonomic status of white-backed hog-nosed skunks, genus *Conepatus* (Carnivora: Mephitidae). *Journal of Mammalogy* **84**:159-176.
- Dunstone N., L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G.A. Jamett, M. Mazzolli, S. Rose. 2002. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. *Journal of Zoology* **257**:1-11.
- Dustin K., T.A. Messmer, C.M. R. 1997. Skunks. *Wildlife Damage Management Series*:1-5.
- Evans R.H. 2002. Raccoons and Relatives (Carnivora, Procyonidae). *En* D. Heard (editor). *Zoological Restraint and Anesthesia*. International Veterinary Information Service, Ithaca, New York
- Fuller T.K., D.W. Kuehn. 1985. Population characteristics of striped skunks in northcentral Minnesota. *Journal of Mammalogy* **66**:813-815.
- Gannon W.L., R.S. Sikes. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* **88**:809-823.
- Gass H. 1982. Felidae, Viverridae, Mustelidae: Chemical restraint. pp. 96-100 *en* H.G. Klos, E.M. Lang (editores). *Handbook of Zoo Medicine*. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Gehrt S.D. 2005. Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy* **86**:1164-1170.
- Giannoni S.M., S. Brengio. 2004. Guía para el uso de animales en investigaciones de campo y cautiverio. Comisión de Ética de la S.A.R.E.M. *En*: www.sarem.org.
- Goldsmith D.M. 1981. The ecology and natural history of striped skunks in the Cades Cove campground, Great Smoky Mountains National Park, Tennessee. Tesis de Magister. Tennessee University, Knoxville.
- Gompper M.E., R.W. Kays, J.C. Ray, S.D. Lapoint, D.A. Bogan, J.R. Cryan. 2006. A Comparison of Noninvasive Techniques to Survey Carnivore Communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* **34**:1142-1151.

- Greenwood R.J., A.B. Sargeant, D.H. Johnson. 1985. Evaluation of Mark-Recapture for Estimating Striped Skunk Abundance. *The Journal of wildlife management* **49**:332-340.
- Hass C.C., J.W. Dragoo. 2006. Rabies in Hooded and Striped Skunks in Arizona. *Journal of Wildlife Diseases* **42**:825-829.
- Hwang Y.T. 2005. Physiological and ecological aspects of winter torpor in captive and free-ranging striped skunks. Tesis Doctoral. University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Hwang Y.T., S. Larivière, F. Messier. 2005. Evaluating body condition of striped skunks using non-invasive morphometric indices and bioelectrical impedance analysis. *Wildlife Society Bulletin* **33**:195-203.
- Johnson D.D.P., D.W. Macdonald, A.J. Dickman. 2000. An analysis and review of models of the sociobiology of the Mustelidae. *Mammal Review* **30**:171-196.
- Jones K.L., D.H. Van Vuren, K.R. Crooks. 2008. Sudden increase in a rare endemic carnivore: Ecology of the island spotted skunk. *Journal of Mammalogy* **89**:75-86.
- Kreeger T.J. 1996. *Handbook of Wildlife Chemical Immobilization*. Wildlife Pharmaceuticals, Inc, Fort Collins, Colorado.
- Larivière S., F. Messier. 1997. Seasonal and daily activity patterns of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in the Canadian prairies. *Journal of Zoology* **243**:255-262.
- Lopez Gonzalez C., A. Gonzalez-Romero, J. Laundre, L. Cantu Salazar, M. Hidalgo Mihart, A. De Villa Meza, E. Martinez Meyer, M. Casariego Madorell. 1998. Field immobilization of pygmy spotted skunks from Mexico. *Journal of Wildlife Diseases* **34**:186-189.
- Luengos Vidal E.M. 2003. Estudio comparado de metodologías de captura y de estimación de las poblaciones de zorro pampeano *Pseudalopex gymnocercus*. Tesis de Magister. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Mead R.A. 1967. Age determination in the spotted skunk. *Journal of Mammalogy* **48**:606-616.

- Michalski F., P.G. Crawshaw Jr., T.G. De Oliveira, M.E. Fabián. 2007. Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop.* **55**:315-320.
- Neiswenter S.A., R.C. Dowler. 2007. Habitat Use of Western Spotted Skunks and Striped Skunks in Texas. *The Journal of wildlife management* **71**:583-586.
- Perelman P., A. Graphodatsky, J. Dragoo, N. Serdyukova, G. Stone, P. Cavagna, A. Menotti, W. Nie, P. O'Brien, J. Wang, S. Burkett, K. Yuki, M. Roelke, S. O'Brien, F. Yang, R. Stanyon. 2008. Chromosome painting shows that skunks (Mephitidae, Carnivora) have highly rearranged karyotypes. *Chromosome Research* **16**:1215-1231.
- Pierce B.M., V.C. Bleich, R.T. Bowyer. 2000. Social organization of mountain lions: Does a land-tenure system regulate population size? *Ecology* **81**:1533-1543.
- Prange S., S.D. Gehrt. 2007. Response of skunks to a simulated increase in coyote activity. *Journal of Mammalogy* **88**:1040-1049.
- Ramsden R., P. Coppin, D. Johnston. 1976. Clinical observations on the use of ketamine hydrochloride in wild carnivores. *Journal of Wildlife Diseases* **12**:221-225.
- Reppucci J.I., D.F. Castillo, M. Lucherini, E.M. Luengos Vidal, E.B. Casanave. 2009. Interindividual interactions of Molina's hog-nosed skunks *Conepatus chinga* in the Pampas grassland of Argentina. *Acta Theriologica* **54**:87-94.
- Roemer G.W., D.A. Smith, D.K. Garcelon, R.K. Wayne. 2001. The behavioural ecology of the island fox (*Urocyon littoralis*). *Journal of Zoology* **255**:1-14.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). *Wild mammals of North America: Biology, management and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R.C., D.P. Hobson. 1983. Ketamine Hydrochloride as an Immobilizing Agent for Striped Skunks. *Canadian Veterinary Journal* **24**:134-135.

- Sargeant A.B., R.J. Greenwood, J.L. Piehl, And , W.B. Bicknell. 1982. Recurrence, mortality, and dispersal of prairie striped skunks. *Mephitis mephitis*, and implications to rabies epizootiology. Canadian Field-Naturalist **96**:312-316.
- Sargeant G.A., D.H. Johnson, W.E. Berg. 2003. Sampling Designs for Carnivore Scent-Station Surveys. The Journal of wildlife management **67**:289-298.
- Seal U.S., T.J. Kreeger. 1987. Chemical immobilization of furbearers. pp. 191-215 en M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, B. Maloch (editores). Wild Furbearer Management and Conservation in North America. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto.
- Servin J., C. Huxley. 1992. Inmovilización de carnívoros silvestres con la mezcla de ketamina y xilacina. Vet. Mexicano **23**:135-139.
- Silva M., K. Johnson, S. Opps. 2009. Habitat use and home range size of red foxes in Prince Edward Island (Canada) based on snow-tracking and radio-telemetry data. Central European Journal of Biology **4**:229-240.
- Stout I.J., D.E. Sonenshine. 1974. A striped skunk population in Virginia, 1963-1969. Chesapeake Science **15**:140-145.
- Thompson W.L., G.C. White, C. Gowan. 1998. Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press.
- Verts B.J. 1967. The Biology of the Striped Skunk. University of Illinois Press, Urbana.
- Weir R.D., F.B. Corbould. 2007. Factors Affecting Diurnal Activity of Fishers in North-central British Columbia. Journal of Mammalogy **88**:1508-1514.
- Weissinger M.D., T.C. Theimer, D.L. Bergman, T.J. Deliberto. 2009. Nightly and seasonal movements, seasonal home range, and focal location photo-monitoring of urban striped skunks (*Mephitis mephitis*): implications for rabies transmission. Journal of Wildlife Diseases **45**:388-397.

CAPÍTULO IV

Ecología trófica de *Conepatus chinga*

INTRODUCCION

Un aspecto fundamental de la ecología de los mamíferos es la relación entre estos y los recursos alimentarios (Mills 1992). El conocimiento de la dieta y los hábitos alimenticios de los carnívoros permite comprender las relaciones entre predador y presa (Milne *et al.* 1989) y, por otra parte, posibilita determinar un eventual impacto económico y ecológico, esto último en referencia al procesamiento y destino de la biomasa disponible en un ecosistema determinado (Crespo 1971). Conocer la dieta y hábitos alimenticios de un animal posibilita además, mediante la adición de información acerca del uso de los recursos espaciales y la demografía, comprender las estrategias que el mismo ha desarrollado para sobrevivir y desenvolverse en el ambiente que habita (Cantú Salazar 2002).

Las teorías de forrajeo óptimo predicen que los animales seleccionarán aquellas presas cuyo consumo resulte en una cantidad de energía igual o mayor que la invertida en localizar, capturar y consumir esas presas (Pyke *et al.* 1977) y que cambiarán a presas alternativas cuando los alimentos preferidos no estén disponibles (Taylor 1984). Sobre la base de encuentros aleatorios, la probabilidad de que el animal consuma una presa abundante es mayor que la probabilidad de consumir una presa menos abundante. Si todas las presas son seleccionadas equitativamente, la proporción de una presa particular en la dieta debe reflejar su abundancia. De esta manera a un predador que consume un amplio número de especies en una proporción similar a la abundancia de estas en el ambiente se lo denomina oportunista, mientras que si prefiere alguna presa en particular se lo considera selectivo (Jacksic 1989). Otro concepto que se usa frecuentemente para definir la estrategia alimentaria de los carnívoros es el de generalista, que define a los predadores que poseen un amplio nicho trófico, mientras que el término especialista se refiere a aquellos predadores que tienen un nicho trófico estrecho (Jacksic 1989; Doncaster *et al.* 1990). Usualmente los predadores oportunistas tienen una dieta generalizada (o un amplio nicho trófico), mientras que los predadores selectivos tienen una dieta especializada (o un estrecho nicho trófico). Sin

embargo, puede haber excepciones como por ejemplo un predador oportunista con una abundancia de presas fuertemente leptokurtica, que mostraría un estrecho nicho trófico. Esto demuestra la importancia de clasificar a los predadores de acuerdo a sus comportamientos y al perfil del tamaño y abundancia de las presas.

En general, los carnívoros pequeños, como los zorrinos, explotan una gran variedad de recursos y pueden cambiar entre tipos de presas con el fin de amortiguar las fluctuaciones en su abundancia (Hanski *et al.* 1991). Estudios previos sobre la alimentación de zorrino común (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009) documentan que se trata de un predador insectívoro de hábitos generalistas que consume fundamentalmente coleópteros. Travaini *et al.* (1998) además especulan que *C. chinga* sería un predador oportunista, capaz de cambiar su presa principal en función de la abundancia de la misma en el ambiente.

Para la determinación de la dieta de un gran número de carnívoros, se han empleado básicamente dos métodos: análisis del contenido estomacal y análisis de heces. Ambos métodos poseen ventajas y desventajas. Con respecto al primero, la principal desventaja es que implica el sacrificio del animal, con lo que se está introduciendo un impacto sobre la población que se desea estudiar; además, es generalmente bajo el número de muestras que se puede obtener. Entre las ventajas, podemos mencionar que es un método que proporciona en forma rápida datos de buena calidad de la dieta que se está tratando de determinar, ya que los distintos ítems alimenticios que se encuentran en la cavidad estomacal han sufrido, generalmente, un escaso proceso de digestión. En el caso del análisis de las heces, los restos de cada animal o vegetal que ha sido ingerido son eliminados después de haber concluido el proceso de digestión. Este análisis presenta la desventaja de que algunas presas (aves e invertebrados muy pequeños o de cuerpo blando) generalmente se subestiman (Wroot 1985; Reynolds y Aebischer 1991). La principal ventaja del análisis de las heces radica en que es un método rápido y económico, muy poco intrusivo, que puede ser complementado con otros tipos de estudio (por ejemplo, acerca de las relaciones presa-predador), es útil para realizar

comparaciones entre distintas áreas y, además, es adecuado para estudiar la dieta de animales esquivos (Hockman y Chapman 1986; Reynolds y Aebischer 1991; Cavallini y Volpi 1996).

El objetivo principal de este estudio fue examinar los hábitos alimentarios de *C. chinga* mediante el análisis de heces, así como la utilización de sus presas principales con respecto a la abundancia de las mismas, en dos áreas con diferente grado de disturbio antrópico.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO:

- Los hábitos generalistas y oportunistas descritos con anterioridad para los mephítidos y, en particular, para *C. chinga*, sugieren que el zorrino común, en ambas áreas de estudio, tendrá una dieta compuesta por una amplia variedad de invertebrados. Asimismo, se predice que *C. chinga* consumirá las presas en una proporción similar a la abundancia de estas en el ambiente.

- Ha sido claramente documentado el efecto que tiene el manejo del territorio sobre la abundancia y diversidad de los invertebrados (Blake *et al.* 1994; Cagnolo *et al.* 2002; Lietti *et al.* 2008). Por lo tanto se esperaría que en dos áreas con diferente uso del territorio la abundancia de presas de *C. chinga* sea diferente.

MATERIALES Y MÉTODOS

RECOLECCIÓN DE HECES

Las heces fueron colectadas en recorridos ocasionales en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y en la Estancia San Mateo (ESM). Cada hez colectada se colocó en un sobre, en el cual se registró la fecha, la ubicación y el sustrato donde fue hallada (dentro de madriguera o sobre el suelo). La identificación específica de las heces se realizó en base a su forma, textura y olor. Las fecas de difícil identificación se registraron como “dudosas” y posteriormente, en el laboratorio, se observaron otros caracteres (como presencia de pelos del predador) para decidir al respecto. Aquellas en las cuales persistieron dudas fueron descartadas de este estudio. Se recolectó un total de de 167 heces de *C. chinga* ($n_{PPET}=140$; $n_{ESM}=27$). La diferencia en el número de muestras entre áreas se debió a la dificultad que presentó hallar heces en la ESM. Aunque se realizaron esfuerzos de búsqueda adicionales, no pudo reducirse esta diferencia.

En el laboratorio, las heces fueron secadas en estufa a aproximadamente 50°C por 24 horas, para producir la muerte de la mayoría de los microorganismos infecciosos (Reynolds y Aebischer 1991).

ANÁLISIS DE LAS HECES

El mismo se realizó en el Laboratorio de la Cátedra de Fisiología Animal del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur.

Las heces fueron disgregadas bajo agua y los fragmentos microscópicos fueron separados de los macroscópicos usando un tamiz de un tamaño de malla de alrededor 0,5 mm (Reynolds y Aebischer, 1991).

El material microscópico fue observado bajo lupa a los efectos de registrar pelos o escamas. La porción macroscópica se colocaba en cubas con una ligera capa de agua, y más tarde se procedía a la separación, determinación y evaluación de la proporción de cada alimento presente en la hez (Reynolds y Aebischer, 1991). Finalmente los restos

macroscópicos fueron secados y pesados, procediéndose a la asignación de los mismos en categorías e ítems, que se precisan más adelante.

Los resultados del análisis de heces fueron cuantificados utilizando los siguientes parámetros:

- Frecuencia de Ocurrencia Absoluta (FA): número de heces que contienen un ítem presa dividido por el número total de fecas analizadas (Bowland y Perrin 1993; Cavallini y Volpi 1996; Farias y Kittlein 2007). Debido a que algunas heces contienen más de un ítem, la suma de los porcentajes excede 100. Esta expresión del resultado informa sobre la importancia de los diferentes tipos de presa en la dieta del animal como fuente regular de alimento.
- Frecuencia de Ocurrencia Relativa (FR): el porcentaje de cada ítem presa sobre el total de ítems de la muestra. La frecuencia relativa de cada ítem depende del nivel taxonómico empleado y de la frecuencia de los otros ítems (Cavallini y Volpi 1996). Este parámetro informa la importancia de un tipo de presa en relación a los otros tipos de alimento.
- Aporte en volumen (Cavallini y Volpi): los restos alimenticios se colocaban en un recipiente para la identificación y estimación a ojo del porcentaje de volumen de cada categoría de comida, en el volumen total de los restos (Kruuk y Parish 1981; Calisti *et al.* 1990).

Los métodos utilizados en esta tesis se consideran adecuados para obtener una buena representación de los hábitos alimentarios (Ciucci *et al.* 1996), puesto que permiten observar la importancia relativa de los componentes y comparar con otros estudios. Debido a que el número de individuos de una especie consumida en un periodo de alimentación no siempre se correlaciona con el número que se puede contar después de la digestión, el número de individuos de una presa por muestra no se usó en el análisis de los datos (Floyd *et al.* 1978).

VARIACIÓN ENTRE ESTACIONES Y ÁREAS DE LA DIETA DE *C. CHINGA*

Para poder comparar entre áreas y estaciones y determinar la importancia de los diferentes ítems presa en la dieta de *C. chinga*, minimizando los sesgos individuales de los tres parámetros, se calculó el índice de Importancia relativa (IIR) (Pianka *et al.* 1971; Paltridge 2002; Home y Jhala 2009). Dicho índice se obtiene de la siguiente manera:

$$\text{IIR} = (\text{Frecuencia Relativa} + \text{Aporte en Volumen}) \times \text{Frecuencia Absoluta}$$

y puede asumir valores que varían entre 0 y 20000 (dieta compuesta por una sola presa).

Se calcularon los valores de IIR obtenidos para cada ítem presa en cada área y los mismos fueron re-muestreados llevando a cabo 1000 simulaciones por medio del programa R 2.7.1. Así se generaron medias e intervalos de confianza al 95% para permitir la comparación de la dieta entre áreas. De esta forma el valor del índice de una presa particular diferiría significativamente de un área a la otra, si los intervalos de confianza no se superponían. Análogamente se utilizó esta metodología para estudiar la existencia de una variación estacional en la dieta de *C. chinga*. Se dividió el año en dos periodos: estación cálida (enero, febrero, marzo, octubre, noviembre y diciembre) y estación fría (marzo, abril, mayo, junio, julio, agosto y septiembre). Debido a la baja cantidad de muestras obtenidas en ESM, el análisis estacional sólo fue realizado para el PPET.

ABUNDANCIA DE LOS RECURSOS ALIMENTARIOS UTILIZADOS POR *C. chinga*

Los términos *abundancia* y *uso* utilizados en este trabajo están definidos de acuerdo con Johnson (1980). *Abundancia* indica la cantidad de presas presentes en el ambiente, mientras que el término *uso* de los recursos alimentarios indica su consumo, cuantificado por el análisis de las heces.

Con base en los hábitos de forrajeo de otras especies de zorrinos y las presas principales encontradas en los excrementos de *C. chinga* en los trabajos de Donadio *et al.* (2004) y Travaini *et al.* (1998), los esfuerzos de muestreo para medir la abundancia de los recursos alimentarios utilizados por el zorrino común se enfocaron en los invertebrados

disponibles a nivel del suelo, utilizando para ello trampas de caída tipo “*Pitfall*” (Ausden 1996). Las trampas se colocaron en grillas, constituidas cada una por 9 recipientes de plástico, de 10 cm de diámetro y 7 cm de profundidad colocados en pozos realizados en el suelo, de forma tal que la apertura del recipiente quedara a nivel del mismo (Figura 1). En cada uno de ellos se colocó una solución de agua y sal como conservante (Marrero *et al.* 2008).



Figura 1. Imagen de una trampa de caída tipo “*Pitfall*” colocada en el campo.

La distancia entre recipientes fue de 10 metros, cubriéndose de esta forma un área de 400 m² con cada grilla. En cada uno de los siguientes hábitats se activaron 3 grillas localizadas en posiciones al azar:

Parque Provincial E. Tornquist

- roquedal: zonas con cobertura rocosa variable y en donde el pastoreo realizado por los caballos cimarrones disminuía notablemente la altura de la vegetación, produciendo una altura media de ésta de 15 cm (Figura 2a).
- pastizal: zona dentro de la cual los caballos cimarrones presentes en el área de estudio no podían ingresar, ya que se encontraba protegida por un alambrado. Dicha

protección permitía que la vegetación presente en su interior alcanzara una altura y densidad superior al resto del área (Figura 2b).

- bosque: área formada por la agrupación de árboles de diferentes especies introducidas, entre las que predominaban *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*. La presencia y pastoreo de caballos cimarrones era alta, debido a la protección que este ofrece ante condiciones climáticas adversas (Figura 2c).

Estancia San Mateo:

- pastizal: áreas sin ningún tipo de manejo del suelo, localizadas principalmente en los bordes de arroyos, vías de ferrocarril y zonas rocosas. La altura de la vegetación en promedio era de 50 cm (Figura 3a).
- pastura: áreas en donde se practica exclusivamente ganadería (principalmente ganado vacuno y en menor proporción ovino), con pocas actividades de labranza. La altura de la vegetación puede alcanzar 40 cm, aunque la misma es variable según la intensidad de pastoreo que reciba en el momento (Figura 3b).
- cultivo: áreas cubiertas por cultivos rotativos de soja, girasol, trigo, maíz y cebada. La altura de la vegetación es extremadamente variable en el tiempo (Figura 3c).
- rastrojo: áreas cubiertas por la materia vegetal que permanece después del proceso de cosecha de los cultivos. Altura promedio de la vegetación: 30 cm (Figura 3d).
- arado: suelo desprovisto de cualquier tipo de vegetación por el proceso de labranza del suelo (Figura 3e).

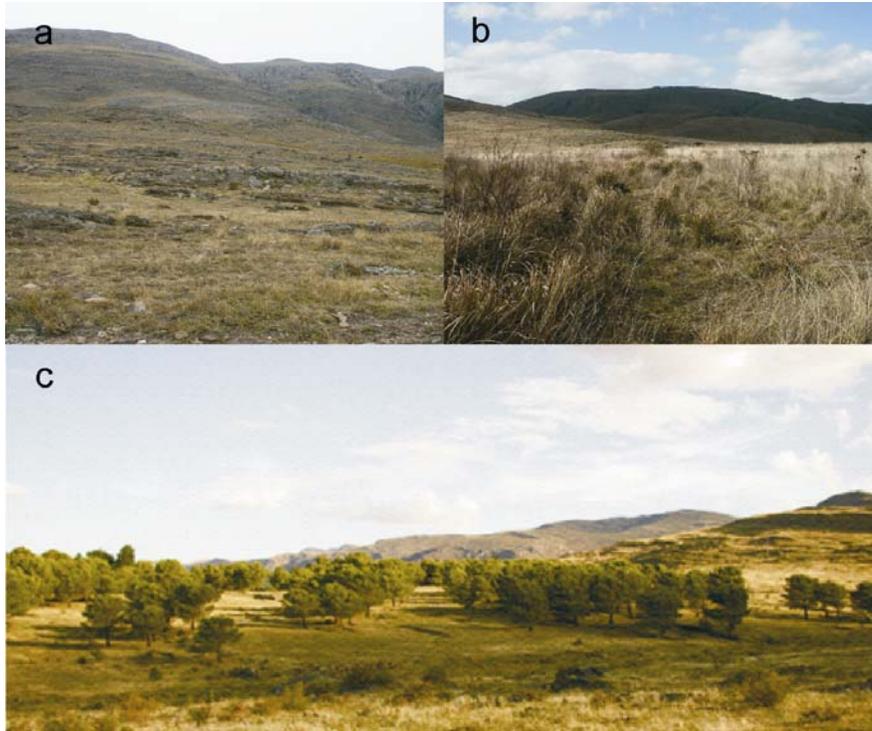


Figura 2. Hábitats utilizados para la colocación de las trampas de caída para la captura de invertebrados en el Parque Provincial E. Tornquist. a-roquedal, b-pastizal, c-bosque.

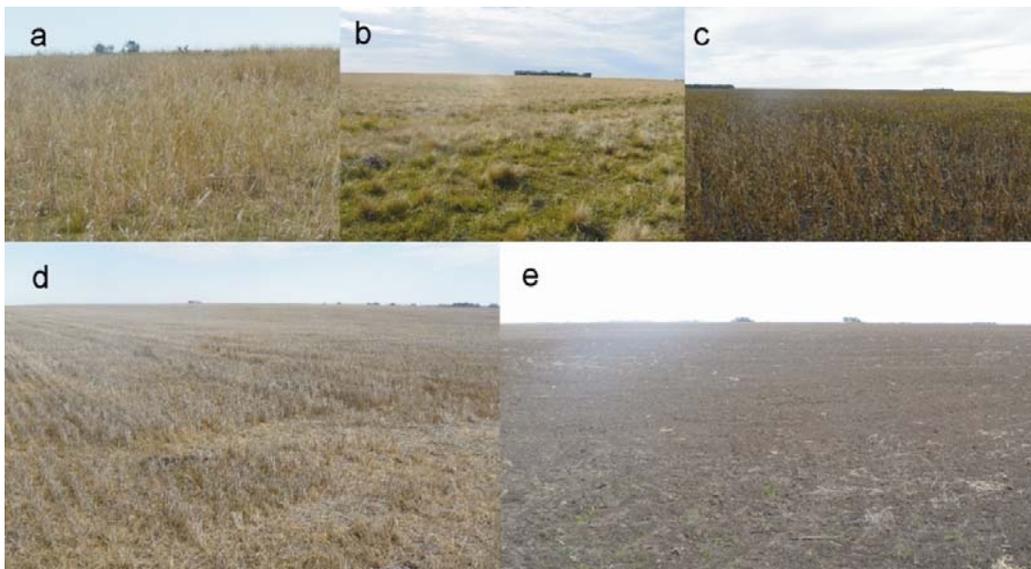


Figura 3. Hábitats utilizados para la colocación de las trampas de caída para la captura de invertebrados en la Estancia San Mateo. a-pastizal, b-pastura, c-cultivo, d-rastrojo, e-arado.

Mientras que todos los hábitats son constantes en cuanto a su localización y presencia en el PPET, en la ESM algunos de ellos varían su disponibilidad y ubicación estacionalmente.

Así en el PPET los tres hábitats fueron muestreados durante las 4 estaciones anuales, mientras que en la ESM sólo el pastizal y la pastura pudieron muestrearse de esa manera. El arado (ausente en primavera) y cultivo (ausente en otoño) se muestreó en 3 estaciones y rastrojo (ausente en invierno y primavera) en 2. Luego los datos fueron reagrupados para su análisis en dos periodos: estación cálida (verano y primavera) y estación fría (invierno y otoño).

Cada una de las grillas estuvo activa por tres noches consecutivas. Transcurrido ese periodo se colectaron los invertebrados capturados y se los colocó en una solución de alcohol etílico al 70%. En el laboratorio se procedió a lavar el material, cuantificarlo e identificarlo. La identificación se basó en tipos morfológicos. En cada área, se calculó la abundancia como el número promedio de individuos capturados por grilla.

En el caso particular de los coleópteros se tomaron las medidas de longitud, asignándolos sucesivamente a una de las siguientes clases: pequeño, cuando la longitud total de su cuerpo fue menor o igual que 10 mm; mediano, entre 10,1 y 18 mm; grande, mayor que 18 mm (Ferguson 2004; Britschgi *et al.* 2006; Birochio 2008). Además se testeó si existían diferencias de las principales presas de *C. chinga* entre áreas y estaciones realizando la prueba de Kruskal-Wallis (Zar 1999).

SELECCIÓN DE RECURSOS ALIMENTARIOS POR PARTE DE *C. chinga*

Para determinar la selección de categorías particulares de presas por el zorrino común, se utilizó el índice de Selección de Ivlev (D) modificado por Jacobs (1974): $D = (r - p)/(r + p - 2rp)$, donde r es la fracción de una categoría entre las presas de los zorrinos comunes y p es una fracción de una categoría entre la comunidad de presas disponibles. D varía de -1 (evasión total de la categoría) a 0 (utilización proporcional a su aparición) a 1 (selección máxima posible). Además del método anterior se utilizó la técnica propuesta por Byers *et al.* (1984) que utiliza los intervalos de confianza simultáneos de Bonferroni para determinar qué categorías de recursos son seleccionadas o evitadas con respecto a su disponibilidad. Todas las pruebas estadísticas utilizadas fueron de dos colas con un α al 5%.

Por último, y para comparar el nivel de selectividad en la dieta de *C. chinga* entre las dos áreas de estudio, se calculó el Índice S de selectividad de Duncan (1983):

$$S = \sum |U_i - A_i|$$

donde U_i representa el porcentaje del ítem i en la dieta y A_i el porcentaje de disponibilidad del ítem i en el ambiente. Los valores de S varían entre 0 y 200, donde 0 indica selección nula y 200 máxima.

ABUNDANCIA DE LOS PRINCIPALES RECURSOS ALIMENTARIOS DE *C. CHINGA* EN LOS DISTINTOS HÁBITATS

Para caracterizar los diferentes hábitats en función de las abundancias de las presas de *C. chinga* se efectuó un análisis de componentes principales. Este análisis sólo incluyó las presas principales halladas en la dieta de *C. chinga*. El criterio adoptado para seleccionar las mismas fue que tuvieran un IIR ≥ 600 en al menos una de las áreas. Este análisis fue llevado a cabo mediante el programa InfoStat versión 2010 (Di Rienzo *et al.* 2010).

RESULTADOS

RECOLECCIÓN DE HECES

En el PPET, la mayoría de las heces fueron colectadas dentro de madrigueras, mientras que sólo un 9% fueron recogidas en senderos o sobre la vegetación (Figura 4). En la ESM todas las heces colectadas fueron halladas en madrigueras o asociadas a ellas (sobre la entrada o en un radio pequeño alrededor de la misma).

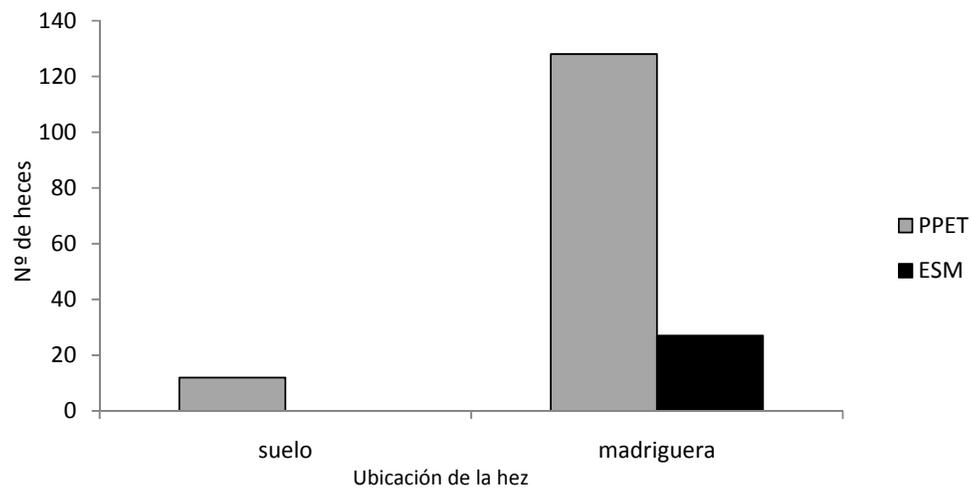


Figura 4: Localización de las heces de *C. chinga* colectadas en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y en la Estancia San Mateo (ESM)

En este trabajo se identificaron en las heces de *C. chinga* las siguientes categorías e ítems alimenticios:

Categorías:

- vertebrados
- invertebrados
- vegetales

Ítems:

- macromamíferos (carroña de caballos, liebres)
- micromamíferos (roedores)
- coleópteros

- ortópteros
- arácnidos (escorpiones y arañas)
- isópodos
- himenópteros
- miriápodos
- moluscos
- larvas de coleópteros
- larvas de lepidópteros
- material vegetal (hojas)

COMPOSICIÓN GENERAL DE LA DIETA DE *C. chinga* EN EL PPET

El 100% de las heces analizadas (n = 140) en el PPET contuvo invertebrados, un 25% presentó material vegetal y sólo en un 18,5% se encontró algún resto de vertebrados (Tabla 1). Los invertebrados, además, fueron la categoría que, en promedio, aportó más en volumen (94%, Tabla 1).

Tabla 1. Frecuencias absoluta (FA) y Relativa (FR) y aporte en volumen (Cavallini y Volpi) de las categorías alimenticias en la dieta de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist.

| | Vertebrados | Invertebrados | Vegetales |
|-----|-------------|---------------|-----------|
| FA | 18,57 | 100 | 25 |
| FR | 12,93 | 69,65 | 17,41 |
| Vol | 1,6 | 93,93 | 4,46 |

El número promedio de ítems por hez (\pm DE) fue de $3,41 \pm 1,31$, siendo 8 el máximo de ítems hallados en una muestra (Figura 5). Sólo el 5,7% de las heces contuvieron un único ítem presa. No se encontraron nuevos ítems tras analizar 65 heces por lo que se consideró que el número de heces analizadas fue representativo de la dieta (Figura 6).

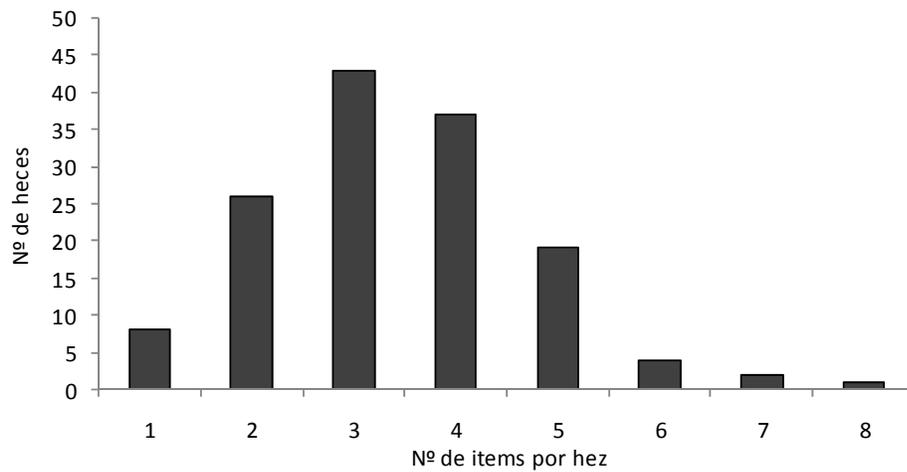


Figura 5. Distribución de las frecuencias del número de ítems/hez para las muestras de *C. chinga* colectadas en el Parque Provincial E. Tornquist.

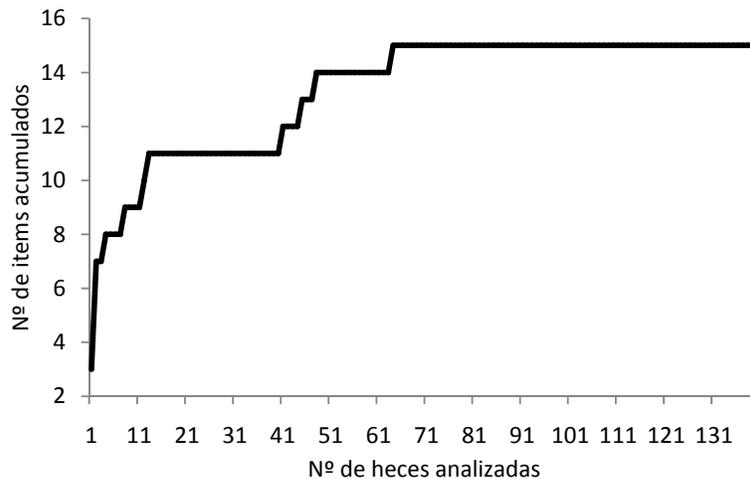


Figura 6. Curva de incremento del número de ítems acumulados en función del tamaño muestral en el análisis de la dieta de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist.

Los coleópteros fueron el ítem principal dentro de la dieta de *C. chinga* tanto en FA, FR y Vol (Tabla 2). Los valores siguientes fueron de las larvas de coleópteros y lepidópteros y la materia vegetal. Los escorpiones estuvieron presentes en el 41,4% de las heces, aunque el aporte en volumen que realizaron no fue tan importante (Tabla 2).

Tabla 2. Composición de la dieta *C. chinga* a partir de 140 heces recolectadas en el Parque Provincial E. Tornquist. FA: frecuencia absoluta, FR: frecuencia relativa, Vol: aporte en volumen e IIR: Índice de importancia relativa. N.I.: No Identificados

| | FA | FR | Vol | IIR |
|--------------------------|-------|------|-------|--------|
| Vertebrados | 18,6 | 12,9 | 1,6 | |
| Macromamíferos | 15,7 | 4,6 | 1 | 88,6 |
| <i>Rodentia</i> | 3,6 | 1,1 | 0,6 | 5,8 |
| Materia vegetal | 25 | 17,4 | 4,5 | 546,8 |
| Invertebrados | 100 | 69,6 | 93,9 | |
| <i>Coleoptera</i> | 90 | 26,4 | 39,8 | 5955,3 |
| <i>Orthoptera</i> | 22,1 | 6,5 | 6,1 | 277,9 |
| <i>Scorpiones</i> | 41,4 | 12,1 | 3,2 | 634,1 |
| <i>Araneae</i> | 10 | 2,9 | 0,5 | 34,5 |
| <i>Hymenoptera</i> | 1,4 | 0,4 | 0,2 | 0,8 |
| <i>Miriapoda</i> | 2,9 | 0,8 | 0,4 | 3,5 |
| <i>Isopoda</i> | 5,71 | 1,7 | 0,4 | 11,8 |
| Moluscos | 12,86 | 3,8 | 1,36 | 65,9 |
| Larva <i>Lepidoptera</i> | 53,57 | 15,7 | 18,38 | 1825,1 |
| Larva <i>Coleoptera</i> | 53,57 | 15,7 | 23,02 | 2073,7 |
| Invertebrados N.I. | 3,57 | 1,1 | 0,64 | 6,1 |

COMPOSICIÓN ESTACIONAL DE LA DIETA DE *C. chinga* EN EL PPET

De las 140 heces analizadas, 76 fueron atribuidas a la estación fría y 64 a la estación cálida. El número promedio de ítems hallados en cada hez durante la estación fría fue estadísticamente mayor que en la estación cálida (estación fría = $3,76 \pm 1,34$; estación cálida = $3 \pm 1,17$; $t = -3,56$, g.l. = 138, $p = 0,001$).

En ambas estaciones el máximo valor del IIR fue para los coleópteros, seguido por ambas clases de larvas (coleópteros y lepidópteros). Aunque existieron diferencias en el

consumo estacional de los ítems (Tabla 3), sólo la presencia de escorpiones difirió significativamente (los intervalos de confianza al 95% no se superpusieron) entre las dos estaciones (Figura 7).

Tabla 3. Variación estacional en la dieta *C. chinga* a partir de 140 heces recolectadas en el Parque Provincial E. Tornquist. FA: frecuencia absoluta, FR: frecuencia relativa, Vol: aporte en volumen e IIR: Índice de importancia relativa. N.I.: No Identificados

| | Estación cálida (n = 64) | | | | Estación fría (n = 76) | | | |
|--------------------------|--------------------------|-------|-------|---------|------------------------|-------|-------|---------|
| | FA | FR | Vol | IRI | FA | FR | Vol | IRI |
| Vertebrados | 20,31 | 14,13 | 1,6 | | 17,11 | 11,93 | 1,61 | |
| Macromamíferos | 17,19 | 5,73 | 0,82 | 112,57 | 14,47 | 3,75 | 1,22 | 73,28 |
| <i>Rodentia</i> | 4,69 | 1,56 | 0,78 | 10,99 | 2,63 | 0,68 | 0,39 | 2,88 |
| Materia vegetal | 23,44 | 16,3 | 3,59 | 267,33 | 26,32 | 18,35 | 5,19 | 320,63 |
| Invertebrados | 100 | 69,57 | 94,8 | | 100 | 69,72 | 93,20 | |
| <i>Coleoptera</i> | 92,19 | 30,73 | 44,55 | 6940,23 | 88,16 | 22,87 | 35,82 | 5222,68 |
| <i>Orthoptera</i> | 21,88 | 7,29 | 7,48 | 323,23 | 22,37 | 5,8 | 4,87 | 241,86 |
| <i>Scorpiones</i> | 21,88 | 7,29 | 1,66 | 195,74 | 57,89 | 15,02 | 4,45 | 1148,17 |
| <i>Araneae</i> | 9,38 | 3,13 | 0,51 | 34,06 | 10,53 | 2,73 | 0,53 | 34,98 |
| <i>Hymenoptera</i> | 1,56 | 0,52 | 0,08 | 0,94 | 1,32 | 0,34 | 0,26 | 0,81 |
| <i>Miriapoda</i> | 1,56 | 0,52 | 0,08 | 0,94 | 3,95 | 1,02 | 0,66 | 6,74 |
| <i>Isopoda</i> | 3,13 | 1,04 | 0,13 | 3,65 | 7,89 | 2,05 | 0,63 | 21,5 |
| Moluscos | 9,38 | 3,13 | 0,71 | 35,96 | 15,79 | 4,1 | 1,91 | 96,37 |
| Larva <i>Lepidoptera</i> | 46,88 | 15,63 | 16,91 | 1525,27 | 59,21 | 15,36 | 19,61 | 2092,86 |
| Larva <i>Coleoptera</i> | 46,88 | 15,63 | 22,7 | 1796,26 | 59,21 | 15,36 | 23,29 | 2310,62 |
| Invertebrados N.I. | - | - | - | - | 6,58 | 1,71 | 1,18 | 19,29 |

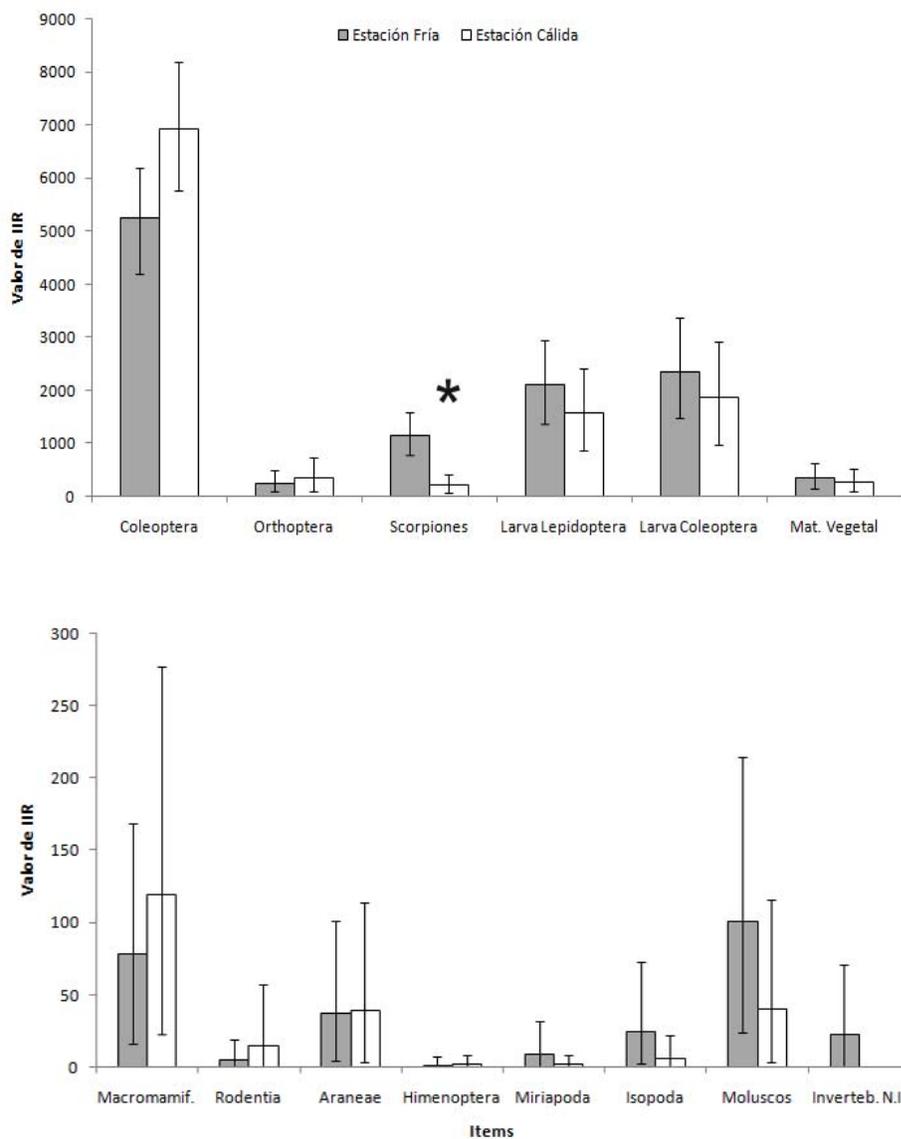


Figura 7. Comparación estacional de los valores del Índice de importancia relativa (IIR) de los ítems alimenticios en la dieta de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist. Las barras de error indican los intervalos de confianza al 95%. * indica diferencias significativa entre las dos estaciones. Gráfico superior: ítems con IIR >200, gráfico inferior: ítems con IIR ≤ 200.

COMPOSICIÓN GENERAL DE LA DIETA DE *C. chinga* EN LA ESM

Al igual que en el PPET, todas las heces encontradas en la ESM contuvieron invertebrados, un 33,3% material vegetal mientras que los vertebrados se encontraron en un 22,2% de las heces (Tabla 4). Los invertebrados además, fueron la categoría que en promedio aportó más en volumen, seguidos por valores muy inferiores de la materia vegetal y los vertebrados (Tabla 4).

Tabla 4. Frecuencias absoluta (FA) y Relativa (FR) y aporte en volumen (Cavallini y Volpi) de las categorías alimenticias en la dieta de *C. chinga* en la Estancia San Mateo.

| | Vertebrados | Invertebrados | Vegetales |
|-----|-------------|---------------|-----------|
| FA | 22,2 | 100 | 33,3 |
| FR | 14,3 | 64,3 | 21,4 |
| Vol | 2 | 90 | 8 |

El número promedio de ítems por hez (\pm DE) fue de $3,44 \pm 1,08$, (Figura 8) el cual fue similar al hallado en el PPET. Sólo una hez (3,3%) contuvo un único ítem presa, siendo 6 el máximo de ítems hallados en una muestra. Si bien sólo se analizaron 27 heces, la muestra pareció ser bastante representativa de la composición de la dieta de *C. chinga* (Figura 9).

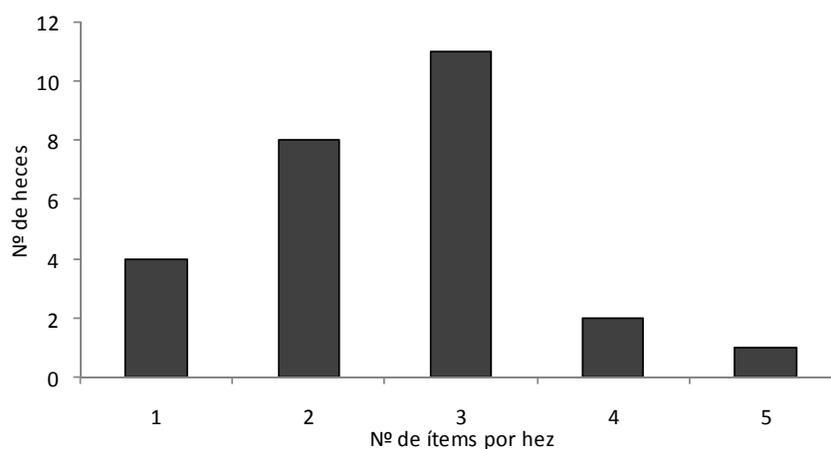


Figura 8. Distribución de las frecuencias del número de ítems/hez para las muestras de *C. chinga* colectadas en la Estancia San Mateo.

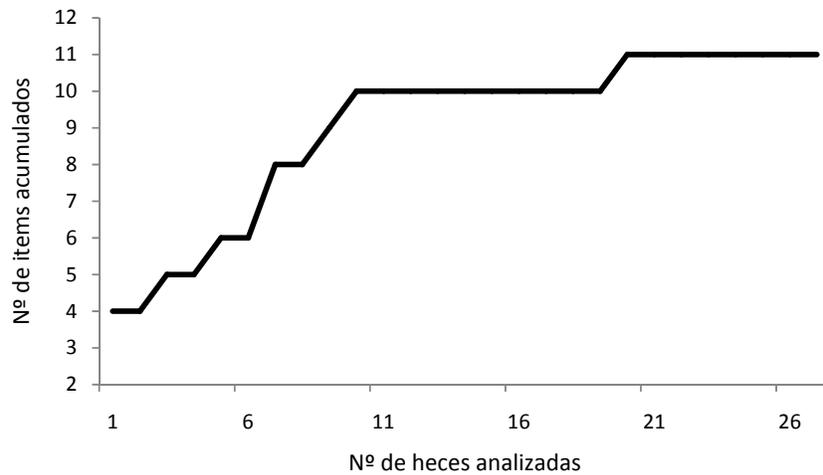


Figura 9. Curva de incremento del número de ítems acumulados en función del tamaño muestral en el análisis de la dieta de *C. chinga* en la Estancia San Mateo.

Los coleópteros resultaron ser el ítem más frecuente en la dieta de *C. chinga*, siendo hallados en el 85,2% de las heces de la ESM (Tabla 5). Las larvas de coleópteros, presentes en un 70 % las heces, y de lepidópteros, en algo más que el 50%, fueron los ítems que siguieron en presencia. La frecuencia relativa y el aporte en volumen mostraron resultados similares a los antes mencionados, siendo dominados nuevamente por los coleópteros. Las larvas de coleópteros aportaron en volumen más del doble que las larvas de coleópteros, el tercer ítem en importancia. El IIR fue máximo para los coleópteros alcanzando un valor de 5375,3, mientras que los valores mínimos fueron para los himenópteros y los isópodos.

Tabla 5. Composición de la dieta de *C. chinga* a partir de 27 heces recolectadas en la Estancia San Mateo. FA: frecuencia absoluta, FR: frecuencia relativa, Vol: aporte en volumen, IIR: Índice de importancia relativa.

| | FA | FR | Vol | IIR |
|--------------------------|------|------|------|--------|
| Vertebrados | 22,2 | 14,3 | 2 | |
| Macromamíferos | 11,1 | 3,2 | 0,6 | 42 |
| <i>Rodentia</i> | 11,1 | 3,2 | 1,5 | 52,3 |
| Material vegetal | 33,3 | 9,7 | 8 | 588 |
| Invertebrados | 100 | 64,3 | 90 | |
| <i>Coleoptera</i> | 85,2 | 24,7 | 38,4 | 5375,3 |
| <i>Orthoptera</i> | 37 | 10,8 | 3,5 | 527,2 |
| <i>Scorpiones</i> | 29,6 | 8,6 | 2,4 | 326,2 |
| <i>Araneae</i> | 7,4 | 2,2 | 1,1 | 24,2 |
| <i>Hymenoptera</i> | 3,7 | 1,1 | 0,2 | 4,7 |
| <i>Isopoda</i> | 3,7 | 1,1 | 0,2 | 4,7 |
| Larva <i>Lepidoptera</i> | 51,9 | 15,1 | 14,2 | 1515,1 |
| Larva <i>Coleoptera</i> | 70,4 | 20,4 | 30,1 | 3555,3 |

VARIACIÓN DE LA DIETA DE *C. chinga* ENTRE ÁREAS DE ESTUDIO

No se encontraron diferencias significativas en la importancia relativa de la mayoría de ítems en la dieta entre ambas áreas (Figura 10). Los moluscos y los miriápodos sólo fueron hallados en la dieta de los zorrinos del PPET (Figura 10).

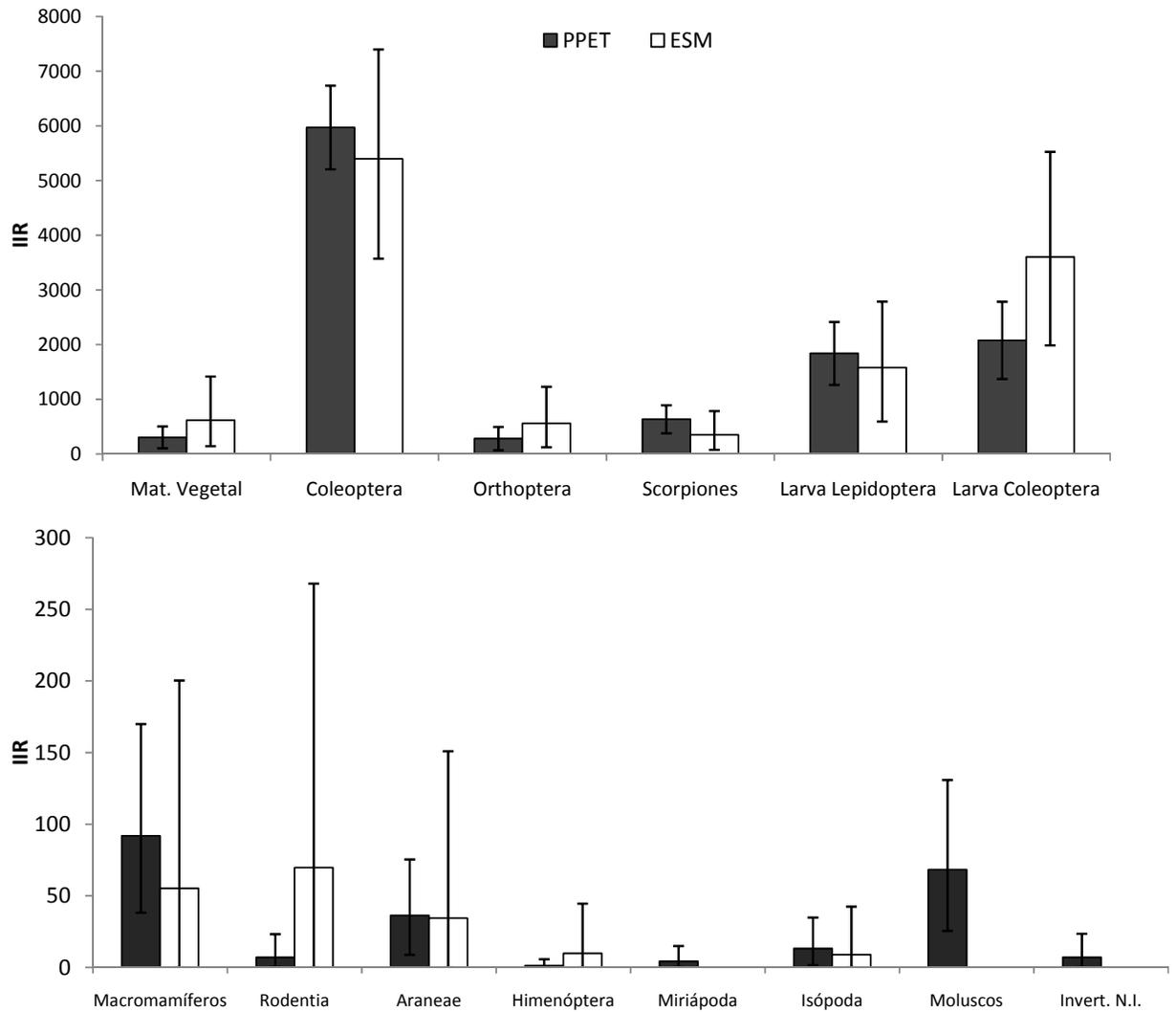


Figura 10. Comparación de los valores del Índice de importancia relativa (IIR) en la dieta de *C. chinga* en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM). Las barras de error indican los intervalos de confianza al 95%. Gráfico superior: ítems con IIR >100, gráfico inferior: ítems con IIR ≤ 100.

ABUNDANCIA DE LOS RECURSOS ALIMENTARIOS UTILIZADOS POR *C. chinga*

Se colocaron un total de 774 trampas en ambas áreas de estudio ($n_{PPET} = 342$; $n_{ESM} = 432$), distribuidas en 86 grillas ($n_{PPET} = 38$; $n_{ESM} = 48$).

Como resultado del trampeo se capturó un total de 14582 invertebrados ($n_{PPET} = 4954$; $n_{ESM} = 9628$), de los cuales la mayoría (58,3%) pertenecieron al orden Himenóptera (Tabla-6).

Tabla 6. Número de invertebrados capturados en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y en la Estancia San Mateo (ESM) en dos estaciones (Cálida y Fría). Entre paréntesis el número de individuos por grilla.

| Grupo | PPET | | | ESM | | |
|------------------------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------|------------|
| | General | Cálida | Fría | General | Cálida | Fría |
| <i>Orthoptera</i> | 140 (3,7) | 136 (7,6) | 4 (0,2) | 105 (2,2) | 92 (3,8) | 13 (0,5) |
| <i>Coleoptera</i> | 496 (13,1) | 297 (16,5) | 199(9,9) | 1132 (23,6) | 542 (22,6) | 590 (24,6) |
| <i>Hemiptera</i> | 25 (0,7) | 12 (0,7) | 13(0,6) | 35 (0,7) | 33 (1,4) | 2 (0,1) |
| <i>Hymenoptera</i> | 3370 (88,7) | 3049 (169,4) | 321 (16,05) | 5817 (121,2) | 4829 (201,2) | 988 (41,2) |
| <i>Hymenoptera</i> (no formícidos) | 17 (0,4) | 17 (0,9) | 0 | 118 (2,5) | 108 (4,5) | 10 (0,4) |
| <i>Lepidoptera</i> | 29 (0,8) | 28 (1,6) | 1 (0,05) | 34 (0,7) | 11 (0,5) | 23 (1,0) |
| <i>Diptera</i> | 371 (9,8) | 321 (17,8) | 50 (2,5) | 639 (13,3) | 227 (9,5) | 412 (17,2) |
| <i>Scorpiones</i> | 14 (0,4) | 9 (0,5) | 5 (0,25) | 7 (0,1) | 2 (0,1) | 5 (0,2) |
| <i>Araneae</i> | 191 (5) | 127 (7,1) | 64 (3,2) | 340 (7,1) | 213 (8,9) | 127 (5,3) |
| <i>Isopoda</i> | 246 (6,5) | 232 (12,9) | 14 (0,7) | 1912 (39,8) | 1187 (49,5) | 725 (30,2) |
| Larva <i>Lepidoptera</i> | 58 (1,5) | 23 (1,3) | 35 (1,75) | 18 (0,4) | 2 (0,1) | 16 (0,7) |
| Larva <i>Coleoptera</i> | 21 (0,6) | 5 (0,3) | 16 (0,8) | 82 (1,7) | 66 (2,8) | 16 (0,7) |

DIFERENCIAS EN LA ABUNDANCIA DE PRESAS DE *C. CHINGA* ENTRE ÁREAS DE ESTUDIO

No se encontraron diferencias entre áreas en la abundancia de ortópteros ($H = 0,7$, g.l. = 1, $p = 0,37$), arañas ($H = 2,6$, g.l. = 1, $p = 0,10$) y larvas de coleópteros ($H = 0,4$, g.l. = 1, $p = 0,44$). En la ESM los coleópteros ($H = 9,8$, g.l. = 1, $p = 0,001$), los himenópteros no formícidos ($H = 2,6$, g.l. = 1, $p = 0,04$) y los isópodos ($H = 4,8$, g.l. = 1, $p = 0,02$) fueron más abundantes que en el PPET. Las larvas de lepidópteros ($H = 8,6$, g.l.=1, $p = 0,001$) y los escorpiones ($H = 2,03$, g.l. = 1, $p = 0,02$) fueron más abundantes en el PPET.

En el PPET la abundancia de larvas de lepidópteros ($H = 0,18$, g.l. = 1, $p = 0,59$) y los escorpiones ($H = 0,18$, g.l. = 1, $p = 0,59$) no variaron entre estaciones. En cambio, la abundancia de ortópteros ($H = 12,4$, g.l. = 1, $p = 0,0001$), isópodos ($H = 5,2$, g.l.=1, $p = 0,01$) arañas ($H = 4$, g.l. = 1, $p = 0,04$) e himenópteros no formícidos ($H = 4,9$, g.l. = 1, $p = 0,001$) fue mayor en la

Estación Cálida y la de coleópteros ($H = 4,4$, g.l. = 1, $p = 0,03$) y larvas de coleópteros ($H = 2,7$, g.l. = 1, $p = 0,05$) en la Estación Fría.

En la ESM no se encontraron diferencias estacionales en la abundancia de coleópteros ($H = 0,3$, g.l. = 1, $p = 0,55$), escorpiones ($H = 0,5$, g.l. = 1, $p = 0,17$), arañas ($H = 1,7$, g.l. = 1, $p = 0,18$) y larvas de coleópteros ($H = 0,03$, g.l. = 1, $p = 0,83$). Sin embargo, los ortópteros ($H = 14,7$, g.l. = 1, $p = 0,0001$), isópodos ($H = 5,7$, g.l. = 1, $p = 0,01$), himenópteros no formícidos ($H = 4,5$, g.l.=1, $p = 0,01$), fueron más abundantes en la Estación Cálida y las larvas de lepidópteros ($H = 1,7$, g.l. = 1, $p = 0,05$) lo fueron en la Estación Fría.

SELECCIÓN DE RECURSOS ALIMENTARIOS POR PARTE DE *C. chinga*

El análisis de selección de presas no incluyó los siguientes ítems: Díptera, Hemíptera, Formicidae (los cuales no se encontraron en ninguna de las heces analizadas), y Molusca (no fue hallada en el muestreo de presas).

En ambas áreas los zorrinos seleccionaron presas en su dieta. Al comparar las categorías de presas consumidas con las disponibles en ambas áreas de estudio utilizando el Índice de Selección de Ivlev (D) y los intervalos de confianza simultáneos de Bonferroni para las 9 categorías propuestas, se observó que *C. chinga* seleccionó positiva y significativamente a los escorpiones, las larvas de coleópteros y las larvas de lepidópteros. Las categorías Miriapoda (en el PPET) y Hymenoptera (ESM) pobremente representadas en los excrementos fueron utilizados en proporción a su abundancia, mientras que Araneae, Isopoda y en el PPET Hymenoptera y Coleoptera fueron utilizados en una menor proporción que la esperada, aún cuando esta última fue la categoría con mayor frecuencia y proporción de aparición en los excrementos (Figura 11).

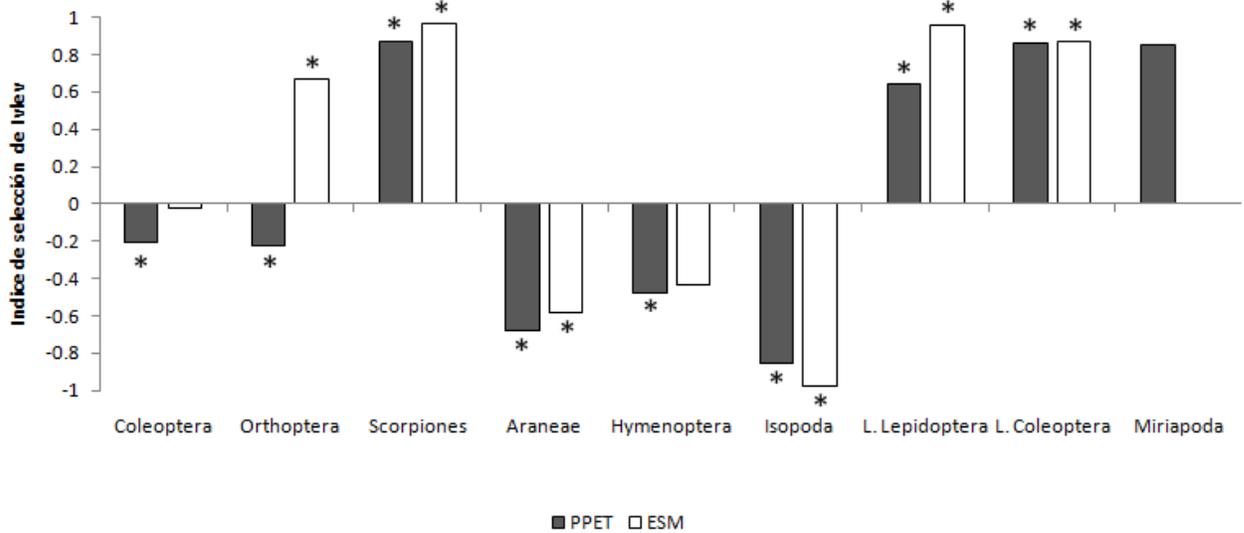


Figura 11. Uso de presas disponibles en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM), por *C. chinga*. Los asteriscos indican preferencia o evasión significativas según los intervalos de Bonferroni. Las barras sin asterisco indican utilización conforme a la disponibilidad.

Durante la estación fría en el PPET, los escorpiones, ortópteros, las larvas de lepidópteros y las larvas de coleópteros fueron seleccionados positivamente, mientras que los coleópteros, himenópteros, arañas e Isópodos se utilizaron en menor proporción a lo esperado por su abundancia. Durante la estación cálida, los escorpiones, las larvas de lepidópteros y coleópteros fueron seleccionados positivamente y Orthoptera, Araneae e Isopoda fueron utilizados en menor proporción a su abundancia (Figura 12).

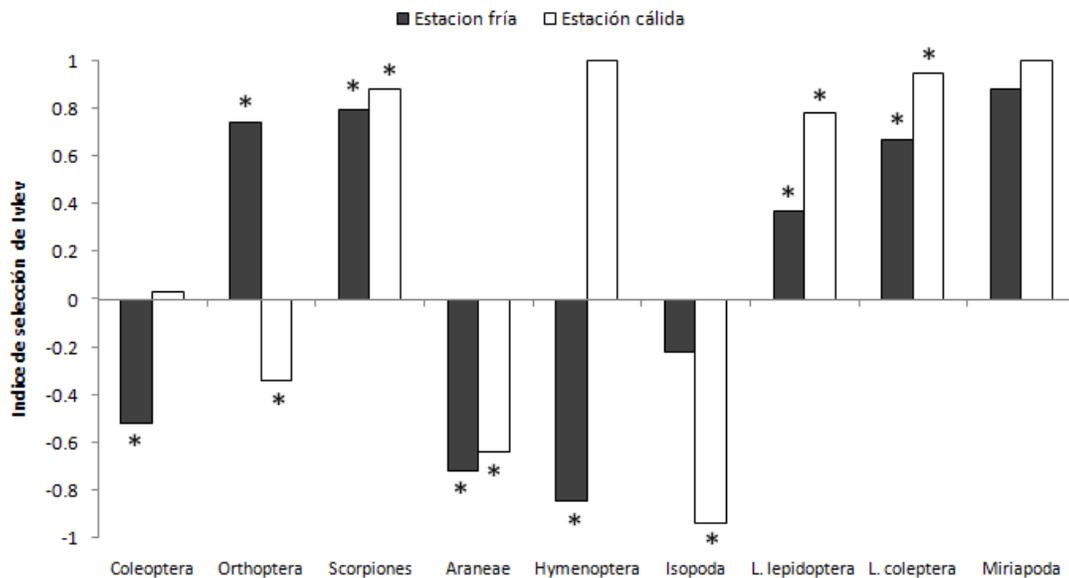


Figura 12. Uso estacional de presas disponibles en el Parque Provincial E. Tornquist por *C. chinga*. Los asteriscos indican preferencia o evasión significativas según los intervalos de Bonferroni. Las barras sin asterisco indican utilización conforme a la disponibilidad.

El índice de Duncan mostró una selección importante en ambas áreas de estudio siendo la misma mayor en la ESM (PPET = 96,19; ESM = 119,35). Para el PPET este índice no mostró variaciones entre estaciones (estación cálida = 92,81; estación fría = 92,51).

ABUNDANCIA DE LOS PRINCIPALES RECURSOS ALIMENTARIOS DE *C. CHINGA* EN LOS DISTINTOS HÁBITATS

Sólo los coleópteros, las larvas de lepidópteros y coleópteros y los escorpiones registraron un IIR < 600. Por ello, la caracterización de los diferentes hábitats se realizó en función de las abundancias de estos 4 grupos. A su vez, dentro del grupo coleópteros sólo se tuvieron en cuenta las abundancias de individuos de tamaño grande y mediano, descartándose los pequeños. La justificación para esta última restricción se basa en que en la mayoría de las heces analizadas no se encontraron restos de especies de coleópteros de un tamaño menor o igual a 10 mm.

Parque Provincial E. Tornquist

La primera componente principal se asoció con la abundancia de los coleópteros, mientras la segunda componente estuvo asociada con las variables restantes (Tabla 7) La primera componente separó el Pastizal de los otros dos hábitats (Figura 13). Esto se debe a que el pastizal presentó una abundancia de coleópteros mayor al promedio, mientras que la abundancia de este grupo en el roquedal fue cercana al promedio y en el bosque menor al mismo (Figura 13). La segunda componente separó al roquedal, que presentó abundancias de Larvas de coleópteros, lepidópteros y escorpiones mayores al promedio, de los restantes hábitats, que mostraron abundancias cercanas al promedio (Figura 13).

Tabla 7. Correlación de los componentes principales (CP) con las variables originales.

| Variables | CP1 | CP2 | % de reconstrucción de la variables en los 2CP |
|-------------------|-------|------|--|
| Coleoptera | 1 | 0,07 | 100 |
| Scorpiones | 0,11 | 0,99 | 100 |
| Larva Lepidoptera | -0,25 | 0,97 | 100 |
| Larva Coleoptera | 0,39 | 0,92 | 100 |

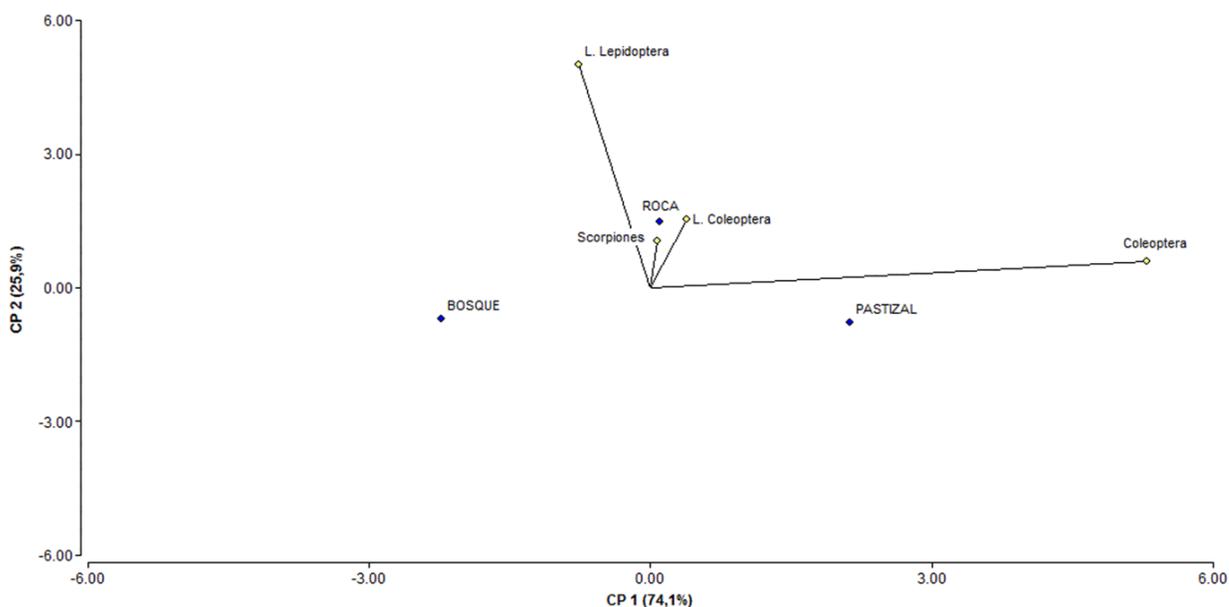


Figura 13. Análisis de Componentes principales realizados sobre la abundancia de las presas principales de *C. chinga* en los diferentes hábitats del Parque Provincial E. Tornquist.

ESTANCIA SAN MATEO

La primera componente estuvo asociada a la abundancia de coleópteros (Tabla 8). A partir de esta componente se pueden separar los hábitats pastizal y cultivo, los cuales presentaron una abundancia de coleópteros mayor (en promedio), que el resto de los hábitats (Figura 14). La pastura presenta una abundancia de coleópteros menor al promedio (Figura 14). La segunda componente se asoció a la abundancia de escorpiones y larvas de coleópteros (Tabla 8). Tanto el hábitat pastura como el pastizal tuvieron una abundancia de escorpiones y larvas de coleópteros mayor al promedio. El hábitat arado presenta una abundancia de los diferentes grupos cercana al promedio. El rastrojo, por su parte, es un hábitat pobre en coleópteros, escorpiones y larvas de coleópteros (Figura 14).

Tabla 8. Correlación de los componentes principales (CP) con las variables originales

| Variables | CP1 | CP2 | % de reconstrucción de la variables en los 2CP |
|-------------------|-------|------|--|
| Coleoptera | 0,99 | 0,15 | 100 |
| Scorpiones | -0,04 | 0,93 | 86,6 |
| Larva Lepidoptera | -0,75 | 0,41 | 76 |
| Larva Coleoptera | -0,66 | 0,75 | 99,8 |

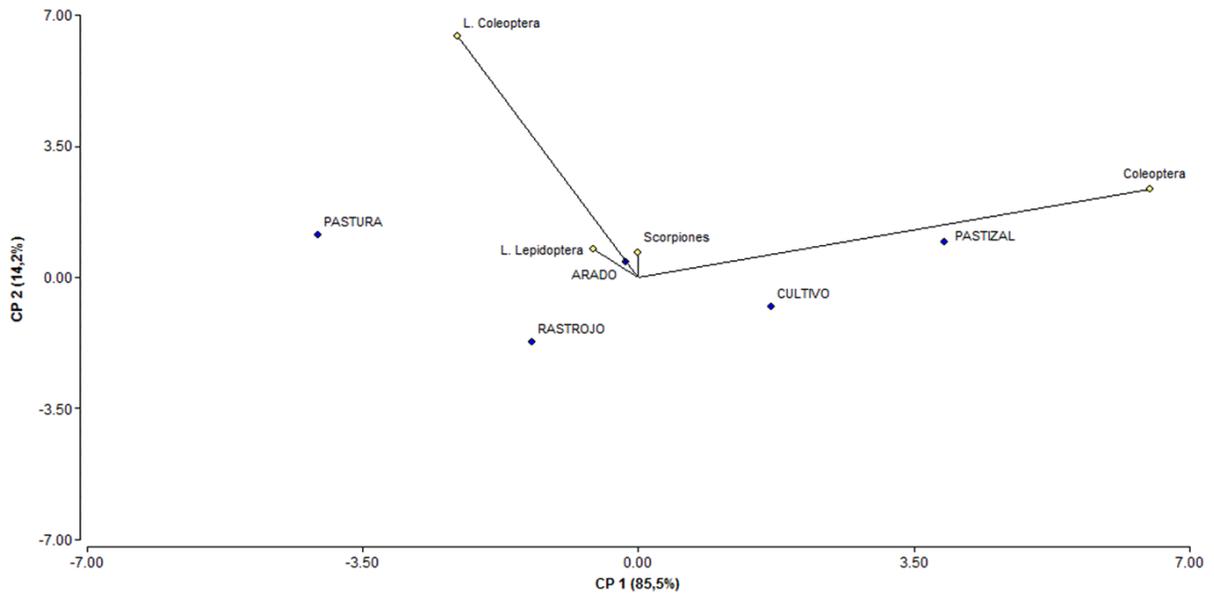


Figura 14. Análisis de Componentes principales realizados sobre la abundancia de las presas principales de *C. chinga* en los diferentes hábitats de la Estancia San Mateo

DISCUSIÓN

En ambas áreas de estudio *C. chinga* se presentó como un predador casi exclusivamente de artrópodos, de hábitos generalistas. Estas conclusiones fueron alcanzadas con anterioridad en estudios de la especie en otros ambientes (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009) y con otras especies de la familia (Selko 1937; Greenwood *et al.* 1999; Rosatte y Larivière 2003; Cantú-Salazar *et al.* 2005).

Habitualmente *C. chinga* al igual que el resto de las especies de zorrinos depositan sus heces dentro de las madrigueras (Greenwood *et al.* 1999; Rosatte y Larivière 2003; Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009). La diferencia en el número de heces colectadas en el PPET y la ESM parece deberse a la diferencia de las cuevas en relación a la estructura en ambos sitios de estudio. En PPET, las madrigueras donde se localizaron las heces eran mayormente en rocas con amplias aberturas, lo que permitía divisar y recolectar la hez, mientras que en ESM la mayoría de las madrigueras fueron localizadas en agujeros en suelo (ver capítulo VII), que dificultaban el hallazgo de heces en su interior. En efecto, todas las heces analizadas de ESM se recolectaron en las entradas de las madrigueras, las cuales eran localizadas en sesiones de telemetría y correspondían a individuos radiomarcados. Independientemente de su causa, la diferencia en el tamaño muestral en cada área de estudio, a pesar de esfuerzos similares o aún mayores en ESM, hacen que se deba manejar con precaución las conclusiones acerca de la comparación de la dieta entre áreas.

En nuestro estudio, a diferencia de los antes mencionados para la especie, no se encontraron restos de reptiles ni de aves en ninguna de las heces analizadas. En ambas áreas el ítem de mayor importancia en la dieta fueron los coleópteros adultos, siendo este resultado congruente con los estudios de realizados con anterioridad en la especie (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009). Las categorías que siguieron a los coleópteros en importancia fueron las larvas de coleópteros y lepidópteros, respectivamente. Mientras las larvas de coleópteros fueron citadas como un componente relevante en la dieta de *C. chinga*

(Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009), las de lepidópteros no adquirieron frecuencias importantes de ocurrencia en los trabajos revisados. Estas últimas, además, fueron la presa más preferida en la ESM.

En el PPET, única área donde se estudió la dieta de *C. chinga* de manera estacional, no se encontraron grandes variaciones entre las presas consumidas en la estación cálida y la estación fría. Sólo la cantidad de escorpiones fue significativamente mayor en la estación fría. La menor abundancia de las presas principales (coleópteros y larvas) en esta estación, podría llevar al zorrino común a aumentar el consumo de una presa alternativa, escorpiones, a pesar que la misma tiene una abundancia levemente menor en el periodo frío.

C. chinga ha sido descrito como un predador oportunista (Travaini *et al.* 1998) al igual que otras especies de zorrinos (Rosatte y Larivière 2003), ya que los componentes de su dieta muestran relación con su disponibilidad en el ambiente. En el presente estudio sin embargo, al menos en el PPET, a pesar de que la mayoría de los ítems varían estacionalmente no se observaron grandes variaciones en la composición de la dieta de *C. chinga*. Estos resultados concuerdan con Donadio *et al.* (2004) quienes expresan que las adaptaciones morfológicas que presenta el zorrino común le permiten localizar y escarbar para capturar sus presas (Nowak 1991) De esta manera *C. chinga* sería capaz de encontrar presas tales como coleópteros y larvas en lugares en los que estas permanecen inactivos durante el invierno (debajo del suelo, entre arbustos, o en las raíces de pastos) consumiéndolos así a lo largo del año.

El análisis de selección confirmó el comportamiento selectivo del zorrino común ya que varias de sus presas fueron consumidas en diferente proporción que la esperada por su abundancia en ambas áreas de estudio. Este es el caso de los ortópteros en el PPET los cuales fueron positivamente seleccionados en la estación fría mientras que en la estación cálida (cuando son más abundantes) fueron consumidos en una proporción menor a la esperada.

Resulta interesante el hecho de que los coleópteros siendo el ítem más importante en la dieta de *C. chinga*, no se seleccionó positivamente en ninguna de las áreas de estudio. Los

escorpiones, las larvas de coleópteros y las larvas de lepidópteros fueron positivamente seleccionados tanto en la ESM como en el PPET (en ambas estaciones). La selección positiva hacia las larvas de insectos puede estar relacionada con el alto contenido energético y la baja proporción de quitina que poseen este tipo de presas con respecto a los adultos (Redford y Dorea 1984). Adicionalmente, las larvas probablemente constituyen presas más fáciles de capturar que otros artrópodos (Cantú-Salazar *et al.* 2005). Es claro que estos resultados pueden estar afectados por el tipo de muestreo utilizado. Esto es especialmente cierto para el caso de la abundancia de las larvas de coleópteros, las cuales poseen hábitos subterráneos lo que podría producir una subestimación de este recurso. Se sugiere que los isópodos, las arañas y los himenópteros, los cuales fueron utilizados en una proporción menor a la esperada en ambas áreas de estudio serían indicativos de verdaderas selecciones.

Los resultados mencionados revelarían que a pesar de una dieta generalista, *C. chinga* no se presenta como un consumidor oportunista. Este aspecto, que requiere un estudio más profundo, sobre todo en la ESM, al igual que las preferencias mencionadas anteriormente, apoyan la hipótesis mencionada por Donadio *et al.* (2004) y Medina *et al.* (2009) acerca de que el zorrino común se comportaría como un predador selectivo.

En ambas áreas de estudio los pastizales naturales fueron el hábitat donde se encontró la mayor abundancia de coleópteros. Este coincide con diversos trabajos que indican que las labores disminuyen la abundancia de estos invertebrados (Cagnolo *et al.* 2002; Donadio *et al.* 2004). Es oportuno aclarar que en ambas áreas los pastizales constituyen un hábitat poco representado con respecto a la superficie total de estudio. En el PPET los pastizales se encuentran en una zona de clausura donde los caballos no pueden acceder y en la ESM los pastizales naturales constituyen zonas marginales, en las cuales no se registran actividades agrícolas. Adicionalmente en la ESM los cultivos también presentaron un valor superior al promedio en cuanto a la abundancia de coleópteros. En el PPET el roquedal (hábitat más representado en superficie), constituye un área con buena abundancia de

recursos alimenticios, ya que presenta un valor medio en cuanto a la abundancia de coleópteros y una abundancia mayor al promedio en las tres restantes presas principales de *C. chinga*. El bosque, por su parte, es el hábitat del PPET menos propicio en términos de presas disponibles para el zorrino común, por presentar abundancias de coleópteros y de los otros grupos inferiores al promedio.

Se debe mencionar que uno de los efectos de la fragmentación de hábitat es provocar una distribución diferencial y variable de los recursos (Franklin *et al.* 2002), entre ellos el alimento (Mortelliti y Boitani 2008). En la ESM sólo los pastizales y las pasturas se mantienen estables en cuanto a su localización a lo largo del año, el resto de los hábitats van alternado su ubicación y extensión en función de las necesidades agrícolas del momento. En este sentido en el PPET, al carecer de actividad antrópica, la localización de los hábitats es fija a lo largo del año, por lo cual resultaría para *C. chinga* un ambiente más predecible en cuanto a la distribución de los recursos alimenticios que la ESM.

Por último, el mayor número de ítems por hez y el mayor número de presas que componen la dieta de *C. chinga* en el PPET, están de acuerdo con la hipótesis planteada acerca del efecto negativo de las prácticas agrícologanaderas sobre la diversidad de los invertebrados del suelo.

REFERENCIAS

- Ausden M. 1996. Invertebrates. pp. *En* W.J. Sutherland (editor). Ecological Census Techniques. A handbook. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Birochio D.E. 2008. Ecología trófica de *Lycalopex gymnocercus* en la región pampeana: Un acercamiento inferencial al uso de los recursos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Blake S., G.N. Foster, M.D. Eyre, M.L. Luff. 1994. Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles. *Pedobiologia* **38**:502-512.
- Bowland J.M., M. Perrin. 1993. Diet of serval *Felis serval* in a highland region of Natal. *Journal of Zoology* **28**:132-135.
- Britschgi A., R. Spaar, R. Arlettaz. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* **130**:193-205.
- Byers C.R., R.K. Steinhorst, P.R. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization- availability data. *The Journal of Wildlife Management* **48**:1050-1053.
- Cagnolo L., S.I. Molina, G.R. Valladares. 2002. Diversity and guild structure of insect assemblages under grazing and exclusion regimes in a montane grassland from Central Argentina. *Biodiversity and Conservation* **11**:407-420.
- Calisti M., B. Ciampalini, S. Lovari, M. Lucherini. 1990. Food habits and trophic niche variation of the red fox *Vulpes vulpes* (L., 1758) in a Mediterranean coastal area. *Revue d'Ecologie* **45**:309-320.
- Cantú-Salazar L., M.G. Hidalgo-Mihart, C.A. López-González, A. González-Romero. 2005. Diet and food resource use by the pygmy skunk (*Spilogale pygmaea*) in the tropical dry forest of Chamela, Mexico. *Journal of Zoology* **267**:283-289.

- Cantú Salazar L. 2002. Historia natural y uso de recursos espaciales y alimentarios por el zorrillo pigmeo, *Spilogale pygmaea*, en un bosque tropical caducifolio de Jalisco, Mexico. Tesis de Magister, Xalapa, Veracruz.
- Cavallini P., T. Volpi. 1996. Variation in the diet of the Red Fox in a Mediterranean Area. Rev. Ecol. (Terre Vie) **51**:173-189.
- Ciucci P., L. Boitani, E.R. Pelliccioni, M. Rocco, I. Guy. 1996. A comparison of scat analysis methods to assess the diets of the wolf *Canis lupus*. Wildlife Biology **2**:37-48.
- Crespo J. 1971. Ecología del zorro *Dusicyon gymnocercus antiquus* (Ameghino) en la Prov. de La Pampa Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales. "Bernardino Rivadavia", Ecol. **1**:147-205.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2010. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. Journal of Arid Environments **56**:709-718.
- Doncaster C., C. Dickman, D. Macdonald. 1990. Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. Journal of Mammalogy **71**:188-194.
- Duncan P. 1983. Determinants of the use of habitat by horses in a Mediterranean wetland. Journal of Animal Ecology **52**:93-109.
- Farias A.A., M.J. Kittlein. 2007. Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced. Ecological Research **23**:543-550.
- Ferguson S.H. 2004. Does predation or moisture explain distance to edge distribution of soil arthropods? American Midland Naturalist **152**:75-87.
- Floyd T.J., L.D. Mech, P.A. Jordan. 1978. Relating wolf scat content to prey consumed. The Journal of Wildlife Management **45**:528-532.

- Franklin A.B., B.R. Noon, T.L. George. 2002. What is Habitat Fragmentation? *Studies in Avian Biology* **25**:20-29.
- Greenwood R.J., A.B. Sargeant, J.L. Piehl, D.A. Buhl, B.A. Hanson. 1999. Foods and foraging of prairie striped skunks during the avian nesting season. *Wildlife Society Bulletin* **27**:823-832.
- Hanski I.L., L. Hansson, H. Henttonen. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. *The Journal of Animal Ecology* **60**:353-367.
- Hockman G.J., J.A. Chapman. 1986. Comparative feeding habits of red foxes (*Vulpes vulpes*) and grey foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in Maryland. *The American Midland Naturalist* **110**: 276-285.
- Home C., Y.V. Jhala. 2009. Food habits of the Indian fox (*Vulpes bengalensis*) in Kutch, Gujarat, India. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* **74**:403-411.
- Jacksic F.M. 1989. What do carnivorous predators cue in on: size or abundance of mammalian prey? A crucial test in California, Chile, and Spain. *Revista Chilena de Historia Natural* **62**:237-249.
- Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* **14**:413-417.
- Kruuk H., T. Parish. 1981. Food and habitat of Badger (*Meles meles L.*) on Monte Baldo, Northern Italy. *Z. Säugetierk* **46**:295-301.
- Lietti M., J.C. Gamudi, G. Montero, A. Molinari, V. Bulacio. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* **18**:71-87.
- Marrero H., S. Zalba, D. Carpintero. 2008. Eficiencia relativa de distintas técnicas de captura de heterópteros terrestres en un pastizal de montaña. *BioScriba* **1**:3-9.

- Medina C.E., C.V. Díaz, F.A. Delgado, G.A. Ynga, H.F. Zela. 2009. Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de Polylepis del departamento de Arequipa, Perú. *Revista Peruana de Biología* **16**:183-186.
- Milne D., A. Harestad, K. Atkinson. 1989. Diets of wolves on Northern Vancouver Island. *Northwest Science* **63**:83-86.
- Mills M.G. 1992. A comparasion of methods used to study food habits of large African carnivores. pp. 1112-1124 *en* D.R. McCulloug, R.H. Barrret (editores). *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Applied Science, London y New York.
- Mortelliti A., L. Boitani. 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* **23**:285-298.
- Nowak R.M. 1991. *Walker's Mammals of the World*, 5th Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Paltridge R. 2002. The diets of cats, foxes and dingoes in relation to prey availability in the Tanami Desert, Northern Territory. *Wildlife Research* **29**:389-403.
- Pianka L., M.S. Oliphant, I.L.K. Iverson. 1971. Food habits of Albacore, Bluefin Tuna and Bonito in California waters. California Department of Fish and Game, *Fish Bulletin* **152**:1-83.
- Pyke G.H., H. R. Pulliam, E.R. Charnov. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology* **52**:137-154.
- Redford K.H., J.G. Dorea. 1984. The nutritional value of invertebrates with emphasis on ants and termites as food for mammals. *Journal of Zoology* **203**:385-395.
- Reynolds J.C., N.J. Aebischer. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* **21**:97-122.

- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 en G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). Wild mammals of North America: Biology, management and conservation. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Selko L.F. 1937. Food habits of Iowa skunks in the fall of 1936. The Journal of Wildlife Management **1**:70-76.
- Taylor R.J. 1984. Predation. Chapman and Hall, London.
- Travaini A., M. Delibes, O. Ceballos. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. Journal of Zoology **246**:457-460.
- Wroot A.J. 1985. A quantitative method for estimating the amount of earthworm (*Lumbricus terrestris*) in animal diets. Oikos **44**:239-242.
- Zar J.H. 1999. Biostatistical Analysis. Fourth edition. Prentice Hall, New Jersey.

CAPÍTULO V

Organización espacial y social de *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

ORGANIZACIÓN SOCIAL Y ESPACIAL

La organización espacial de las poblaciones, es decir las posiciones que ocupan los individuos de una misma especie en el espacio y en el tiempo, en relación a otros co-específicos y con ciertas características del ambiente (Maher y Lott 1995; Cahan *et al.* 2002), es un tópico central de la ecología animal (Millsbaugh y Marzluff 2001). Conocer la organización espacial de una especie permite comprender las necesidades críticas de hábitat (Mace y Waller 1997), la segregación sexual (Wielgus y Bunnell 1994) y la territorialidad (Hornocker 1969; Bailey 1974), informaciones que, a su vez, pueden dirigir estrategias de conservación y manejo.

El concepto de área de acción (*home range*, en inglés) fue acuñado por Burt (1943) y se define como el área que recorre un individuo para el desarrollo de todas sus actividades diarias como alimentación, apareamiento y cuidado de crías. Las salidas ocasionales de dicha área, quizás exploratorias, no debieran ser consideradas partes del área de acción. Kernohan *et al.* (2001) mencionan que la definición de Burt ha sido muy criticada, debido a que es laxa en cuanto a uso del lenguaje y no toma en cuenta la temporalidad y sugieren definir al área de acción como “la extensión de área con una probabilidad definida de ocurrencia de un animal durante un periodo específico” (Laver y Kelly 2008). Generalmente, las áreas de acción se encuentran emplazadas en el interior de áreas heterogéneas determinadas por una distribución diferencial de los recursos (Mitchell y Powell 2004, 2008). De aquí surge el concepto de área núcleo (*core area* en inglés), que es la zona dentro del área de acción que el animal utiliza con mayor frecuencia, es decir donde la probabilidad de uso es mayor a la esperada por el azar (Powell 2000), la cual normalmente se relaciona con una mayor disponibilidad de recursos (Kruuk 1992; Chamberlain *et al.* 2003).

Pero el ambiente en el que están inmersos los animales no sólo consiste en lugares para alimentarse, descansar, refugiarse de predadores, o cuidar sus crías, también es un ambiente en donde otros animales usualmente están en busca de recursos comunes (Krebs y

Davies 1997), los cuales a veces pueden ser limitados (Macdonald 1995). El resultado es la competencia (intra e interespecífica) entre individuos que buscan un mismo recurso. De esta manera surge un nuevo concepto: la territorialidad, que puede ser definida como el comportamiento de defensa de un individuo hacia un espacio determinado del cual excluye activamente a competidores de uno o una serie de recursos (Maher y Lott 1995). El territorio de un animal puede comprender el área de acción por completo (y en este caso las dos áreas coinciden) o una parte de esta (Powell 2000). A partir de estas definiciones surgen varias teorías que intentan explicar la organización social y la territorialidad basándose en la abundancia y dispersión de los recursos. Dos de las más importantes son: la Hipótesis de Dispersión de Recursos (conocida como *RDH*, por su sigla en inglés; Macdonald, 1983) y la Hipótesis de Presas Renovables (*PRH*, Waser 1981). La primera argumenta que, para la mayoría de los carnívoros, los recursos (usualmente alimenticios, pero pueden ser madrigueras, u otros) tienen una distribución en parches en el espacio y tiempo. De esta manera, si los recursos son heterogéneos, en un ambiente el área de acción deberá ser lo suficientemente grande para asegurarse de dichos recursos a lo largo del tiempo. La *PRH* está basada en la renovabilidad de los recursos alimenticios y predice que cuando la presa principal de un animal posee una alta tasa de renovación a lo largo del tiempo, los individuos no tienen que defender sus territorios, por lo tanto pueden tolerar otros animales dentro de sus áreas de acción.

De manera general podemos decir que el área de acción de los carnívoros es tan grande como sea necesaria pero tan pequeña como sea posible para satisfacer sus necesidades energéticas (Gittleman y Harvey 1982; Macdonald 1983). Así los límites superiores de un área de acción están determinados por el gasto energético empleado en la defensa del territorio (Schoener 1983, 1987), mientras que los límites inferiores se encuentran establecidos por la disponibilidad de recursos (Prange *et al.* 2004).

Sandell (1989) definió como un carnívoro solitario a aquel que nunca, con excepción del apareamiento, coopera con sus co-específicos. Él incluye, dentro del comportamiento de cooperación, la colaboración para cuidar las crías, alimentarse y defenderse de los predadores. En el caso de los mamíferos en los cuales los machos no participan en los cuidados parentales ni en la defensa de los recursos alimenticios, se cree que la densidad y la dispersión de las hembras son los factores que determinan el tamaño y solapamiento de las áreas de acción de los machos (Greenwood 1980; Sandell 1986, 1989; Sandell y Liberg 1992; Nelson 1995). Así, las hembras defienden sus áreas de acción para proveer a sus crías de suficiente alimento, mientras los machos maximizan su éxito reproductivo tratando de aparearse con la mayor cantidad de hembras posibles. Consecuentemente las áreas de acción de los machos en realidad están influenciadas indirectamente por la disponibilidad de alimento (Johnson *et al.* 2000).

Las interacciones entre individuos se pueden clasificar en dos grupos: las interacciones estáticas y las dinámicas. Las primeras se definen como el solapamiento espacial entre las áreas de acción de dos o más individuos. El estudio de las interacciones estáticas representa una primera aproximación a la comprensión de la organización espacial de una especie en forma relativamente rápida y sencilla. En el caso que no exista superposición espacial de las áreas de acción de los individuos de una población se puede concluir que probablemente hay un sistema social basado en la territorialidad. Sin embargo, cuando se observa cierto nivel de solapamiento entre las áreas de acción, es oportuno el análisis de las interacciones dinámicas, las cuales involucran las posiciones recíprocas y los movimientos independientes de los individuos cuyas áreas de acción se solapan en el espacio y tiempo (Powell 2000). El estudio de las interacciones dinámicas permite determinar si predomina la atracción interindividual o si los animales se repelen y si están usando una porción de su área de acción en forma contemporánea (Doncaster y Macdonald 1997; Powell 2000; Freer 2004).

La observación directa es un modo privilegiado para entender el uso del espacio y los movimientos que realiza un animal (Powell 2000). Aunque este método permite obtener informaciones precisas, implica un trabajo intensivo y que potencialmente puede influenciar el comportamiento de la especie bajo estudio (White y Garrott 1990). Los carnívoros normalmente presentan bajas densidades poblacionales y hábitos esquivos (Sargeant *et al.* 1998; Tobler *et al.* 2008), lo que convierte a la observación directa en una técnica poco práctica. Teniendo en cuenta estas limitaciones la radiotelemetría es en una herramienta muy útil para el estudio de los miembros de este orden de mamíferos. Esta técnica se ha utilizado ampliamente en diferentes estudios para determinar áreas de actividad, uso de hábitat, ciclos circadianos, patrones de movimiento y de migración y para localizar madrigueras (White y Garrott 1990).

ORGANIZACIÓN SOCIAL Y ESPACIAL DE LOS MEPHÍTIDOS

El conocimiento acerca de la organización espacial y social de la familia Mephitidae es escaso y la mayoría de los trabajos sólo han explorado el comportamiento del zorrino rayado (*Mephitis mephitis*), que parece ocupar una posición intermedia en el gradiente de la sociabilidad de los carnívoros. Esta especie no forma grupos para alimentarse, cuidar crías, o defenderse de los predadores (Godin 1982). Sin embargo, en el norte de su distribución, durante el invierno presenta un comportamiento social, ya que usa cuevas comunitarias, donde un macho puede cohabitar hasta con 5 hembras (Sunquist 1974; Houseknecht y Tester 1978; Gunson y Bjorge 1979). Además, *M. mephitis* no muestra una marcada territorialidad, ya que los machos son relativamente indiferentes a la presencia de otros machos en sus áreas de acción, y usualmente ambos sexos presentan extensivo solapamiento intrasexual en sus áreas de acción (Rosatte y Gunson 1984; Hansen 1997; Larivière y Messier 1998; Bixler y Gittleman 2000; Hwang 2005).

El tamaño de las áreas de acción de *M. mephitis* es altamente variable, dependiendo del área de estudio, del sexo y de la estación, indicando una buena capacidad de adaptación a diferentes situaciones ambientales. Los tamaños promedios varían de 120 a 490 ha (Storm 1972; Bjorge 1977; Rosatte y Gunson 1984; Greenwood *et al.* 1997; Bixler y Gittleman 2000), sin embargo pueden alcanzar las 1200 ha en ambientes de praderas (Larivière y Messier 1998) o ser excepcionalmente pequeños (51-64 ha) en regiones urbanas (Rosatte 1986; Rosatte *et al.* 1991).

La información disponible acerca del comportamiento espacial *Conepatus chinga* es escasa (Donadio *et al.* 2004; Kasper *et al.* 2009). En particular, existe un único estudio radiotelemétrico realizado por Donadio *et al.* (2001) en la Estepa Patagónica de la provincia de Neuquén.

Este capítulo se propone describir la ecología espacial y social del *C. chinga*. Además se intentará comprender los posibles efectos de la fragmentación del hábitat sobre dichos aspectos ecológicos. Los objetivos particulares son:

- Estimar el tamaño, forma y ubicación de las áreas de acción y de las áreas núcleo de *C. chinga*.
- Analizar el solapamiento espacial y temporal de las áreas de acción de los zorrinos comunes.
- Determinar la densidad poblacional de *C. chinga*.
- Comparar los parámetros anteriores entre ambas áreas de estudio.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO

- Una de las principales consecuencias de la fragmentación del hábitat es la distribución heterogénea de los recursos en general, siguiendo la Hipótesis de Dispersión de Recursos se espera que en la Estancia San Mateo, un ambiente altamente fragmentado por las actividades

agrícolas, *C. chinga* aumente el tamaño de sus áreas de acción para poder incluir los recursos mínimos para su supervivencia.

- Si asumimos que para *C. chinga* el alimento es un factor determinante en la territorialidad y consideramos que se trata de un animal que predan fundamentalmente sobre insectos, los cuales constituyen un recurso de alta renovación durante todo el año y, a su vez, abundante en ambas áreas de estudio (capítulo IV), siguiendo la Hipótesis de Presas Renovables (Waser 1984) se espera que *C. chinga* muestre un cierto grado de tolerancia al solapamiento de sus áreas de acción.

MATERIALES Y MÉTODOS

COLOCACIÓN DE RADIOLLARES A INDIVIDUOS DE *Conepatus chinga*

Del total de 28 zorrinos capturados, se equipó una submuestra de 18 animales adultos, 8 en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y 10 en la Estancia San Mateo (ESM), con radiocollares Telemetry Solutions® (Concord, California), AVM Instrument® (Colfax, California) y Telonics® (Mesa, Arizona) (Figura 1; se brindan detalles de la captura y colocación de radiocollares en el capítulo III). Dichos collares tenían un peso inferior a los 35 gramos, una duración media de 280 días y estaban equipados con sensores de actividad y de mortalidad.



Figura 1. Hembra de *C. chinga* equipada con un radiocollar

Para la recepción de la señal de los collares se utilizó una receptora de radio VHF, de alta sensibilidad (AVM Instrument®, modelo LA12-Q), que permitió captar separadamente las diferentes frecuencias de los collares. En conexión con la receptora se utilizó una antena direccional de mano de tres elementos, tipo *Yagi* (Figura 2). En el caso que los animales fueran de difícil localización se utilizaron, una antena omnidireccional para vehículo (AVM®) con el fin de cubrir mayores distancias y una antena *Yagi* colocada en la punta de un mástil montado en una camioneta.



Figura 2. Equipo de radioteleetría utilizado para el seguimiento de los animales con radiocollar.

SEGUIMIENTO Y LOCALIZACIÓN DE LOS ANIMALES CON RADIOLLAR

Las sesiones de telemetría se realizaron a pie o en vehículo y estuvieron distribuidas en distintas horas del día y de la noche, para obtener un muestreo lo más uniforme posible a lo largo de las 24 horas. Se registraron posiciones independientes de los animales entre una y cinco veces por semana, utilizando un intervalo mínimo de dos horas entre ellas, para evitar correlación entre las mismas (Harris *et al.* 1990; Swihart y Slade 1997; Otis y White 1999; Powell 2000). A través de sesiones de seguimiento continuo durante 24 horas, que permitieron establecer las velocidades de desplazamiento, se verificó que dicho tiempo es lo suficientemente extenso para permitir a un zorrino cruzar completamente su área de acción.

Las posiciones de los zorrinos se obtuvieron mediante dos métodos. En el inicio del muestreo se utilizó el método de triangulación desde sitios conocidos, que consiste en tomar desde un punto conocido (mediante un GPS) un rumbo con brújula en dirección hacia donde la señal del radiocollar se escucha en su máxima intensidad. Luego este proceso se repite en dos o más sitios (Harris *et al.* 1990). El área conformada por la intersección de estos tres o más rumbos indica la posición del animal. Las posiciones se calcularon mediante el uso del programa Locate II® (Nams 1990). Para minimizar el error asociado a esta técnica, las

localizaciones sucesivas con un ángulo de intersección $\leq 60^\circ$ o $\geq 120^\circ$ fueron descartadas, siguiendo a Harris *et al.* (1990).

Luego de las primeras sesiones de telemetría se comprobó que los animales en estudio no mostraban signos de ser perturbados por la presencia humana si el investigador se les acercaba con cuidado y reduciendo al mínimo el ruido ocasionado. Por este motivo se decidió adoptar el método denominado “*Homing-in*” (Harris *et al.* 1990), que consiste en localizar al animal guiándose por la intensidad de la señal del radiocollar hasta entrar en contacto visual con el mismo o con su madriguera. La mayor precisión en la definición de la posición de este segundo método (Harris *et al.* 1990) determinó que se seleccionara con mayor frecuencia.

ESTIMACIÓN DEL TAMAÑO Y FORMA DE LAS ÁREAS DE ACCIÓN

Hay varios métodos para estimar las áreas de acción a partir de datos de localización, y cada uno produce un área de diferente tamaño y forma para un individuo dado. Existen dos grupos de métodos: paramétricos y no-paramétricos. Los métodos paramétricos asumen una distribución particular de las localizaciones para calcular el área de acción, mientras que los métodos no-paramétricos no asumen ninguna distribución estadística, por lo tanto, son más robustos y permiten al estimador adaptarse a localizaciones más irregulares (Kernohan *et al.* 2001). Sin embargo, diversos autores (Worton 1989; White y Garrott 1990; Worton 1995; Seaman y Powell 1996; Powell 2000; Kernohan *et al.* 2001) señalan que los mejores estimadores existentes hasta el momento son el Kernel fijo y adaptativo (2 técnicas paramétricas) las cuales se describen más adelante. Una de las mayores desventajas de estos métodos es que los resultados obtenidos no se pueden comparar con los resultados de otros estimadores, por lo que el Mínimo Polígono Convexo, el más clásico estimador no-paramétrico se sigue utilizando (Powell 2000; Kernohan *et al.* 2001).

Debido a la falta de consenso en la elección de un método de estimación de las áreas de acción y que varios autores señalan la necesidad de utilizar más de un método (White y

Garrott 1990; Powell 2000; Millspough y Marzluff 2001; Laver y Kelly 2008), en la presente tesis se utilizaron el Mínimo Polígono Convexo y el Kernel Fijo que se describen a continuación:

Método del Mínimo Polígono Convexo (MPC)

El Mínimo polígono convexo (Mohr 1947) es el método más antiguo, simple y comúnmente usado para la estimación del área de acción de un animal (Harris *et al.* 1990; Crawsawh y Quigley 1991; Powell 2000). Consiste en el trazado del polígono convexo más pequeño alrededor de todas las localizaciones estimadas de un individuo. Las ventajas que posee este método radican en que es la única técnica que permite comparaciones directas entre estudios y que resulta muy robusto cuando se poseen pocas localizaciones de un individuo. Como desventajas podemos citar que la superficie y la forma del área de acción están fuertemente influenciadas por los puntos extremos, ya que este método sólo da como resultado un área delimitada por un contorno. El MPC, además, no tiene en cuenta el uso diferencial de las distintas porciones del área de acción, ya que este método asume que el animal la usa en forma homogénea, por lo tanto no brinda información sobre la intensidad de uso del espacio (Anderson 1982; Boulanger y White 1990; Burgman y Fox 2003).

Método Kernel

Provee una estimación paramétrica del área de acción más precisa que el MPC, produciendo una estimación de densidad que puede ser interpretada como una distribución de la utilización del espacio y que da como resultado estimaciones del área de acción en 3 dimensiones, donde la tercera dimensión corresponde a la cantidad de tiempo que un animal pasa en cualquier punto de su área de acción. Este estimador se desarrolló a partir de una herramienta estadística, por lo que presenta la ventaja de ser poco sensible a la autocorrelación de los datos y a los "outliers". Las propiedades estadísticas de los estimadores de densidad Kernel dependen del nivel del parámetro de atenuación ("smoothing parameter", h), que define el detalle de los datos en la estimación de densidad (Worton 1995). Este parámetro se puede calcular por medio del método de referencia (h_{ref}), que utiliza las

varianzas de (x, y) , o por medio del método de validación cruzada de mínimos cuadrados (“least square cross validation”, h_{lscv}), que minimiza las discrepancias entre la densidad estimada y la verdadera. De acuerdo con Worton (1995) es mejor utilizar h_{lscv} a la hora de analizar datos de telemetría con el estimador Kernel, pues produce un error más pequeño que h_{ref} .

Hay dos tipos de estimadores de Kernel: el adaptativo (KA) y el fijo (KF). La diferencia es que KF utiliza un valor de h para el conjunto de datos. El KA calcula un valor de h a partir de un valor piloto para cada dato de manera que áreas con una baja concentración de puntos tienen parámetros de atenuación amplios. Por lo tanto el KA suaviza más en las colas de la distribución de densidad y menos cerca del centro de actividad (Silverman 1986; Worton 1995). Estudios que usaron datos simulados para comparar ambos estimadores de las áreas de acción encontraron que el método de KF provee áreas de acción más confiables que el KA (Worton 1995; Seaman y Powell 1996; Seaman *et al.* 1999; Getz y Wilmers 2004).

Las críticas acerca del estimador Kernel se enfocan en el hecho que a medida que aumenta el tamaño muestral la precisión de la estimación del área de acción no mejora (Getz y Wilmers 2004). Adicionalmente los estimadores Kernel no tienen un buen desempeño cuando los datos están aglutinados (Getz y Wilmers 2004).

En la presente tesis se utilizaron los métodos de MPC y KF para estimar las áreas de acción y áreas núcleo en ambas áreas de estudio mediante el uso del programa Ranges V (Kenward y Hodder 1996). Por convención se utiliza el 95% de los datos para realizar los análisis del área de acción con el método de Kernel, eliminando el 5% de las posiciones más externas. De esta manera se trata de excluir los datos referentes a exploraciones realizadas por el individuo; sin embargo esto no ha sido probado (Powell 2000). La aplicación de este valor resulta entonces muy arbitraria, aunque ha sido utilizada por una gran cantidad de autores.

Teniendo en cuenta lo antes mencionado y para posibilitar las comparaciones con otros estudios en esta tesis se calculó el KF con el 95% de las posiciones ($KF_{95\%}$). Con este objetivo también se calculó el MPC con el total de las posiciones ($MPC_{100\%}$) y con el 90% de las mismas ($MPC_{90\%}$). La decisión de eliminar el 10% de las posiciones externas se fundamentó en el análisis de los gráficos que muestran la reducción en la superficie de las áreas de acción en función de la proporción de localizaciones utilizada (Apéndices 1 y 2), que demostró una disminución brusca del área en relación con estos porcentajes de ubicaciones lo que sugiere que estas localizaciones se corresponderían con excursiones fuera del área de acción. Análogamente, se decidió el $MPC_{45\%}$ y $KF_{45\%}$ de ubicaciones totales para definir el área núcleo.

Los efectos del área de estudio (PPET vs. ESM) y del sexo sobre el tamaño de las áreas de acción se evaluaron mediante un análisis de varianza.

Finalmente se comparó el tamaño de las áreas de acción, obtenido por radiotelemetría, con el área de acción esperada para mustélidos no sociales, calculada con la siguiente función alométrica (Johnson *et al.* 2000):

$$HR = 2.26 M^{1.31}$$

donde M es el promedio de la masa corporal de los individuos adultos.

NÚMERO DE LOCALIZACIONES

Para determinar el número mínimo de radiolocalizaciones necesarias para tabular adecuadamente el tamaño de las áreas de acción de los zorrinos, se graficó el tamaño del área de acción vs. el número de observaciones utilizadas (Harris *et al.* 1990; Otis y White 1999). En teoría, una vez que la curva alcanza una asíntota, el tamaño de la muestra es suficiente en el caso a analizar. Sin embargo, Gautestad y Mysterud (1993; 1995) realizaron un análisis de tamaño de la muestra (n) y observaron que los casos en los que se alcanza una asíntota son raros y que generalmente el área de acción aumenta a una tasa de \sqrt{n} conforme se obtienen más localizaciones, sin alcanzar una asíntota.

Al realizar una inspección visual de las curvas de incremento de áreas de acción de los zorrinos radiomarcados (Apéndices 3 y 4) se observó que, para varios de ellos, las asíntotas nunca fueron alcanzadas. En base a estos resultados se decidió utilizar animales que tuvieran al menos 30 localizaciones siguiendo a Chapin *et al.* (1998), Chamberlain *et al.* (2002); Farias *et al.* (2005) y Koen (2005).

Adicionalmente para probar si existía una relación significativa entre el número de veces que un individuo fue localizado y el tamaño de su área de acción calculado con el MPC se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman.

PERIODO DE MUESTREO

El periodo de seguimiento de los zorrinos con radiocollares se extendió desde agosto del 2002 hasta octubre del 2005 en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET), mientras que en la Estancia San Mateo (ESM) el muestreo abarcó el periodo comprendido entre los meses de noviembre de 2003 hasta julio del 2004 y de diciembre del 2005 hasta octubre del 2007 (Apéndice 5).

SOLAPAMIENTO DE LAS ÁREAS DE ACCIÓN-ORGANIZACIÓN SOCIAL

El estudio de las interacciones interindividuales se base en el análisis de la superposición entre sus respectivas áreas de acción. Para evitar subestimaciones, las mismas fueron calculadas solamente entre individuos vecinos, es decir individuos que tuvieran una posibilidad concreta de interactuar. Definimos dos individuos como vecinos si los bordes de cada área de acción estaban a la misma distancia o más cercanos que la distancia promedio del centro de cada área de acción a sus respectivos bordes (596,1 m).

Interacciones Estáticas

Para calcularlas se analizó:

- 1- El solapamiento espacial entre las áreas de acción y las áreas núcleo de los zorrinos con radiocollar.
- 2- El porcentaje de tiempo de permanencia de cada individuo en el interior de la zona de solapamiento de su área de acción con otro animal. Se calculó bajo la asunción que el porcentaje de ubicaciones de un individuo en un área se corresponde con el porcentaje de tiempo pasado por él en la misma.

Para estudiar el solapamiento estático individual de las áreas de acción sólo se utilizaron los datos de animales que fueron seguidos en el mismo año de estudio. Con esta restricción se calculó el solapamiento para 6 zorrinos (2 machos y 4 hembras) en el PPET y 8 individuos (2 machos y 6 hembras) en la ESM.

Interacciones dinámicas

Para el estudio de las mismas, es necesario definir una distancia a la cual un individuo percibe la presencia de un coespecífico. Mientras algunos autores que han estudiado las interacciones dinámicas adoptan una distancia arbitraria (Salvatori *et al.* 1999; Harrington y Macdonald 2008), en el presente estudio se analizó la distribución de frecuencias de las distancias entre individuos equipados con radiocollar en el PPET y se observó un marcado decrecimiento a distancias menores que 300 m (Apéndice 6). Sobre esta base, se asumió que dos animales estaban “juntos” cuando la distancia entre ellos fue menor a 300 m. Además, se adoptó el periodo de dos horas como el límite entre localizaciones de dos animales para que sean consideradas contemporáneas, basándose en el análisis de los patrones de movimientos observados en los zorrinos con radiocollar.

Se calculó el *Coficiente de asociación espacial*, como la proporción de localizaciones contemporáneas a distancias < 300 m sobre el total de las localizaciones contemporáneas recogidas para cada par de individuos (Ferrerías *et al.* 1997). Posteriormente se calculó el *Índice*

de Cohesión (D_0), la distancia media de localizaciones contemporáneas entre dos individuos, como:

$$D_0 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \sqrt{(X_{1j} + X_{2j})^2 + (Y_{1j} + Y_{2j})^2}$$

siendo X_{1j} ; Y_{1j} la posición del individuo 1 en el tiempo J , X_{2j} ; Y_{2j} la posición del individuo 2 en el mismo tiempo y N el número total de localizaciones contemporáneas. Además se calculó la *Distancia media* (D_m) entre dos animales, considerando todas las localizaciones para cada individuo, como:

$$D_m = \frac{1}{N^2} \sum_{j=1}^N \sum_{k=1}^N \sqrt{(X_{1j} + X_{2k})^2 + (Y_{1j} + Y_{2k})^2}$$

siendo X_{1j} ; Y_{1j} la posición del individuo 1 en el tiempo J , X_{2j} ; Y_{2j} la posición del individuo 2 en el tiempo k y N el número total de localizaciones.

Luego se compararon esos dos valores a través del índice de Jacob (J) (Kenward y Hodder 1996; Freer 2004), el cual toma valores positivos (entre 0 y 1) cuando las distancias entre dos individuos son menores que las esperadas por chance (tienden a estar asociados) y valores negativos (0 y -1) cuando son más grandes que las esperadas. Finalmente, se analizaron las distancias entre individuos en relación con el estado de actividad y las variaciones mensuales de las mismas a lo largo del periodo de estudio.

Todas las variables se compararon entre sexos y áreas usando la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney.

DENSIDADES POBLACIONALES

Aunque para estimar las densidades de las poblaciones de carnívoros existen varios métodos (Balme *et al.* 2009), las estimaciones a través del área de acción y las transectas nocturnas han sido los más utilizados (Gese 2001). El primero de estos dos métodos se

considera el más preciso si bien asume que los individuos con radiocollar son los únicos que viven en el área (Gese 2001).

En esta tesis las densidades fueron calculadas usando el tamaño medio de las áreas de acción ($MPC_{100\%}$) de los zorrinos con radiocollar seguidos durante el mismo año. Luego se calculó el área total ocupada por estos y se dividió por el número de individuos que ocupan esa área (Dunstone *et al.* 2002). También se utilizó un método alternativo basado en el tamaño medio de las áreas de acción corregida por el solapamiento medio de individuos vecinos (Luengos Vidal 2003).

Las transectas nocturnas han sido ampliamente aceptadas como un método práctico para estimar la abundancia relativa de las poblaciones de varios animales nocturnos (Weber *et al.* 1991; Ralls y Eberhardt 1997; Ruelle *et al.* 2003; Sobrino *et al.* 2009), entre ellos zorrinos (Schowalter y Gunson 1982; Rosatte 1987).

En la presente tesis, se contaron individuos de *C. chinga* desde una camioneta a lo largo de caminos internos de ambas áreas de estudio. Las transectas se realizaron a una velocidad constante (15 km/h) durante la primera parte de la noche utilizando un reflector de un millón de candelas de potencia. Dos observadores se situaron en la parte posterior de la camioneta alumbrando un lado del camino. Cuando un animal era detectado, usualmente por el brillo de sus ojos, el conductor detenía el vehículo y los observadores identificaban el animal (utilizando binoculares) y estimaban la distancia de este al camino. Las transectas se distribuyeron homogéneamente a lo largo del año (3-4 por mes) en ambas áreas de estudio. Para estimar las densidades de los zorrinos se utilizó el programa DISTANCE 6.0 (Thomas *et al.* 2009).

Para todos los procesos estadísticos se utilizó el programa SPSS Statistics 17® (Chicago, Illinois) y los p valores $\leq 0,05$ se consideraron significativos.

RESULTADOS

ANIMALES DE ESTUDIO

Los zorrinos con radiocollar fueron monitoreados por el tiempo que duraron las baterías de los radiocollares colocados. Una vez agotadas, cuando fue posible, se colocó un nuevo collar. Considerando ambas posibilidades, los períodos de seguimiento fueron en promedio (\pm DE) de $190,4 \pm 104,7$ días (Tablas 1 y 2). En total se recolectaron 1064 localizaciones en ambas áreas (PPET = 469, ESM = 595).

Tabla 1. Identificación, sexo, peso, tiempo de seguimiento y número de localizaciones obtenidas de los zorrinos (*C. chinga*) con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist

| ID | Sexo | Peso (kg) | Días de muestreo | Nº de localizaciones |
|----|--------|-----------|------------------|----------------------|
| M1 | Macho | 1,5 | 382 | 41 |
| M2 | Macho | 1,2 | 31 | 10 |
| M3 | Macho | 1,7 | 287 | 103 |
| M4 | Macho | 1,7 | 209 | 76 |
| H1 | Hembra | 1,5 | 237 | 58 |
| H2 | Hembra | 1,2 | 98 | 46 |
| H3 | Hembra | 1,3 | 354 | 87 |
| H4 | Hembra | 1,5 | 213 | 48 |

Tabla 2. Identificación, sexo, peso, tiempo de seguimiento y número de localizaciones obtenidas de los zorrinos (*C. chinga*) con radiocollar en la Estancia San Mateo.

| ID | Sexo | Peso (kg) | Días de muestreo | Nº de localizaciones |
|-----|--------|-----------|------------------|----------------------|
| M5 | Macho | 1 | 257 | 86 |
| M6 | Macho | 1,8 | 299 | 86 |
| M7 | Macho | 1,4 | 218 | 69 |
| H5 | Hembra | 1,5 | 9 | 12 |
| H6 | Hembra | 1,5 | 128 | 76 |
| H7 | Hembra | 1,2 | 78 | 55 |
| H8 | Hembra | 1,4 | 179 | 72 |
| H9 | Hembra | 1,6 | 120 | 30 |
| H10 | Hembra | 1,1 | 206 | 62 |
| H11 | Hembra | 1,4 | 122 | 47 |

TAMAÑOS DEL ÁREA DE ACCIÓN

Sólo 7 zorrinos adultos (4 hembras, 3 machos) en el PPET y 9 zorrinos adultos (6 hembras, 3 machos) en ESM cumplieron los criterios para la estimación del área de acción (un mínimo de 30 localizaciones). Del total de las posiciones obtenidas, el 90% de las mismas se recolectó utilizando el método de “*Homing-in*”. Los zorrinos fueron localizados entre 30 y 103 veces. La varianza en el muestreo fue debida principalmente a pérdidas del radiocollar o finalización temprana de la batería. No se encontró una correlación significativa entre el número de veces que un zorrino fue localizado y el tamaño de su área de acción calculado con el mínimo polígono convexo (*Correlación de Spearman*, $r_s = 40,6$, $n = 16$, $p = 0,11$), lo que sugiere que el tamaño de muestra no afectaría la estimación del área de acción.

El tamaño medio del área de acción de Kernel Fijo con el 95% de las localizaciones ($KF_{95\%}$) fue de 166,7 ha (DE = 107,5 ha) y no varió entre el PPET ($\bar{X} \pm DE = 137,7 \pm 93,2$ ha) y la ESM ($189,1 \pm 117,6$ ha; $F_{1,15} = 1,7$; $p = 0,2$; Tablas 3 y 4, Figuras 4 y 5). El tamaño del área de acción promedio de los machos fue 2,8 veces mayor que el de hembras en el PPET, mientras que ESM fue 1,8 veces mayor. Se detectó un efecto del sexo sobre el tamaño del área de

acción en general ($120,4 \pm 77,6$ ha [hembras]; $243,7 \pm 76,5$ ha [machos]; $F_{1\ 15} = 7,4$; $p = 0,01$) pero no interacciones entre área y sexo ($F_{1\ 15} = 0,001$; $p = 0,9$). El tamaño de las áreas de acción estimado mediante el MPC_{100%} fue mayor que el obtenido con el método del KF_{95%} (Prueba t de muestras pareadas, $t = -2,42$; g.l. = 15; $p = 0,029$; Tablas 3, 4 y 5; Figuras 6 y 7). La diferencia media entre los dos estimadores fue de $31,3 \pm 51,6$ ha.

TAMAÑO DE ÁREAS NÚCLEO

El tamaño medio de las áreas núcleo (KF_{45%} \pm DE) de los zorrinos fue de $46,1 \pm 30,2$ ha y no varió significativamente entre PPET ($43,9 \pm 34,8$ ha) y ESM ($47,9 \pm 28,2$ ha; $F_{1\ 15} = 0,19$; $p = 0,66$; Tablas 3, 4 y 5; Figuras 8 y 9). Se encontró un efecto del sexo ($31,4 \pm 19,8$ ha [hembras]; $70,7 \pm 29,6$ ha [machos]; $F_{1\ 15} = 10,09$; $p = 0,008$), pero no interacción entre área y sexo ($F_{1\ 15} = 0,57$; $p = 0,46$).

Tabla 3. Tamaños de áreas de acción (ha) calculados con el método del MPC_{100, 90,45%} y de KF_{95, 45%} para cada zorrino (*C. chinga*) equipado con radiocollar muestreado en el Parque Provincial E. Tornquist.

| ID | MPC ₁₀₀ | MPC ₉₀ | MPC ₄₅ | K ₉₅ | K ₄₅ |
|----|--------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| M1 | 421,81 | 172,52 | 45,69 | 334,55 | 116,26 |
| M3 | 165,84 | 142,18 | 45,48 | 144,88 | 54,34 |
| M4 | 216,46 | 164,23 | 35,09 | 160,06 | 47,81 |
| H1 | 71,64 | 58,97 | 14,16 | 74,52 | 23,73 |
| H2 | 79,3 | 59,38 | 6,72 | 75,87 | 17,73 |
| H3 | 125,29 | 66,68 | 13,18 | 86,66 | 21,77 |
| H4 | 76,82 | 63,21 | 12,31 | 87,79 | 25,67 |

Tabla 4. Tamaños de áreas de acción (ha) calculados con el método del MPC_{100, 90,45%} y de KF_{95, 45%} de cada zorrino (*C. chinga*) equipado con radiocollar muestreado en la Estancia San Mateo.

| ID | MPC ₁₀₀ | MPC ₉₀ | MPC ₄₅ | K ₉₅ | K ₄₅ |
|-----|--------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| M6 | 451,52 | 318,23 | 102,67 | 417,53 | 99,53 |
| M7 | 138,83 | 72,59 | 12,04 | 161,1 | 47,09 |
| M5 | 260,58 | 204,05 | 54,13 | 244,67 | 59,42 |
| H6 | 409,86 | 206,51 | 37,29 | 224,75 | 55,98 |
| H7 | 39,17 | 25,93 | 5,6 | 38,49 | 10,65 |
| H8 | 239,5 | 179,4 | 19,89 | 229,25 | 59,74 |
| H9 | 64,32 | 48,37 | 6,35 | 67,88 | 22,45 |
| H10 | 319,47 | 143,59 | 43,07 | 239,09 | 62,27 |
| H11 | 87,14 | 36,41 | 5,18 | 79,88 | 14,46 |

En ESM el tamaño de las áreas núcleo usadas por los zorrinos fue de un 25,3%, en promedio, del tamaño total de las áreas de acción, con valores similares para ambos sexos (machos=25%, hembras= 25,6%). En PPET las áreas núcleo individuales representaron un 31,8% de las áreas de acción (34,1% machos y 27,3% hembras; Tabla 3).

El tamaño del área de acción general de *C. chinga* predicho por la función alométrica para mustélidos no sociales fue de 378 ha.

**Tabla 5. Estimación del tamaño medio (ha) de las áreas de acción (KF_{95%} y MPC_{100%}) y de las áreas núcleo KF_{45%} para los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar (machos, hembras y ambos sexos) en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y en la Estancia San Mateo (ESM).
DE=desvío estándar.**

| | Nº de localizaciones | | KF _{95%} | | FK _{45%} | | MPC _{100%} | |
|----------------|----------------------|------|-------------------|-------|-------------------|------|---------------------|-------|
| | \bar{X} | DE | \bar{X} | DE | \bar{X} | DE | \bar{X} | DE |
| PPET | | | | | | | | |
| Hembras | 59,7 | 18,9 | 81,2 | 6,9 | 22,2 | 3,3 | 88,2 | 24,8 |
| Machos | 73,3 | 31 | 213,1 | 105,3 | 72,8 | 37,7 | 268 | 135,5 |
| Ambos sexos | 65,5 | 23,5 | 137,7 | 93,2 | 43,8 | 34,8 | 165,3 | 125,1 |
| ESM | | | | | | | | |
| Hembras | 57,8 | 17,9 | 146,5 | 93,6 | 37,5 | 24,1 | 193,2 | 152,7 |
| Machos | 80,3 | 9,8 | 274,4 | 130,7 | 68,6 | 27,4 | 283,6 | 157,6 |
| Ambos sexos | 65,3 | 18,7 | 189,1 | 117,6 | 47,9 | 28,2 | 223,3 | 151 |
| General | | | | | | | | |
| Hembras | 58,6 | 17,7 | 120,4 | 77,6 | 31,4 | 19,8 | 151,2 | 126,8 |
| Machos | 76,8 | 20,9 | 243,7 | 76,5 | 70,7 | 29,6 | 275,8 | 131,7 |
| Ambos sexos | 65,4 | 20,2 | 166,7 | 107,5 | 46,1 | 30,2 | 197,2 | 139,3 |

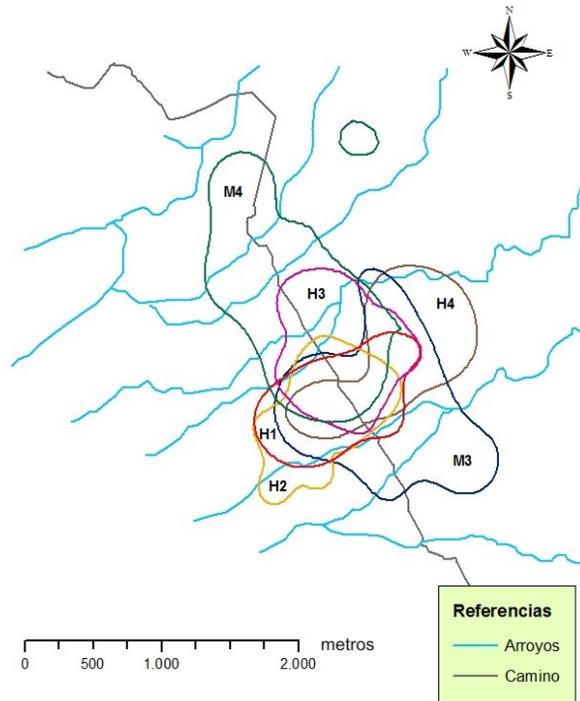


Figura 4. Áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $KF_{95\%}$ en el Parque Provincial E. Tornquist.

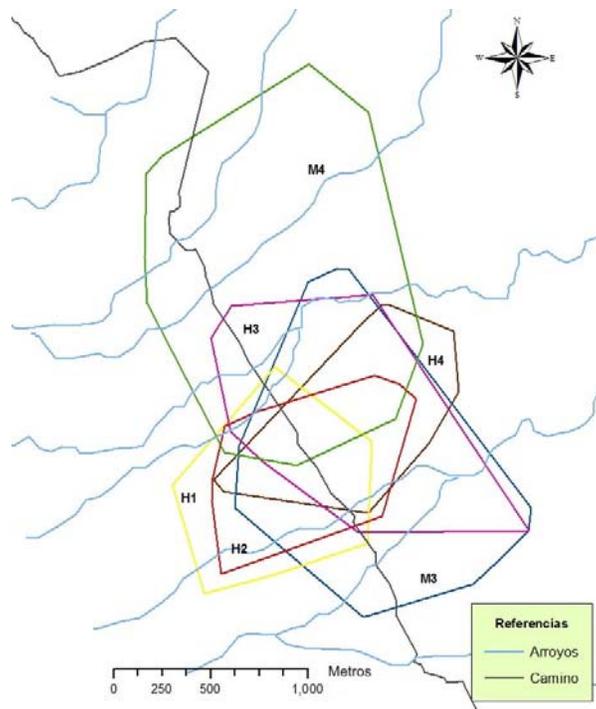


Figura 5. Áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $MPC_{100\%}$ en el Parque Provincial E. Tornquist.

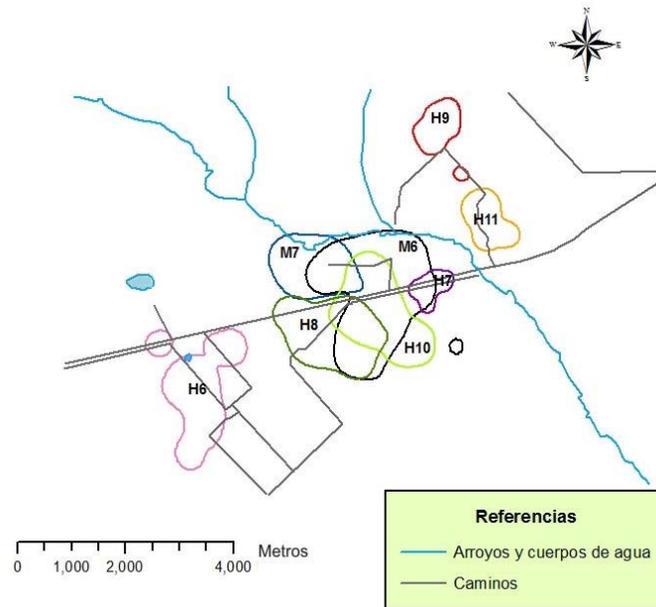


Figura 6. Áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $KF_{95\%}$ en la Estancia San Mateo.

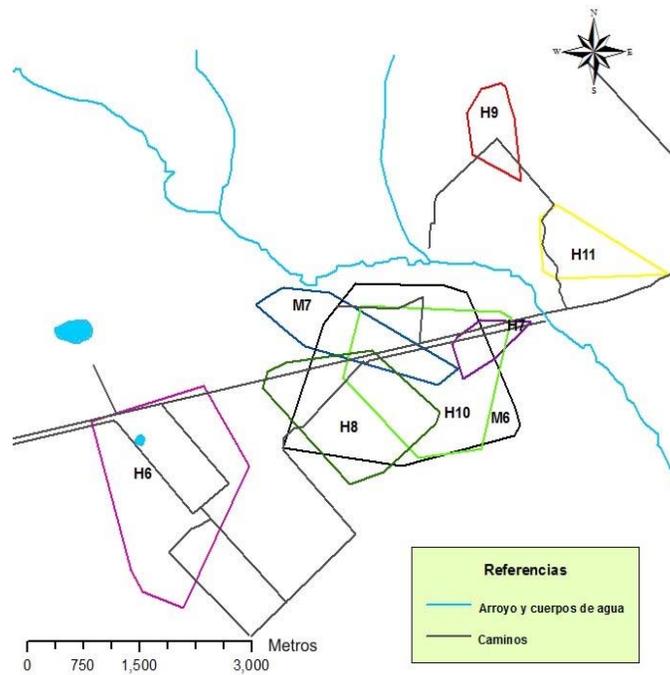


Figura 7. Áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $MPC_{100\%}$ en la Estancia San Mateo.

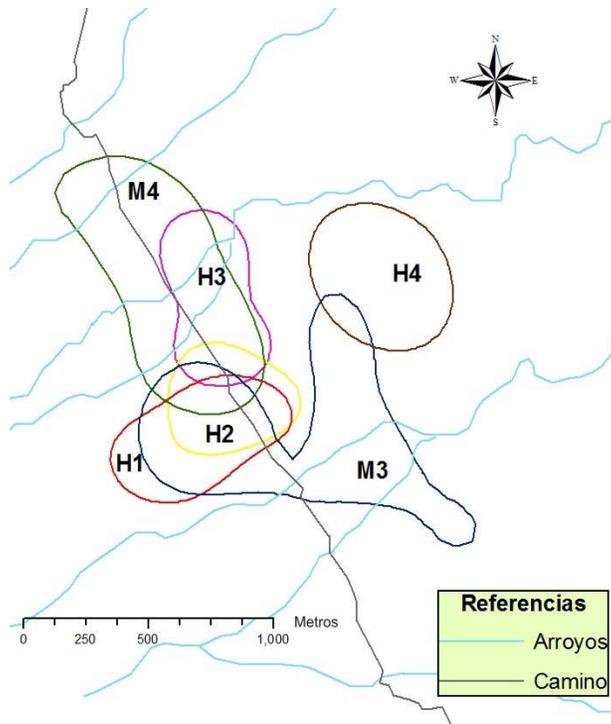


Figura 8. Áreas núcleo de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $KF_{45\%}$ en el Parque Provincial E. Tornquist.

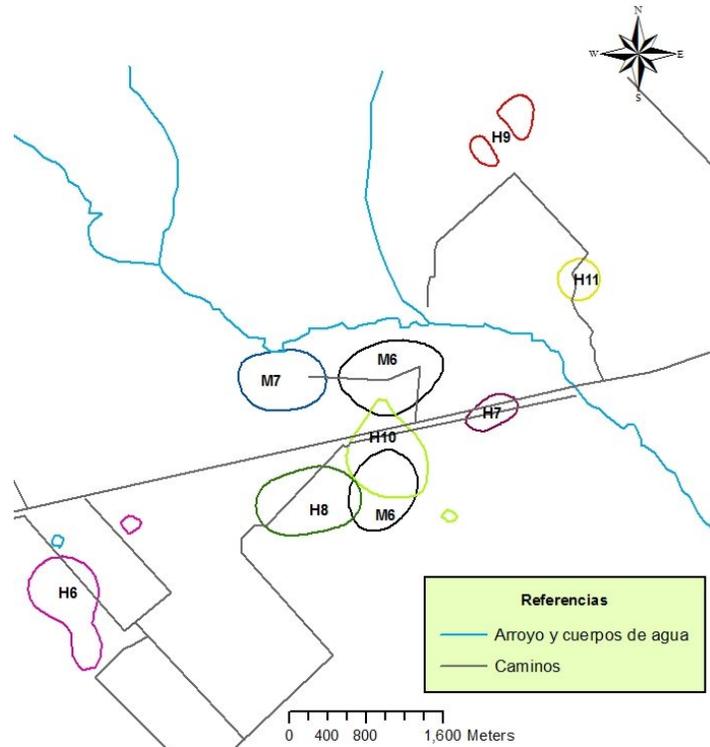


Figura 9. Áreas núcleo de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar estimadas mediante el $KF_{45\%}$ en la Estancia San Mateo.

INTERACCIONES ESTÁTICAS

En PPET los zorrinos se solaparon espacialmente en un 21,5 a 85,8%. El solapamiento de las áreas de acción en ESM varió de un 0,3% a un 72% para cinco individuos, mientras que los tres restantes ocuparon áreas de acción espacialmente separadas (Figura 6). El solapamiento de las áreas de acción fue significativamente mayor en PPET ($U = 109, n_1 = 30, n_2 = 18, p = 0,001$; Tabla 6). Además el solapamiento entre hembras ($U = 22, n_1 = 12, n_2 = 6; p = 0,002$) y entre sexos ($U = 43, n_1 = 16, n_2 = 10, p = 0,05$) fue mayor en el PPET. El solapamiento entre machos pareciera ser mayor en ESM (Tabla 6), pero el pequeño tamaño muestral (dos machos en cada área de estudio) podría estar afectando este resultado. No se detectaron diferencias significativas entre el solapamiento intrasexual e intersexual para ambas áreas de estudio (PPET: $U = 79, n_1 = 10, n_2 = 16, p = 0,65$; ESM: $U = 25, n_1 = 8, n_2 = 10, p = 0,18$).

El solapamiento de las áreas núcleo ($K_{F_{45\%}}$) fue significativamente mayor en PPET ($U = 123, n_1 = 30, n_2 = 18, p = 0,001$) y esta proporción fue 5 veces mayor que en ESM (Tabla 6). El solapamiento intersexual de las áreas núcleo también fue significativamente mayor en PPET que en ESM ($U = 34, n_1 = 16, n_2 = 10, p = 0,014$). En ESM el solapamiento intersexual de las áreas núcleo fue significativamente mayor que el solapamiento intrasexual ($U = 24, n_1 = 8, n_2 = 10, p = 0,05$) debido a la ausencia de solapamiento tanto entre machos como entre hembras

Los resultados obtenidos analizando el solapamiento temporal (medida por la proporción de localizaciones en el área de solapamiento) son congruentes con el patrón de solapamiento espacial (Tabla 6).

Tabla 6. Porcentaje medio de solapamiento en tamaño (espacial) y en número de localizaciones (temporal) de las áreas de solapamiento de los zorrinos (*C. chinga*) obtenidas usando el método de $KF_{95\%}$ y $KF_{45\%}$ en el parque Provincial E. Tornquist (PPET) y en la Estancia San Mateo (ESM). DE (desvío estándar), N (número de parejas consideradas en el análisis en cada área).

| Solapamiento | General $N_{PPET}= 15; N_{ESM}= 9$ | | | | Machos $N_{PPET} = 1; N_{ESM}= 1$ | | | | Hembras $N_{PPET}= 6; N_{ESM}= 3$ | | | | Intersexual $N_{PPET}= 8; N_{ESM}= 5$ | | | |
|--------------|---------------------------------------|------|----------|------|--------------------------------------|------|----------|------|--------------------------------------|------|----------|------|--|------|----------|------|
| | espacial | | temporal | | espacial | | temporal | | espacial | | temporal | | espacial | | temporal | |
| $KF_{95\%}$ | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE | Media | DE |
| PPET | 46,9 | 18,8 | 48,5 | 21,9 | 26,5 | 1,8 | 28 | 0 | 50,7 | 14,3 | 56,1 | 17,3 | 46,6 | 21,5 | 49,7 | 24,1 |
| ESM | 21,3 | 22,9 | 24,2 | 24,7 | 31,2 | 19,5 | 19,5 | 36,7 | 9,6 | 14,8 | 8 | 12,2 | 26,3 | 26,2 | 25,9 | 26,3 |
| $KF_{45\%}$ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PPET | 20,4 | 25 | 18,3 | 17,3 | 11,3 | 1 | 8 | 2,8 | 13,8 | 22,7 | 15,3 | 15,8 | 26,3 | 27,3 | 21,9 | 18,9 |
| ESM | 4,35 | 14,8 | 6 | 11,6 | 0 | | 0 | | 0 | | 0 | | 7,82 | 15,3 | 8,8 | 14,6 |

INTERACCIONES DINÁMICAS

Parque Provincial E. Tornquist

Para estudiar las interacciones dinámicas en esta área se utilizaron 213 pares de localizaciones simultáneas pertenecientes a 4 individuos (2 machos y dos hembras) completamente solapados en el periodo de estudio. Del total de pares de localizaciones, 54 de ellas eran de dos animales, 33 de tres y 10 incluían los 4 individuos. Para las localizaciones simultáneas, la distancia promedio (\pm DE) entre machos y hembras fue de $732,9 \pm 428,9$ m. Las hembras estuvieron más cercanas (distancia media \pm DE: $541,1 \pm 143,7$ m) que los machos ($1265,9 \pm 579,3$ m; $t = -8,2$, g.l. = 62, $p = 0,001$). La distancia no varió con el estado de actividad en ningún tipo de pareja (hembra-hembra: $t = 0,64$, g.l. = 2, $p = 0,29$; macho-macho: $t = -0,44$, g.l. = 6, $p = 0,33$; macho-hembra $t = 0,37$, g.l. = 18, $p = 0,36$).

El Coeficiente de Asociación Espacial promedio tuvo un valor mayor para los pares intersexuales (0,14) que para los pares del mismo género (0,02 entre machos y 0 entre hembras, Tabla 7). El valor de este coeficiente fue máximo para F3 con ambos machos, mientras que el resto de las posibles parejas sólo mostraron menos del 4% de sus localizaciones a menos de 300 m de distancia.

En la mayoría de los casos, los valores producidos por el índice de Jacob fueron cercanos a 0, indicando una asociación espacial neutra. El valor más bajo se produjo entre machos (-0,22), mientras que el valor de 0,57 para la pareja M3-F3 sugiere una asociación espacial (Tabla 7).

Tabla 7. Coeficiente Asociación Espacial (CAE) e Índice de Jacob (J) para las interacciones dinámicas de 4 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist.

| ID | H4 | | M3 | | M4 | |
|----|-------|-------|-------|--------|-------|--------|
| | CAE | J | CAE | J | CAE | J |
| M3 | 0,028 | 0,085 | - | - | - | - |
| M4 | 0,036 | 0,033 | 0,019 | -0,227 | - | - |
| H3 | 0 | 0,149 | 0,295 | 0,574 | 0,235 | -0,010 |

Las distancias reciprocas entre individuos variaron a lo largo del tiempo. Durante marzo y abril todos los animales estuvieron relativamente cercanos entre sí. Luego esas distancias se incrementaron hasta llegar a un pico en junio, cuando se registró la máxima distancia entre parejas. La distancia entre las hembras pareció ser más constante que la de las otras parejas. Es interesante notar que mientras la distancia entre la pareja M3-F3 decreció durante el periodo de estudio, la distancia entre F3 y M4 se fue incrementando gradualmente (Figura 10).

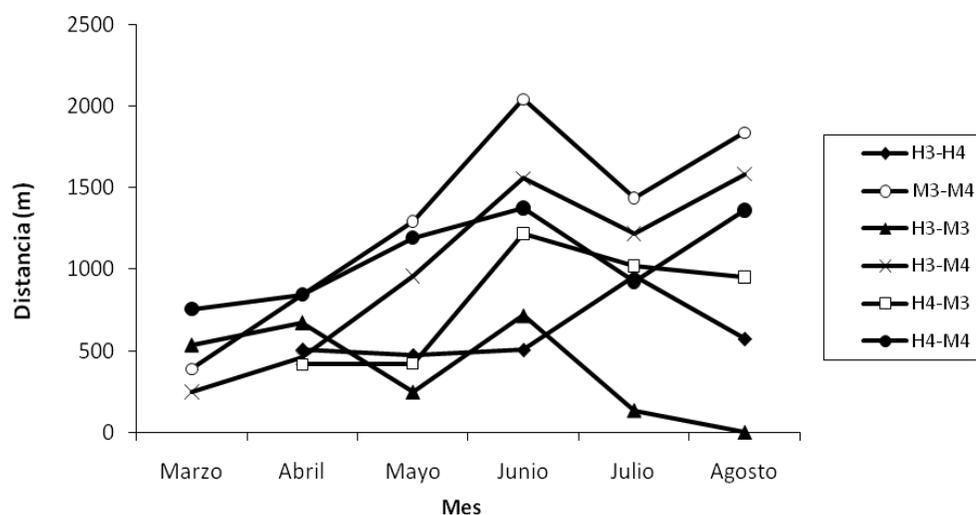


Figura 10. Variación mensual de las distancias entre 4 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist.

Estancia San Mateo

El análisis de las interacciones dinámicas no pudo llevarse a cabo completamente en esta área debido a que el seguimiento de los individuos no fue contemporáneo como en el PPET. Únicamente pudieron recolectarse 110 posiciones simultáneas, pertenecientes a 4 parejas de individuos. Dos de estas parejas incluyeron interacciones hembra-hembra (H7-H8 y H8-H10), una macho-hembra (M6-H10) y la restante macho-macho (M6-M7).

La distancia promedio (\pm DE) entre M6 y H10 fue de $1397,2 \pm 396,1$ m. Ambos machos estuvieron más cercanos en promedio ($1376,6 \pm 527,6$ m) que las dos parejas de hembras ($2062,7 \pm 579,3$ m; $U = 493$, $n_1 = 60$, $n_2 = 42$, $p < 0,001$).

Ninguna de las parejas se encontró a menos de 300 m, por lo cual no fue posible calcular el Coeficiente de Asociación Espacial. La distancia mínima entre dos hembras fue de 568,8 m, entre dos machos de 380 m, mientras que para una hembra y un macho fue de 884,3 m.

Finalmente para la pareja M6-M7, la única seguida por más de tres meses, se observó que la distancia recíproca entre los dos individuos (al igual que en PPET) no fue constante a lo largo del tiempo (Figura 11).

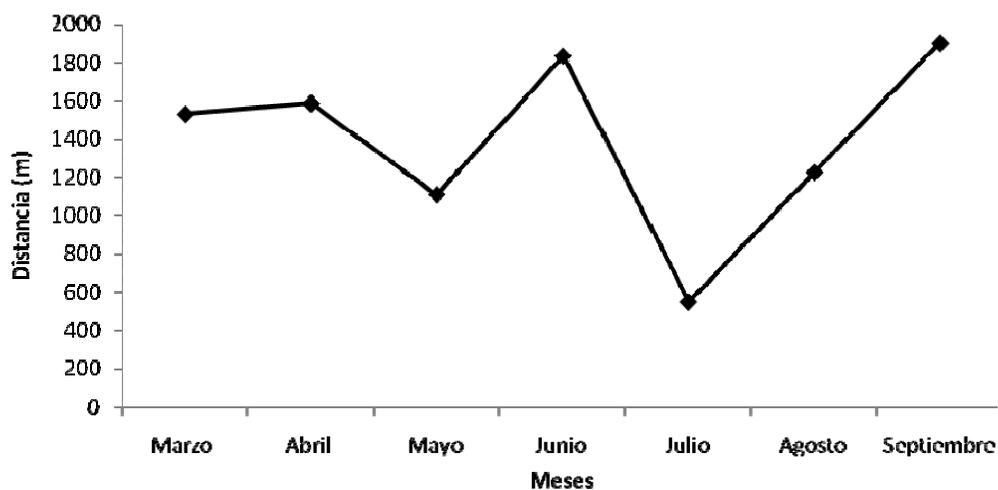


Figura 11. Variación mensual de las distancias entre 2 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en la Estancia San Mateo

DENSIDAD POBLACIONAL

En el PPET el área total ocupada por los seis zorrinos monitoreados durante el mismo año fue de 3,5 km². Sobre esta base, la densidad estimada fue de 1,66 ind/km², y fue 3,5 más grande para las hembras que para los machos (Tabla 8). En la ESM el área total ocupada por los 8 zorrinos monitoreados en el mismo año fue de 11,6 km², lo que arrojó una densidad de 0,68 ind/km², siendo la densidad de las hembras 1,7 veces mayor que la de los machos.

Las densidades estimadas para *C. chinga* sobre la base del área de acción considerando el solapamiento medio también fueron mayores en el PPET (Tabla 8). Si consideramos las hembras, ambos métodos estiman valores similares de densidad para las dos áreas, mientras que, en el caso de los machos, la densidad calculada teniendo en cuenta el solapamiento medio en la ESM es el doble que la del PPET (Tabla 8).

Tabla 8. Densidad (ind/km²) de *C. chinga* estimada mediante el tamaño del área de acción en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM) a través de dos métodos alternativos. 1- área total ocupada por los zorrinos, 2- tamaño del área de acción y solapamiento medio.

| Método | Área | Machos | Hembras | General | Relación H/M |
|--------|------|--------|---------|---------|--------------|
| 1 | PPET | 0,62 | 2,22 | 1,66 | 3,5 |
| | ESM | 0,34 | 0,6 | 0,68 | 1,71 |
| 2 | PPET | 0,54 | 2,47 | 1,16 | 4,6 |
| | ESM | 0,59 | 0,64 | 0,6 | 1,08 |

Las transectas nocturnas tuvieron una longitud que varió de 8,3 km a 16 km en el PPET ($n = 42$) y de 19,3 km a 21 km en ESM ($n = 40$; Tabla 9), La densidad estimada de zorrinos mediante transectas nocturnas fue 3,8 veces mayor en PPET (Tabla 9). Este método estimó densidades menores, sobre todo en la ESM, si lo comparamos con las obtenidas mediante los dos métodos basados en el tamaño del área de acción.

Tabla 9. Esfuerzo de muestreo, número de individuos observados, densidad poblacional e intervalos de confianza del 95% estimados mediante 82 transectas nocturnas para avistar zorrinos en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Área | Esfuerzo (km) | Nº Transectas | Nº Observaciones | Densidad (ind/km ²) | Intervalos de confianza del 95% |
|------|------------------|------------------|---------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| PPET | 482,4 | 42 | 37 | 0,96 | (0,6-1,47) |
| ESM | 1054,6 | 40 | 16 | 0,25 | (0,12-0,53) |

DISCUSIÓN

Este trabajo presenta los primeros datos conjuntos de la organización social y espacial de *C. chinga*. El tamaño promedio de las áreas de acción (197,2 ha) de los dieciséis ejemplares de *C. chinga* fue similar al obtenido para 2 individuos en el noroeste de la Patagonia Argentina (Donadio *et al.* 2001) y fue 9,7 veces más grande que el hallado para 4 individuos de *C. humboldti* en el sudoeste de la Patagonia chilena (Johnson *et al.* 1988). En base a la taxonomía actual, esta última especie tendría un tamaño corporal menor a *C. chinga* (Redford y Eisenberg 1992), lo que podría explicar la diferencia en el tamaño de las áreas de acción en función de los menores requerimientos energéticos. Sin embargo, el bajo número de muestras en términos de radiolocalizaciones de estos dos estudios limita el valor de las comparaciones.

La función alométrica predictiva del tamaño del área de acción diseñada por Johnson *et al.* (2000) para Mustélidos y Mephitidos no sociales muestra un valor cerca de dos veces superior al observado en este estudio. Se espera que el tamaño de las áreas de acción de una población de carnívoros sea fuertemente afectado por la abundancia y dispersión de los recursos principales que ellos usan (e.g. Kruuk y Macdonald 1985; Fournier *et al.* 2008). Los miembros de la familia Mephitidae y particularmente el zorrino común, a diferencia de la mayoría de los mustélidos, se alimentan de insectos (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004) y este recurso, siendo abundante y de rápida renovación, puede permitir un tamaño pequeño de las áreas de acción individuales (Redford y Eisenberg 1992; Johnson *et al.* 2000) y, en consecuencia, elevadas densidades poblacionales. Efectivamente, *C. chinga* es considerado uno de los carnívoros más comunes en nuestro país (Redford y Eisenberg 1992).

En ambas áreas de estudio el tamaño de las áreas de acción de los machos fue mayor que el de las hembras. Este resultado está en contraste con lo observado en *M. mephitis* (Bixler y Gittleman 2000; Hwang 2005), pero es congruente con lo reportado para la misma especie por Larivière y Messier (1998) y para *Spilogale gracilis* (McCullough y Fritzell 1984; Larivière y Messier 1998; Lesmeister 2007; Lesmeister *et al.* 2009), donde el dimorfismo sexual

en peso estuvo asociado con áreas de acción significativamente más grandes en machos, como es de esperarse debido a las mayores necesidades metabólicas de animales de mayor tamaño. En nuestro estudio, en ausencia de dimorfismo sexual de los dieciséis zorrinos muestreados, el mayor tamaño de las áreas de acción de los machos podría explicarse por el intento de los mismos de maximizar su éxito reproductivo tratando de monopolizar la mayor cantidad de hembras posibles dentro de sus áreas de acción. Este comportamiento ya ha sido citado para pequeños mustélidos (Erlinge y Sandell 1986; Sandell y Liberg 1992; Gehring y Swihart 2004) y nuestros datos sugieren que la tendencia de los machos a ocupar áreas de acción de tamaño mayor que las hembras podría estar relacionada con su estrategia reproductiva. En adición, las diferencias intersexuales de tamaño de las áreas de acción pueden ser explicadas por la filopatría (tendencia a permanecer cerca del lugar de nacimiento) de las hembras, usualmente presente en los mamíferos (Sutherland *et al.* 2000). Aun cuando la presencia de filopatría ha sido sugerida previamente para *M. mephitis* (Sargeant *et al.* 1982; Hansen 1997; Hansen *et al.* 2003), los datos del presente estudio no permiten testear esta hipótesis en *C. chinga*.

Powell (2000) sugiere que el alimento es un recurso limitante que favorece el comportamiento territorial en muchos animales y que la defensa del territorio decrece cuando la productividad o la disponibilidad de alimento aumentan. De esta manera es esperable que la distribución de alimentos influya en los patrones espaciales individuales de los zorrinos y contribuya a la cantidad de solapamiento observado en sus áreas de acción. Las áreas de acción se solaparon extensivamente entre y dentro de los sexos en el PPET y moderadamente en ESM. Una mayor diferencia entre los sitios de estudio se observó en el solapamiento de las áreas principales de machos y hembras, el cual fue amplio en el PPET y nulo en ESM. Si bien en esta tesis no se encontraron diferencias importantes en las abundancias generales de las presas principales de *C. chinga* entre áreas, se reportó una importante variación en la distribución de estos recursos. Mientras las presas principales estaban distribuidas de manera homogénea y estable en el PPET, no ocurre lo mismo en ESM donde la distribución está

altamente parchada y su ubicación es variable a lo largo del año. Estas concentraciones locales de recursos alimenticios predecibles pueden aumentar los comportamientos territoriales para evitar la interferencia de competidores (Maher y Lott 2000). De acuerdo con esta hipótesis acerca de la fragmentación de los recursos alimenticios, además del mayor solapamiento de las áreas reacción, en PPET se observó una densidad mayor, a pesar de las variaciones numéricas mostradas por los distintos estimadores. Las actividades humanas son un factor adicional que puede explicar esta diferencia. Mientras en el PPET el acceso de las personas es limitado, en ESM las actividades humanas son intensas. Además, aunque usualmente no son cazados o perseguidos por los dueños de las estancias, los zorrinos comunes a menudo son atropellados por vehículos en los caminos o muertos por perros (Kasper *et al.* 2009D. Castillo datos no publicados).

Un aspecto que necesita de futuros estudios es la disparidad en la abundancia entre machos y hembras, a favor de éstas últimas, en ambas áreas. El sesgo en la relación macho/hembra es común en la familia de los zorrinos (Verts 1967; Verts *et al.* 2001; Cantú Salazar 2002). Proporciones favorables a las hembras fueron halladas en zorrinos rayados y fueron atribuidas a altas tasas de mortalidad en los machos (Gehrt 2005) y diferencias intersexuales en el uso de hábitat (Schowalter y Gunson 1982). Posiblemente, en este estudio, los mayores movimientos que presentaron los machos podrían producir una mayor mortalidad aunque ciertamente son necesarios más datos para analizar este aspecto de la historia natural de *C. chinga*, ya que el número muestral (sobre todo el de los machos) es bajo.

En este estudio las transectas nocturnas estiman densidades de *C. chinga* bajas en comparación de las halladas en base al tamaño de áreas de acción y su solapamiento. Algunos investigadores que usaron transectas nocturnas (Defler y Pintor 1985; Ogutu *et al.* 2006) han enfatizado que esta técnica sistemáticamente subestima la densidad, debido a que la visibilidad suele ser baja y los animales, en particular los carnívoros, están distribuidos sobre grandes áreas. Adicionalmente, y aunque el esfuerzo de muestreo fue alto, el número de

observaciones en ESM fue muy pequeño para proveer una estimación confiable, ya que, (típicamente se requieren un mínimo de cuarenta avistajes una fiable estimación de una función de detección; Buckland *et al.* 1993; 2001). Esto sugiere que los datos de densidad resultantes de las transectas nocturnas deben ser manejados como preliminares e interpretados con precaución.

Contrariamente a la hipótesis inicial, el tamaño promedio de las áreas de acción no varió significativamente entre sitios de estudio. A pesar de que este hecho puede estar siendo afectado por la una variación individual así como el pequeño tamaño de muestra, la similitud observada puede ser indicativa de una tendencia. Makarieva *et al.* (2005) propusieron que el tamaño de las áreas de acción es una propiedad inherente a la especie, mientras que la densidad poblacional es un parámetro más flexible que refleja el estado de ecosistema. Nuestros resultados generales están de acuerdo con esta teoría. *C. chinga* en nuestros sitios de estudio muestra un cierto grado de flexibilidad en las estrategias territoriales en respuesta a alteraciones del hábitat sin grandes variaciones en el tamaño de las áreas de acción. Si esto es cierto, claramente el análisis de solapamiento es una herramienta importante para mejorar nuestro entendimiento de las respuestas ecológicas de *C. chinga* a la fragmentación del hábitat ocasionada por la agricultura. A pesar de que sólo pudieron estudiarse en una de las áreas, desde el punto de vista metodológico resulta clara la utilidad del análisis de las interacciones dinámicas como una herramienta fundamental para profundizar la comprensión de organización social de una especie ya que brindan información que ayuda a comprender cuando animales que comparten su área de acción tratan de evitar o favorecer su encuentro.

REFERENCIAS

- Anderson D.J. 1982. The home range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology* **63**:103-112.
- Bailey T.N. 1974. Social organization in a bobcat population. *The Journal of Wildlife Management* **38**:435-446.
- Balme G.A., L.T.B. Hunter, R. Slotow. 2009. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *The Journal of wildlife management* **73**:433-441.
- Bixler A., J.L. Gittleman. 2000. Variation in home range and use of habitat in the striped skunk (*Mephitis mephitis*). *Journal of Zoology* **251**:525-533.
- Bjorge R.R. 1977. Population dynamics, denning and movements of striped skunks in central Alberta. Tesis de Magister. University of Alberta, Edmonton.
- Boulanger J.G., G.C. White. 1990. A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulation. *The Journal of Wildlife Management* **54**:310-315.
- Buckland S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, New York.
- Buckland S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- Burgman M.A., J.C. Fox. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* **6**:19-28.
- Burt W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* **24**:346-352.
- Cahan S.H., D.T. Blumstein, L. Sundström, J. Liebig, A. Griffin. 2002. Social trajectories and the evolution of social behavior. *Oikos* **96**:206-216.

- Cantú Salazar L. 2002. Historia natural y uso de recursos espaciales y alimentarios por el zorrillo pigmeo, *Spilogale pygmaea*, en un bosque tropical caducifolio de Jalisco, Mexico. Tesis de Magister, Xalapa, Veracruz.
- Crawsawh P.G., H.B. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* **223**:357-370.
- Chamberlain M., L. Conner, B. Leopold. 2002. Seasonal habitat selection by raccoons (*Procyon lotor*) in intensively managed pine forests of central Mississippi. *The American Midland Naturalist* **147**:102-108.
- Chamberlain M., L. Conner, B. Leopold, K. Hodges. 2003. Space use and multi-scale habitat selection of adult raccoons in central Mississippi. *The Journal of Wildlife Management* **67**:334-340.
- Chapin T., D. Harrison, D. Katnik. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology* **12**:1327-1337.
- Defler T.R., D. Pintor. 1985. Censusing primates by transect in a forest of known primate density. *International Journal Primatology* **6**:243-259.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (*Mammalia*, *Mustelidae*), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* **56**:709-718.
- Doncaster C.P., D.W. Macdonald. 1997. Activity patterns and interactions of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Oxford city. *Journal of Zoology* **241**:73-87.
- Dunstone N., L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G.A. Jamett, M. Mazzolli, S. Rose. 2002. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. *Journal of Zoology* **257**:1-11.

- Erlinge S., M. Sandell. 1986. Seasonal changes in the social organization of male stoats, *Mustela erminea*: an effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* **4**:57-62.
- Farias V., T. Fuller, R. Wayne, R. Sauvajot. 2005. Survival and cause-specific mortality of gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in southern California. *Journal of Zoology* **266**:249-254.
- Ferreras P., J.F. Beltrán, J.J. Aldama, M. Delibes. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology* **243**:163-189.
- Fournier P., C. Maizeret, C. Fournier-Chambrillon, N. Ilbert, S. Aulagnier, F. Spitz. 2008. Spatial behaviour of European mink *Mustela lutreola* and polecat *Mustela putorius* in southwestern France. *Acta Theriologica* **53**:343-354.
- Freer R.A. 2004. The Spatial Ecology of the Güiña (*Oncifelis guigna*) in Southern Chile. Tesis de Doctorado. University of Durham, Durham.
- Gautestad A.O., I. Mysterud. 1993. Physical and biological mechanism in movement processes. *Journal of Applied Ecology* **30**:523-535.
- Gautestad A.O., I. Mysterud. 1995. The home range ghost. *Oikos* **74**:195-204.
- Gehring T.M., R.K. Swihart. 2004. Home Range and Movements of Long-tailed Weasels in a Landscape Fragmented by Agriculture. *Journal of Mammalogy* **85**:79-86.
- Gehrt S.D. 2005. Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy* **86**:1164-1170.
- Gese E.M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. pp. 372-396 *en* J.L. Gittleman, S.M. Funk, D.W. Macdonald, R.K. Wayne (editores). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Getz W.M., C.C. Wilmers. 2004. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* **27**:489-505.

- Gittleman J.L., P.H. Harvey. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **10**:57-63.
- Godin A.J. 1982. Striped and hooded skunks. pp. 674-687 *en* J.A. Chapman, G.A. Feldhamer (editores). *Wild mammals of North America: biology, management, and economics*. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Greenwood P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* **28**:1140-1162.
- Greenwood R.J., W.E. Newton, G.L. Pearson, G.J. Schamber. 1997. Population and movement characteristics of radio-collared striped skunks in North Dakota during an epizootic of rabies. *Journal of Wildlife Diseases* **33**:226-241.
- Gunson J.R., R.R. Bjorge. 1979. Winter denning of the striped skunk in Alberta. *Canadian Field-Naturalist* **93**:252-258.
- Hansen L., N. Mathews, R. Hansen, B. Lee, R. Lutz. 2003. Genetic structure in striped skunks (*Mephitis mephitis*) on the Southern High Plains of Texas. *Western North American Naturalist* **63**:80-87.
- Hansen L.A. 1997. Spatial organization and genetic structure of striped skunk populations on the southern high plains, Texas. Tesis de Doctorado. Texas Tech University, Lubbock.
- Harrington L.A., D.W. Macdonald. 2008. Spatial and temporal relationships between invasive American mink and native European polecats in the southern United Kingdom. *Journal of Mammalogy* **89**:991-1000
- Harris S., W. J. Cresswell, P. G. Forde, W. J. Trehwella, T. Woollard, S. Wray. 1990. Home-range analysis using radiotracking data-a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* **20**:97-123.
- Hornocker M.G. 1969. Winter territoriality in mountain lions. *The Journal of Wildlife Management* **33**:457-464.

- Houseknecht C.R., J.R. Tester. 1978. Denning habits of striped skunks (*Mephitis mephitis*).
American Midland Naturalist **100**:424-430.
- Hwang Y.T. 2005. Physiological and ecological aspects of winter torpor in captive and free-ranging striped skunks. Tesis de Doctorado. University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Johnson D.D.P., D.W. Macdonald, A.J. Dickman. 2000. An analysis and review of models of the sociobiology of the Mustelidae. Mammal Review **30**:171-196.
- Johnson W.E., T.K. Fuller, G. Arribiliaga, W.E. Franklin, K.A. Johnson. 1988. Seasonal changes in activity patterns of the Patagonian Hog-nosed skunk (*Conepatus humboldtii*) in Torres del Paine National Park, Chile Revista Chilena de Historia Natural **61**:17-22.
- Kasper C.B., M.L. Da Fontoura-Rodriguez, G.N. Cavalcanti, T.R.O. De Freitas, F.H.G. Rodrigues, T. Gomez De Oliveira, E. Ezirik. 2009. Recent advances in the knowledge of Molina's hog-nosed skunk *Conepatus chinga* and striped hog-nosed skunk *C. semistriatus* in South America. Small Carnivore Conservation **41**:25-28.
- Kenward E.E., K.H. Hodder. 1996. RANGES V. An analysis system for biological location data. Programme The Home Range, Version 1.5.
- Kernohan B.J., R.a.Y. Gitzen, J.J. Millspaugh. 2001. Analysis of Animal Space Use and Movements. pp. 125-166 en J.J. Millspaugh, J.M. Marzluff (editores). Radio Tracking and Animal Populations. Academic Press, USA.
- Koen E.L. 2005. Home range, population density, habitat preference, and survival of fishers (*Martes pennanti*) in eastern Ontario. Tesis de Magister. University of Ottawa, Ottawa.
- Krebs J.R., N.B. Davies. 1997. The Evolution and Behavioural ecology. pp. 3-12 en J.R. Krebs, N.B. Davies (editores). The Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach. Blackwell Publishing, Oxford.
- Kruuk H. 1992. Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signaling the use of resources. Behavioral Ecology **3**:133-140.

- Kruuk H., D.W. Macdonald. 1985. Group territories of carnivores: empires and enclaves. pp. 531-536 en R.M. Sibly, R.H. Smith (editores). Behavioral ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Larivière S., F. Messier. 1998. Spatial organization of a prairie striped skunk population during the waterfowl nesting season. The Journal of Wildlife Management **62**:199-204.
- Laver P.N., M.J. Kelly. 2008. A critical review of home range studies. The Journal of Wildlife Management **72**:290-298.
- Lesmeister D.B. 2007. Space use and resource selection by Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas. Tesis de Magister. University of Missouri, Columbia.
- Lesmeister D.B., M.E. Gompper, J.J. Millspaugh. 2009. Habitat Selection and Home Range Dynamics of Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. The Journal of Wildlife Management **73**:18-25.
- Luengos Vidal E.M. 2003. Estudio comparado de metodologías de captura y de estimación de las poblaciones de zorro pampeano *Pseudalopex gymnocercus*. Tesis de Magister. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Macdonald D. 1995. Collins European Mammals: Evolution and Behaviour. Harper Collins Publishers Ltd, London.
- Macdonald D.W. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. Nature **301**:379-384.
- Mace R.D., J.S. Waller. 1997. Grizzly bear ecology in the Swan Mountains, Montana. Federal Aid in Wildlife Restoration Project W-101-R Final Report
- Maher C.R., D.F. Lott. 1995. Definitions of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing systems. Animal Behaviour **49**:1581-1597.
- Maher C.R., D.F. Lott. 2000. A Review of Ecological Determinants of Territoriality within Vertebrate Species. The American Midland Naturalist **143**:1-29.

- Makarieva A.M., V.G. Gorshkov, B.-L. Li. 2005. Why do population density and inverse home range scale differently with body size?: Implications for ecosystem stability. *Ecological Complexity* **2**:259-271.
- Mccullough C.R., E.K. Fritzell. 1984. Ecological observations of eastern spotted skunks on the Ozark Plateau. *Transactions, Missouri Academy of Science* **18**:25-32.
- Millspaugh J.J., J.M. Marzluff. 2001. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press Inc., San Diego, United States.
- Mitchell M.S., R.A. Powell. 2004. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling* **177**:209-232.
- Mitchell M.S., R.A. Powell. 2008. Estimated home ranges can misrepresent habitat relationships on patchy landscapes. *Ecological Modelling* **216**:409-414.
- Mohr C. 1947. Table of equivalent populations of North American Small mammals. *American Midland Naturalist* **37**:223-249.
- Nams V. 1990. *Locate II*. Truro, N. S., Canada.
- Nelson J. 1995. Determinants of male spacing behavior in microtines: an experimental manipulation of female spatial distribution and density. *Behaviour Ecology and Sociobiology* **37**:217-223.
- Ogutu J.O., N. Bholá, H.-P. Piepho, R. Reid. 2006. Efficiency of strip- and line-transect surveys of African savanna mammals. *Journal of Zoology* **269**:149-160.
- Otis D.L., G.C. White. 1999. Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. *The Journal of Wildlife Management* **63**:1039-1044.
- Powell R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. pp. 65-110 *en* L. Boitani, T. Fuller (editores). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA.

- Prange S., S.D. Gehrt, E.P. Wiggers. 2004. Influences of antropogenic resources on Raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* **85**:483-490.
- Ralls K., L. Eberhardt. 1997. Assessment of abundance of San Joaquin kit foxes by spotlight surveys. *Journal of Mammalogy* **78**:65-73.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics: the Southern Cone*. The University of Chicago.
- Rosatte R.C. 1986. A strategy for urban rabies control: social change implications. Tesis de Doctorado. Walden University, Minneapolis.
- Rosatte R.C. 1987. Striped, spotted, hooded and hog-nosed skunk. pp. 599-613 *en* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, B. Malloch (editores). *Wild furbearer management and conservation in North America*. Ontario Trappers Association, North Bay, Ontario.
- Rosatte R.C., J.R. Gunson. 1984. Dispersal and home range of striped skunks, *Mephitis mephitis*, in an area of population reduction in southern Alberta. *Canadian Field-Naturalist* **98**:315-319.
- Rosatte R.C., M.J. Power, C.D. Macinnes. 1991. Ecology of urban skunk, raccoons and foxes in Metropolitan Toronto. pp. 31-38 *en* L.W. Adams, D.L. Leedy (editores). *Wildlife Conservation in metropolitan enviroment*. National Institute for Urban Wildlife, Columbia, MD.
- Ruette S., P. Stahl, M. Albaret. 2003. Applying distance sampling methods to spotlight counts of red foxes. *Journal of Applied Ecology* **40**:32-43.
- Salvatori V., G. Vaglio-Laurin, P.L. Meserve, I. Boitani, A. Campanella. 1999. Spatial organization, activity, and social interactions of Culpeo foxes (*Pseudalopex culpeus*) in North-central Chile. *Journal of Mammalogy* **30**:980-985.
- Sandell M. 1986. Movement patterns of male stoats *Mustela erminea* during the mating season: differences in relation to social status. *Oikos* **47**:63-70.

- Sandell M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. pp. 164-182 *en* J.L. Gittleman (editores). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Sandell M., O. Liberg. 1992. Roamers and stayers: a model on male mating tactics and mating systems. *American Naturalist* **139**:177-189.
- Sargeant A.B., R.J. Greenwood, J.L. Piehl, And , W.B. Bicknell. 1982. Recurrence, mortality, and dispersal of prairie striped skunks. *Mephitis mephitis*, and implications to rabies epizootiology. *Canadian Field-Naturalist* **96**:312-316.
- Sargeant G.A., D.H. Johnson, W.E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *The Journal of Wildlife Management* **62**:1235-1245.
- Schoener T.W. 1983. Simple models of optimal feeding-territory size: a reconciliation. *American Naturalist* **121**:608-629.
- Schoener T.W. 1987. Time budgets and territory size: some simultaneous optimization models for energy maximizers. *American Zoology* **27**:259-291.
- Schowalter D.B., J.R. Gunson. 1982. Parameters of population and seasonal activity of striped skunks, *Mephitis mephitis*, in Alberta and Saskatchewan. *Canadian Field-Naturalist* **96**:409-420.
- Seaman D.E., J.J. Millspaugh, B.J. Kernohan, G.C. Brundige, K.J. Raedeke, R.A. Gitzen. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *The Journal of Wildlife Management* **62**:739-747.
- Seaman D.E., R.A. Powell. 1996. An evaluation of the accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology* **77**:2075-2085.
- Silverman B.W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Sobrino R., P. Acevedo, M. Escudero, J. Marco, C. Gortázar. 2009. Carnivore population trends in Spanish agrosystems after the reduction in food availability due to rabbit decline by

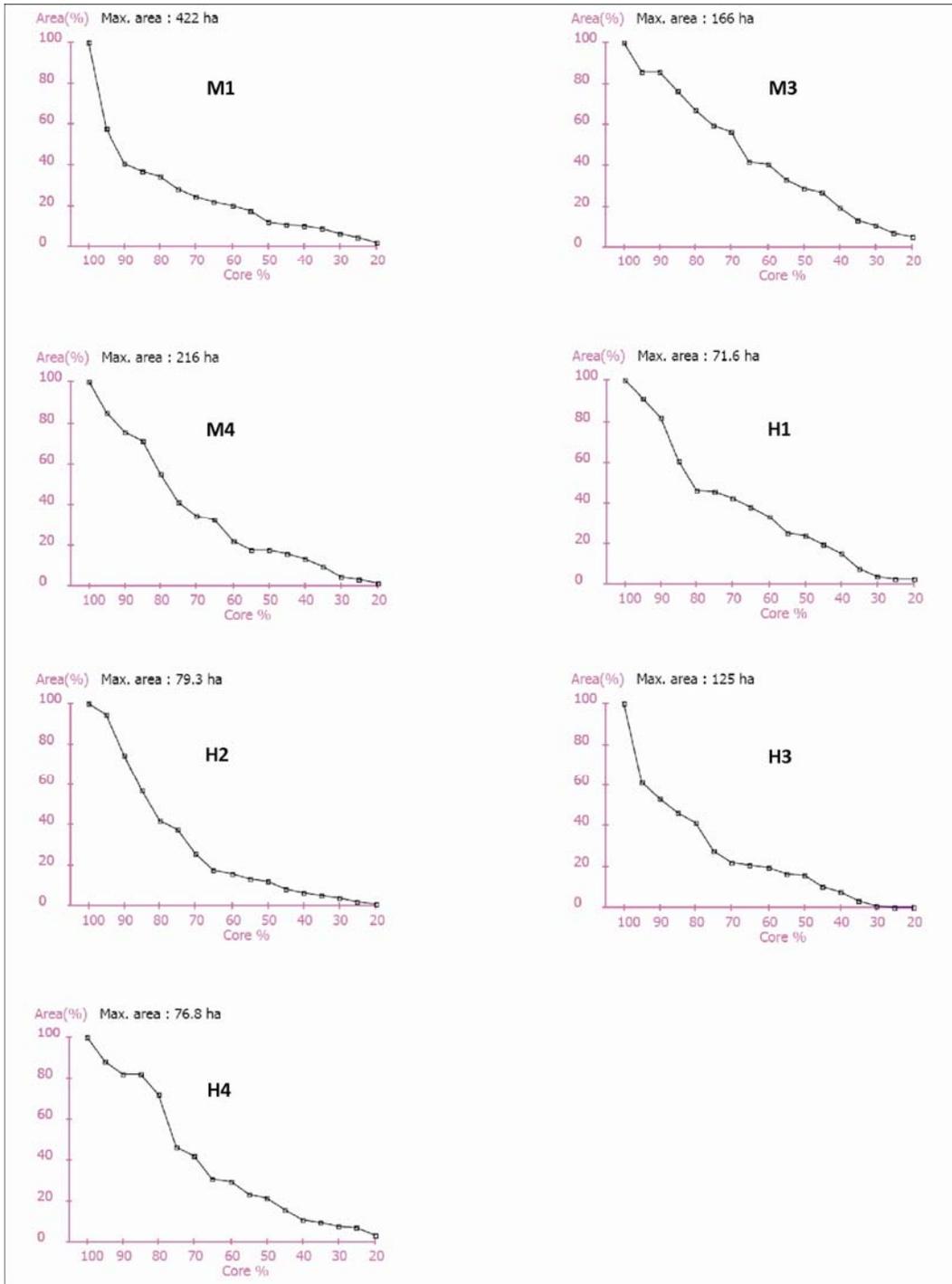
- rabbit haemorrhagic disease and improved waste management. *European Journal of Wildlife Research* **55**:161-165.
- Storm G.L. 1972. Daytime Retreats and Movements of Skunks on Farmlands in Illinois. *The Journal of Wildlife Management* **36**:31-45.
- Sunquist M.E. 1974. Winter activity of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in east-central Minnesota. *American Midland Naturalist* **92**:434-446.
- Sutherland G.D., A.S. Harestad, K. Price, K.P. Lertzman. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* **4**:16.
- Swihart R.K., N.A. Slade. 1997. On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **2**:1-16.
- Thomas L., J.L. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F.F.C. Marques, S.T. Buckland, D.L. Borchers, D.R. Anderson, K.P. Burnham, M.L. Burt, S.L. Hedley, J.H. Pollard, J.R.B. Bishop, T.A. Marques. 2009. Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
- Tobler M.W., S.E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares, G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* **11**:169-178.
- Travaini A., M. Delibes, O. Ceballos. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. *Journal of Zoology* **246**:457-460.
- Verts B.J. 1967. *The Biology of the Striped Skunk*. University of Illinois Press, Urbana.
- Verts B.J., L.N. Carraway, A. Kinlaw. 2001. *Spilogale gracilis*. *Mammalian Species*:1-10.
- Waser P.M. 1981. Sociality or territorial defense? The influence of resource renewal. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **8**:231-237.
- Weber J., S. Aubry, N. Lachat, J. Meia, C. Mermod, A. Paratte. 1991. Fluctuations and behaviour of foxes determined by nightlighting. Preliminary results. *Acta Theriologica* **36**:285-291.

White G.C., R.A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press, New York.

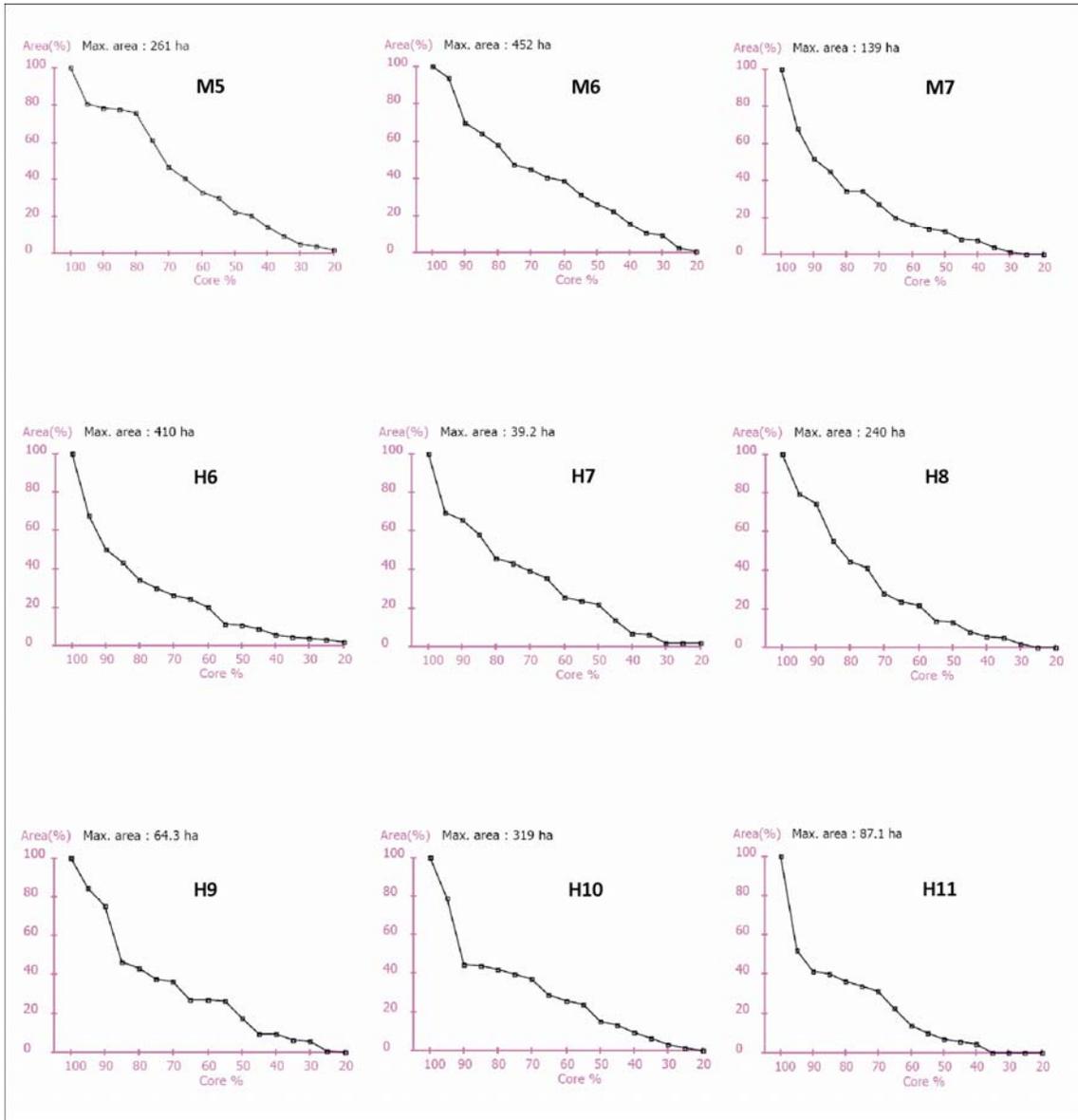
Wielgus R.B., F.L. Bunnell. 1994. Sexual segregation and female grizzly bear avoidance of males. *The Journal of Wildlife Management* **58**:405-413.

Worton B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* **70**:165-168.

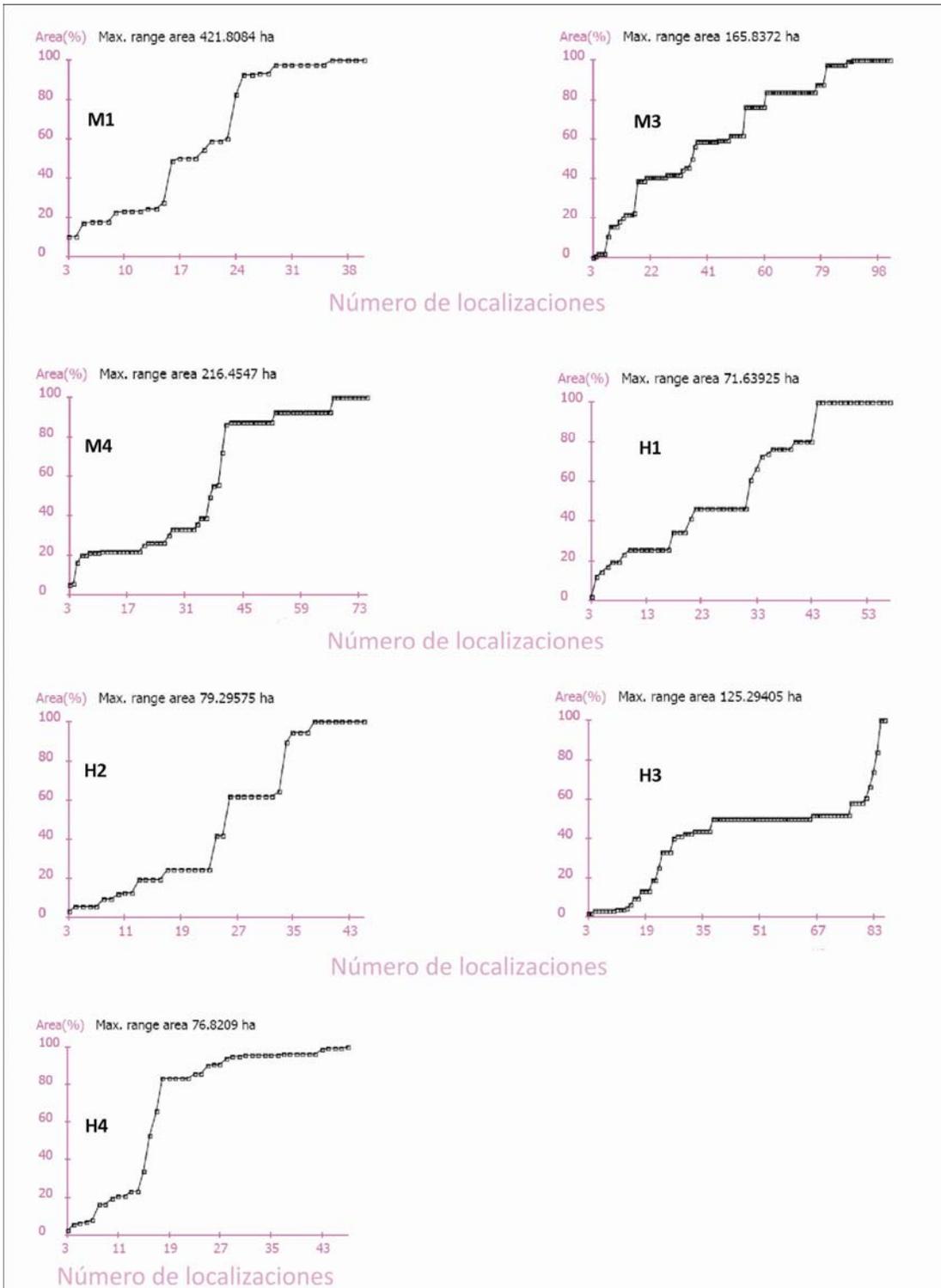
Worton B.J. 1995. Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-Based Home Range Estimators. *The Journal of Wildlife Management* **59**:794-800.



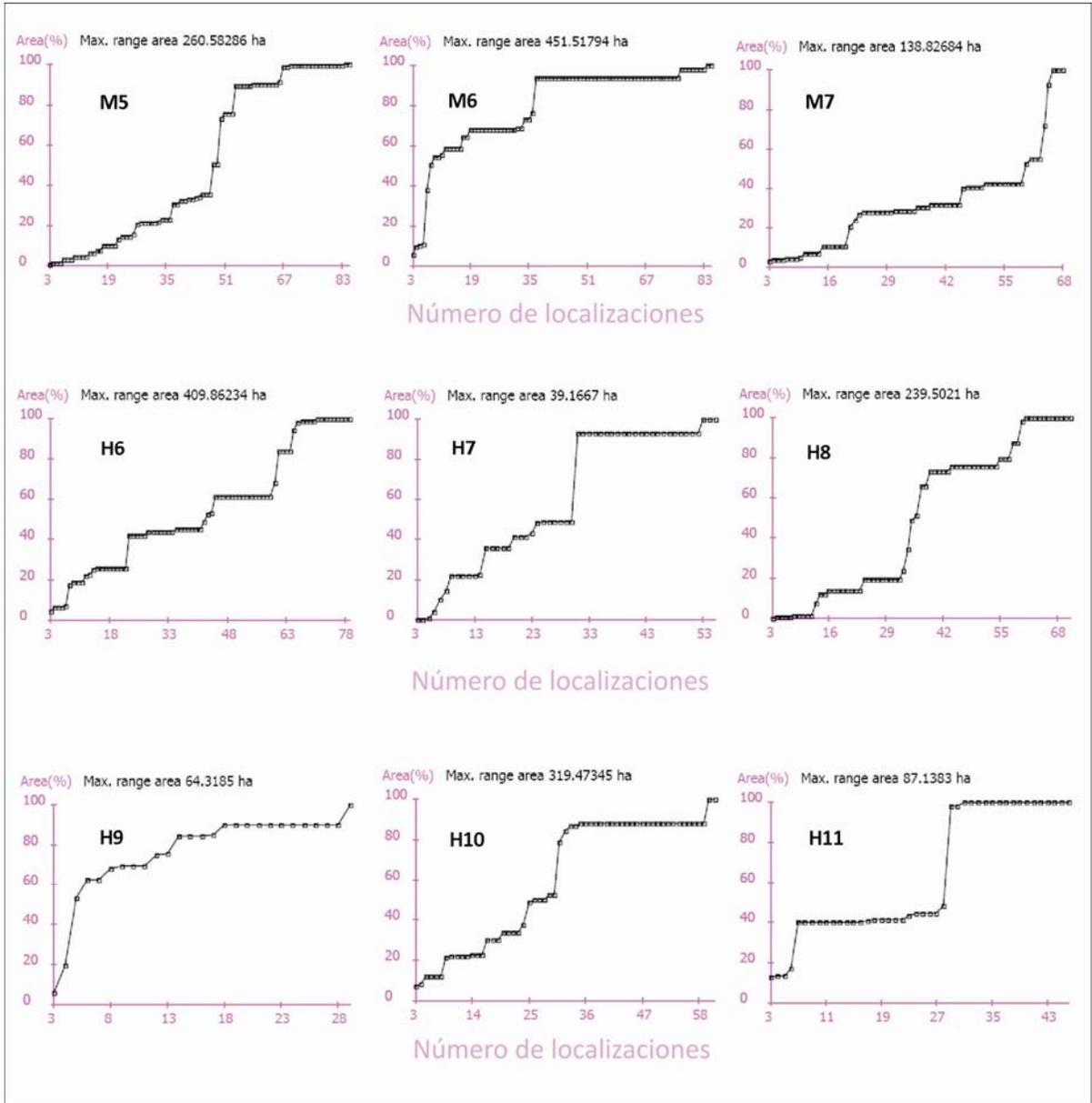
Apéndice 1. Reducción en la superficie de las áreas de acción en función de la proporción de localizaciones utilizadas para los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar de en el Parque Provincial E. Tornquist. M=machos, H=hembras.



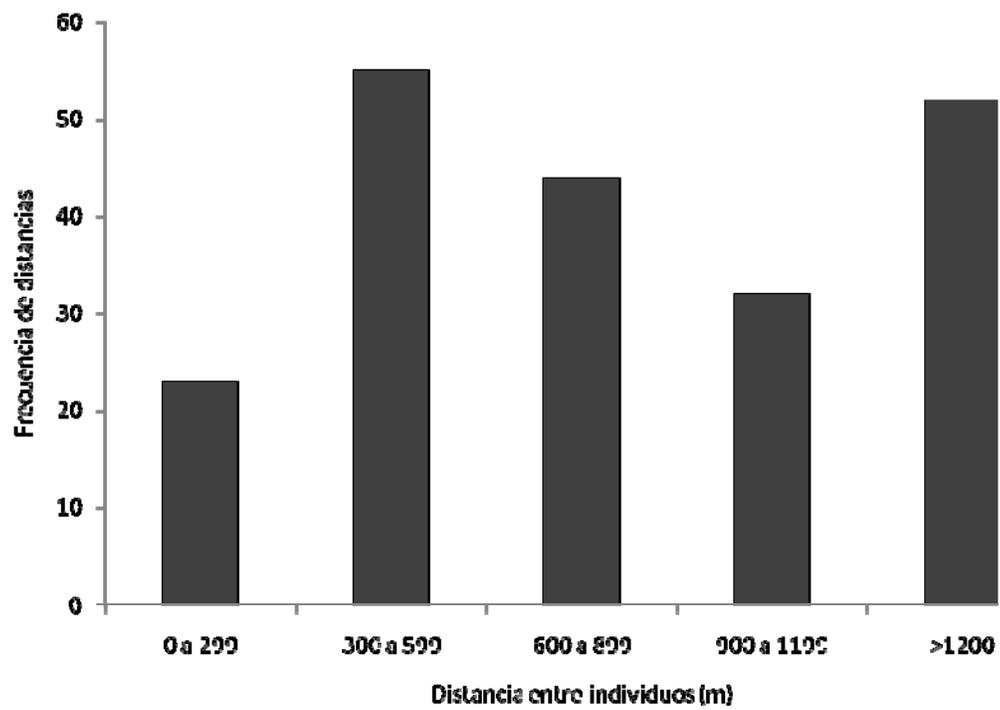
Apéndice 2. Reducción en la superficie de las áreas de acción en función de la proporción de localizaciones utilizadas para los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en la estancia San Mateo. M=machos, H=hembras.



Apéndice 3. Curvas de incremento de las áreas de acción para los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist. M=machos, H=hembras.



Apéndice 4. Curvas de incremento de áreas de acción para los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar de la Estancia San Mateo. M=machos, H=hembras.



Apéndice 6. Frecuencia de las distancias en metros entre zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist

CAPÍTULO VI

Uso de hábitat por parte de *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

En ecología animal se define hábitat como el conjunto de recursos y condiciones que son necesarias para que un área determinada sea usada por una especie (Garshelis 2000). En la mayoría de los casos, un hábitat se identifica con una cierta comunidad vegetal, la cobertura de suelo, el clima o combinaciones de estas variables (Hall *et al.* 1997).

El concepto de “uso del hábitat” se refiere al grado en que los individuos de una población utilizan los recursos físicos y biológicos (alimento, cobertura, madrigueras, vías de escape ante predadores) disponibles en el mismo (Hutto 1985). La selección de un recurso usualmente es medida como el uso de ese recurso versus su disponibilidad en el ambiente. Si el uso por parte de un animal de un tipo de hábitat (u otro recurso) es mayor que la disponibilidad de este último en el área, se puede concluir que el animal está seleccionando a ese hábitat, y esto, a su vez, sugiere que se trata de un recurso de alguna forma importante para la supervivencia de ese animal (Johnson 1980; White y Garrott 1990). De esta manera el concepto de selección de hábitat, a diferencia del uso, conlleva el entendimiento de complejos procesos ambientales y comportamentales, en definitiva los patrones de uso son el resultado de los procesos de selección de hábitat (Jones 2001).

La destrucción del hábitat por parte del hombre es una de las más serias amenazas para la diversidad mundial (Wilcove *et al.* 1986), y en las áreas donde existe un incremento de la urbanización y de las actividades agrícolas, la pérdida y fragmentación del hábitat es virtualmente inevitable (Crooks 2002). Típicamente la fragmentación del hábitat implica la disminución del tamaño, aislamiento y conectividad de parches de vegetación nativa remanente (Saunders *et al.* 1991). Dichas modificaciones del ambiente suelen alterar fuertemente la estructura espacial de las poblaciones de vertebrados (Saunders *et al.* 1991; Noss y Csuti 1997). La heterogeneidad de paisajes creados por la fragmentación de hábitats provee nuevas opciones para los animales en un área determinada. Por ejemplo, nuevos parches creados por la fragmentación pueden traer consigo diferentes recursos y también

diferentes costos de alimentación o riesgos de predación (Larivière 1998). Muchos carnívoros poseen características que los vuelven vulnerables a alteraciones ambientales, aunque no todas las especies responden de la misma forma. Las respuestas a estos disturbios parecen estar influenciadas por una variedad de factores como la amplitud trófica, el comportamiento adaptativo, requerimientos de hábitat e interacciones interespecíficas (Ordeñana 2009). Especies especialistas en ciertos hábitats por ejemplo pueden verse afectadas por pequeñas alteraciones, mientras que especies generalistas pueden aclimatarse satisfactoriamente a las mismas (Ditchkoff *et al.* 2006). Sin embargo, para ambos tipos de especies puede que exista un umbral en el cual los movimientos y el hábitat comiencen a estar mayormente restringidos (Sunquist y Sunquist 2002).

El hábitat de una especie puede definirse a diferentes escalas espaciales y temporales, las cuales van desde eventos biogeográficos y evolutivos reflejados en su distribución actual, hasta escalas que involucran las características estructurales del microhábitat y los comportamientos específicos que realizan los individuos de una especie para asegurar su supervivencia (Johnson 1980; Orians y Wittenberger 1991; Block y Brennan 1993). Johnson (1980) propuso los siguientes ordenes de selección: el *primer orden de selección* es la selección del rango geográfico o físico de una especie; el *segundo orden de selección* es el proceso de establecer el área de acción, de un individuo o de un grupo social, dentro de su rango geográfico; el *tercer orden de selección* está relacionado con el uso del hábitat por parte de un individuo o grupo social dentro del área de acción y el *cuarto orden de selección* considera el modo en que son usados los componentes (por ejemplo los diferentes parches) del hábitat. Todos los órdenes de selección reflejan restricciones ambientales impuestas sobre un especie y las elecciones resultantes de un animal dependen necesariamente de lo que está disponible para él a una escala espacio temporal determinada (Larivière 1998).

Existen varios métodos para analizar la selección del hábitat, los cuales han sido revisados y criticados ampliamente (Alldredge y Ratti 1986; Aebischer *et al.* 1993; Manly *et al.* 1993; Mcclean *et al.* 1998; Bingham y Brennan 2004). Los métodos que utilizan radiolocalizaciones como unidades de muestreo (caracterizando cada localización según el hábitat donde se encuentra), no son deseables si el objetivo del estudio es estimar la preferencia de un hábitat para una población. En este caso es más apropiado que el análisis se enfoque en individuos, un acercamiento que también permite investigar las diferencias entre sexos y estaciones (Aebischer *et al.* 1993).

A lo largo de su distribución geográfica no existe un hábitat característico de los mephitidos. Si bien usualmente están ausentes en áreas inundables o pantanosas (Mutch 1977), los zorrinos habitan una gran variedad de ambientes que van desde montañas, bosques, planicies, áreas desérticas, hasta ambientes costeros, aunque existen diferencias entre las distintas especies (Walker 1964). Por ejemplo, *M. mephitis* prefiere áreas abiertas o bordes de bosques, pero también es abundante en áreas agrícolas donde existe una amplia oferta de alimento y cobertura (Hamilton y Whitaker 1979), aunque se adapta muy bien a vivir en áreas urbanas debajo de casas o cocheras (Rue 1981; Rosatte 1986b, a), mientras que *M. macroura* es abundante en zonas aledañas a arroyos y, por sus hábitos esquivos, no es común que se asocie con áreas urbanas (Godin 1982).

Poco es lo que se conoce acerca del tipo de hábitats utilizados por parte de los zorrinos del género *Conepatus* y mucho menos acerca de la selección de los mismos (Rosatte y Larivière 2003). *Conepatus chinga* habita numerosas regiones que van desde el chaco paraguayo hasta la estepa precordillerana (Redford y Eisenberg 1992). En Tucumán (Argentina) se ha visto hasta los 3000 msnm, en Uruguay prefiere ambientes abiertos (Redford y Eisenberg 1992; Jayat y Ortiz 2010). En el noroeste de la Patagonia *C. chinga* prefiere ambientes abiertos como las estepas (Donadio *et al.* 2001).

Comprender la selección del hábitat, como los animales responden a diferentes escalas espaciales y a las modificaciones ambientales ocasionadas por la acción del hombre, es importante a la hora de emprender investigaciones ecológicas y elaborar planes de manejo (Wiens 1989; Kie *et al.* 2002). El presente capítulo se propone analizar el uso y selección del hábitat que realiza *C. chinga* en cada una de las áreas de estudio, a través de los siguientes objetivos específicos:

- Realizar mapas temáticos de hábitat.
- Describir y analizar el uso del hábitat por parte del zorrino común.
- Testear la presencia de un comportamiento de selección de hábitat en esta especie.
- Evaluar la existencia de una selección por parte de *C. chinga* hacia algún hábitat particular en diferentes escalas espaciales.
- Analizar comparativamente el uso y la selección del hábitat que realiza *C. chinga* en cada área de estudio, sobre la base de las variaciones en los recursos tróficos y la estructura de la vegetación.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO

- Es sabido que la disponibilidad de alimentos y la protección contra predadores son factores que influyen en la selección del hábitat (Sweitzer y Berger 1992; Stricklan *et al.* 1995; Prange *et al.* 2004). En función de los resultados obtenidos en el capítulo IV, que muestran una disponibilidad diferencial de alimento en los distintos hábitats, en ambas áreas de estudio, se espera *C. chinga* no utilice los hábitats de forma homogénea y sino que realice una selección de los mismos.
- Más específicamente se predice que los pastizales, en ambas áreas de estudio, ocuparán los primeros lugares en el ranking de preferencia de hábitat para *C. chinga*, ya que

muestran las mayores abundancias de coleópteros medianos y grandes (capítulo IV) y presentarían una buena cobertura vegetal, relativamente constante, cual disminuiría el riesgo de predación (Lima y Dill 1990; Mitchell y Lima 2002).

MATERIALES Y MÉTODOS

CONSTRUCCIÓN DE MAPAS TEMÁTICOS

Se utilizaron imágenes satelitales de Google Earth® 1:25000 obtenidas para el Parque Provincial E. Tornquist (PPET), en octubre 2003 y febrero 2007 y para la Estancia San Mateo (ESM), en febrero 2007. Estas imágenes fueron georeferenciadas con el programa Ozi explorer® v3.95.4i y posteriormente se definieron, identificaron y digitalizaron manualmente los distintos hábitats con el programa ArcGis 9.2®.

ANÁLISIS DE SELECCIÓN DE HÁBITAT

Johnson (1980) definió el uso de hábitat como la proporción de hábitat usado por el consumidor y selección de hábitat como el desproporcionado uso de un hábitat en relación con su disponibilidad. Aebischer, *et al.* (1993) sugieren usar el término preferencia (selección positiva) de hábitat únicamente en una escala relativa, para crear un ranking de selección relativa entre los hábitats específicos disponibles para una población. Esta definición será utilizada en la presente tesis. El uso de hábitat versus su disponibilidad se comparará a dos escalas (Johnson 1980; Thomas y Taylor 1990; Aebischer *et al.* 1993), dentro del área de estudio (escala gruesa) y dentro del área de acción (escala fina):

- Selección de hábitat a escala gruesa: la proporción de un tipo de hábitat particular dentro del área de acción de un animal, comparada con su proporción dentro del área de estudio.
- Selección de hábitat a escala fina: La proporción de localizaciones de un animal en un tipo de hábitat, comparada con la proporción de este dentro de su área de acción.

La escala gruesa y fina corresponden al segundo orden y tercer orden de selección de Johnson (1980), respectivamente.

Para el análisis de selección se utilizaron las áreas de acción estimadas de 7 zorrinos comunes en el PPET y 9 en la ESM. Estas áreas fueron determinadas usando el Mínimo Polígono convexo con el 100% de las localizaciones (MPC_{100%}).

El área de estudio, tanto en el PPET como en la ESM, se definió construyendo un MPC_{100%} basado en todas las localizaciones de *C. chinga* de cada área, y agregándole una zona de amortiguación de 596,1 m (distancia promedio del centro del área de acción de cada zorrino común a sus respectivos bordes). La selección de hábitat fue calculada usando el análisis composicional (Aebischer *et al.* 1993) de la siguiente manera: si existen D tipos de hábitats, el uso que un individuo hace de esos hábitats es definido como xu_1, xu_2, \dots, xu_D , donde xu_i es la proporción del hábitat i en el área de acción estimada de un animal. De la misma manera la disponibilidad de D hábitats es definida como xa_1, xa_2, \dots, xa_D , donde xa_i es la proporción de un hábitat i tal que, al menos en principio, es disponible para su uso. Por definición:

$$\sum_{i=1}^D X_{ui} = 1 \text{ y } \sum_{i=1}^D X_{ai} = 1$$

De esta manera el uso de un determinado hábitat significa la evasión de otro, debido a la limitante de la suma unitaria, resultando en una no-independencia de los componentes de hábitat. Para salvar esta limitante Aitchison (1986) sugirió usar el logaritmo natural del uso (o disponibilidad) para cada hábitat ($i=1, \dots, D, i \neq j$):

$$Y_{ij} = \ln \frac{X_i}{X_j},$$

donde x_i es la proporción de un hábitat i y x_j es la proporción del hábitat j en un área definida. Esta transformación vuelve al y_{ij} linealmente independiente. La selección de un animal por un tipo de hábitat será aparente si existe una diferencia entre el uso (x_{ui}) y la disponibilidad (x_{ai}) de un tipo de hábitat i:

$$d_{ij} = \ln\left(\frac{x_{ui}}{x_{uj}}\right) - \ln\left(\frac{x_{ai}}{x_{aj}}\right)$$

o equivalentemente

$$d_{ij} = \ln\left(\frac{x_{ui}}{x_{ai}}\right) - \ln\left(\frac{x_{uj}}{x_{aj}}\right)$$

$d_{ij} > 0$ significa que el hábitat i es preferido en relación al hábitat j y $d_{ij} < 0$ indica que el animal prefiere el hábitat j sobre el hábitat i (Aebischer *et al.* 1993).

Luego se utilizó un análisis multivariado de la varianza (MANOVA) para probar la hipótesis nula de que no existe selección alguna sobre los hábitats (Aebischer *et al.* 1993). El rechazo de la hipótesis nula permite realizar una prueba *t* de muestras pareadas para establecer un ranking de preferencias. En este análisis si un hábitat particular está disponible pero no es utilizado se produce una relación indefinida. Para estos casos, Aitchison (1986) y Aebischer *et al.* (1993) sugieren sustituir con un número cercano a cero la proporción uso nulo de un hábitat (por ejemplo 0,01). Cuando el hábitat no es usado y tampoco está disponible, los valores faltantes pueden ser sustituidos con la media del logaritmo natural del tipo de hábitat; sin embargo esto puede resultar en rankings de hábitat mal definidos (Aebischer *et al.* 1993). Alternativamente estos autores sugieren eliminar esos animales cuyas áreas de acción contengan un tipo de hábitat particular con disponibilidad de 0, aunque reconocen que esto puede generar un sesgo (Aebischer *et al.* 1993). En los análisis realizados en la presente tesis se sustituye con un valor pequeño (0,01) tanto a las proporciones de uso como a disponibilidades nulas. Esto le otorga un valor nulo a *d*, el cual no contribuye al test estadístico general y, adicionalmente, no reduce el tamaño de la muestra (Koen 2005).

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN DE LOS HÁBITATS DEL PARQUE PROVINCIAL E. TORNQUIST

Mapa temático de hábitat

El área de estudio construida en base a las áreas de acción tuvo una superficie de 1257,8 ha y en la misma se identificaron cinco tipos de hábitats: pastizal, cultivo, bosque, cobertura rocosa alta, cobertura rocosa media y cobertura rocosa baja (Figuras 1 y 2).

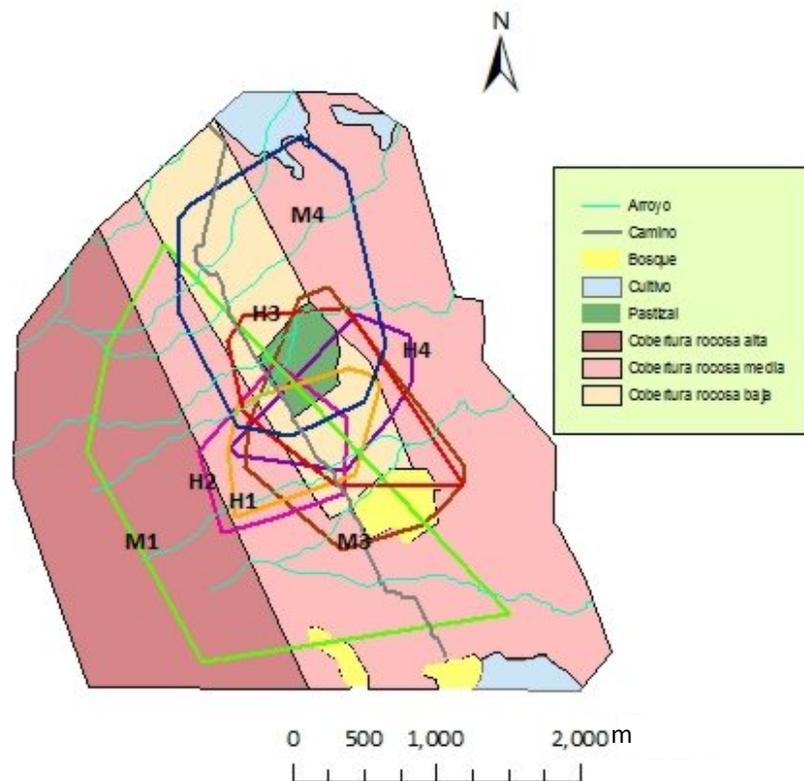


Figura 1. Representación gráfica de las áreas de acción de los 7 zorrinos comunes con radiocollar (Mínimo Polígono Convexo al 100%) sobre el mapa temático de hábitats del Parque Provincial E. Tornquist. La línea externa indica el límite del área de estudio (ver métodos para su definición).

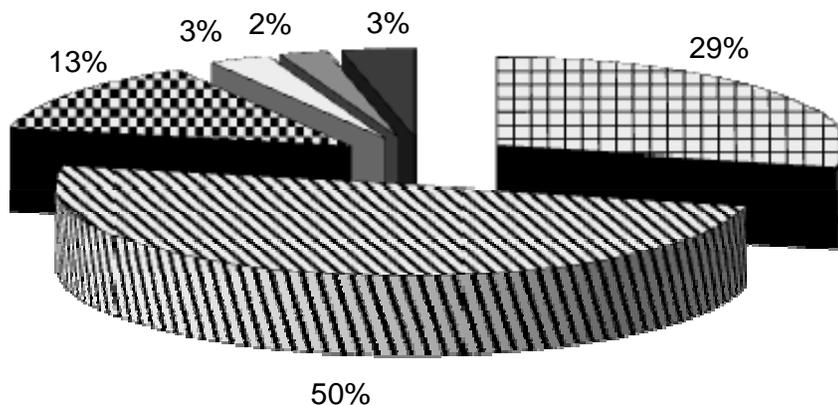


Figura 2. Porcentaje de la superficie ocupada por cada hábitat en el área de estudio del Parque Provincial E. Tornquist.

A continuación se describen las características principales de cada uno de los cinco hábitats definidos en el PPET.

Pastizal: área de aproximadamente 27,4 ha dentro de la cual los caballos cimarrones no podían ingresar ya que se encontraba protegida por un alambrado. Debido a dicha protección, los pastizales en su interior tenían una altura de alrededor de 25cm y densidad superior al resto del área (Figura 3).



Figura 3. Vista general hábitat pastizal en el Parque Provincial E. Tornquist. A la derecha se muestra el límite entre zona de clausura y zona de acceso no restringido

Cultivo: área de 42,6 ha, lindante con el área protegida, perteneciente a estancias de gestión privada donde se sembraba girasol, *Helianthus annuus*, y trigo, *Triticum aestivum* (Figura 4).



Figura 4. Vista general del hábitat denominado cultivo en los límites del Parque Provincial E. Tornquist.

Bosque: área de 35,6 ha formada por agrupaciones de árboles de diferentes especies introducidas, entre las que predominaban *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*. La presencia de caballos cimarrones era alta, debido a la protección que este ofrece ante condiciones climáticas adversas (Figura 5).



Figura 5. Vista general del hábitat denominado bosque en el Parque Provincial E. Tornquist.

Cobertura rocosa alta: área de 360 ha que incluía la ladera de las sierras a partir de la altura de 600 msnm, caracterizada por la presencia de roca consolidada con pendientes pronunciadas y escasez de pastizales. El pastoreo de los caballos era menor, debido a la escasez de cuerpos de agua y la menor presencia de suelos someros (Scorlli 1999) (Figura 6).



Figura 6. Vista general del hábitat denominado cobertura rocosa alta en el Parque Provincial E. Tornquist

Cobertura rocosa media: área de pendiente moderada entre los 550 y 600 msnm, conformada por roquedales y cañadones poco profundos, por los que corren arroyos temporales. La altura de la vegetación oscilaba entre los 15 y 70 cm. La abundancia de caballos es intermedia. Se trata del hábitat más abundante en el área de estudio, cubriendo una superficie total de 624 ha (Figura 7).



Figura 7. Vista general del hábitat denominado cobertura rocosa media en el Parque Provincial E. Tornquist.

Cobertura rocosa baja: sector comprendido entre 500 y 600 msnm. Aquí es posible encontrar la mayor cantidad de cuerpos de agua permanentes, bordeados por una franja de *Paspalum quadrifarium*. Los afloramientos rocosos son escasos y de poca altura. En este ambiente es donde se da la mayor abundancia de caballos (Scorolli 1999), lo que determina una altura de la vegetación que oscila entre 3 y 25 cm. La superficie es de 167,4 ha (Figura 8).



Figura 8. Vista general del hábitat denominado cobertura rocosa baja en el Parque Provincial E. Tornquist.

Mapa temático de hábitat

El área de estudio construida en base a las áreas de acción de los zorrinos comunes de la ESM tuvo una superficie de 5067 ha y en la misma se digitalizaron tres hábitats diferentes: cultivo, pastura y pastizal (Figuras 9 y 10).

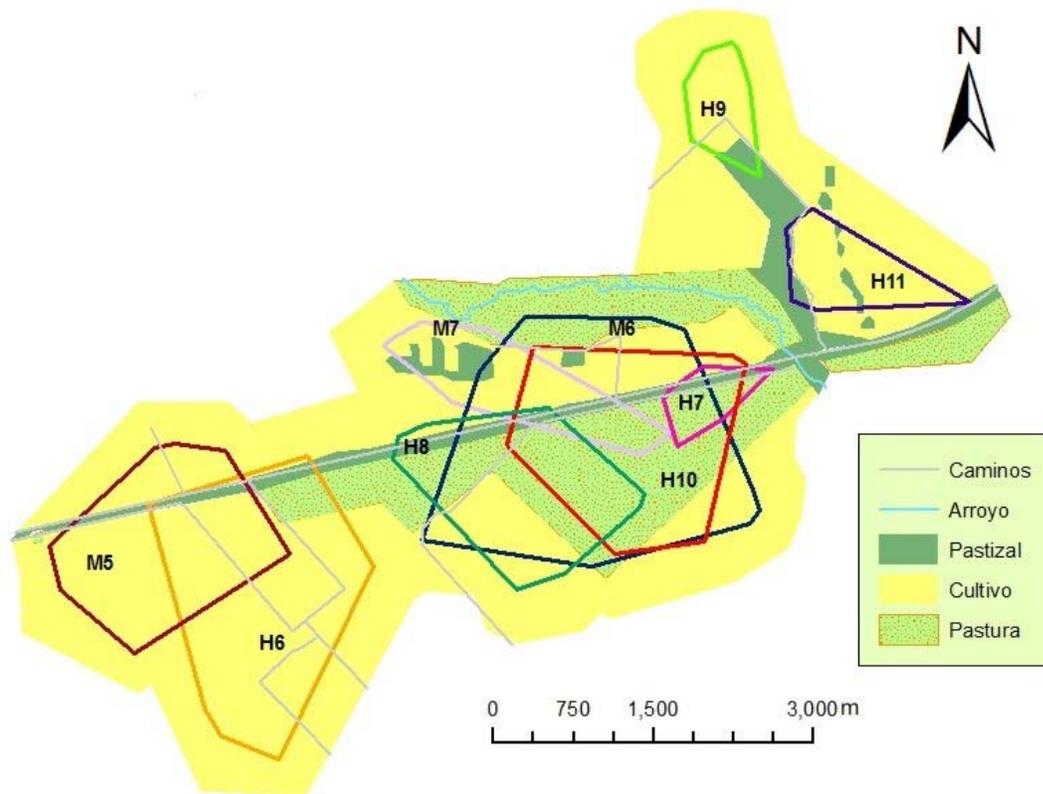


Figura 9. Representación gráfica de las áreas de acción de los 9 zorrinos con radiocollar (Mínimo polígono convexo 100%) sobre el mapa temático de hábitats de la Estancia San Mateo. La línea externa indica el límite del área de estudio (ver métodos para su definición).

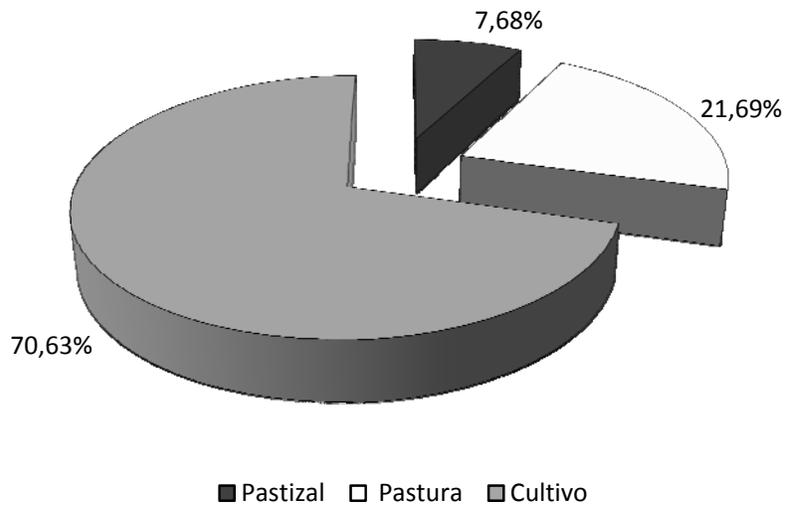


Figura 10. Porcentaje de la superficie ocupada por cada hábitat en la Estancia San Mateo.

Las características principales de los tres hábitats en la ESM fueron:

Cultivo: área donde se practican cultivos rotativos de soja, girasol, trigo, maíz y cebada y en los períodos en los cuales hay rastrojo se puede realizar pastoreo bovino. Su extensión es de 1980,4 ha (Figura 11).



Figura 11. Vista de un sembrado de soja correspondiente al hábitat cultivo en la Estancia San Mateo.

Pastura: área en donde se practica exclusivamente ganadería (principalmente ganado vacuno y en menor proporción ovino), sin actividades de labranza; 608,2 ha (Figura 12).



Figura 12. Vista panorámica del hábitat correspondiente a pastura en la Estancia San Mateo.

Pastizal: áreas sin ningún tipo de manejo, localizadas principalmente en los bordes de arroyos, vías de ferrocarril, caminos y áreas rocosas. En conjunto abarcan 215,3 ha (Figura 13).



Figura 13. Vista del hábitat denominado pastizal en la Estancia San Mateo.

SELECCIÓN Y PREFERENCIAS DE HÁBITAT EN EL PARQUE PROVINCIAL E. TORNQUIST

En el PPET los zorrinos seleccionaron el hábitat tanto a una escala gruesa ($\Lambda = 0,002$, g.l. = 5, $p = 0,0001$) como a una escala fina ($\Lambda = 0,11$, g.l. = 5, $p = 0,008$). A escala gruesa el ranking de preferencias se ordenó de la siguiente manera (del más preferido al de menor preferencia): pastizal > cobertura rocosa baja > cobertura rocosa media > bosque > cultivo > cobertura rocosa alta (Tabla 1a, Figura 14). En cuanto a la escala fina, los test múltiples no detectaron diferencias significativas en la preferencia entre los seis tipos de hábitats, indicando que no es posible construir un ranking de preferencia para esta escala espacial (Tabla 1b y Figura 14).

Tabla 1: Matriz de significancia de las pruebas *t* pareadas utilizadas para construir el ranking de preferencia de hábitats a escala gruesa (a) y a escala fina (b) para los zorrinos con radiocollar del Parque Provincial E. Tornquist (ns = $p > 0,05$; * = $p < 0,05$).

| (a) | Pastizal | Cobertura rocosa baja | Cobertura rocosa media | Bosque | Cultivo | Cobertura rocosa alta | Ranking |
|------------------------|----------|-----------------------|------------------------|--------|---------|-----------------------|---------|
| Pastizal | — | | | | | | 1 |
| Cobertura rocosa baja | ns | — | | | | | 2 |
| Cobertura rocosa media | * | * | — | | | | 3 |
| Bosque | * | * | ns | — | | | 4 |
| Cultivo | * | * | * | ns | — | | 5 |
| Cobertura rocosa alta | * | * | * | * | * | — | 6 |

| (b) | Pastizal | Cobertura rocosa baja | Cobertura rocosa media | Bosque | Cultivo | Cobertura rocosa alta | Ranking |
|------------------------|----------|-----------------------|------------------------|--------|---------|-----------------------|---------|
| Pastizal | — | | | | | | 1 |
| Cobertura rocosa baja | ns | — | | | | | 2 |
| Cobertura rocosa media | ns | ns | — | | | | 3 |
| Bosque | ns | ns | ns | — | | | 4 |
| Cultivo | ns | ns | ns | ns | — | | 5 |
| Cobertura rocosa alta | ns | ns | ns | ns | ns | — | 6 |

SELECCIÓN Y PREFERENCIAS DE HÁBITAT EN LA ESTANCIA SAN MATEO

En la ESM los nueve zorrinos comunes también seleccionaron los hábitats en ambas escalas (gruesa: $\Lambda = 0,51$ g. l. = 2, $p = 0,005$ y fina: $\Lambda = 0,39$, g. l. = 3, $p = 0,001$). A diferencia del PPET no se detectaron diferencias significativas en la preferencia entre los tres hábitats cuando comparamos el área de estudio y el área de acción (Tabla 2a, Figura 15). Al evaluar la proporción de localizaciones en un tipo de hábitat comparando con su proporción dentro del área de acción, el ranking de preferencias se ordenó de la siguiente manera: pastizal > pastura > cultivo (Tabla 2b y Figura 15).

Tabla 2: Matriz de significancia de las pruebas *t* pareadas utilizadas para construir el ranking de preferencia hábitats a escala gruesa (a) y a escala fina (b) para los zorrinos con radiocollar de la Estancia San Mateo (ns = $p > 0,05$, * = $p < 0,05$).

| (a) | Pastizal | Pastura | Cultivo | Ranking |
|----------|----------|---------|---------|---------|
| Pastizal | — | | | 1 |
| Pastura | ns | — | | 2 |
| Cultivo | ns | ns | — | 3 |

| (b) | Pastizal | Pastura | Cultivo | Ranking |
|------------|----------|---------|---------|---------|
| 1-Pastizal | — | | | 1 |
| 2-Pastura | * | — | | 2 |
| 3-Cultivo | * | * | — | 3 |

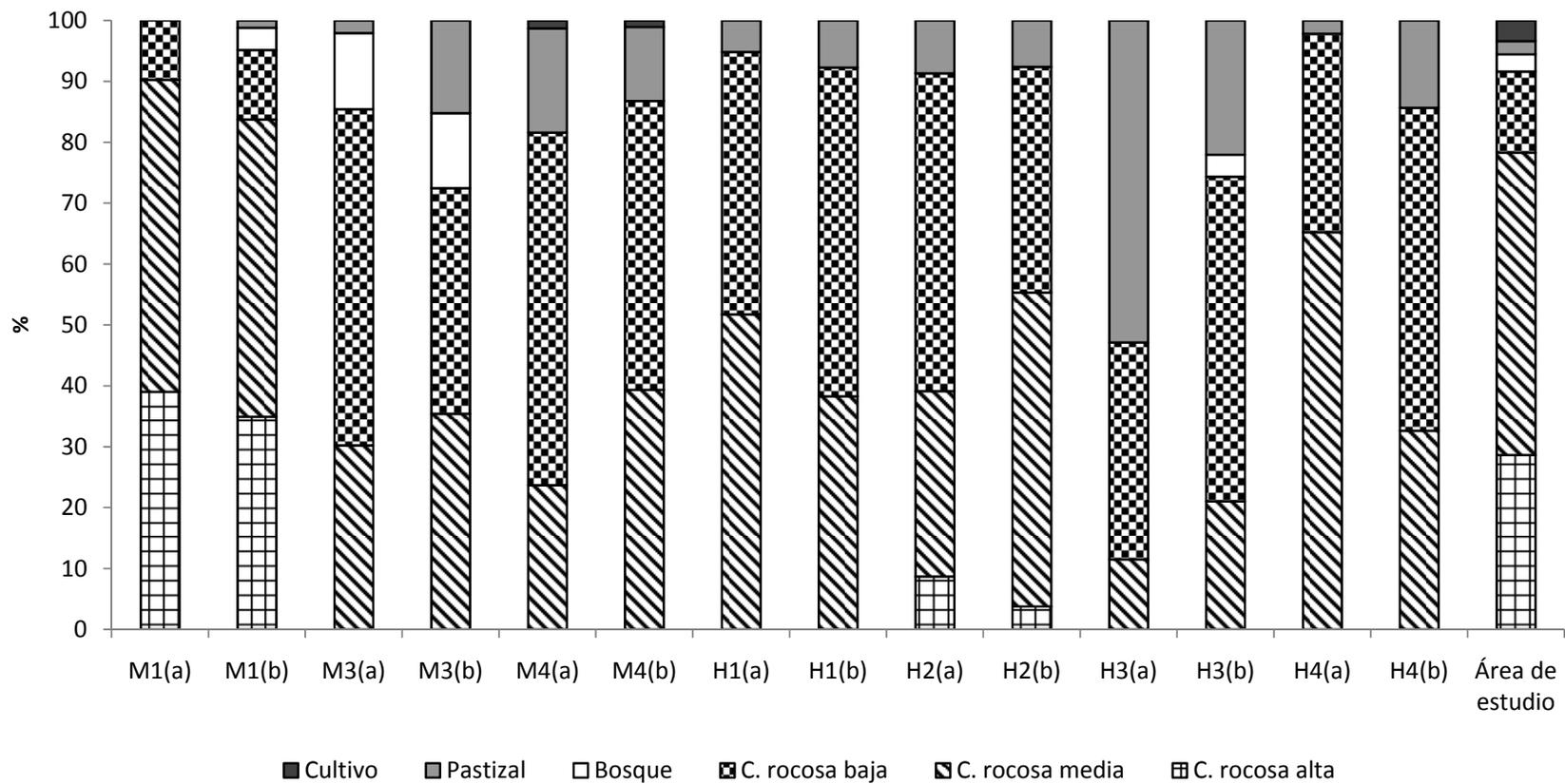


Figura 14. Porcentaje de las localizaciones obtenidas por telemetría en los distintos tipos de hábitat (a) y porcentaje de los distintos tipos de hábitat en cada una de las áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar (b). La última columna indica la disponibilidad de los hábitats en el Parque Provincial E. Tornquist .

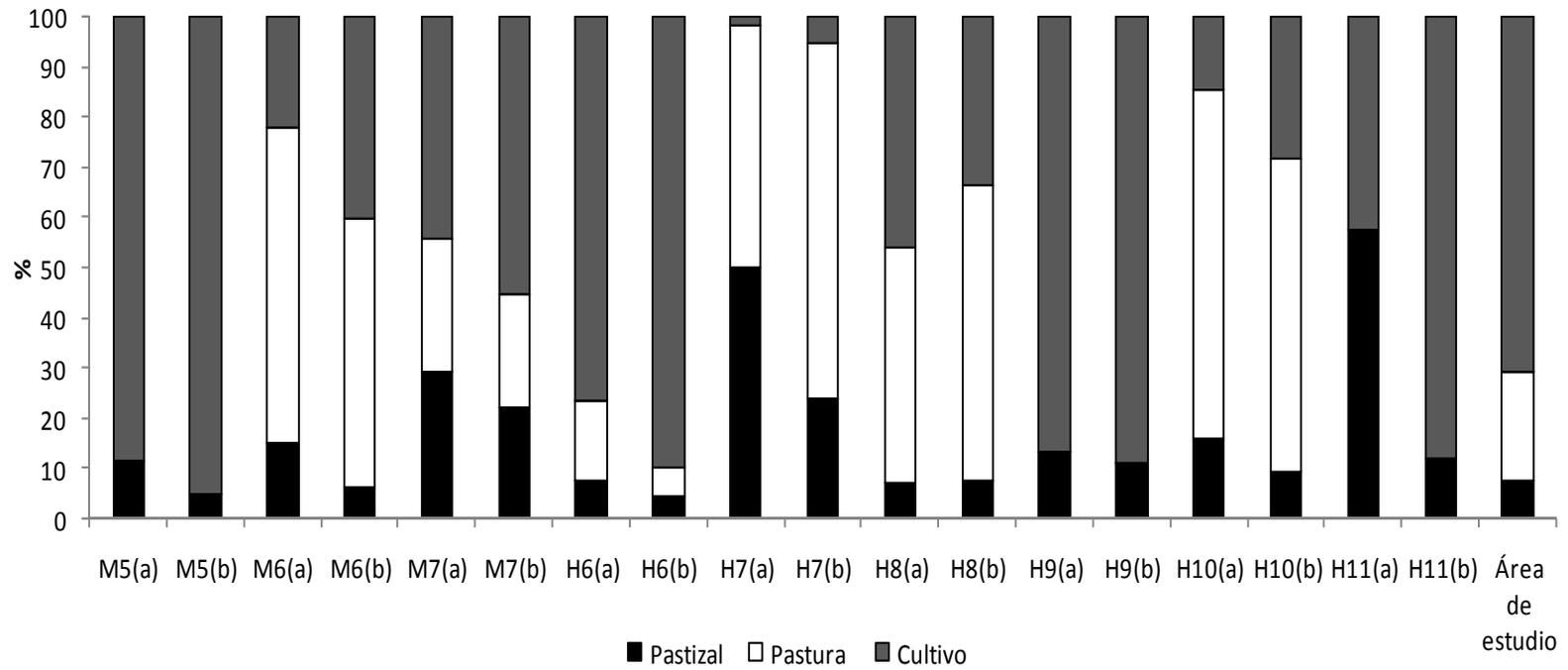


Figura 15. Porcentaje de las localizaciones obtenidas por telemetría en los distintos tipos de hábitat (a) y porcentaje de los distintos tipos de hábitat en cada una de las áreas de acción de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar (b). La última columna indica la disponibilidad de los hábitats en la Estancia San Mateo.

DISCUSIÓN

Este capítulo presenta los primeros resultados sobre la selección de hábitat que realiza *C. chinga* en la región pampeana. Anteriormente sólo Donadio, *et al.* (2001) describieron la selección de hábitat, estudiando los movimientos de dos zorrinos comunes en la estepa patagónica los cuales, durante la noche, prefirieron hábitats de vegetación abierta y durante el día, pendientes rocosas y bosques de arbustos. En el presente estudio en ambas áreas de estudio los zorrinos no utilizaron los hábitats de forma homogénea, sino que mostraron selección a ambas escalas espaciales. Esta selectividad coincide con lo reportado para otros mephitidos (Carey y Kershner 1996; Baldwin *et al.* 2004; Neiswenter y Dowler 2007; Lesmeister *et al.* 2009).

Tanto en el PPET como en la ESM los zorrinos mostraron una selección de hábitat en ambas escalas, aunque la misma fue clara a un sólo nivel. Mientras en PPET se encontraron diferencias significativas en la preferencia a nivel del segundo orden (escala gruesa), en la ESM la situación fue inversa, hallándose sólo preferencia a nivel de tercer orden (escala fina). En general, la selección de segundo orden está más asociada a la distribución de los parches de hábitat importantes y la de tercer orden se relaciona mayormente a la dispersión temporal de los recursos, en términos de abundancia y concentración de los mismos (Johnson 1980; Aebischer *et al.* 1993; Lucherini *et al.* 1995). En el PPET, en donde el hábitat es relativamente más prístino, los zorrinos centrarían su esfuerzo en abarcar dentro de sus áreas de acción los hábitats más convenientes para desarrollar sus actividades. En la ESM, un ambiente altamente fragmentado y en cual el hábitat más preferido es escasamente disponible, es muy difícil (en términos energéticos y de defensa del territorio) para los zorrinos abarcar en su área de acción grandes porciones de hábitats “deseables”, por lo cual la selección se daría principalmente en el uso de las mismas. Esta selección diferencial de escalas concuerda con lo reportado por Luengos Vidal (2009) para el zorro gris pampeano, *Lycalopex gymnocercus*, en un trabajo llevado a cabo en las mismas áreas de estudio que las de la presente tesis.

Lo expuesto anteriormente, al igual que lo mencionan Bissonette, *et al.* (1997), Hwang, *et al.* (2007) y Slauson, *et al.* (2007), pone de manifiesto la importancia de utilizar diferentes escalas espaciales para interpretar la selección que los animales realizan sobre el hábitat. Los resultados obtenidos en esta tesis mostrarían una selección diferencial en ambas áreas de estudio, que podría indicar diferentes formas adaptativas empleadas por *C. chinga* para responder a los cambios producidos por la actividad antrópica. A su vez, estos resultados sugieren una cierta flexibilidad comportamental de esta especie, que favorecería su aparente éxito ecológico.

En general, uno de los principales factores que puede influenciar la selección hacia un tipo de hábitat por parte de los carnívoros es la disponibilidad de alimentos (Gough y Rushton 2000; Johnson *et al.* 2000). Tanto en el PPET como en la ESM, el ambiente más preferido por *C. chinga* fue el pastizal. Dicho hábitat no alcanza el 10% de la superficie total en ambas áreas de estudio, aunque en las dos presenta la mayor abundancia de coleópteros, presa principal de la dieta de *C. chinga* (capítulo IV). En el caso del PPET los hábitats que siguieron en preferencia al pastizal fueron la cobertura rocosa baja (hábitat que rodea al pastizal) y la cobertura rocosa alta. Si bien estos hábitats (caracterizados conjuntamente como roquedal en el capítulo IV) presentaban una abundancia media de coleópteros, poseían altas cantidades de larvas de coleópteros y de lepidópteros y escorpiones, todas presas importantes en la dieta de *C. chinga* (capítulo IV). Esta alta preferencia parece contrastar con la baja preferencia para Cobertura rocosa alta (también caracterizado como roquedal en el capítulo IV). Este hábitat, a pesar de contener “buenos” recursos alimenticios y poseer una importante superficie dentro del PPET (28,6%), fue poco utilizado por la mayoría de los zorrinos (sólo uno de los zorrinos con radiocollar lo usó intensivamente). Una posible explicación de su escasa selección es la dificultad de desplazamiento que supone este hábitat, ya que se abarca mayormente zonas muy quebradas y de mucha pendiente.

En la ESM el hábitat denominado pastura ocupó el segundo lugar en cuanto a preferencia. Este hábitat a pesar de presentar una baja abundancia de coleópteros mostró valores de abundancia de escorpiones y larvas de coleópteros superiores al promedio, por lo que representaría una buena fuente de alimentos alternativos.

Finalmente en ambas áreas el cultivo resultó un hábitat muy poco preferido por *C. chinga*. Pese a que los cultivos en principio no constituirían un hábitat desfavorable para los zorrinos (Rosatte 1984; Rosatte y Gunson 1984), algunos estudios realizados en *M. mephitis* (Larivière y Messier 2000) y *S. gracilis* (Neiswenter y Dowler 2007), muestran que estos mephitidos aparentemente evitan las áreas agrícolas. A pesar de que la disponibilidad de invertebrados del suelo no se midió para el cultivo en el PPET, en la ESM presentó una abundancia de coleópteros mayor a la media, lo que podría hacer esperar una preferencia importante hacia este hábitat. Sin embargo, si lo analizamos detalladamente, el cultivo es en realidad un hábitat muy dinámico y poco predecible ya que, a diferencia de los demás hábitats, la estructura de la vegetación y su ubicación cambian estacionalmente. En otras palabras, la vegetación en los cultivos puede pasar de una cobertura alta hasta una cobertura nula en un periodo muy breve de tiempo. Tanto el arado como, fundamentalmente, el rastrojo (ambas variantes estacionales del hábitat cultivo), no proveían grandes abundancias de las presas principales de *C. chinga* (capítulo IV), sugiriendo que la inestabilidad en la cobertura vegetal estuvo relacionada en forma directa con una gran variabilidad en términos de disponibilidad de alimento. Todo esto apoya la hipótesis que la selección del hábitat por parte de *C. chinga* está altamente relacionada con la disponibilidad de alimentos.

Otro factor que puede influir en la selección del hábitat son los riesgos de predación (Gough y Rushton 2000; Johnson *et al.* 2000). Los mismos a menudo se encuentran relacionados con la cobertura vegetal o la presencia de madrigueras que pueda presentar cada hábitat (Frid y Dill 2002). A excepción de los humanos, los zorrinos tienen pocos predadores naturales (Larivière y Messier 1997; Rosatte y Larivière 2003). La mayoría de sus posibles

predadores son disuadidos gracias a la coloración característica de su pelaje y la presencia de la potentes glándulas odoríferas (Ortolani 1999; Caro 2005), aunque los zorrinos pueden ser atacados por predadores juveniles o inexpertos (Larivière y Messier 1997). En particular, se ha citado que *C. chinga* es vulnerable al ataque de las águilas moras, *Geranoaetus melanoleucus* (Massoia y Pardiñas 1986). Debido a su comportamiento de caza, las aves rapaces pueden atacar más repentinamente de lo que lo hacen los mamíferos (Walton y Larivière 1994) y los zorrinos pueden ser cazados antes de que eliminen el espray de sus glándulas o que el mismo produzca su efecto (Wade-Smith y Verts 1982). Además, se ha citado que algunas aves rapaces no son repelidas por el olor de la secreción eliminada por los zorrinos (Wade-Smith y Verts 1982). Adicionalmente, en áreas agrícologanaderas, como es el caso de la ESM, los conflictos con el hombre son importantes causas que afectan la mortalidad de los carnívoros (Macdonald y Sillero Zubiri 2004; Melero *et al.* 2008; Dragoo y Sheffield 2009). En este sentido, la alta cobertura vegetal y disponibilidad de cuevas proporcionada por los pastizales en ambas áreas de estudio (capítulo VII), explicarían su preferencia. En el caso de ESM el hábitat de pastizales constituye, además, un área muy poco transitada y utilizada por el hombre, debido a que se trata de zonas marginales o rocosas que no son utilizadas con fines productivos. En cuanto al efecto de las madrigueras en la preferencia de hábitat de *C. chinga*, se discutirá detalladamente en el siguiente capítulo.

REFERENCIAS

- Aebischer N.J., P.A. Robertson, R.E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* **74**:1313-1325.
- Aitchison J. 1986. *Statistical analysis of compositional data*. Chapman and Hall, New York.
- Allredge J.R., J.T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *The Journal of Wildlife Management* **50**:157-165.
- Baldwin R.A., A.E. Houston, M.L. Kennedy, P.S. Liu. 2004. An assessment of microhabitat variables and capture success of Striped skunks (*Mephitis mephitis*). *Journal of Mammalogy* **85**:1068-1076.
- Bingham R.L., L.A. Brennan. 2004. Comparison of type I error rates for statistical analyses of resource selection. *The Journal of Wildlife Management* **68**:206-212.
- Bissonette J.A., D.J. Harrison, C.D. Hargis, T.G. Chapin. 1997. The influence of spatial scale and scale-sensitive properties on habitat selection by American marten. pp. 368-385 *en* J.A. Bissonette (editor). *Wildlife and Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York, New York.
- Block W.M., L.A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. pp. 35-91 *en* D.M. Power (editor). *Current ornithology*. Vol. 11. Plenum Press, New York.
- Carey A., J. Kershner. 1996. *Spilogale gracilis* in upland forests of western Washington and Oregon. *Northwestern Naturalist* **77**:29-34.
- Caro T.I.M. 2005. The Adaptive Significance of Coloration in Mammals. *BioScience* **55**:125-136.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* **16**:488-502.
- Ditchkoff S., S. Saalfeld, C. Gibson. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems* **9**:5-12.

- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Dragoo J.W., S.R. Sheffield. 2009. *Conepatus leuconotus* (Carnivora: Mephitidae). *Mammalian Species*:1-8.
- Frid A., L. Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* **6**:11.
- Garshelis D.L. 2000. Delusions in Habitat Evaluation. pp. 111-164 *en* L. Boitani, T.K. Fuller (editores). *Research Techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press, New York.
- Godin A.J. 1982. Striped and hooded skunks. pp. 674-687 *en* J.A. Chapman, G.A. Feldhamer (editores). *Wild mammals of North America: biology, management, and economics*. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Gough M., S. Rushton. 2000. The application of GIS modelling to mustelid landscape ecology. *Mammal Review* **30**:197-216.
- Hall L., P. Krausman, M. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25**:173-182.
- Hamilton M.J., J.O. Whitaker. 1979. *Mammals of the eastern United States*. Cornell Univ. Press, Ithaca.
- Hutto R.L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. pp. 455-476 *en* M.L. Cody (editor). *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York.
- Hwang Y., S. Lariviere, F. Messier. 2007. Local-and landscape-level den selection of striped skunks on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology* **85**:33-39.
- Jayat J.P., P.E. Ortiz. 2010. Mamíferos del pedemonte de Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo en Argentina: una línea de base de diversidad. *Mastozoología Neotropical* **17**:69-86.

- Johnson D.D.P., D.W. Macdonald , A.J. Dickman. 2000. An analysis and review of models of the sociobiology of the Mustelidae. *Mammal Review* **30**:171-196.
- Johnson D.H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* **61**:65-71.
- Jones J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk* **118**:557-562.
- Kie J.G., R. Terry Bowyer, M.C. Nicholson, B.B. Boroski, E.R. Loft. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales: Effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology* **83**:530-544.
- Koen E.L. 2005. Home range, population density, habitat preference, and survival of fishers (*Martes pennanti*) in eastern Ontario. Tesis de Magister. University of Ottawa, Ottawa.
- Larivière S. 1998. Habitat fragmentation, striped skunk and waterfowl nest predation. Department of Biology University of Saskatchewan Saskatoon
- Larivière S., F. Messier. 1997. Seasonal and daily activity patterns of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in the Canadian prairies. *Journal of Zoology* **243**:255-262.
- Larivière S., F. Messier. 2000. Habitat selection and use of edges by striped skunks in the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology* **78**:366-372.
- Lesmeister D.B., M.E. Gompper, J.J. Millsaugh. 2009. Habitat Selection and Home Range Dynamics of Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. *The Journal of Wildlife Management* **73**:18-25.
- Lima S.L., L.M. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**:619-640.
- Lucherini M., S. Lovari, G. Crema. 1995. Habitat use and ranging behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean rural area: Is shelter availability a key factor? *Journal of Zoology* **237**:577-591.

- Luengos Vidal E.M. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Macdonald D.W., C. Sillero Zubiri. 2004. Dramatis personae. Wild Canids - an introduction and dramatis personae. pp. 4-35 en D.W. Macdonald, C. Sillero Zubiri (editores). The biology and conservation of wild canids. Oxford University Press, Oxford.
- Manly B.F.J., L.L. McDonald, D.L. Thomas. 1993. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London.
- Massoia E., U. Pardiñas. 1986. Algunos mamíferos depredados por *Geranoaetus melanoleucus* en Corralito, Pilcaniyeu, provincia de Río Negro. INTA, ACINTACNIA **3**:24-26.
- Mcclean S.E., M.A. Rumble, R.M. King, W.L. Baker. 1998. Evaluation of resource selection methods with different definitions of availability. The Journal of Wildlife Management **62**:793-801.
- Melero Y., S. Palazón, E. Revilla, J. Martelo, J. Gosálbez. 2008. Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. European Journal of Wildlife Research **54**:609-617.
- Mitchell W.A., S.L. Lima. 2002. Predator-prey shell games: large-scale movement and its implications for decision-making by prey. Oikos **99**:249-259.
- Mutch G.R.P. 1977. Locations of winter dens utilized by striped skunks in Delta Marsh, Manitoba. Canadian Field-Naturalist **91**:289-291.
- Neiswenter S.A., R.C. Dowler. 2007. Habitat Use of Western Spotted Skunks and Striped Skunks in Texas. The Journal of Wildlife Management **71**:583-586.
- Noss R.F., B. Csuti. 1997. Habitat fragmentation. pp. 269-304 en G.K. Meffe, K.N. Carroll (editores). Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- Ordeñana M. 2009. The effects of urbanization on carnivore species distribution and richness in southern California. University of California, Davis.

- Orians G.H., J.F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* **137**:27-49.
- Ortolani A. 1999. Spots, stripes, tail tips and dark eyes: Predicting the function of carnivore colour patterns using the comparative method. *Biological Journal of the Linnean Society* **67**:433-476.
- Prange S., S.D. Gehrt, E.P. Wiggers. 2004. Influences of antropogenic resources on Raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* **85**:483-490.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics: the Southern Cone*. The University of Chicago.
- Rosatte R. 1984. Seasonal occurrence and habitat preference of rabid skunks in southern Alberta. *Canadian Veterinary Journal* **25**:142-144.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). *Wild mammals of North America: Biology, management and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R.C. 1986a. Preliminary studies on the feasibility of urban rabies control. *Proc. Great Plains Damage Control Workshop* **7**:78-91.
- Rosatte R.C. 1986b. A strategy for urban rabies control: social change implications. Tesis de Doctorado. Walden University, Minneapolis.
- Rosatte R.C., J.R. Gunson. 1984. Dispersal and home range of striped skunks, *Mephitis mephitis*, in an area of population reduction in southern Alberta. *Canadian Field-Naturalist* **98**:315-319.
- Rue L.L. 1981. *Furbearing animals of North America*. Crown Publ., New York.
- Saunders D.A., R.J. Hobbs, C.R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* **5**:18-32.

- Scorolli A. 1999. Demografía y áreas de actividad de una población de caballos cimarrones en el Parque Provincial Ernesto Tornquist. Tesis de Magíster. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Slauson K.M., W.J. Zielinski, J.P. Hayes. 2007. Habitat Selection by American Martens in Coastal California. *The Journal of Wildlife Management* **71**:458-468.
- Stricklan D., J. Flinders, R. Cates. 1995. Factors affecting selection of winter food and roosting resources by porcupines in Utah. *Great Basin Naturalist* **55**:29-36.
- Sunquist M.E., F. Sunquist. 2002. *Wild cats of the world*. University of Chicago Press, Chicago.
- Sweitzer R., J. Berger. 1992. Size-related effects of predation on habitat use and behavior of porcupines (*Erethizon dorsatum*). *Ecology* **73**:867-875.
- Thomas D.L., E.J. Taylor. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *The Journal of Wildlife Management* **54**:322-330.
- Wade-Smith J., B.J. Verts. 1982. *Mephitis mephitis*. *Mammalian Species* **173**:1-7.
- Walker E.P. 1964. *Mammals of the world*. Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore.
- Walton L.R., S. Larivière. 1994. A striped skunk, *Mephitis mephitis* repels two coyotes, *Canis latrans* without scenting. *Canadian Field-Naturalist* **198**:492-493.
- White G.C., R.A. Garrott. 1990. *Analysis of wildlife radiotracking data*. Academic Press, New York.
- Wiens J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* **3**:385-397.
- Wilcove D.S., C.H. McLellan, A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. pp. 237-256 *en* M.E. Soulé (editores). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.

CAPÍTULO VII

Uso de madrigueras por parte de *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

Las madrigueras son importantes componentes en la vida de la mayoría de los carnívoros (Endres y Smith 1993; Koopman *et al.* 1998; Ruggiero *et al.* 1998) y pueden ser un factor limitante que afecta la abundancia y distribución de las poblaciones (Larivière y Messier 1998; Rosalino *et al.* 2005).

Para los mamíferos, la selección de las madrigueras puede estar influenciada por la disponibilidad de las mismas (Bakker y Hastings 2002; Bulova 2002), el microclima (Arnold *et al.* 1991; Wilbert *et al.* 2000; Bulova 2002) y los requerimientos comportamentales, como la parición y las estrategias antipredatorias (Larivière y Messier 1998; Spencer 2002; Zabala *et al.* 2003).

Las características de los hábitats que rodean a las madrigueras también pueden influenciar el uso de las mismas, debido a que pueden afectar la supervivencia frente a predadores o disturbios (Grand 2002; Mitchell y Lima 2002; Spencer 2002) o el acceso a recursos críticos (Rubin *et al.* 2002; Lyons *et al.* 2003). Examinar entonces el hábitat circundante a las madrigueras revela importantes aspectos tradicionalmente ignorados en los estudios de selección de madrigueras (Orians y Wittenberger 1991; Henner *et al.* 2004).

La disponibilidad de áreas apropiadas para las madrigueras puede afectar el tamaño del territorio y la organización social de los carnívoros (Doncaster y Woodroffe 1993) y las modificaciones realizadas por el hombre (prácticas agrícolas, urbanización), provocan una fragmentación del hábitat, que crea en el ambiente amplias zonas desfavorables para el establecimiento de las madrigueras (Dell'arte y Leonardi 2007).

Al igual que en otros tópicos existe un gran vacío de información en cuanto al uso y la selección de las madrigueras dentro de la familia Mephitidae, siendo *M. Mephitis* la especie donde se concentran la mayoría de los estudios. Los zorrinos rayados utilizan diferentes tipos de refugios a lo largo del año, que incluyen madrigueras maternas, sitios de descanso de verano y madrigueras solitarias y comunitarias de invierno (Andersen 1981; Rosatte 1986; Larivière y Messier 1998). Los tipos de madrigueras que utilizan varían de acuerdo a la época del año, hábitat, sexo y edad de los

zorrinos como también el comportamiento social y condición del animal (Storm 1972). *M. mephitis* habita madrigueras solitarias o comunales, en grupos de dos o más animales, con lo cuales puede estar emparentado o no. Sin embargo, rara vez se ha visto a dos machos en la misma madriguera (Gehrt 2005). En cuanto a las hembras, se ha citado que paren a sus crías en cuevas comunales (Rosatte y Larivière 2003).

El uso de madrigueras dentro del género *Spilogale* y sobre todo *Conepatus*, ha sido pobremente estudiado y los escasos conocimientos provienen fundamentalmente de observaciones anecdóticas (Rosatte y Larivière 2003). Este capítulo se propone proporcionar los primeros datos sobre el uso y selección de madrigueras por parte de *C. chinga*, comparando un área protegida y una región donde el ambiente natural está altamente fragmentado por la agricultura través de los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar las madrigueras utilizadas por *C. chinga* en ambas áreas de estudio.
- Determinar si las madrigueras del zorrino común se asocian con algún hábitat en particular.
- Establecer si las madrigueras utilizadas por *C. chinga* se asocian con alguna característica fisionómica del hábitat.
- Investigar el posible efecto de la fragmentación del hábitat sobre el uso y selección de madrigueras por parte del zorrino común.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO:

- Se predice que en función de reducir los riesgos de predación en los desplazamientos (Lima y Dill 1990; Mitchell y Lima 2002) *C. chinga* seleccionará madrigueras en hábitats que le provean acceso consistente y predecible de alimento y agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPTURA DE *C. chinga* Y COLOCACIÓN DE RADIOLLARES

Los detalles de captura y colocación de radiocollares se describen detalladamente en el capítulo III. Para el análisis de uso y selección de las madrigueras en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) se utilizaron los datos provenientes de 7 ejemplares de *C. chinga* (3 machos y 4 hembras) equipados con radiocollar. Los datos fueron colectados en el periodo comprendido entre enero del 2003 y septiembre del 2005. En la Estancia San Mateo (ESM) se recogieron datos provenientes de 9 zorrinos (3 machos y 6 hembras) en el periodo noviembre de 2003 - octubre de 2004 y diciembre de 2005 - octubre de 2007.

CARACTERÍSTICAS DE LAS CUEVAS DE *C. chinga* Y SU USO

Las madrigueras fueron localizadas mediante la técnica de "Homing-in" (White y Garrott 1990) y las localizaciones de las mismas fueron grabadas en coordenadas UTM con un GPS (± 5 m). Teniendo en cuenta que los zorrinos son principalmente nocturnos, a los propósitos de este estudio se consideraron madrigueras a todos los sitios donde un individuo permaneció inactivo durante el día (Doty y Dowler 2006).

Se categorizaron dos tipos de madrigueras: bajo el suelo y sobre el suelo (roca). Las dimensiones de la entrada (alto y ancho) se midieron cuando esto fue posible. Se utilizó un análisis de la varianza (ANOVA) doble para testear diferencias en el ancho y alto de la entrada entre sexos y a lo largo de las estaciones.

No se intentó determinar el origen de cada madriguera ya que, aunque el zorrino común es capaz de crear sus propias madrigueras cuando es necesario, las mismas son estructuras dinámicas que pueden ser usadas y modificadas por especies simpátricas (Verts 1967).

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga*

Se utilizó el método de Kernel fijo al 99% (Worton 1989) para construir el área de acción con todas las localizaciones de cada zorrino. Las áreas de acción fueron divididas en área núcleo (delimitada por el Kernel_{45%}), área media (el área comprendida entre el Kernel_{45%} y el Kernel_{80%}) y área borde (el área ocupada por el 20% de las localizaciones más externas). El programa Ranges V (Kenward y Hodder 1996) fue utilizado para estos análisis. Se calculó la densidad de madrigueras en áreas núcleo, media y borde de cada zorrino equipado con radiocollar, dividiendo el número de madrigueras en cada región por el área de la misma (Jordan *et al.* 2007). Para evaluar las posibles diferencias entre el número y densidad de las madrigueras en cada porción del área de acción se realizó un análisis de la varianza. En el caso que la hipótesis nula del ANOVA fuera rechazada se realizaron las comparaciones múltiples con el método de la Diferencia Significativa Menor de Fisher (LSD).

ANÁLISIS DE PREFERENCIA DE HÁBITAT PARA LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga*

Para conocer si el zorrino común realiza una selección del hábitat para establecer sus madrigueras se utilizó el análisis composicional (Aebischer *et al.* 1993). De esta manera se comparó la proporción de madrigueras localizadas en un tipo de hábitat con la proporción de este dentro del área de acción. De manera análoga a lo realizado en el capítulo VI se utilizó un análisis multivariado de la varianza (MANOVA) para probar la hipótesis nula de que no existe selección alguna sobre los hábitats para establecer las madrigueras (Aebischer *et al.* 1993). El rechazo de la hipótesis nula permitió realizar una serie de pruebas *t* de muestras pareadas para establecer un ranking de preferencias.

DISTANCIA DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* A CARACTERÍSTICAS DEL AMBIENTE

Con el objetivo de examinar la relación entre la localización de las madrigueras y las características prominentes del ambiente, se utilizó el programa Arc View 9.3[®] para calcular la distancia mínima en metros desde cada cueva a caminos, arroyos, parches de pastizal, alambrados y

límite de los hábitats más próximos en cada área de estudio. Asimismo se determinaron las mismas distancias para puntos al azar uniformemente distribuidos (generados con el programa WPazar® en igual número que las madrigueras) y se buscaron diferencias entre las madrigueras y los puntos al azar con prueba *U* de Mann-Whitney.

Para todos los procedimientos estadísticos se utilizó el programa SPSS® y valores de $p \leq 0,05$ se consideraron significativos.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* Y SU USO EN EL PPET

Como resultado de este muestreo se identificaron un total de 199 madrigueras (machos: $n = 108$, hembras: $n = 91$). El número medio de madrigueras (\pm DE) por individuo fue $28,4 \pm 15$, no hallándose diferencias entre machos y hembras ($t = 1,19$, $g.l. = 5$, $p = 0,28$).

C. chinga utilizó mayormente madrigueras en las rocas ($n = 145$, 83%). No se hallaron diferencias significativas en el tipo de madriguera utilizada entre machos y hembras ($\chi^2 = 1,68$, $g.l. = 1$, $p = 0,19$, Figuras 1 y 2).

Las dimensiones medias ($\bar{X} \pm$ DE) de las entradas de ambos tipos de madrigueras ($n = 77$) fueron $21,5 \pm 9$ cm (alto) y $25,7 \pm 10,6$ cm (ancho). El ANOVA doble no reveló diferencias significativas de las dimensiones entre sexos ($F_{\text{alto}} = 1$, $p = 0,32$; $F_{\text{ancho}} = 0,02$, $p = 0,88$) ni entre estaciones ($F_{\text{alto}} = 0,0002$, $p = 0,98$; $F_{\text{ancho}} = 2,22$, $p = 0,14$).



Figura 1. Diferentes tipos de madrigueras utilizadas por los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist y la Estancia San Mateo. (a) Madriguera bajo suelo y (b) madriguera en roca.

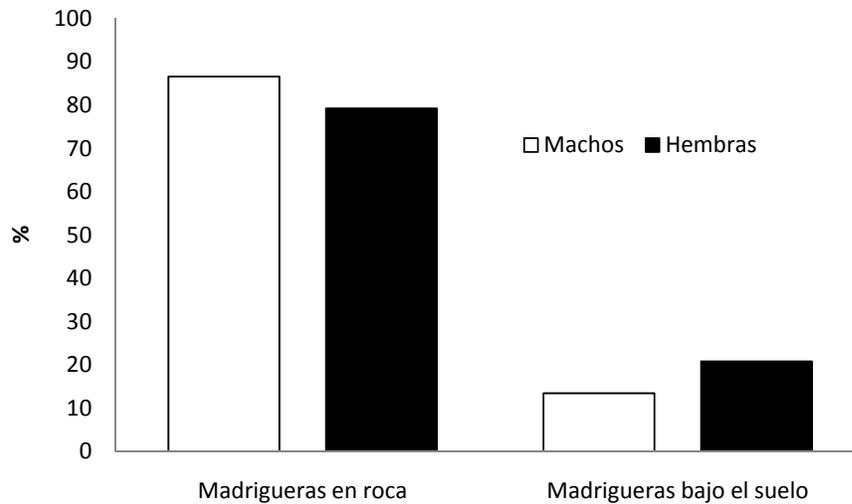


Figura 2. Tipos de madrigueras (n = 199) utilizadas por 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist.

En promedio, el 25,1% de las madrigueras fueron reutilizadas por *C. chinga* (machos: 23,1%, hembras: 27,4%). Se observó a los animales estudiados reutilizar las madrigueras en una media de 2,6 ($\pm 0,3$; DE) veces, sin variaciones significativas entre sexos (machos: $2,53 \pm 0,17$, hembras: $2,64 \pm 0,4$; $t = 0,43$, g.l. = 5 $p = 0,68$). Frecuentemente (42,6% de las ocasiones), *C. chinga* reutilizó las madrigueras en días consecutivos.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* EN EL PPET

El tamaño medio del área de acción ($KF_{99\%}$) para los zorrinos con radiocollares fue de 178,6 ha (rango 94,1 – 420,2 ha; n = 7). Las regiones borde tuvieron un tamaño medio de 86,1 ha (rango 46,3-182,1 ha), las regiones medias de 48,7 ha (rango 24,2-121,8 ha) y las áreas núcleo de 43,1 ha (rango 17,7-116,3 ha, Figura 3).

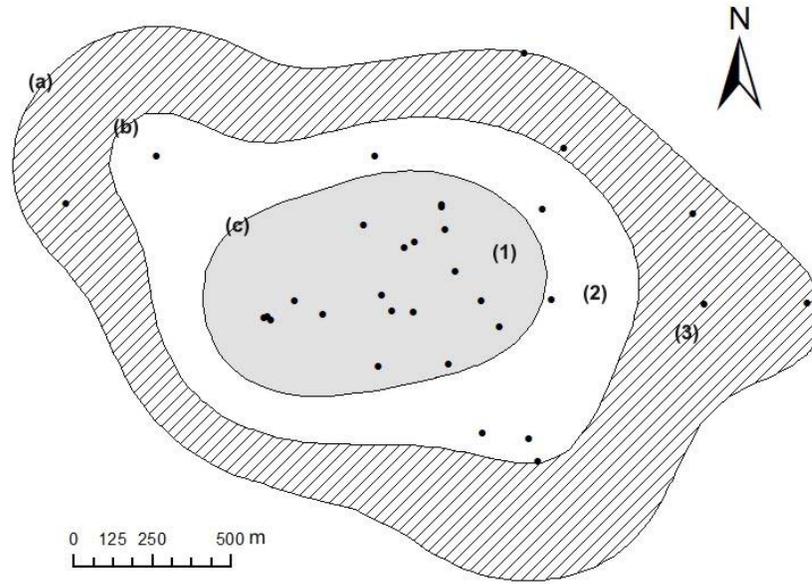


Figura 3. Área de acción ($K_{99\%}$) de una hembra de *C. chinga* equipada con radiocollar donde se muestra (1) área núcleo, (2) región media y (3) región borde. Las regiones están delimitadas por (a) $KF_{99\%}$, (b) $KF_{80\%}$ y (c) $KF_{45\%}$. Los puntos indican madrigueras.

Tanto el número ($F = 4,01$, g.l. = 20, $p = 0,036$) como la densidad de madrigueras ($F = 9,76$, g.l. = 20, $p = 0,01$) fueron significativamente mayores en las áreas núcleo en comparación con las áreas media y borde (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución espacial de las madrigueras ($n = 199$) dentro de las áreas de acción de los 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist. Los diferentes superíndices indican diferencias significativas ($p < 0,05$, LSD).

| | Área núcleo | Área media | Área borde |
|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Nº de madrigueras \pm DE | 14,6 ^a \pm 8,3 | 6,6 ^b \pm 5,1 | 7,3 ^b \pm 2,8 |
| % del total de madrigueras | 51,3 | 23,1 | 25,6 |
| Densidad (nº madrigueras/ha) \pm DE | 0,43 ^a \pm 0,2 | 0,15 ^b \pm 0,1 | 0,1 ^b \pm 0,1 |

PREFERENCIA DE HÁBITAT PARA EL ESTABLECIMIENTO DE MADRIGUERAS DE *C. chinga* EN EL PPET

Las madrigueras no estuvieron distribuidas homogéneamente entre los diferentes hábitats dentro de las áreas de acción ($\lambda = 0,033$, g.l. = 5, $p = 0,0002$; Figura 4. Cuando se realizaron las pruebas *t* pareadas para construir el ranking de preferencias de hábitat para establecer las madrigueras no se encontraron diferencias significativas entre la mayoría de los hábitats, por lo cual no se pudo establecer un ranking de preferencias (Tabla 2).

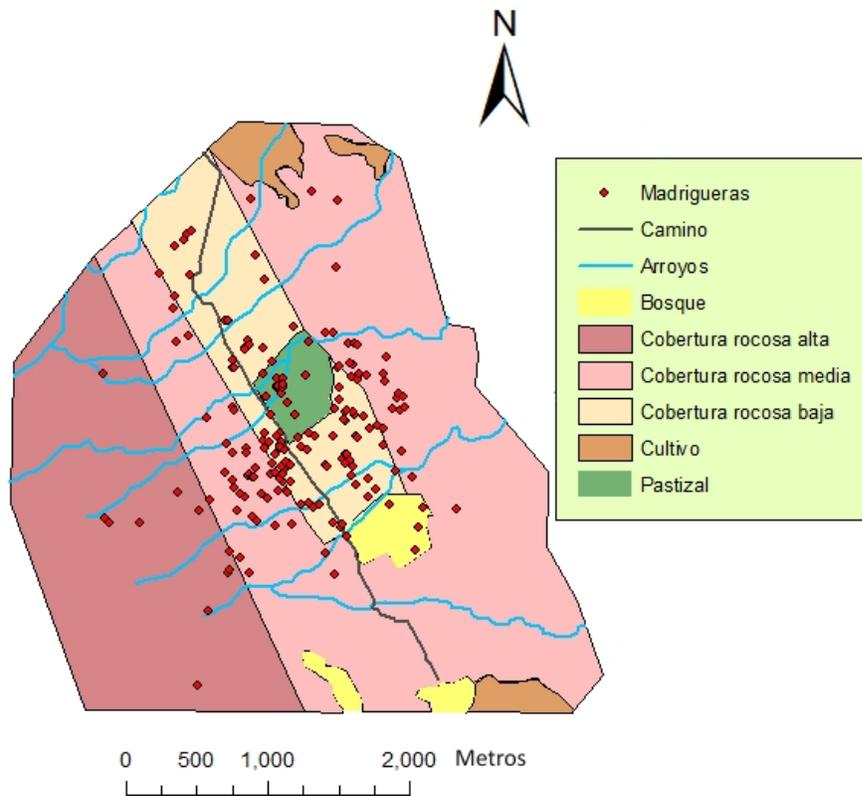


Figura 4. Distribución de las madrigueras (n = 199) de los 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en los diferentes hábitats del Parque Provincial E. Tornquist.

Tabla 2. Matriz de significación de las pruebas *t* pareadas utilizadas para construir el ranking de preferencia de hábitats para las madrigueras de los 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar del Parque Provincial E. Tornquist (ns = $p > 0,05$; * = $p < 0,05$).

| | Cobertura rocosa alta | Cobertura rocosa media | cultivo | Bosque | Cobertura rocosa baja | pastizal | Ranking |
|---------------------------|-----------------------------|------------------------------|---------|--------|-----------------------------|----------|---------|
| Cobertura rocosa alta | — | | | | | | 1 |
| Cobertura rocosa media | ns | — | | | | | 2 |
| Cultivo | ns | ns | — | | | | 3 |
| Bosque | ns | ns | ns | — | | | 4 |
| Cobertura rocosa baja | ns | ns | ns | ns | — | | 5 |
| Pastizal | * | ns | ns | ns | ns | — | 6 |

DISTANCIAS DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* A CARACTERÍSTICAS DEL AMBIENTE EN EL PPET

En el PPET no se hallaron diferencias entre las madrigueras y los puntos al azar en las distancias al arroyo más cercano ($U = 19535$, $n_1 = 199$, $n_2 = 199$, $p = 0,81$). Sin embargo, las madrigueras estuvieron localizadas más cerca del camino ($U = 9832$, $p < 0,001$) y de los bordes de hábitats ($U = 15739$, $p < 0,001$) que los puntos al azar (Tabla 3).

Tabla 3. Distancia media \pm DE (m) a variables del ambiente asociadas a madrigueras de los 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar y a localizaciones al azar en el Parque Provincial E. Tornquist.

| Variable | Madrigueras | Localizaciones al azar |
|------------------|-------------------|------------------------|
| Camino | 355,9 \pm 291 | 741,1 \pm 472,5 |
| Arroyo | 178,1 \pm 116,4 | 203,2 \pm 175,5 |
| Borde de hábitat | 132 \pm 104,9 | 186,6 \pm 142,7 |

CARACTERÍSTICAS DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* Y USO EN LA ESM

Se identificó un total de 240 madrigueras (machos: $n = 92$, hembras: $n = 148$). El número medio de madrigueras (\pm DE) por individuo fue $26,7 \pm 11$, no hallándose diferencias entre machos y hembras ($t = -0.73$, g.l. = 7 $p = 0,48$). La mayoría de las madrigueras fueron cuevas bajo el suelo ($n = 196$, 81,7%) aunque se encontraron diferencias significativas en el tipo de madrigueras utilizadas por machos y hembras ($\chi^2 = 17,33$, g.l. = 1, $p = 0,0001$, Figura 5).

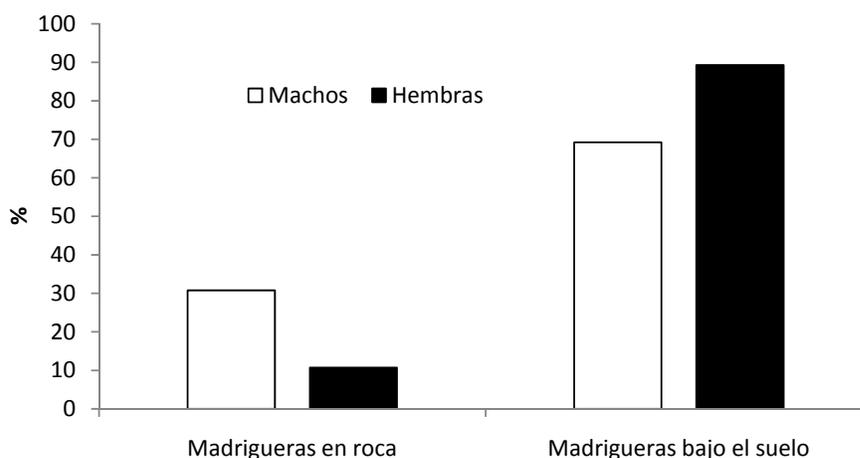


Figura 5. Tipos de madrigueras ($n = 240$) utilizadas por 9 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en la Estancia San Mateo.

Las dimensiones medias de las entradas ($n = 119$) fueron ($\bar{X} \pm$ DE) $18,2 \pm 4$ cm y $22,1 \pm 10,5$ cm (ancho). El ANOVA doble no reveló diferencias significativas de las dimensiones entre sexos ($F = 0,839$, g.l. = 3, $p = 0,45$) ni entre estaciones ($F = 0,048$, g.l. = 3, $p = 0,84$).

En promedio, el 24,1% de las madrigueras fueron reutilizadas por *C. chinga* (machos: 26,3%; hembras: 22,8%). Se observó a los animales estudiados reutilizar las madrigueras en una media de $3,1 (\pm 1,7; DE)$ veces, sin variaciones significativas entre sexos (machos: $3,17 \pm 0,5$, hembras: $3 \pm 0,5$; $t = 0,047$, g.l. = 56, $p = 0,962$). Frecuentemente (50,8% de las ocasiones), *C. chinga* reutilizó las madrigueras en días consecutivos.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* EN LA ESM

El tamaño medio del área de acción para los zorrinos con radiocollares fue de 249,5 ha (rango 62,9-549,8 ha; $n = 9$). Las regiones borde tuvieron un tamaño medio de 119,5 ha (rango 33-274,5 ha), las regiones medias de 81,1 ha (rango 29,2-126,5 ha) y las áreas núcleo de 48,9 ha (rango 14,7-108,4 ha). El número ($F = 6,72$, g.l. = 26, $p = 0,005$) y la densidad de madrigueras ($F = 6,55$, g.l. = 26, $p = 0,005$) fueron significativamente mayores en las áreas núcleo, media en comparación con las áreas borde (Tabla 4).

Tabla 4. Distribución espacial de las madrigueras ($n = 240$) dentro de las áreas de acción de los 9 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en la Estancia San Mateo. Los diferentes subíndices indican diferencias significativas ($p < 0,05$; LSD).

| | Área núcleo | Área media | Área borde |
|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Nº de madrigueras \pm DE | 12,2 ^a \pm 5,6 | 9,7 ^a \pm 4,1 | 4,6 ^b \pm 3,3 |
| % del total de madrigueras | 45,8 | 36,7 | 17,5 |
| Densidad (nº madrigueras/ha) \pm DE | 0,35 ^a \pm 0,2 | 0,16 ^a \pm 0,1 | 0,05 ^b \pm 0,02 |

PREFERENCIA DE HÁBITAT PARA EL ESTABLECIMIENTO DE LAS MADRIGUERAS EN LA ESM

Las madrigueras no estuvieron distribuidas homogéneamente entre los diferentes hábitats dentro de las áreas de acción ($\Lambda = 0,47$, g.l. = 2, $p = 0,04$; Figura 6). El ranking de preferencias de hábitat para establecer las madrigueras se ordenó de la siguiente manera (del más preferido al de menor preferencia): 1- pastizal, 2- pastura, 3- cultivo. Al realizar las pruebas t pareadas no se encontró diferencia entre las preferencias hacia el pastizal y las pasturas (Tabla 5).

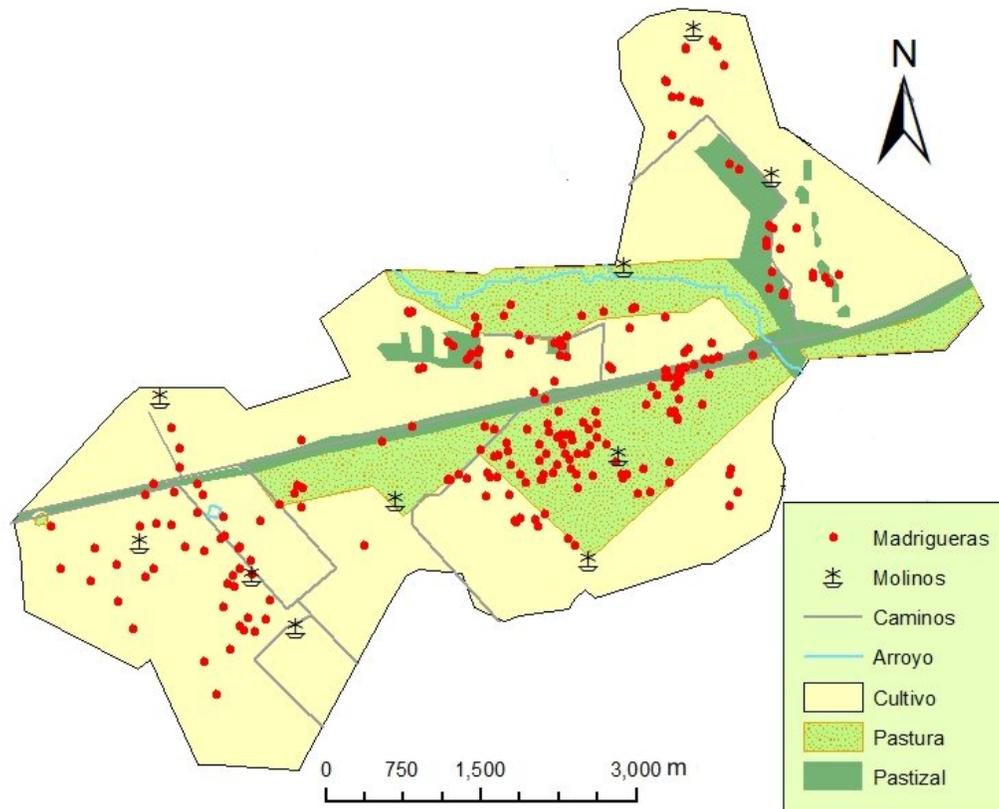


Figura 6. Distribución de las madrigueras (n = 240) de los 7 zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en los diferentes hábitats de la Estancia San Mateo

Tabla 5. Matriz de significación de las pruebas *t* pareadas utilizadas para construir el ranking de preferencia hábitats para las madrigueras de los 9 zorrinos (*C. chinga*) con radiocollar de la Estancia San Mateo (ns = $p > 0,05$; * = $p < 0,05$).

| | Pastizal | Pastura | Cultivo | Ranking |
|----------|----------|---------|---------|---------|
| Pastizal | ___ | | | 1 |
| Pastura | ns | ___ | | 2 |
| Cultivo | * | * | ___- | 3 |

DISTANCIAS DE LAS MADRIGUERAS DE *C. chinga* A CARACTERÍSTICAS DEL AMBIENTE EN LA ESM

No se hallaron diferencias entre las madrigueras y los puntos al azar en las distancias al arroyo ($U = 28125$, $n_1 = 240$, $n_2 = 240$, $p = 0,66$). Sin embargo las madrigueras estuvieron localizadas más cerca de los alambrados ($U = 20952$, $n_1 = 240$, $n_2 = 240$, $p < 0,0001$), caminos ($U = 15112$, $n_1 = 240$, $n_2 = 240$, $p < 0,0001$), parches de pastizal ($U = 15112$, $n_1 = 240$, $n_2 = 240$, $p < 0,0001$) y de los bordes de hábitats ($U = 16015$, $n_1 = 240$, $n_2 = 240$, $p < 0,0001$) que los puntos al azar (Tabla 6).

Tabla 6. Distancia media \pm DE (m) a variables del ambiente asociadas a madrigueras de los 9 zorrinos (*C. chinga*) con radiocollar y localizaciones al azar en la Estancia San Mateo.

| Variable | Madrigueras | Localizaciones al azar |
|---------------------|--------------------|------------------------|
| Camino | 312,2 \pm 294,4 | 899,7 \pm 798,9 |
| Arroyo | 1053,7 \pm 554,6 | 1191,1 \pm 883 |
| Parches de pastizal | 429,4 \pm 406,1 | 1097,4 \pm 870,6 |
| Alambrados | 87,3 \pm 94 | 140 \pm 125 |
| Borde de hábitat | 259,5 \pm 318,1 | 812 \pm 772,9 |

DISCUSIÓN

No existen datos publicados del género *Conepatus*, pero el número de madrigueras individuales del zorrino común en ambas áreas de estudio fue mayor comparado con estudios similares en otras especies de zorrinos: *M. mephitis*, Canadá, 7,4 (Hwang 2005); *S. pygmaea*, Méjico, 10 (Cantú Salazar 2002); *S. putorius*, Estados Unidos, 9,7 (Lesmeister 2007). El elevado número de madrigueras sugeriría que este recurso adquiere una gran importancia en *C. chinga*.

Se ha reportado que los galpones, casas abandonadas y árboles constituyen refugios para varios Mephítidos (Crooks 1994; Hwang 2005; Doty y Dowler 2006). Aunque esos tipos de refugios están presentes en las áreas de estudio (árboles en PPET y ESM; casas, galpones en ESM) los zorrinos equipados con radiocollar nunca los utilizaron, sugiriendo que *C. chinga* prefiere cuevas naturales en el suelo o entre rocas.

El tipo de madrigueras utilizadas por *C. chinga* varió en ambas áreas de estudio, lo que obedecería a una disponibilidad diferencial de las mismas. Mientras en el PPET existe una gran disponibilidad de cuevas constituidas por las rocas aflorantes, en la ESM los perfiles rocosos no son abundantes, aunque sí lo son agujeros en el suelo. Si bien el zorrino común es capaz de escarbar para construir sus madrigueras en el suelo (Redford y Eisenberg 1992), en ambas áreas parecería que los mismos ocupan principalmente cuevas construidas por otros mamíferos, en particular armadillos, *Chaetophractus villosus* (*observación personal*).

Se ha reportado que los zorrinos del género *Conepatus* son carnívoros solitarios (Rosatte y Larivière 2003). En general, durante el periodo de muestreo no se observaron cuevas comunitarias ni cuidados parentales conjuntos, lo que avalaría la hipótesis de que los zorrinos comunes no forman grupos sociales. Sin embargo, se debe mencionar que en el PPET una hembra compartió la madriguera con un macho, al menos en 4 oportunidades en un periodo de dos meses. Estas observaciones sugieren la necesidad de estudios más específicos para elaborar nuevas hipótesis.

Este estudio demuestra que los zorrinos comunes seleccionan hábitats específicos para sus madrigueras. En la ESM los pastizales y la pastura son preferidos sobre el hábitat más representado

en el área, que es el cultivo. Tanto los pastizales como las pasturas están asociados a cobertura vegetal relativamente alta y, como se mencionó anteriormente, altas abundancias de coleópteros, presa principal de *C. chinga*. Adicionalmente, en la ESM *C. chinga* prefiere madrigueras localizadas cerca de áreas de pastizal, alambrados y caminos, otras variables de paisaje asociadas con parches de pastizales seminaturales (Luengos Vidal 2009). En el PPET el panorama es diferente. Si bien existe una selección general, no se encontraron diferencias en cuanto a las preferencias en el uso de los diferentes hábitats para establecer las madrigueras.

Contrariamente a lo esperado, en ningún área de estudio las cuevas se asociaron a los arroyos. En el PPET varios arroyos cruzan el área de estudio (ver Figura 5) por lo cual este recurso no sería limitante y no afectaría la distribución de las madrigueras. En la ESM a pesar de que existe sólo un arroyo, es posible encontrar fuentes alternativas de agua en los varios molinos con bebederos dispersos en el área de estudio (ver Figura 6).

La preferencia por las pasturas y los pastizales en la ESM para el establecimiento de las madrigueras puede reflejar dos condiciones no mutuamente excluyentes: proveer acceso consistente y predecible a recursos alimentarios y, por su buena cobertura vegetal, brindar protección de los predadores. Si bien, como ya se mencionó, *C. chinga* tiene pocos predadores naturales, en las zonas agricolganaderas los conflictos de los zorrinos con el hombre adquieren bastante importancia (Broadfoot *et al.* 2001; Klinkowski-Clark *et al.* 2010). Ante una situación de amenaza, los zorrinos típicamente tienden a escapar (antes que enfrentar a su perseguidor), buscando un refugio cercano (Rosatte Larivière 2003). Este comportamiento es facilitado en *Conepatus*, ya que se considera que los miembros de este género son los más rápidos entre los zorrinos, debido a la estructura de sus huesos y las inserciones de sus músculos (Patton 1974). Adicionalmente en la ESM las pasturas, las cuales son en su mayoría naturales, y los pastizales, a diferencia de los cultivos, no están expuestos a la circulación de maquinaria agrícola, la cual habitualmente destruye las madrigueras (*observación personal*). Sin embargo, no pueden descartarse explicaciones alternativas. Por ejemplo, es posible que la localización de las madrigueras

de *C. chinga* sea afectada por la disponibilidad de cuevas de armadillos, las cuales frecuentemente están asociadas a áreas con abundante cobertura de vegetación (Abba *et al.* 2005).

La ausencia de una preferencia marcada observada en el PPET radicaría en tres factores. Primero, como se mencionó con anterioridad, la topografía de este área constituye un terreno con abundantes perfiles rocosos, que posibilita una alta disponibilidad de refugios potenciales y estables en todos sus hábitats. Adicionalmente, el riesgo de predación sería menor que en la ESM, ya que la presencia del hombre es poco común en esta área. Por último, las áreas rocosas proveen recursos alimentarios en buena cantidad (capítulo IV).

La reutilización frecuente de las madrigueras por ambos sexos en las dos áreas de estudio, contrasta con la reportada para otros carnívoros (Larivière y Messier 1997; Norbury *et al.* 1998; Zielinski *et al.* 2004; Lesmeister *et al.* 2009). Además, la reutilización de los sitios de descanso fue más frecuente en días consecutivos, lo cual puede estar influenciado por la necesidad de minimizar el tiempo y la distancia desde los sitios de forrajeo a las madrigueras y, como consecuencia, se relacionaría con estrategias antipredatorias.

Tanto en la ESM como en el PPET, la densidad de las madrigueras en las áreas núcleo fue mayor que en los bordes de las áreas de acción. Esto indicaría que las madrigueras son importantes recursos en la selección de las áreas de acción individuales. Conclusiones similares fueron reportadas para otros pequeños carnívoros (Weber 1989; Genovesi y Boitani 1997; Zalewski 1997). Una explicación alternativa sería que los zorrinos comunes tiendan a descansar cerca de las áreas de forrajeo, las cuales proveen alimento y protección de predadores, dos recursos que han sido considerados importantes en la selección de las áreas núcleo en varios estudios (Lindström *et al.* 1995; Halliwell y Macdonald 1996; Sarmiento *et al.* 2006).

El incremento de la fragmentación y la destrucción del hábitat tiene una tremenda influencia en las comunidades de mesocarnívoros (Yahner 1988; Dijak y Thompson 2000; Sovada *et al.* 2000). Como se ha mencionado con anterioridad, los pastizales pampeanos han sido fuertemente alterados y fragmentados en los últimos 100 años (Bertonatti y Corcuera 2000). En las áreas con fuerte

actividad agricologanadera, los pequeños parches de pastizal natural permanecen sólo a lo largo de las vías del ferrocarril, caminos y áreas que no son aptas para su aprovechamiento. Las pasturas constituyen un hábitat con fisionomía moderadamente estable a lo largo del año en la región, mientras que las áreas cultivadas cambian drásticamente a lo largo del año, alternando periodos con abundante y nula cobertura vegetal. En este caso, la asociación de los zorrinos con áreas de densa cobertura vegetal, indicaría que la especie es susceptible a cambios en la estructura de la vegetación, la cual podría reducir la disponibilidad regular de recursos alimentarios y la protección de predadores.

Los resultados de esta tesis sugieren que la disponibilidad de pastizales seminaturales y pasturas en áreas de actividades agricologanaderas son importantes para los zorrinos en el uso de sus madrigueras. Se concluye que la preservación de estas áreas no-cultivables, generalmente consideradas reservorios de malezas y plagas por los habitantes de las zonas rurales, puede favorecer la conservación de *C. chinga* en los actuales pastizales pampeanos.

REFERENCIAS

- Abba A., M., D.E. Udrizar Sauthier, S.F. Vizcaino. 2005. Distribution and use of burrows and tunnels of *Chaetophractus villosus* (Mammalia, Xenarthra) in the eastern Argentinean pampas. *Acta Theriologica* **50**:115-124.
- Aebischer N.J., P.A. Robertson, R.E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* **74**:1313-1325.
- Andersen P.A. 1981. Movements, activity patterns and denning habits of the striped skunk (*Mephitis mephitis*) in the mixed grass prairie. Tesis de Magister. University of Calgary, Alta.
- Arnold W., G. Heldmaier, S. Ortmann, H. Pohl, T. Ruf, S. Steinlechner. 1991. Ambient temperatures in hibernacula and their energetic consequences for alpine marmots *Marmota marmota*. *Journal of Thermal Biology* **16**:223-226.
- Bakker V.J., K. Hastings. 2002. Den trees used by northern flying squirrels (*Glaucomys sabrinus*) in southeastern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* **80**:1623-1633.
- Bertonatti C., J. Corcuera. 2000. Situación Ambiental Argentina. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires.
- Broadfoot J.D., R.C. Rosatte, D.T. O'leary. 2001. Raccoon and skunk population models for urban disease control planning in Ontario, Canada. *Ecological Applications* **11**:295-303.
- Bulova S.J. 2002. How temperature, humidity, and burrow selection affect evaporative water loss in desert tortoises. *Journal of Thermal Biology* **27**:175-189.
- Cantú Salazar L. 2002. Historia natural y uso de recursos espaciales y alimentarios por el zorrillo pigmeo, *Spilogale pygmaea*, en un bosque tropical caducifolio de Jalisco, Mexico. Tesis de Magister, Xalapa, Veracruz.
- Crooks K.R. 1994. Den-site selection in the island spotted skunk of Santa Cruz Island, California. *Southwestern Naturalist* **39**:354-357.
- Dell'arte G.L., G. Leonardi. 2007. Spatial patterns of red fox (*Vulpes vulpes*) dens in a semi-arid landscape of North Africa. *African Journal of Ecology* **46**:168-173.

- Dijak W.D., F.R. Thompson. 2000. Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *The Journal of Wildlife Management* **64**:209-216.
- Doncaster C., R. Woodroffe. 1993. Den site can determine shape and size of badger territories: implications for group-living. *Oikos* **66**:88-93.
- Doty J.B., R.C. Dowler. 2006. Denning ecology in sympatric populations of skunks (*Spilogale gracilis* and *Mephitis mephitis*) in west-central Texas. *Journal of Mammalogy* **87**:131-138.
- Endres K.M., W.P. Smith. 1993. Influence of Age, Sex, Season and Availability on Den Selection by Raccoons within the Central Basin of Tennessee. *American Midland Naturalist* **129**:116-131.
- Gehrt S.D. 2005. Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy* **86**:1164-1170.
- Genovesi P., L. Boitani. 1997. Day resting sites of stone marten. *Hystrix* **9**:75-78.
- Grand T.C. 2002. Foraging-predation risk trade-offs, habitat selection, and the coexistence of competitors. *American Naturalist* **159**:106-112.
- Halliwell E.C., D.W. Macdonald. 1996. American mink (*Mustela vison*) in the upper Thames catchment: relationship with selected prey species and den availability. *Biological Conservation* **76**:51-56.
- Henner C.M., M.J. Chamberlain, B.D. Leopold, L.W. Burger. 2004. A multi-resolution assessment of raccoon den selection. *The Journal of Wildlife Management* **68**:179-187.
- Hwang Y.T. 2005. Physiological and ecological aspects of winter torpor in captive and free-ranging striped skunks. Tesis de Doctorado. University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Jordan N.R., M.I. Cherry, M.B. Manser. 2007. Latrine distribution and patterns of use by wild meerkats: implications for territory and mate defence. *Animal Behaviour* **73**:613-622.
- Kenward E.E., K.H. Hodder. 1996. RANGES V. An analysis system for biological location data. Programme The Home Range, Version 1.5.

- Klinkowski-Clark C., M.J. Kutilek, J.O. Matson, P. Messina, K. Early, S.M. Bros-Seemann. 2010. Estimating relative distribution of raccoons, opossums, skunks, and foxes using animal control data. *Human-Wildlife Interactions* **4**:32-46.
- Koopman M.E., J.H. Scrivner, T.T. Kato. 1998. Patterns of Den Use by San Joaquin Kit Foxes. *The Journal of Wildlife Management* **62**:373-379.
- Larivière S., F. Messier. 1997. Seasonal and daily activity patterns of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in the Canadian prairies. *Journal of Zoology* **243**:255-262.
- Larivière S., F. Messier. 1998. Spatial organization of a prairie striped skunk population during the waterfowl nesting season. *The Journal of Wildlife Management* **62**:199-204.
- Lesmeister D.B. 2007. Space use and resource selection by Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas. Tesis de Magister. University of Missouri-Columbia.
- Lesmeister D.B., M.E. Gompper, J.J. Millspaugh. 2009. Habitat Selection and Home Range Dynamics of Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas, USA. *The Journal of Wildlife Management* **73**:18-25.
- Lima S., L. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**:619-640.
- Lindström E.R., S.M. Brainerd, J.O. Helldin, K. Overskaug. 1995. Pine marten-red fox interactions: a case of intraguild predation? *Annales Zoologici Fennici* **32**:123-130.
- Luengos Vidal E.M. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Lyons A.L., W.L. Gaines, C. Servheen. 2003. Black bear resource selection the northeast Cascades, Washington. *Biological Conservation* **113**:55-62.
- Mitchell W.A., S.L. Lima. 2002. Predator-prey shell games: large-scale movement and its implications for decision-making by prey. *Oikos* **99**:249-259.
- Norbury G.L., D.C. Norbury, R.P. Heyward. 1998. Space use and denning behavior of wild ferrets (*Mustela furo*) and cats (*Felis catus*). *New Zealand Journal of Ecology* **22**:149-159.

- Orians G.H., J.F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* **137**:27-49.
- Patton R.F. 1974. Ecological and behavioral relationships of the skunk of Trans-Pecos, Texas. Tesis de Doctorado. Texas A and M University.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. *Mammals of the Neotropics: the Southern Cone*. The University of Chicago.
- Rosalino L.M., D.W. Macdonald, M. Santos-Reis. 2005. Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? *Oikos* **110**:441-452.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). *Wild mammals of North America: Biology, management and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R.C. 1986. A strategy for urban rabies control: social change implications. Tesis de Doctorado. Walden University, Minneapolis.
- Rubin E.S., W.M. Boyce, C.J. Stermer, S.G. Torres. 2002. Bighorn sheep habitat use and selection near an urban environment. *Biological Conservation* **104**:251-263.
- Ruggiero L.F., D.E. Pearson, S.E. Henry. 1998. Characteristics of American marten den sites in Wyoming. *The Journal of Wildlife Management* **62**:663-673.
- Sarmiento P., J. Cruz, P. Tarroso, C. Fonseca. 2006. Space and habitat selection by female European wildcats (*Felis silvestris silvestris*). *Wildlife Biology in Practice* **2**:79-89.
- Sovada M.A., M.C. Zicus, R.J. Greenwood, D.P. Rave, W.E. Newton, R.O. Woodward, J.A. Beiser. 2000. Relationships of habitat patch size to predator community and survival of duck nests. *The Journal of Wildlife Management* **64**:820-831.
- Spencer R.J. 2002. Experimentally testing nest site selection: fitness trade-offs and predation risk in turtles. *Ecology* **83**:2136-2144.

- Storm G.L. 1972. Daytime retreats and movements of skunks on farmlands in Illinois. *The Journal of Wildlife Management* **36**:31-45.
- Verts B.J. 1967. *The Biology of the Striped Skunk*. University of Illinois Press, Urbana.
- Weber D. 1989. The ecological significance of resting sites and the seasonal habitat change in polecats (*Mustela putorius*). *Journal of Zoology* **217**:629-638.
- White G.C., R.A. Garrott. 1990. *Analysis of wildlife radiotracking data*. Academic Press, New York.
- Wilbert C.J., S.W. Buskirk, K.G. Gerow. 2000. Effects of weather and snow on habitat selection by American martens (*Martes americana*). *Canadian Journal of Zoology* **78**:1691-1696.
- Worton B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* **70**:165-168.
- Yahner R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**:333-339.
- Zabala J., I. Zuberogoitia, I. Garin, J. Aihartza. 2003. Landscape features in the habitat selection of European mink (*Mustela lutreola*) in south-western Europe. *Journal of Zoology* **260**:415-421.
- Zalewski A. 1997. Factors affecting selection of resting site type by pine marten in primeval deciduous forests (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Theriologica* **42**:271-288.
- Zielinski W.J., R.L. Truex, G.A. Schmidt, F.V. Schlexer, K.N. Schmidt, R.H. Barrett, Martin. 2004. Resting habitat by fishers in California. *The Journal of Wildlife Management* **68**:475-492.

CAPÍTULO VIII

Patrones de actividad y desplazamiento en *Conepatus chinga*

INTRODUCCIÓN

Al igual que otros mamíferos, los patrones de actividad diarios de los carnívoros son la resultante de ritmos biológicos endógenos y adaptaciones a las variaciones ambientales (Daan 1981; Rusak 1981). Los patrones de actividad reflejan la influencia de la variación diaria en la temperatura (Garshelis y Pelton 1980; Avenant y Nel 1998), el riesgo de la predación (Lima y Dill 1990; Geffen y Macdonald 1993; Drew y Bissonette 1997), y la disponibilidad de presas (Garshelis y Pelton 1980; Ferguson *et al.* 1988; Larivière *et al.* 1994; Lode 1995). Sin embargo características como el sexo y la condición reproductiva también pueden influenciar la actividad diaria (Daan y Aschoff 1982; Paragi *et al.* 1994; Larivière y Messier 1997; Zalewski 2001).

La flexibilidad en los patrones de actividad representa una parte del conjunto de adaptaciones que los animales utilizan para seguir una variable ambiental. La sincronización de la actividad con la de sus presas es importante para los animales predadores, particularmente si las mismas son más fáciles de detectar cuando están activas. Zielinski, *et al.* (1983), por ejemplo, demostraron que el comportamiento de las martas (*Martes martes*) coincidía con los períodos de actividad de los pequeños mamíferos sobre los que predaba.

Dado el incremento de la presencia humana en los paisajes a lo largo del mundo, los carnívoros han demostrado alterar sus patrones naturales de actividad para evitar los disturbios ocasionados por el hombre (Machutchon *et al.* 1998; Olson *et al.* 1998; Kitchen *et al.* 2000).

En la familia Mephitidae los patrones de actividad son bastante variables dentro y entre especies y frecuentemente su actividad está correlacionada con la temperatura. Los zorrinos rayados (*M. mephithis*) en el norte de su distribución permanecen en un estado de torpor en sus madrigueras durante el invierno, mientras que en la parte sur de su distribución son más activos en la estación fría que durante los días de mucha temperatura (Rosatte 1987). Generalmente son nocturnos, pero en los meses previos al invierno presentan en fuerte actividad diurna en busca de

alimento y refugios para sobrellevar las bajas temperaturas (Stout y Sonenshine 1974). Los zorrinos manchados (género *Spilogale*) son considerados los más nocturnos de los zorrinos (Rosatte 1987). Dentro del género *Conepatus*, *C. leuconotus* es clasificado como de actividad crepuscular y nocturna (Rosatte y Larivière 2003). En cuanto a *C. chinga* sólo un estudio reporta los patrones de actividad de dos individuos en el noroeste de la Patagonia. El mismo sugiere que especie sería principalmente nocturna (Donadio *et al.* 2001).

El objetivo de este capítulo es proveer la primera descripción de los patrones de actividad y desplazamiento del zorrino común en dos áreas con distinto manejo del territorio en el sudoeste bonaerense. Se proponen los siguientes objetivos específicos;

- Describir los patrones de actividad diaria y sus variaciones estacionales.
- Comparar dichos patrones entre las dos áreas de estudio.
- Caracterizar los patrones de desplazamientos y sus variaciones sexuales y estacionales.
- Discutir los posibles factores que influyen en la actividad y en los patrones de desplazamiento.

HIPÓTESIS DE ESTUDIO:

- En función de que la actividad antrópica ha sido citada como causante de modificaciones en los patrones de actividad de varias especies, se espera que *C. chinga* en un área agricolganadera reduzca su actividad y sus movimientos durante las horas del día en respuesta a la mayor actividad humana presente en ese periodo.

- Debido a los mayores tamaños de las áreas de acción hallados en los machos con respecto a las hembras (capítulo V), se espera que éstos muestren mayores distancias de desplazamiento relacionadas con la defensa del territorio y el acceso a las hembras con fines reproductivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

PATRONES DE ACTIVIDAD

Se equiparon 20 zorrinos comunes con radiocollares, de los cuales 9 en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y 11 en la Estancia San Mateo (ESM) (Ver capítulo III por detalles de captura y colocación de radiocollares). Los collares estaban provistos de un sensor de actividad con un mecanismo que permitió diferenciar dos estados de un animal: activo e inactivo. Un pequeño movimiento del animal resultaba suficiente para que se detectara su actividad ya que esto producía un aumento en la frecuencia, que llegaba a superar los 75 ppm (pulsos por minuto), mientras que si estaban inactivos la frecuencia no alcanzaba los 50 ppm.

Cuando fue posible, posteriormente a la captura, cada individuo fue seguido en forma continua durante 24 horas, para determinar su ubicación, poder monitorear su evolución post-anestésica y verificar el correcto funcionamiento del radiocollar. Sucesivamente, las sesiones radiotelemétricas se distribuyeron homogéneamente durante el día y la noche, cuando las condiciones climáticas lo permitieron. Además, se tomaron datos de actividad cada vez que fue posible, para maximizar la cantidad de información disponible a través de la telemetría, aún colectando datos a cortos intervalos de tiempo. De esa manera se privilegió el significado biológico de la información más allá de la premisa de independencia estadística, como recomienda Reynolds y Laundré (1990).

Los procedimientos radiotelemétricos siguieron siempre las recomendaciones de Harris *et al.* (1990). En cada ocasión de muestreo se escuchó al individuo durante dos minutos continuos (dato de actividad) (Larivière y Messier 1997) y se calculó el porcentaje de tiempo en que permaneció activo. Si este superaba el 50% se lo consideró un dato de actividad activo, en caso contrario inactivo. De esta forma, los datos de actividad se registraron como una variable binomial discreta, asignando valores de 0 para los datos inactivo y 1 para aquellos activos. La actividad se

calculó como el porcentaje medio de datos activos registrados en un determinado período para cada zorrino (Salvatori *et al.* 1999; Luengos Vidal 2009).

Para el análisis de la actividad diaria, el día fue dividido en cuatro períodos, según las variaciones en la intensidad lumínica. Con el programa *Sky Map*® (Versión 3.0.1) se obtuvieron las horas en las que amanece (momento en que el disco solar está por completo sobre la línea del horizonte) y atardece (momento en que el disco solar desaparece por completo de la línea del horizonte) (Luengos Vidal 2009), a lo largo de dos estaciones en el año: la cálida (enero-marzo; octubre-diciembre) y la fría (abril-septiembre). Se consideró el primer y el último día de cada estación, y se calculó un promedio entre las horas de amanecer y atardecer de cada período. A este valor horario se le sumó y se le restó una hora y media, para de establecer una duración de tres horas para las fases que llamamos “atardecer” y “amanecer” (Patterson *et al.* 1999; Luengos Vidal 2009). De esta manera se determinaron 4 intervalos para las 24 horas del día: noche, amanecer, día y atardecer (Tabla1).

Tabla 1. Intervalos horarios utilizados para calcular la actividad diaria de *C. chinga*.

| estaciones | | amanecer | día | atardecer | noche |
|------------|-------|----------|-------|-----------|-------|
| fría | desde | 06:00 | 09:01 | 17:18 | 20:19 |
| | hasta | 09:00 | 17:17 | 20:18 | 05:59 |
| cálida | desde | 04:55 | 07:56 | 18:11 | 21:12 |
| | hasta | 07:55 | 18:10 | 21:11 | 04:54 |

Para las comparaciones en los porcentajes de actividad se recurrió prueba de Chi cuadrado (χ^2).

PATRONES DE DESPLAZAMIENTO

Para su estudio se calcularon las siguientes variables:

Desplazamiento diario neto: distancia en línea recta entre dos cuevas utilizadas en días consecutivos (Jędrzejewski *et al.* 2002; Freer 2004). Se calcularon sucesivamente los promedios de estas distancias para todos los individuos en conjunto, por áreas y para los distintos sexos. Por último se probó si las distancias variaron entre estaciones y entre sexos mediante la prueba U de Mann-Whitney. Finalmente para probar si existía una relación significativa entre la distancia media recorrida entre las madrigueras de los zorrinos y el tamaño de sus áreas de acción (K_9 se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman).

Velocidad de desplazamiento (m/hs): se calculó dividiendo la distancia en línea recta entre dos localizaciones sucesivas en un periodo de actividad por el intervalo de tiempo transcurrido entre ellas. Arbitrariamente se decidió considerar sólo las localizaciones sucesivas separadas por un periodo máximo de 2 horas. El bajo número muestral impidió las comparaciones entre sexos.

Las distancias lineales se calcularon mediante programa Arc Gis 9.2® mientras que la prueba *U* de Mann-Whitney se utilizó para analizar las variaciones en las distancias medias de desplazamiento, mediante el programa SPSS 17 (Chicago, Illinois). Los resultados de las pruebas estadísticas se consideraron significativos con un $p \leq 0,05$.

RESULTADOS

El seguimiento de los animales fue realizado desde agosto 2002 y junio de 2007. El animal que permaneció mayor tiempo monitoreado fue M1 con 382 días, mientras que los de menor tiempo fueron M2 con 31 días y H7 con 9 días (Tabla 2). Se obtuvo un total 4857 datos de actividad (PPET = 2381, ESM = 2476), siendo 45 el mínimo y 553 el máximo de datos de actividad por animal (Tabla 2). Para los análisis posteriores no se utilizan los datos de los individuos M2 y H5 ya que fueron monitoreados por un breve lapso de tiempo y se recolectaron un escaso número de datos (Tabla 2 y 3).

Tabla 2. Resumen de los datos de actividad obtenidos para los machos de *C. chinga* equipados con sensores de actividad en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Nombre | Sexo | Área | Periodo de seguimiento | Nº de datos de actividad |
|--------|-------|------|------------------------|--------------------------|
| M1 | macho | PPET | (24/08/02 - 07/09/03) | 225 |
| M2 | macho | PPET | (05/09/03 – 01/10/03) | 45 |
| M3 | macho | PPET | (09/01/05 - 22/10/05) | 553 |
| M4 | macho | PPET | (02/02/05 - 22/08/05) | 259 |
| M5 | macho | ESM | (04/11/03 – 13/05/04) | 520 |
| M6 | macho | ESM | (03/12/06 - 23/05/07) | 293 |
| M7 | macho | ESM | (22/01/07 - 23/05/07) | 139 |

Tabla 3. Resumen de los datos de actividad obtenidos para las Hembras de *C. chinga* equipados con sensores de actividad en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Nombre | Sexo | Área | Periodo de seguimiento | Nº de datos de actividad |
|--------|--------|------|------------------------|--------------------------|
| H1 | hembra | PPET | (17/01/04 - 28/05/04) | 364 |
| H2 | hembra | PPET | (10/09/04 - 17/12/04) | 361 |
| H3 | hembra | PPET | (31/10/04 - 20/10/05) | 376 |
| H4 | hembra | PPET | (03/03/05 – 02/10/05) | 198 |
| H5 | hembra | ESM | (14/12/05 – 23/12/05) | 46 |
| H6 | hembra | ESM | (08/01/06 - 14/05/06) | 296 |
| H7 | hembra | ESM | (08/02/06 - 17/04/06) | 298 |
| H8 | hembra | ESM | (20/02/06 - 18/08/06) | 280 |
| H9 | hembra | ESM | (08/06/06 - 26/08/06) | 152 |
| H10 | hembra | ESM | (22/06/06 - 13/01/07) | 278 |
| H11 | hembra | ESM | (20/01/07- 20/05/07) | 174 |

ACTIVIDAD GENERAL

El número de posiciones tomadas estuvieron distribuidas de manera uniforme a lo largo del día en ambas áreas de estudio (Figura 1).

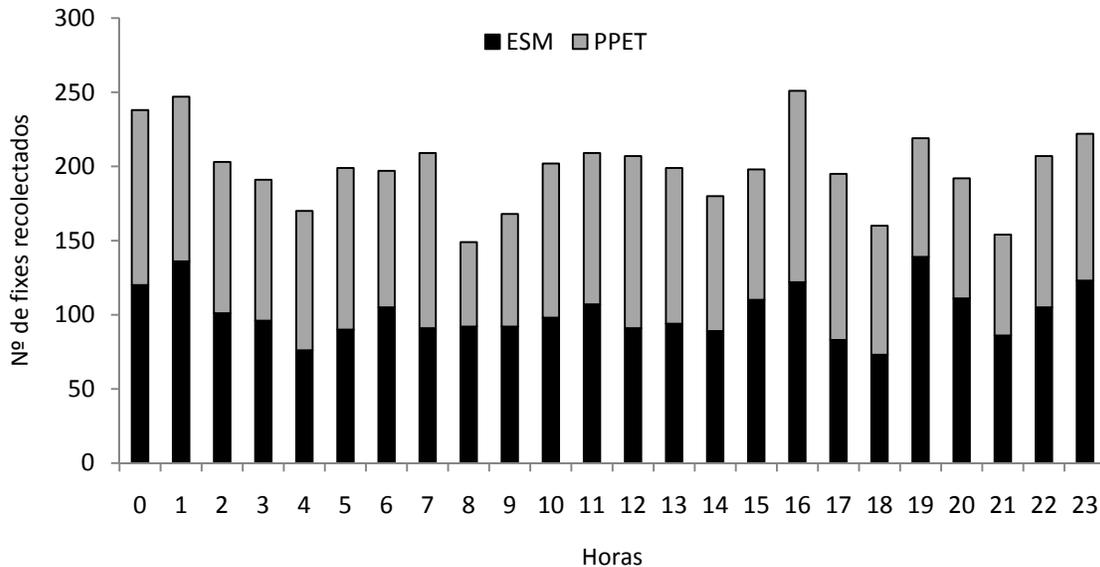


Figura 1: Distribución de los datos de actividad de *C. chinga* recolectados en el Parque Provincial E. Tornquist y la Estancia San Mateo

Los zorrinos estuvieron activos en el 50,9% del total de los datos de actividad tomados. En promedio, los zorrinos del PPET fueron más activos que los de la ESM (PPET = 53,7%; ESM = 48,2%, $\chi^2 = 14,38$; g.l. = 1; $p = 0,0001$). Tanto en el PPET (Hembras: 58,3%; Machos: 47,9%; $\chi^2 = 23,7$; g.l. = 1; $p = 0,0001$) como en la ESM (Hembras: 51,75%; Machos: 42,64%; $\chi^2 = 27,9$; g.l. = 1; $p = 0,0001$) las hembras mostraron más actividad que los machos.

En ambas áreas de estudio no se encontraron diferencias en los patrones de actividad individual dentro de cada sexo (PPET = Hembras: $\chi^2 = 5,86$; g.l. = 3; $p = 0,12$; Machos: $\chi^2 = 1,71$; g.l. = 2; $p = 0,42$; ESM = Hembras: $\chi^2 = 7,79$, g.l. = 5, $p = 0,16$; Machos: $\chi^2 = 2,06$, g.l. = 2; $p = 0,36$).

ACTIVIDAD DIARIA

En ambos sexos y en las dos áreas de estudio se encontraron diferencias en la actividad a lo largo del día (PPET = Hembras: $\chi^2 = 285,9$; g.l. = 3, $p < 0,0001$; Machos: $\chi^2 = 268,2$; g.l. = 3, $p <$

0,0001; ESM= Hembras: $\chi^2 = 469,3$, g.l. = 3, $p < 0,0001$; Machos: $\chi^2 = 454,4$; g.l. = 3, $p < 0,0001$). La máxima actividad ocurrió durante la noche mientras la mínima se produjo durante el día (Tabla 4). Tanto el amanecer como el atardecer fueron periodos de transición ya que presentaron una actividad intermedia a los dos extremos (Tabla 4).

Tabla 4: Actividad de *C. chinga* en las diferentes partes del día en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| AREA | Sexo | % de datos de actividad activos | | | |
|------|---------|---------------------------------|-------|-----------|-------|
| | | Amanecer | Día | Atardecer | Noche |
| PPET | Hembras | 55,43 | 33,21 | 58,7 | 86,75 |
| | Machos | 55,56 | 20,14 | 41,67 | 77,55 |
| | General | 55,48 | 27,42 | 50,78 | 82,54 |
| ESM | Hembras | 60,94 | 10,75 | 54,3 | 85,38 |
| | Machos | 44,44 | 5,39 | 51,88 | 84,21 |
| | General | 56,04 | 8,13 | 53,05 | 84,87 |

En el PPET, las hembras presentaron su actividad máxima entre las 20:00 y las 5:00 hs. Para los machos el intervalo fue más reducido (entre las 20:00 y las 23:00 hs., Figura 2). En la ESM los picos máximos de actividad se situaron más tarde que en el PPET. Las hembras tuvieron picos de actividad entre las 22:00 y las 2:00 hs., mientras que los machos entre las 22:00 y la 1:00 hs (Figura 2).

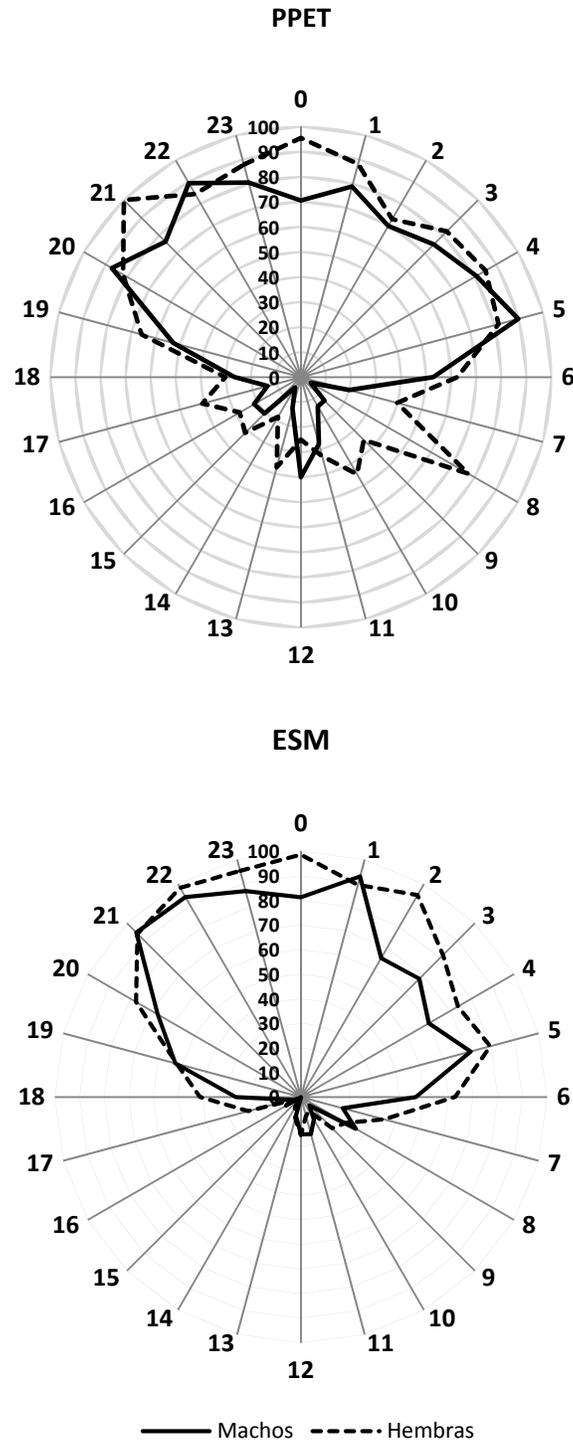


Figura 2. Patrones de actividad diarios para 6 machos y 10 hembras *C. chinga* equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM). A lo largo de la circunferencia se indican las horas del día, las líneas internas marcan el porcentaje de actividad.

ACTIVIDAD ESTACIONAL

Tanto en el PPET como en la ESM el porcentaje de actividad general de los zorrinos en la estación cálida fue mayor que en la estación fría (PPET= $\chi^2 = 10,1$, g.l. = 1, $p = 0,001$; ESM = $\chi^2 = 33,2$, g.l. = 1; $p < 0,0001$; Tabla 5). Si se analiza la variación estacional separadamente para machos y hembras, en ambas áreas de estudio el porcentaje de actividad fue también mayor en la estación cálida (Tabla 5), aunque sólo se encontraron diferencias significativas para los machos en el PPET y las hembras en la ESM (PPET = Hembras: $\chi^2 = 0,71$, g.l. = 1, $p = 0,39$; Machos: $\chi^2 = 20,7$, g.l. = 1, $p < 0,0001$; ESM = Hembras: $\chi^2 = 23,7$, g.l. = 1; $p < 0,0001$; Machos: $\chi^2 = 2,9$, g.l. = 1, $p = 0,08$).

Tabla 5: Actividad estacional de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Área | Sexo | % de datos de actividad activos | |
|-------|---------|---------------------------------|-----------------|
| | | Estación Fría | Estación Cálida |
| PPET | Hembras | 59,09 | 56,74 |
| | Machos | 42,47 | 57,11 |
| | General | 50,04 | 56,86 |
| ESM | Hembras | 43,61 | 57,24 |
| | Machos | 39,36 | 44,99 |
| | General | 41,5 | 52,94 |
| Ambas | | 45,9 | 54,92 |

En ambas áreas de estudio en la estación fría el comienzo de la actividad de la misma ocurrió más temprano (Figura 3). En el PPET el pico máximo de actividad en la estación fría fue a las 20 hs mientras en la estación cálida fue a las 22 hs (Figura 3). A su vez, en la ESM la actividad máxima se registró a las 21 hs en la estación fría y a las 22 hs en la cálida (Figura 3).

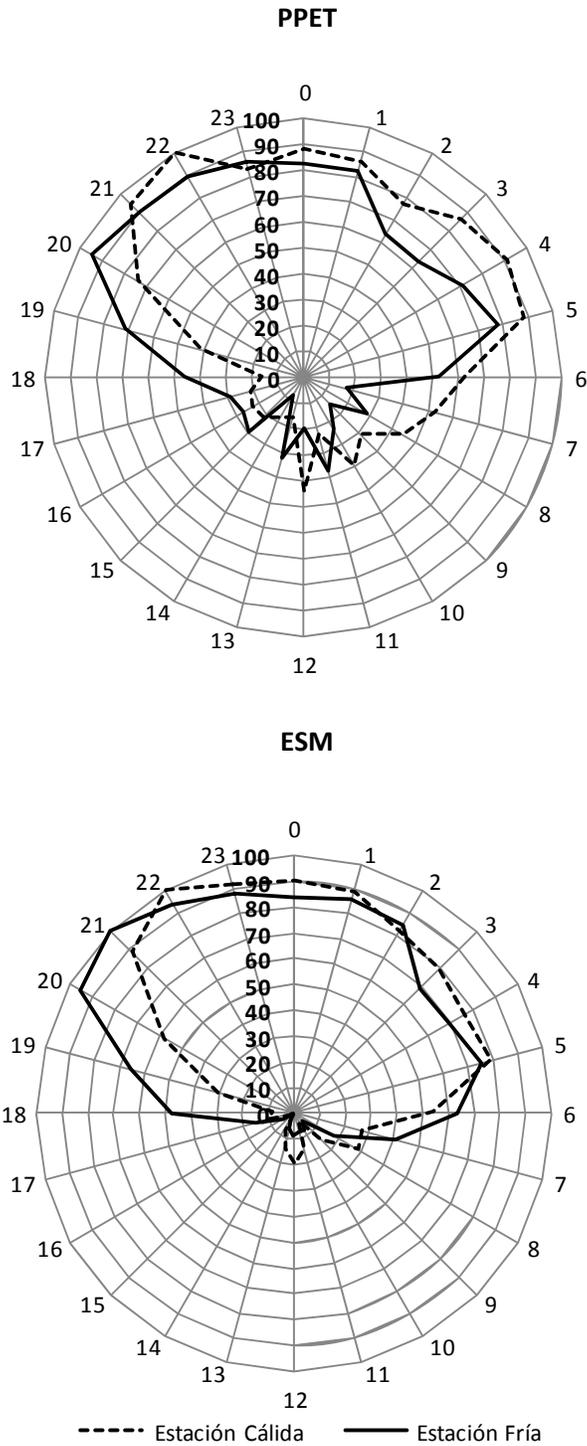


Figura 3. Patrones estacionales de actividad diaria para 6 machos y 10 hembras *C. chinga* equipados con radiocollar en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM). A lo largo de la circunferencia se indican las horas del día, las líneas internas marcan el porcentaje de actividad.

PATRONES DE DESPLAZAMIENTO

Desplazamiento diario neto

La distancia recorrida entre dos madrigueras no varió significativamente entre áreas ($U = 7627$, $n_1 = 101$, $n_2 = 161$, $p = 0,13$) y fue de 263,2 m (0-1789,4 m) en el PPET y de 273,5 m (0-1895,3 m) en la ESM (Tabla 5). Los movimientos de los machos (PPET: 341,9 m, $n = 45$; ESM: 427,5 m, $n = 61$) fueron mayores que los de las hembras (PPET: 199 m, $n = 56$; ESM: 186,6 m, $n = 100$) en ambas áreas (PPET: $U = 978$, $p = 0,05$; ESM: $U = 2337$, $p = 0,001$). Así mismo en ambas áreas los desplazamientos mayores a 500 m fueron más frecuentes en los machos mientras que los desplazamientos menores a 250 m fueron más habituales en las hembras (Tabla 6).

Tabla 6. Distancia lineal entre dos cuevas utilizadas en días sucesivos por los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollares en el Parque Provincial E. Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Área | Sexo | Nº de localizaciones sucesivas | Distancia media \pm DE en m | Distancia máxima(m) | % Frecuencia de Distancias | | |
|-------------|-------------|--------------------------------|-------------------------------|---------------------|----------------------------|-------------|-------|
| | | | | | <250 m | 250 a 500 m | >500m |
| PPET | Machos | 45 | 341,86 \pm 346,09 | 1789,41 | 44,44 | 24,44 | 31,11 |
| | Hembras | 56 | 199 \pm 200 | 617 | 60,71 | 26,79 | 12,5 |
| | Ambos sexos | 101 | 263 \pm 283 | | 53,47 | 25,74 | 20,79 |
| SM | Machos | 61 | 427,47 \pm 469,41 | 1895,37 | 40,98 | 21,31 | 37,7 |
| | Hembras | 108 | 186,6 \pm 309,06 | 1473,5 | 75 | 12,96 | 12,04 |
| | Ambos sexos | 169 | 273,54 \pm 396,62 | | 62,72 | 15,98 | 21,3 |
| Ambas áreas | Machos | 106 | 391,13 \pm 421,8 | | 42,45 | 22,65 | 34,91 |
| | Hembras | 164 | 190,82 \pm 276,15 | | 70,12 | 17,68 | 12,2 |
| | Ambos sexos | 270 | 269 \pm 354 | | 59,26 | 21,11 | 19,63 |

Las distancias recorridas entre dos sitios de descanso estuvieron influenciadas por las estaciones en ambas áreas (ESM: $U = 2519$, $n_1 = 72$, $n_2 = 89$, $p = 0,017$; PPET: $U = 903$, $n_1 = 61$, $n_2 =$

40, $p = 0,02$), siendo las distancias mayores en la estación fría (PPET: $310,7 \pm 310,5$ m; ESM: $369,3 \pm 451,67$ m) que en la cálida (PPET: $189,6 \pm 216,9$ m; ESM: $200,3 \pm 313,9$ m).

Finalmente se encontró una correlación significativa entre la distancia media recorrida entre las madrigueras de los zorrinos y el tamaño de sus áreas de acción ($KF_{95\%}$; *Coefficiente de correlación de Sperman*; $(r_s) = 0,69$, $n = 16$, $p < 0,01$).

Velocidad de desplazamiento

No se hallaron variaciones en la velocidad promedio de desplazamiento de *C. chinga* entre ambas áreas de estudio ($U=72$, $n_1 = 12$, $n_2 = 13$, $p = 0,77$) En el PPET los zorrinos se desplazaron a una velocidad promedio de 145 m/h ($n = 12$), mientras que en la ESM velocidad fue 195,4 m/h ($n = 13$) (Tabla 7).

Tabla 7. Velocidades (m/h) medias de los zorrinos (*C. chinga*) equipados con radiocollar en el Parque Provincial E: Tornquist (PPET) y la Estancia San Mateo (ESM).

| Área | N | Velocidad media | Velocidad máxima | Velocidad mínima |
|-------------|----|-----------------|------------------|------------------|
| PPET | 12 | 145,9 | 543 | 25,3 |
| ESM | 13 | 195,4 | 708 | 35,1 |
| Ambas áreas | 25 | 171,6 | – | – |

DISCUSIÓN

En ambas áreas de estudio los zorrinos fueron claramente nocturnos, con el comienzo de la actividad y el cese de la misma relacionados con el atardecer y el amanecer, respectivamente. Este patrón de actividad está de acuerdo con las investigaciones previas en la especie (Donadio *et al.* 2001) y los Mephítidos en general (Johnson *et al.* 1988; Larivière y Messier 1997; Rosatte y Larivière 2003).

La actividad de los carnívoros en general está sincronizada con la de sus presas (Lovari *et al.* 1994; Lode 1995) y con los riesgos de predación (Lima y Dill 1990). Los coleópteros, presa principal de *C. chinga*, son altamente vulnerables a la predación durante la noche (Kirk 1974). Se considera que los zorrinos del género *Conepatus* son los más insectívoros dentro de la familia. Particularmente *C. chinga* posee muy desarrolladas las extremidades delanteras acompañadas de unas largas uñas y un fuerte hocico que le permiten cavar eficientemente en busca de presas (Donadio *et al.* 2001). En la Patagonia argentina se ha reportado que *C. chinga* consume coleópteros durante la noche, cuando dichos insectos son activos o inactivos debajo del suelo (Donadio *et al.* 2004). En ambas áreas de estudio pudo observarse a los zorrinos desplazándose de un lugar a otro durante sus periodos de actividad nocturna cavando pocitos en el suelo en busca de presas (*observación personal*). Este tipo de desplazamiento aumenta la tasa de encuentro, sobre todo cuando las presas son activas (Curio 1976). Como se discutió en los dos capítulos precedentes, a excepción de los humanos, los zorrinos tienen pocos predadores naturales, aunque pueden ser atacados por predadores juveniles o inexpertos (Larivière y Messier 1997). En el caso de *C. chinga*, como se mencionó anteriormente uno de sus predadores naturales, el águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) es un ave de hábitos diurnos (Jaksić 1982). De esta manera la actividad nocturna cumpliría dos efectos: aumentar la probabilidad de encuentro de presas y disminuir la posibilidad de enfrentamientos con potenciales aves predadoras diurnas.

Usualmente, en pequeños Mustélidos y Mephítidos de regiones templadas, los movimientos son reducidos en la estación fría, debido al incremento de las demandas energéticas asociadas con las temperaturas muy bajas (Rosatte y Larivière 2003; Gehring y Swihart 2004). Los zorrinos comunes en el pastizal pampeano presentan un comportamiento opuesto. Hay dos posibles explicaciones, las cuales no se excluyen mutuamente. Como se describió en el capítulo IV de la presente tesis, en la estación fría las temperaturas no son tan bajas como en las regiones en las cuales los Mephítidos antes mencionados entran en torpor, pero existe una disminución significativa de la abundancia de las presas principales de *C. chinga*. Posiblemente los zorrinos respondan a la escases alimento del invierno aumentando sus movimientos durante la noche y posiblemente sus tiempos de forrajeo. La otra explicación radicaría en que en la estación cálida los zorrinos permanecerían dentro de sus cuevas para evitar las altas temperaturas durante las horas de sol. Este comportamiento fue observado Davis (1945) para *M. mephitis* en Texas. Esta última hipótesis concuerda con el retraso del inicio la actividad en la estación cálida.

En ambas áreas de estudio las hembras presentaron un porcentaje mayor de actividad general que los machos especialmente durante el día. El mayor tiempo invertido en la búsqueda de alimento propio así como también las actividades de crianza dentro y fuera de las madrigueras podrían explicar este comportamiento. En ambas áreas de estudio los machos mostraron desplazarse distancias significativamente mayores que las hembras. Se puede pensar que estos mayores movimientos de los machos maximizarían las chances de encontrar hembras. Esta hipótesis concuerdan con las estrategias sociales descritas para muchos mustélidos (Johnson *et al.* 2000) en el presente estudio (capítulo V), donde el mayor tamaño de las áreas de acción de los machos se explicaba por la necesidad de los éstos de tratar de optimizar su éxito reproductivo tratando de abarcar la mayor cantidad de hembras posibles dentro de sus áreas de acción.

El mayor porcentaje de actividad general de los zorrinos del PPET, se debe fundamentalmente a la mayor actividad de los mismos durante las horas de día, ya que en el amanecer, atardecer y la noche los porcentajes de actividad fueron similares entre áreas. A pesar que la mayor parte de la actividad diurna de los zorrinos estudiados ocurría dentro de las madrigueras, no era poco común observar a los zorrinos del PPET desplazarse durante las horas del día, mientras este comportamiento no fue observado en la ESM. Estas diferencias en el patrón de actividad podrían deberse a la mayor actividad antrópica en el área de estudio ubicada en una zona agricologanadera. Este comportamiento en respuesta a la presencia del hombre ya ha sido descrito para otros carnívoros (Grinder y Krausman 2001; Tigas *et al.* 2002; Beckmann y Berger 2003). Como ya se mencionó anteriormente pese a que los zorrinos no son perseguidos directamente por los pobladores rurales, pueden ser atropellados o muertos por el ataque de perros (Kasper *et al.* 2009, *Observación personal*).

El mayor porcentaje de actividad en el PPET, no se correspondió (como era esperado) con mayores desplazamientos en esta área, la cual no presentó diferencias significativas con la ESM. Esta contradicción podría deberse a el tamaño muestral y la variabilidad de los datos.

En cuanto a las velocidades de desplazamiento, un aspecto no estudiado anteriormente en *C. chinga*, las obtenidas en este estudio resultaron menores a los 232 m/h hallados por Greenwood *et al.* (1997) y a los 390 m/h descritos por Phillips *et al.* (2004) para *M. mephitis* en un ambiente de praderas. Sin embargo este dato debiera ser confirmado con una muestra más amplia y un diseño experimental que permita explicar los factores que pueden determinarlo.

Los resultados obtenidos en este capítulo se añaden a la escasa información sobre el comportamiento y la historia natural de *C. chinga*. La comprensión de los movimientos y los patrones de actividad son un paso importante hacia el desarrollo de planes de manejo adecuados para una especie (Weir y Corbould 2007; Neiswenter *et al.* 2010) ya que conocer la capacidad de

desplazamiento es una información vital para predecir la conexión entre poblaciones en ambientes fragmentados (Crooks 2002; Phillips *et al.* 2004). Estos datos también pueden ser útiles en la comprensión de los ciclos temporales en la transmisión de enfermedades. Si bien este tema no ha sido estudiado en *C. chinga*, es conocido que los zorrinos en general pueden ser vectores de los virus de la rabia y el moquillo (Greenwood *et al.* 1997; Gehrt 2005; Hass y Dragoo 2006; Jajola *et al.* 2007). Nuestros resultados indican que en la estación fría los zorrinos comunes se desplazan más lejos cada noche, lo que podría hacerlos más propensos a la transmisión de una enfermedad a través del contacto directo con seres humanos y animales domésticos.

REFERENCIAS

- Avenant N.L., J.a.J. Nel 1998. Home-range use, activity, and density of caracal in relation to prey density. *African Journal of Ecology* **36**:347-359.
- Beckmann J.P., J. Berger. 2003. Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of Zoology* **261**:207-212.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* **16**:488-502.
- Curio E. 1976. The ethology of predation. Springer-Verlag, Berlín.
- Daan S. 1981. Adaptive daily strategies in behavior. pp. 275-298 *en* J. Aschoff (editor). *Handbook of behavioral neurobiology 4: biological rhythms* Plenum Press, New York.
- Daan S., J.S. Aschoff. 1982. Circadian contributions to survival. pp. 305-338 *en* J.S. Aschoff, S. Daan, G.A. Gross (editores). *Vertebrate circadian systems: structure and physiology*. Springer-Verlag, New York.
- Davis W.B. 1945. Texas skunks. *Texas Game and Fish* **3**:9-11, 25-26.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (*Mammalia*, *Mustelidae*), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* **56**:709-718.
- Drew G.S., J.A. Bissonette. 1997. Winter activity patterns of American martens (*Martes americana*): rejection of the hypothesis of thermal-cost minimization. *Canadian Journal of Zoology* **75**:812-816.

- Ferguson J.W.H., J.S. Galpin, M.J. De Wet. 1988. Factors affecting the activity patterns of black-backed jackals *Canis mesomelas*. *Journal of Zoology* **214**:55-69.
- Freer R.A. 2004. The Spatial Ecology of the Güiña (*Oncifelis guigna*) in Southern Chile. Tesis de Doctorado. University of Durham, Durham.
- Garshelis D.L., M.R. Pelton. 1980. Activity of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Mammalogy* **61**:8-19.
- Geffen E., D.W. Macdonald. 1993. Activity and movement patterns of Blanford's foxes. *Journal of Mammalogy* **74**:455-463.
- Gehring T.M., R.K. Swihart. 2004. Home Range and Movements of Long-tailed Weasels in a Landscape Fragmented by Agriculture. *Journal of Mammalogy* **85**:79-86.
- Gehrt S.D. 2005. Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy* **86**:1164-1170.
- Greenwood R.J., W.E. Newton, G.L. Pearson, G.J. Schamber. 1997. Population and movement characteristics of radio-collared striped skunks in North Dakota during an epizootic of rabies. *Journal of Wildlife Diseases* **33**:226-241.
- Grinder M.I., P.R. Krausman. 2001. Home range, habitat use, and nocturnal activity of coyotes in an urban environment. *The Journal of wildlife management* **65**:887-898.
- Hass C.C., J.W. Dragoo. 2006. Rabies in Hooded and Striped Skunks in Arizona. *Journal of Wildlife Diseases* **42**:825-829.
- Jaksić F.M. 1982. Inadequacy of activity time as a niche difference: the case of diurnal and nocturnal raptors. *Oecologia* **52**:171-175.
- Jędrzejewski W., K. Schmidt, H. Okarma, R. Kowalczyk. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici* **39**:29-41.

- Johnson D.D.P., D.W. Macdonald, A.J. Dickman. 2000. An analysis and review of models of the sociobiology of the Mustelidae. *Mammal Review* **30**:171-196.
- Johnson W.E., T.K. Fuller, G. Arribiliaga, W.E. Franklin, K.A. Johnson. 1988. Seasonal changes in activity patterns of the Patagonian Hog-nosed skunk (*Conepatus humboldtii*) in Torres del Paine National Park, Chile *Revista Chilena de Historia Natural* **61**:17-22.
- Jojola S.M., S.J. Robinson, K.C. Vercauteren. 2007. Oral rabies vaccine (ORV) bait uptake by captive striped skunks. *Journal of Wildlife Diseases* **43**:97-106.
- Kirk V.M. 1974. Biology of a ground beetle, *Harpalus erraticus*. *Annals of the entomological Society of America* **67**:24-28.
- Kitchen A.M., E.M. Gese, E.R. Schauster. 2000. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology* **78**:853-857.
- Larivière S., J. Huot, C. Samson. 1994. Daily activity patterns of female black bears in a northern mixed-forest environment. *Journal of Mammalogy* **75**:613-620.
- Larivière S., F. Messier. 1997. Seasonal and daily activity patterns of striped skunks (*Mephitis mephitis*) in the Canadian prairies. *Journal of Zoology* **243**:255-262.
- Lima S.L., L.M. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**:619-640.
- Lode T. 1995. Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* **100**:295-308.
- Lovari S., P. Valier, M. Ricci Lucchi. 1994. Ranging behaviour and activity of red foxes (*Vulpes vulpes*: *Mammalia*) in relation to environmental variables in a mediterranean mixed pinewood *Journal of Zoology* **232**:323-339.
- Luengos Vidal E.M. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

- Machutcheon A.G., S. Himmer, H. Davis, M. Gallagher. 1998. Temporal and spatial activity patterns among coastal bear populations. *Ursus* **10**:539-546.
- Neiswenter S.A., R.C. Dowler, J.H. Young. 2010. Activity Patterns of Two Sympatric Species of Skunks (*Mephitis mephitis* and *Spilogale gracilis*) in Texas. *Southwestern Naturalist* **55**:16-21.
- Olson T.L., R.C.A. Squibb, G. B. 1998. Brown bear diurnal activity and human use: a comparison of two salmon streams. *Ursus* **10**:547-555.
- Paragi T.F., S.M. Arthur, W.B. Krohn. 1994. Seasonal and circadian activity patterns of female fishers, *Martes pennanti*, with kits. *Canadian Field-Naturalist* **108**:52-57.
- Patterson B., S. Bondrup-Nielsen, F. Messier. 1999. Activity Patterns and Daily Movements of the Eastern Coyote, *Canis latrans*, in Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist* **113**:251-257.
- Phillips M., W. Clark, S. Nusser, M. Sovada, R. Greenwood. 2004. Analysis of predator movement in prairie landscapes with contrasting grassland composition. *Journal of Mammalogy* **85**:187-195.
- Reynolds T.D., J.W. Laundré. 1990. Time Intervals for Estimating Pronghorn and Coyote Home Ranges and Daily Movements. *The Journal of Wildlife Management* **54**:316-322.
- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). *Wild mammals of North America: Biology, management and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Rosatte R.C. 1987. Striped, spotted, hooded and hog-nosed skunk. pp. 599-613 *en* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, B. Malloch (editores). *Wild furbearer management and conservation in North America*. Ontario Trappers Association, North Bay, Ontario.
- Rusak B. 1981. Vertebrate behavioral rhythms. pp. 183-213 *en* J. Aschoff (editor). *Handbook of behavioral neurobiology 4: biological rhythms*. Plenum Press, New York.

- Salvatori V., G. Vaglio-Laurin, P.L. Meserve, I. Boitani, A. Campanella. 1999. Spatial organization, activity, and social interactions of Culpeo foxes (*Pseudalopex culpeus*) in North-central Chile. *Journal of Mammalogy* **30**:980-985.
- Stout I.J., D.E. Sonenshine. 1974. A striped skunk population in Virginia, 1963-1969. *Chesapeake Science* **15**:140-145.
- Tigas L.A., D.H. Van Vuren, R.M. Sauvajot. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* **108**:299-306.
- Weir R.D., F.B. Corbould. 2007. Factors Affecting Diurnal Activity of Fishers in North-central British Columbia. *Journal of Mammalogy* **88**:1508-1514.
- Zalewski A. 2001. Seasonal and sexual variation in diel activity rhythms of pine marten *Martes martes* in the Białowieża National Park (Poland). *Acta Theriologica* **46**:295-304.
- Zielinski W.J., W.D. Spencer, R.H. Barrett. 1983. Relationship between food habits and activity patterns of Pine Martens. *Journal of Mammalogy* **64**:387-396.

CAPÍTULO IX

Discusión general

Esta tesis constituye el estudio más completo realizado hasta ahora sobre *Conepatus chinga*, una especie considerada común y de amplia distribución geográfica (Redford y Eisenberg 1992). Los resultados aquí presentados amplían la información existente sobre diferentes aspectos ecológicos y de la historia natural de esta especie y como los mismos se encuentran afectados por las actividades agrícologanaderas. En particular, se brindan datos novedosos sobre las técnicas para el estudio de este carnívoro en vida libre (captura y anestesia), sobre su morfometría (general y craneana), se evidencian las limitaciones de los métodos usados clásicamente para la clasificación del género y se analiza su nicho trófico, espacial y temporal, así como la organización social, con muestras cuyo tamaño es ampliamente mayor que las investigaciones anteriores. Finalmente, la comparación entre dos áreas con un uso sustancialmente diferente del territorio permite crear una base de conocimiento para el manejo y la conservación de *C. chinga* en la llanura pampeana, un paisaje de nuestro país que se encuentra en continua evolución.

CAPTURA VIVA DE *C. chinga*

En función de la comparación de los resultados obtenidos con las trampas de captura viva, se recomienda el uso de la captura manual, al menos para la región pampeana. Si bien requiere un cierto entrenamiento, esta técnica requirió un menor esfuerzo de muestreo y demostró no perjudicar a los animales capturados.

En cuanto a la utilización de las drogas para la sujeción química, la asociación Ketamina-Xilacina resultó eficiente y no provocó complicación alguna en los animales anestesiados. Sin embargo, las dosis citadas por la bibliografía existente (Kreeger 1996; Weissinger *et al.* 2009) no fueron suficientes para realizar una adecuada sujeción química de los individuos. Se aconsejan dosis de 27mg/kg ketamina y 1,7 mg/kg de xilacina las cuales, en general, permitieron trabajar con el animal de forma segura y con el tiempo suficiente para realizar todas las actividades mencionadas en nuestro protocolo de captura.

La hipotermia fue el único inconveniente que se tuvo que enfrentar en el proceso de anestesia. Esta se limitó a las capturas en los meses más fríos del año y las medidas implementadas (trabajar en ambientes cubiertos –carpas-, el uso de calentadores y bolsas de agua caliente) produjeron la recuperación de los individuos.

PATRONES DE COLORACIÓN

Las variaciones en el patrón de coloración corporal y la presencia/ausencia de pelos dicromáticos en los individuos observados, en una pequeña porción de su distribución total, confirman la invalidez de estos caracteres para separar especies dentro del género *Conepatus*.

CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS GENERALES DE *C. CHINGA*

Si bien un análisis con un mayor tamaño muestral podría detectar algunas diferencias enmascaradas, seguramente no afectaría la conclusión de que el zorrino común no muestra un dimorfismo sexual evidente en la región pampeana, debido a que hubo una alta superposición entre machos y hembras en la mayoría de las medidas morfométricas. Este aspecto constituye una diferencia con lo reportado anteriormente para la especie (Kasper *et al.* 2009), aunque no es nuevo dentro de la familia *Mephitidae* (Bixler y Gittleman 2000).

La composición de la dieta no mostró grandes variaciones con los estudios precedentes (Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2004; Medina *et al.* 2009), apoyando la clasificación de *C. chinga* como un gran predador de insectos, fundamentalmente de coleópteros. A pesar de que el zorrino común consumió un amplio número de especies, lo que le valdría el rótulo de predador generalista, en este estudio *C. chinga* evidenció un cierto grado de selección, ya que el zorrino común consumió larvas y escorpiones en una proporción mayor que las que ofrece el ambiente. A su vez, presas abundantes como los isópodos y las arañas, fueron consumidas en una proporción menor a la esperada.

El tamaño de las áreas de acción obtenidas en este estudio entra en el rango de las descritas para los Mephítidos (Rosatte y Larivière 2003). La ausencia de un dimorfismo sexual marcado sugiere que el mayor tamaño de las áreas de acción de los machos con respecto a las hembras se deba, fundamentalmente, a estrategias reproductivas, más que a necesidades metabólicas. De esta manera los machos, al aumentar sus áreas de acción, incrementarían las chances de aparearse con más hembras. Una evidencia que apoya esta hipótesis es que las áreas de acción de los 4 machos incluidos en el estudio de la organización social mostraron solapamientos al menos con 2-3 hembras cada uno. También estaría en acuerdo con el mayor desplazamiento de los machos, con respecto a las hembras, el cual maximizaría la probabilidad de encuentros y se relacionaría con un mayor comportamiento de patrullaje del territorio.

El zorrino común, al igual que lo que describieron Donadio, *et al.* (2001), puede considerarse un carnívoro solitario. En este estudio no se observaron madrigueras comunales, actividades de crianza conjunta, ni forrajeo en grupos. *C. chinga*, además, no exhibiría una marcada territorialidad, aunque los machos tendrían mayor propensión a compartir sus áreas de acción con las hembras que con otros machos. El comportamiento territorial sería más fuerte para ambos sexos a nivel de las áreas núcleo. Precisamente dichas áreas son descritas por la bibliografía (Powell 2000) como áreas que concentran los recursos ecológicos más importantes para cada individuo. Los resultados de este trabajo indican que, en el caso del zorrino común, las madrigueras son uno de estos recursos. El gran número de madrigueras, constituidas -en las áreas estudiadas- fundamentalmente por grietas entre rocas o agujeros en el suelo, utilizadas por el zorrino común, a diferencia de otros Mephítidos (Hwang 2005; Hwang *et al.* 2007; Lesmeister 2007; Cantú Salazar *et al.* 2009) y su concentración en las áreas núcleo de cada zorrino, son datos que avalan su importancia. La clara selección de hábitats particulares para el establecimiento de las madrigueras constituye otro aspecto que resalta el valor de las mismas para *C. chinga*.

Los mayores porcentajes de actividad en horas de la noche son congruentes con los estudios previos, que mostraban a *C. chinga* como un carnívoro de hábitos nocturnos (Redford y Eisenberg 1992; Travaini *et al.* 1998; Donadio *et al.* 2001). Esta conducta se vería favorecida por el aumento de la actividad de sus presas principales, los coleópteros (Kirk 1974), y la disminución del riesgo de predación. La asociación de las madrigueras con los sitios de mayor abundancia de coleópteros, así como también su frecuente reutilización sobre todo en días consecutivos, se asociarían con una estrategia de forrajeo óptimo, es decir con la conveniencia de descansar cerca de la fuente de alimento utilizada en ese momento para disminuir tanto el gasto energético como el riesgo de predación (Lima y Dill 1990; Mitchell y Lima 2002).

EFFECTOS DEL MANEJO DEL TERRITORIO SOBRE *C. CHINGA*

La adaptabilidad ecológica de muchos carnívoros se refleja en una gran flexibilidad en el sistema de organización social (Macdonald y Sillero Zubiri 2004). *C. chinga*, en ambas áreas de estudio, mostró un cierto grado de flexibilidad en las estrategias espaciales, sin variaciones en el tamaño de las áreas de acción. La selección en el uso del hábitat, mostrada por *C. chinga* en ambas áreas de estudio, hace predecir que cuando algún recurso en el ambiente se vuelve crítico los zorrinos incrementen su comportamiento territorial. De esta manera, la mayor territorialidad exhibida en la ESM podría explicarse por la necesidad de asegurarse acceso “exclusivo” a las áreas con características favorables y predecibles, fundamentalmente en términos de alimento o refugio, las cuales, a diferencia del PPET, se encuentran en fragmentos dispersos en una matriz general de cultivo.

El alimento ha sido reconocido como el responsable primario de las variaciones intraespecíficas de la organización social y del comportamiento social (Bekoff *et al.* 1984). En este marco, unas de las características más importantes de los recursos alimenticios es su previsibilidad (Johnson *et al.* 2002). Además de las variaciones en las abundancias de presas particulares de *C. chinga* entre áreas de estudio, se hallaron diferencias en cuanto a la

previsibilidad de este recurso. Mientras en el PPET los ambientes se mantienen invariables, en la ESM sólo dos hábitats (Pastizal y Pastura) se mantienen estables a lo largo del año y ambos presentaron buenas abundancias de las presas principales halladas en la dieta de *C. chinga*. Probablemente este sería uno de los aspectos que expliquen la preferencia evidenciada por el zorrino común hacia estos dos hábitats sobre el cultivo, la matriz de esta área agrícola.

C. chinga se mostró selectivo en cuanto al uso del hábitat, aunque dicha selectividad se hizo evidente en diferentes escalas en las dos áreas de estudio. Este aspecto constituye otro claro indicio de la flexibilidad espacial mostrada por la especie. La superficie rocosa del PPET ofrece una amplia oferta de madrigueras y -como se mencionó anteriormente- una distribución del alimento relativamente homogénea y constante en el tiempo, por lo que los zorrinos demostraron marcadas preferencias en la selección de hábitat a una escala gruesa. Mientras que en la ESM la asociación de alimento predecible y de las madrigueras a las áreas de pastizal y pastura natural, inmersas en una gran matriz de cultivo, dificultaría a *C. chinga* realizar una selección en el establecimiento de las áreas de acción y, por lo tanto, las preferencias fueron notorias a escala fina.

La previsibilidad de recursos alimenticios se podría relacionar además a la selección de los refugios, si bien la asociación de las madrigueras de *C. chinga* a pastizales y pasturas naturales puede deberse también a la disminución del riesgo de predación ofrecida por la cobertura vegetal constante de estos hábitats y a que no son zonas afectadas por las maquinarias agrícolas, lo cual evitaría la destrucción de las madrigueras.

Por último, otra consecuencia de la distribución y cantidad de los recursos alimenticios es que frecuentemente afectan directa o indirectamente la densidad y las dinámicas poblacionales (Prange *et al.* 2004), no sólo por la influencia sobre los patrones de migración y dispersión, sino también por el control de la condición corporal, el éxito reproductivo y la supervivencia (Krebs y Davies 1997; Prange *et al.* 2004). A pesar de las mencionadas limitaciones de los estimadores de densidad utilizados, todos mostraron una densidad

poblacional de zorrinos más baja en la ESM. Cabe mencionar que, adicionalmente a la distribución y previsibilidad de los alimentos, las actividades humanas podrían colaborar para explicar estas diferentes densidades. Aunque usualmente no son cazados o perseguidos por los dueños de las estancias, los zorrinos comunes ocasionalmente son atropellados por vehículos en los caminos o muertos por perros en la ESM (*observación personal*), representando fuentes de mortalidad que son inexistentes en un área protegida como el PPET.

RECOMENDACIONES DE CONSERVACIÓN Y MANEJO

De esta tesis surgen dos grandes líneas en las cuales son necesarias futuras acciones para la conservación y el manejo de *C. chinga*: el esclarecimiento taxonómico y la conservación de los pastizales.

La primera etapa en cualquier aproximación racional a la conservación de la biodiversidad es la identificación de las unidades biológicas que son el resultado de procesos evolutivos (Mayden y Wood 1995). De esta manera, la taxonomía proporciona un marco organizativo que permite reconocer e interpretar la diversidad de los seres vivos, para luego poder conservarlos (Iriondo 2000). Los resultados de este estudio, en concordancia con lo sugerido por (Dragoo *et al.* 1993; Dragoo *et al.* 2003), ponen de manifiesto la necesidad de estudios morfológicos y genéticos tendientes a aclarar la taxonomía del género, particularmente de las especies sudamericanas.

En el paisaje de la región pampeana actual, los ambientes con vegetación espontánea que se encuentran en los costados de los caminos, rodeando las vías férreas, a lo largo de los alambrados, o en zonas rocosas no cultivables, representan los elementos del paisaje que más se asemejan a los pastizales naturales. Estos ambientes han sido citados como fundamentales para la conservación en paisajes rurales de aves (Renfrew y Ribic 2001; Vickery *et al.* 2001; Bilenca y Miñarro 2004), roedores (Bilenca y Miñarro 2004; Birochio 2008) y otros dos carnívoros pampeanos, estudiados en el marco del proyecto general en el cual se enmarca esta

tesis, el zorro gris pampeano *Lycalopex gymnocercus* (Luengos Vidal 2009) y el gato montés *Leopardus geoffroyi* (Manfredi 2007; Castillo *et al.* 2008). Varios resultados de este estudio, anteriormente expuestos, indican que estos ambientes también son un recurso necesario para la supervivencia de poblaciones estables de *C. chinga* en los ambientes modificados de la región pampeana. Por lo cual la conservación de estos fragmentos de pastizales redundaría en un beneficio no sólo para el zorrino común, sino para toda la comunidad de carnívoros. A su vez sería importante, para un adecuado manejo a escala metapoblacional, asegurar la conectividad entre estos parches, a través de corredores naturales, para que tengan una continuidad en el espacio suficiente que evite que las poblaciones de estas especies queden aisladas.

REFERENCIAS

- Bekoff M., T.J. Daniels, J.L. Gittleman. 1984. Life History Patterns and the Comparative Social Ecology of Carnivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**:191-232.
- Bilenca D., F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas del Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Birochio D.E. 2008. Ecología trófica de *Lycalopex gymnocercus* en la región pampeana: Un acercamiento inferencial al uso de los recursos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Bixler A., J.L. Gittleman. 2000. Variation in home range and use of habitat in the striped skunk (*Mephitis mephitis*). *Journal of Zoology* **251**:525-533.
- Cantú Salazar L., M.G. Hidalgo-Mihart, C.A. Lopez -Gonzalez, A. Gonzalez-Romero. 2009. Dry Season Den Use by Pygmy Spotted Skunk (*Spilogale pygmaea*) in a Tropical Deciduous Forest of Mexico. *Biotropica* **41**:347-353.
- Castillo D.F., E. Luengos Vidal, M. Lucherini, E.B. Casanave. 2008. First report on the Geoffroy's cat in a highly modified rural area of the Argentine Pampas. *Cat News* **49**:27-28.
- Donadio E., S. Di Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2001. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. *Mammalia* **65**:49-54.
- Donadio E., S.D. Martino, M. Aubone, A.J. Novaro. 2004. Feeding ecology of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in areas under different land use in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments* **56**:709-718.
- Dragoo J.W., R.D. Bradley, R.L. Honeycutt, J.W. Templeton. 1993. Phylogenetic relationships among the skunks: A molecular perspective. *Journal of Mammalian Evolution* **1**:255-267.

- Dragoo J.W., R.L. Honeycutt, D.J. Schmidly. 2003. Taxonomic status of white-backed hog-nosed skunks, genus *Conepatus* (Carnivora: Mephitidae). *Journal of Mammalogy* **84**:159-176.
- Hwang Y., S. Lariviere, F. Messier. 2007. Local-and landscape-level den selection of striped skunks on the Canadian prairies. *Canadian Journal of Zoology* **85**:33-39.
- Hwang Y.T. 2005. Physiological and ecological aspects of winter torpor in captive and free-ranging striped skunks. Tesis de Doctorado. University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Iriondo J.M. 2000. Taxonomía y conservación: dos aproximaciones a un mismo dilema. *Portugaliae Acta Biol.* **19**:1-7.
- Johnson D., R. Kays, P. Blackwell, D. Macdonald. 2002. Does the resource dispersion hypothesis explain group living? *Trends in Ecology & Evolution* **17**:563-570.
- Kasper C.B., M.L. Da Fontoura-Rodriguez, G.N. Cavalcanti, T.R.O. De Freitas, F.H.G. Rodrigues, T. Gomez De Oliveira, E. Ezirik. 2009. Recent advances in the knowledge of Molina's hog-nosed skunk *Conepatus chinga* and striped hog-nosed skunk *C. semistriatus* in South America. *Small Carnivore Conservation* **41**:25-28.
- Kirk V.M. 1974. Biology of a ground beetle, *Harpalus erraticus*. *Annals of the entomological Society of America* **67**:24-28.
- Krebs J.R., N.B. Davies. 1997. The Evolution and Behavioural ecology. pp. 3-12 *en* J.R. Krebs, N.B. Davies (editores). *The Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*. Blackwell Publishing, Oxford
- Kreeger T.J. 1996. *Handbook of Wildlife Chemical Immobilization*. Wildlife Pharmaceuticals, Inc, Fort Collins, Colorado.
- Lesmeister D.B. 2007. Space use and resource selection by Eastern Spotted Skunks in the Ouachita Mountains, Arkansas. Tesis de Magister. University of Missouri, Columbia.
- Lima S., L. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**:619-640.

- Luengos Vidal E.M. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Macdonald D.W., C. Sillero Zubiri. 2004. Dramatis personae. Wild Canids - an introduction and dramatis personae. pp. 4-35 en D.W. Macdonald, C. Sillero Zubiri (editores). The biology and conservation of wild canids. Oxford University Press, Oxford.
- Manfredi C. 2007. Nicho Ecológico del Gato Montés en el Pastizal Pampeano. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Mayden R.L., R.M. Wood. 1995. Systematics, species concepts, and the evolutionarily significant unit in biodiversity and conservation biology. pp. 58-113 en J.L. Nielson (editores). Evolution and the aquatic ecosystem: Defining unique units in population conservation. Special Publication No. 17. American Fisheries Society, Bethesda.
- Medina C.E., C.V. Díaz, F.A. Delgado, G.A. Ynga, H.F. Zela. 2009. Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de *Polylepis* del departamento de Arequipa, Perú. Revista Peruana de Bmiología **16**:183-186.
- Mitchell W.A., S.L. Lima. 2002. Predator-prey shell games: large-scale movement and its implications for decision-making by prey. *Oikos* **99**:249-259.
- Powell R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. pp. 65-110 en L. Boitani, T. Fuller (editores). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, USA.
- Prange S., S.D. Gehrt, E.P. Wiggers. 2004. Influences of antropogenic resources on Raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* **85**:483-490.
- Redford K.H., J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics: the Southern Cone. The University of Chicago.
- Renfrew R., C. Ribic. 2001. Grassland birds associated with agricultural riparian practices in southwestern Wisconsin. *Journal of Range Management* **54**:546-552.

- Rosatte R., S. Larivière. 2003. Skunks. pp. 692-707 *en* G. Fledhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman (editores). Wild mammals of North America: Biology, management and conservation. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Travaini A., M. Delibes, O. Ceballos. 1998. Summer foods of the Andean hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in Patagonia. *Journal of Zoology* **246**:457-460.
- Vickery J.A., J.R. Tallwin, R.E. Feber, E.J. Asteraki, P.W. Atkinson, R.J. Fuller, V.K. Brown. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* **38**:647-664.
- Weissinger M.D., T.C. Theimer, D.L. Bergman, T.J. Deliberto. 2009. Nightly and seasonal movements, seasonal home range, and focal location photo-monitoring of urban striped skunks (*Mephitis mephitis*): implications for rabies transmission. *Journal of Wildlife Diseases* **45**:388-397.