

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Profundización en Ecología

**El ensamble de carnívoros (Orden Carnivora) del área protegida
Parque Nacional San Miguel (Rocha, Uruguay): uso de hábitat, dieta y
valor indicador**



Alexandra Cravino Mol

Orientador: Dr. Alejandro Brazeiro
Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, IECA.

Tribunal: Dr. Alejandro Brazeiro; Dr. Raúl Maneyro; Dr. José Carlos Guerrero

Facultad de Ciencias – Universidad de la República

Diciembre 2014

Agradecimientos

Agradezco en primer lugar al Dr. Alejandro Brazeiro por aceptar la tutoría de esta investigación, y por su dedicada disposición para atender consultas y encausar el trabajo de análisis científico. Por sus agudas correcciones y reformulación en el encare del trabajo de gabinete ante imprevisibles cambios de origen antrópico en el sitio bajo estudio, que cerraron líneas de trabajo pero abrieron otras.

Agradezco al Dr. Raúl Maneyro y Dr. José Carlos Guerrero, integrantes del tribunal, por su labor docente en distintos cursos a lo largo de la carrera, así como por sus aportes y correcciones que enriquecieron la calidad del trabajo. En particular al Dr. Guerrero por formarme en el uso de SIG tanto en horas de curso como en innumerables instancias de consulta y entrenamiento fuera de éstas. En particular al Dr. Maneyro más allá de sus cursos, por su especial temperamento y disposición para compartir charlas informales vinculadas a la biología en general.

A los integrantes del Grupo de Biodiversidad y Ecología de la Conservación por su afabilidad y don de gentes, sus oportunos consejos, ayuda y aliento.

A Gerardo Evia, director del área protegida Parque Nacional San Miguel y coordinador de PROBIDES, por el apoyo y permiso para trabajar en el área. De igual modo al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) por su autorización y apoyo, en particular a Mario Batallés con quién se mantuvo contacto a lo largo de la investigación. A Martín Laporta, integrante de PROBIDES en el período de trabajo, quién apoyó y se interesó desde el inicio la investigación y fue mi nexa más firme con las instituciones antes mencionadas; por su disposición y ayuda efectiva.

A Federico Haretche y Andrés Rossado por la realización de los relevamientos de vegetación necesarios para la correcta delimitación y caracterización de los ambientes del área considerada.

A Dante Roibal, guardaparque del área protegida, es mi agradecimiento principal. El trabajo de campo no habría alcanzado la profundidad necesaria sin su invalorable ayuda, conocimiento práctico y compromiso. Con espíritu jovial y positivo, participó desde el inicio en el armado y en la toma de datos, siendo un pilar fundamental desde lo práctico a lo personal.

A Yennifer Hernández, colega y amiga, que impulsó mi asentada vocación en la investigación de los carnívoros y me dio la orientación original de esta tesina. Agradezco su apoyo en lo académico y aún más en lo humano. A María José Rodríguez-Cajarville, mi compañera y amiga a lo largo de toda la carrera, en cuantos cursos y proyectos tuvimos oportunidad de encarar.

A todos los integrantes del Proyecto San Miguel Silvestre y colaboradores, que participaron en la elaboración de estaciones de muestreo y en la toma de datos: Yennifer, María José, Joaquín Villamil, Johann Schuller, Paulina Pintos, Carolina Cefrorella, Nadia Bou, Álvaro Laborda, Santiago Chitaro, Nicolás Olivera, Nicolás Salari.

A CSIC-PAIE por el apoyo económico y a la empresa de transporte EMDAL-CHAGO por la donación de pasajes para realizar las salidas.

A todos los docentes con quienes compartí a lo largo de la carrera y a compañeros que la transitaban conmigo.

A mis amigos cercanos que han tolerado mis idas al campo, así como yo toleraré estar lejos de ellos en muchos momentos. Que han aprendido a entender que ir colocar trampas al campo o a recoger muestras no muy gratas pueden ser impedimentos válidos para no asistir a juntas, que en el ambiente urbano serían inexcusables.

A mi familia viva y a mi familia más allá, más que agradecerles por su inquebrantable apoyo, tengo necesidad de dedicarles este trabajo y los que siguen.

Resumen	4
Introducción	6
Uso de hábitat y valor indicador	6
Los carnívoros como bioindicadores	7
Mamíferos carnívoros del Uruguay	8
Parque Nacional San Miguel	9
Preguntas	11
Objetivos	11
General	11
Específicos	11
Metodología	12
Área de estudio	12
Mapeo de hábitats	14
Muestreo y Análisis de Datos	14
Resultados	19
Ambientes del Parque Nacional San Miguel	19
Ensamble de carnívoros	21
Presencia y abundancia de las especies registradas	24
Valor indicador	29
Efectos antrópicos e Indicadores de calidad de hábitat	30
Dieta de carnívoros estudiados	33
Discusión	38
El ensamble de carnívoros del Parque Nacional San Miguel	38
Carnívoros y uso de ambientes	39
Carnívoros como indicadores de hábitat	41
Carnívoros como indicadores de calidad de hábitat	42
Conclusiones	44
Perspectivas a futuro	46
Bibliografía	47
Anexos	53

El nivel de biodiversidad dentro de un hábitat es una buena medida de la salud del ecosistema, pero su estimación es compleja. Aunque es posible caracterizar la biodiversidad a través del uso de índices e indicadores. Las especies indicadoras brindan información sobre la comunidad o ambiente del cual forma parte, debido a que responden en forma clara y predecible a cambios ambientales, permitiendo su monitoreo. Los carnívoros son frecuentemente utilizados como indicadores por su rol como predadores tope. En el presente trabajo se realizó un relevamiento de carnívoros en el área protegida Parque Nacional San Miguel (Rocha, Uruguay). Para esto se instalaron tres estaciones de huellas por ambiente (bosque ribereño, bosque serrano y pajonal), se utilizaron dos cámaras trampa (uso rotativo), se realizó búsqueda activa y se colectaron fecas para estudios de dieta. El relevamiento fue llevado a cabo durante seis meses consecutivos, tres meses previos a la ocurrencia de una perturbación antrópica (construcción sendero de 2 m de ancho para el tránsito de ganado), y tres meses posteriores a la ocurrencia del evento. Esto permitió evaluar el efecto de la perturbación en el uso de hábitat de las especies, y detectar especies sensibles a la alteración de hábitat. A partir del análisis de huellas se estimó la presencia y abundancia relativa de especies por tipo de ambiente. Con esta información se calculó la especificidad (i.e., proporción de la abundancia total de una especie registrada en un hábitat particular) y fidelidad (i.e., proporción de las ocurrencias temporales que ocurren dentro de un mismo hábitat) de cada especie por ambiente, como base para el cálculo de Valor Indicador. Mediante la combinación de técnicas se detectaron seis especies de carnívoros: *Cerdocyon thous*, *Leopardus geoffroyi*, *Leopardus wiedii*, *Procyon cancrivorus*, *Lontra longicaudis* y *Conepatus chinga*. Se detectaron variaciones en la presencia y abundancia de las especies en los distintos ambientes, mostrando ser algunas generalistas y otras especialistas de hábitat. Según los valores obtenidos antes de la perturbación, el zorro *C. thous* resultó ser una especie indicadora de bosque ribereño, el mono pelado *P. cancrivorus* y el lobito de río *L. longicaudis* fueron indicadores de pajonal y el gato *Leopardus sp.* del bosque serrano. *C. thous*, *Leopardus sp.* y *P. cancrivorus* mostraron una sensibilidad marcada al presentar disminuciones significativas en la abundancia a partir de la perturbación, detectándose una correlación negativa con la distancia al sendero donde se concentró la actividad humana. Los valores de especificidad y fidelidad se vieron también afectados y por ende su Valor Indicador, siendo *P. cancrivorus* la única especie que se mantiene como indicadora, quedando las restantes con valores de especies detectoras. Los resultados del análisis de dieta reforzaron los patrones de uso de hábitat determinados con la información de las huellas. El ensamble de carnívoros del área protegida indica buena calidad del área y de las comunidades que la integran, dadas la amplia diversidad ecológica, nutricional, morfológica y conductual observada. El inventario de carnívoros y la información sobre uso de hábitat de las especies podrán ser de ayuda para la gestión del área

protegida, como por ejemplo para realizar un manejo adecuado del uso público en los diferentes ambientes, de tal forma de evitar y reducir al máximo los impactos en la fauna de carnívoros, atendiendo especialmente a las especies sensibles. Asimismo, estos resultados sugieren claramente qué especies son buenas indicadoras y detectoras, ideales para incluir en un plan de monitoreo orientado a alertar sobre cambios ambientales y direccionalidad de los mismos, así como evaluar acciones de manejo.

Palabras clave: Carnívoros – Uso de hábitat – Dieta — Indicadores Ambientales – Parque Nacional San Miguel - Uruguay

El ensamble de carnívoros (Orden Carnivora) del área protegida Parque Nacional San Miguel (Rocha, Uruguay): uso de hábitat, dieta y valor indicador

Introducción

La conservación de la biodiversidad es uno de los principales desafíos actuales de la humanidad (Long *et al.* 2008). Dado que la pérdida, fragmentación y degradación de hábitats es la principal amenaza para la biodiversidad terrestre, entender las relaciones que se dan entre las especies y sus hábitats, es un paso esencial para avanzar en la conservación de la biodiversidad (Long *et al.* 2008).

El manejo de fauna silvestre y de sus hábitats, ya sea para promover la diversidad o para conservar poblaciones amenazadas, requiere conocer las necesidades particulares de las especies (Garshelis 2000). Para contar con un conocimiento robusto que sea útil para planes de manejo y conservación es necesario saber no sólo dónde están las especies, sino porqué habitan donde habitan (Gavin 1991; Boitani & Powell 2012), y cómo puede llegar a cambiar temporalmente debido a cambios en el ambiente (alimento, refugio, sitios para reproducción). El *hábitat* refiere al conjunto de factores ambientales que las especies usan para su supervivencia y reproducción (Block & Brennan, 1993). *Uso de hábitat* es la manera en la que las especies explotan el hábitat (ej. para alimentarse) en base a la oferta del ambiente y cómo esto varía, cuyo estudio permite comprender las asociaciones entre los distintos taxa y su entorno (Bibby *et al.* 2000, Garshelis 2000). Las características de cada ambiente y las variaciones temporales que se dan, pueden determinar que una determinada oferta no sea constante ni en el espacio ni el tiempo, cambiando con ella la presencia y abundancia de las especies. De esta forma, es factible inferir las preferencias de las especies y explicar variaciones en su presencia y abundancia (Garshelis 2000), permitiendo así predecir su capacidad de respuesta ante cambios en el ambiente, o la reevaluación su estado de conservación (Rotenberry 1981; Bibby *et al.* 2000).

Uso de hábitat y valor indicador

Una especie indicadora es aquella que representa a una comunidad o a un ambiente del cual forma parte, siendo capaz de responder a cambios ambientales particulares haciendo posible su monitoreo (Niemi & Macdonald 2004; Macdonald & Service 2007; Dalerum *et al.* 2008; Sergio *et al.* 2008). Dada la velocidad con la que ocurren estos cambios, es urgente desarrollar métodos confiables, rápidos y de bajo costo para seleccionar especies y/o ensambles de especies para el monitoreo de los cambios ambientales y ecológicos (Kremen 1992; McGeoch 1998). Como una solución a esta problemática, se ha propuesto que los esfuerzos de conservación y manejo se enfoquen en una o un número reducido de especies que funcionen como indicadores ambientales bajo el supuesto de que la respuesta al cambio de estas especies es representativa de la respuesta de otras especies en un hábitat o comunidad (Caro &

O'Doherty 1999; Noss 1999; Andelman & Fagan 2000; Canterbury *et al.* 2000; Caro 2003). Minimizando el número de especies que deben ser monitoreadas una vez que un área protegida ha sido establecida, no sólo se reducen los costos, sino también el tiempo derivado a su mantenimiento.

Los carnívoros como bioindicadores

Algunos carnívoros (Orden Carnivora) son utilizados como indicadores ecosistémicos, de biodiversidad y de impacto antrópico, por su rol como predadores tope. Juegan un importante papel en la estabilidad e integridad de muchas comunidades y en la conservación de la biodiversidad (Nowak 2005; Ginsberg 2001; Dalerum *et al.* 2008; Quintana *et al.* 2009; Sergio *et al.* 2008; Boitani & Powell 2012). La conservación de las especies del nivel trófico más alto intenta simultáneamente conservar los procesos que son necesarios para mantener todos los niveles inferiores que se requieren para sostener toda la trama trófica (Ginsberg 2001). Así pues, influyen en la estructura y reflejan el vigor de los niveles tróficos de los que dependen. Los carnívoros cumplen también una función de gran importancia en los procesos ecológicos, como en la dispersión de semillas, control de especies plaga o especies portadoras de enfermedades como ciertos roedores. Su conservación representa por ende la conservación del ecosistema en el que están insertos, por ser inseparables del ambiente que los rodea y de los recursos que el mismo ofrece (Kucera & Zielinski 1995; Weaver *et al.* 1996; Buskirk & Zielinski 2003; Zielinski *et al.* 2005). Tratándose de especies sensibles al deterioro del ecosistema, son de las más vulnerables y de más rápida afectación por perturbaciones humanas, por lo que enfocarse en ellos permitirá dar cuenta de manera temprana de la erosión de la biodiversidad del ambiente del que forman parte. Lo mencionado, a pesar de tener una fuerte base teórica, pocas veces se ha analizado en la práctica, y cuando se hace, es normalmente en grandes carnívoros (Landres *et al.* 1988; Noss *et al.* 1996; Parks Canada 1997; Linnell *et al.* 2000, Woodroffe & Ginsberg 2005; Dalerum *et al.* 2008).

No obstante, el estudio de las comunidades de carnívoros (hábitat, distribución, composición y abundancia de las especies que las integran) es una tarea complicada debido al carácter cauto y elusivo de la mayoría de especies pertenecientes a este grupo (Long *et al.* 2008). La baja densidad de sus poblaciones y su naturaleza elusiva y de amplia área de acción, hace que el estudio de estos animales sea dificultoso con técnicas tradicionales. Las 285 especies pertenecientes a este orden muestran gran diversidad en forma, función y ecología, pero comparten la característica de dejar evidencia significativa de su presencia (huellas, fecas, madrigueras). Es por ello que se han descrito una serie de técnicas de estudio basadas en los rastros que dejan, además de las observaciones directas de los individuos que puedan realizarse en el medio. Ambas técnicas, directas e indirectas, presentan ventajas y desventajas, siendo necesario combinarlas en muchas ocasiones para obtener un reflejo fidedigno de la composición de las comunidades de carnívoros (Long *et al.* 2008; Amador 2010; TEAM Network 2011; Boitani & Powell 2012).

Mamíferos carnívoros de Uruguay

Las especies terrestres del orden Carnivora en Uruguay, se agrupan en cinco familias (González & Martínez-Lanfranco 2010).

Dentro de la familia Felidae, han sido registradas cinco especies: *Leopardus geoffoyi* (Gato Montés), *Leopardus braccatus* (Gato de Pajonal), *Leopardus wiedii* (Margay), *Leopardus pardalis* (Ocelote) y *Puma concolor* (Puma). Tienen una dieta hipercarnívora basada principalmente en aves y pequeños y medianos mamíferos. Son especies nocturnas y solitarias, salvo en época de celo y crianza. De hábitos terrestres, aunque pueden trepar con facilidad. Utilizan ambientes boscosos cerrados, monte parque e incluso campos abiertos y pastizales en algunos casos.

Los mustélidos (familia Mustelidae) engloban tres especies: *Lontra longicaudis* (Lobito de Río), *Pteronura brasiliensis* (Lobo de Río Grande) y *Galictis cuja* (Hurón). Las dos primeras se encuentran en ríos, arroyos, e incluso en humedales. Sus dietas se basan en peces, ocasionalmente otros vertebrados pequeños, frutos y crustáceos. *P. brasiliensis* se encuentra probablemente extinto en el país. *L. longicaudis*, de hábitos solitarios, es activo tanto en el día como en la noche. *G. cuja* presenta una dieta compuesta de pequeños vertebrados y huevos. Es nocturno, aunque puede observarse en el día; utiliza tanto bosques como pajonales, cerca del agua.

Conepatus chinga (Zorrillo) es la única especie de la familia Mephitidae. Utiliza ambientes abiertos aunque puede adentrarse en bosques, sobre todo para refugiarse. Su dieta se basa principalmente en invertebrados. Son solitarios y activos en la noche principalmente.

Dentro de los prociónidos (familia Procyonidae) se encuentran dos especies: *Nasua nasua* (Coatí) y *Procyon cancrivorus* (Mano Pelada). El coatí habita bosques y selvas. Es omnívoro, consumiendo artrópodos, frutos y pequeños vertebrados. *P. cancrivorus* habita tanto bosque como áreas abiertas, cercanas a cuerpos de agua. Es también omnívoro, principalmente consume artrópodos (sobre todo cangrejos dulceacuícolas), pequeños vertebrados y frutos. Es nocturno, de hábitos terrestres, aunque puede trepar con facilidad y dormir en refugios en los árboles durante el día.

Finalmente, la familia Canidae se compone de tres especies: *Lycalopex gymnocercus* (Zorro Gris o Zorro de Campo), *Cerdocyon thous* (Zorro Perro o Zorro de Monte) y *Chrysocyon brachyurus* (Aguará Guazú). Ésta última es una especie muy rara en Uruguay, con solo tres registros confirmados. *L. gymnocercus* es un típico habitante de pastizales, aunque puede adentrarse en el bosque. Su dieta se compone de pequeños vertebrados, artrópodos y frutos en bastante menor frecuencia que *C. thous*. Ambos son activos durante el crepúsculo vespertino y durante las primeras horas de la noche, aunque puede vérselos durante el día.

Parque Nacional San Miguel

El Parque Nacional San Miguel, PNSM (Departamento de Rocha, Uruguay), pasó a formar parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas en el año 2010 (SNAP 2009; Evia 2009). Fue fundado en base a su importancia histórica en 1937, y posee una gran biodiversidad y riqueza de ambientes, siendo considerado uno de los sitios mejor conservados del país. El 70% de las investigaciones llevadas a cabo en el área han sido en referencia a la reserva genética de ganado criollo presente (Postiglioni & Rincón 1998; Postiglioni *et al.* 1998, 2002; Postiglioni 2000; Rincón *et al.* 2000, 2006; Vaz *et al.* 2000; Fernández *et al.* 2001; Rodríguez *et al.* 2001; Armstrong 2004; Armstrong *et al.* 2004, 2006a, 2006b, 2011; Delgado *et al.* 2011) (Anexo I y II). Los relevamientos biológicos son escasos y se basan principalmente en la flora del lugar (Major & Torrihelli 1987; Berterreche *et al.* 1991; Crosa 2005; Lezama & Rossado 2012); en lo que refiere a fauna se ha realizado investigación científica en especies puntuales, como ser un inventario de mamíferos grandes mediante foto-trampero y estudios moleculares asociados a las especies relevadas (cánidos y cérvidos) (González *et al.* 2003; González 2004; Hernández 2007). En el correr de los años 2012 y 2013 se realizó un proyecto de investigación involucrando un inventario de tetrápodos del área financiado por CSIC-PAIE. En cuanto a los mamíferos carnívoros, no se han realizado trabajos en lo que refiere a uso de hábitat, dieta (salvo de *Cerdocyon thous*), u ocurrencia y abundancia. Esta información hasta el momento ausente sería de utilidad para el plan de manejo del área, actualmente en elaboración.

Según los trabajos “Prioridades Geográficas para la Conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay” (Brazeiro *et al.* 2008) y “Especies prioritarias para la conservación en Uruguay” (Soutullo *et al.* 2013), en la región que comprende al área protegida PNSM se espera que la riqueza de mamíferos se encuentre entre las 30 y 41 especies, y de ellas siete u ocho estarían catalogadas como amenazadas (Figura 1).

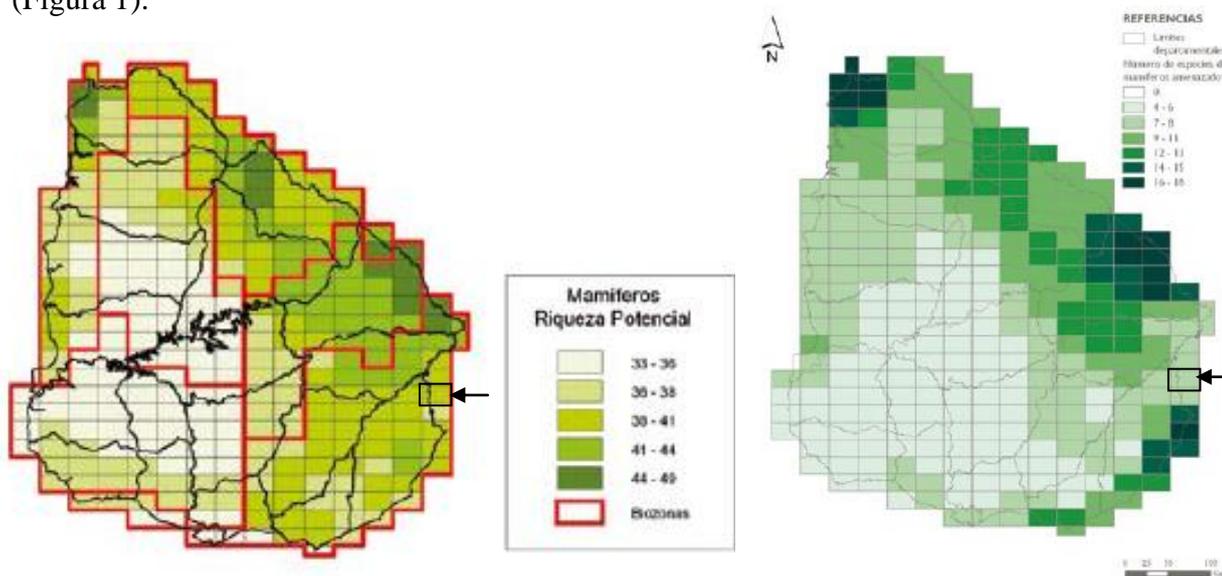


Figura 1. Izquierda: Riqueza potencial de mamíferos extraído de Brazeiro *et al.* (2008). Derecha: Riqueza potencial de mamíferos amenazadas extraído de Soutullo *et al.* (2013). Se indica con una flecha el cuadrante correspondiente al Parque Nacional San Miguel.

Efectivamente, en las investigaciones de inventario en el área se identificaron 34 especies de mamíferos (Cravino *et al.* 2014).

A fines de octubre de 2012 comenzó a registrarse actividad antrópica en la zona de exclusión del área protegida. Con el objetivo de la ampliación del camino principal del área protegida, se ingresó con maquinaria pesada por el mismo y se talaron unos tres metros de bosque a ambos lados. El ingreso de maquinaria provocó rotura y hundimiento de varias porciones del camino, incluso puentes históricos construidos previo a 1937. Simultáneamente se ingresó con caballos y perros, registrado de manera directa y por rastros. El número cabezas de ganado vacuno y ovino en la zona de exclusión aumentó.

Las relaciones entre el estado de los ecosistemas y la actividad antrópica han sido foco de interés en los últimos años (Manson & Jardel 2009), aunque aún hacen falta estudios sobre los efectos de diferentes tipos de perturbaciones en distintos ecosistemas, para entender mejor sus consecuencias. Esta es una de las principales razones de la importancia de identificar indicadores que reflejen el estado y los cambios de los ecosistemas, y que permitan medir indirectamente las condiciones de existencia de la biodiversidad (Manson & Jardel 2009). La actividad humana observada en el PNSM, es una perturbación y una potencial alteración a los hábitats presentes en el área. Es así que representa una oportunidad para evaluar la sensibilidad de los carnívoros allí presentes a la calidad de hábitat, siendo posibles bioindicadores. En el presente trabajo se pretende estudiar los carnívoros presentes en el área protegida, su uso de hábitat, dieta y rol como indicadores ambientales.

Preguntas

El presente trabajo pretende contribuir a responder las siguientes preguntas:

¿Cómo se compone el ensamble de carnívoros del área protegida Parque Nacional San Miguel?

¿Cómo varía la presencia y abundancia relativa de las especies en los distintos ambientes y en el tiempo?

¿Cómo varía la dieta de las especies en el tiempo?

¿Qué grado de fidelidad tienen las especies de carnívoros a los diferentes hábitats?

¿Existen especies de carnívoros que actúan como buenos indicadores de calidad de hábitat?

Objetivos

General

Analizar la composición, el uso de hábitats y dieta de las especies que componen el ensamble de carnívoros del área protegida Parque Nacional San Miguel (Rocha, Uruguay), a los efectos de evaluar su potencialidad como especies indicadoras de calidad de hábitat.

Específicos

Identificar y caracterizar los principales ambientes para los carnívoros del Parque Nacional San Miguel.

Describir la composición de especies del ensamble de carnívoros en el Parque Nacional San Miguel.

Analizar la variabilidad espacio-temporal de la presencia y abundancia de las especies.

Evaluar la fidelidad de las especies a los diferentes hábitats.

Evaluar el desempeño de las distintas especies como indicadores de calidad de hábitat.

Determinar preliminarmente la dieta de las especies de carnívoros en los diferentes ambientes.

El presente trabajo, con una duración de seis meses de muestreo fue realizado de agosto de 2012 a enero de 2013 y se enfocó en los carnívoros del área protegida Parque Nacional San Miguel, localizada en Rocha, Uruguay. Los muestreos se realizaron mediante técnicas de muestreo indirectas no invasivas, utilizando estaciones de cámaras trampa (Stealth Cam - Sniper Shadow), estaciones de huellas y recolección de fecas. Adicionalmente se llevaron a cabo foqueos nocturnos y búsqueda activa de los carnívoros del área protegida.

Área de estudio

El Parque Nacional San Miguel (PNSM) se localiza sobre la ruta 9 en el departamento de Rocha, Uruguay, en la región ESE del país (Figura 2). Ocupa una superficie de 1542 hectáreas 4614 metros.

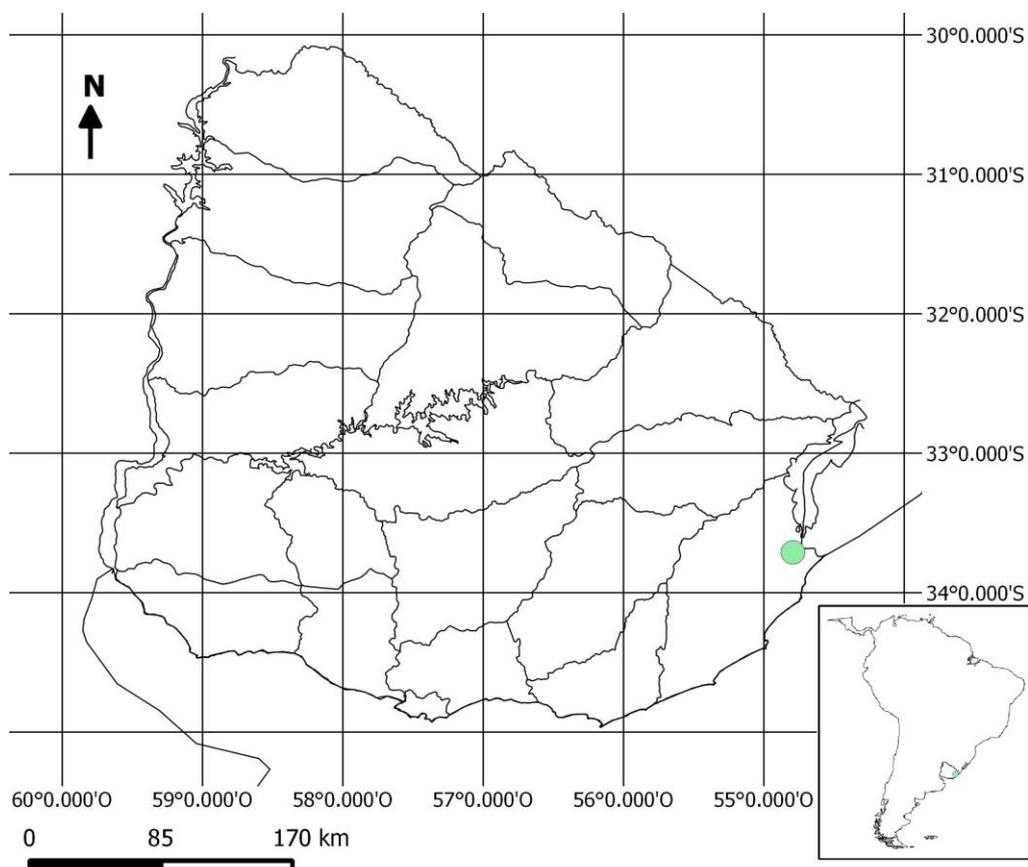


Figura 2. Ubicación del área protegida Parque Nacional San Miguel (●) en el departamento de Rocha, Uruguay.

Desde la aproximación de la ecología del paisaje, el PNSM se encuentra dentro de la eco-región Graven de la Laguna Merín como zona de alta prioridad (Brazeiro *et al.* 2012a) donde la sierra de San Miguel aparece como una isla o mancha elevada sobre una matriz que corresponde a las llamadas llanuras bajas de la cuenca de la laguna Merín (Figura 3) (Evia & Gudynas 2000), de las cuales se hace un intensivo uso agrícola (arroz) y ganadero. Desde el punto de vista biogeográfico regional, el área se

ubica en el sur de la llamada Provincia Atlántica (Mata Atlántica) (Arballo & Cravino 1999) siendo de esperar la presencia de componentes singulares de fauna.

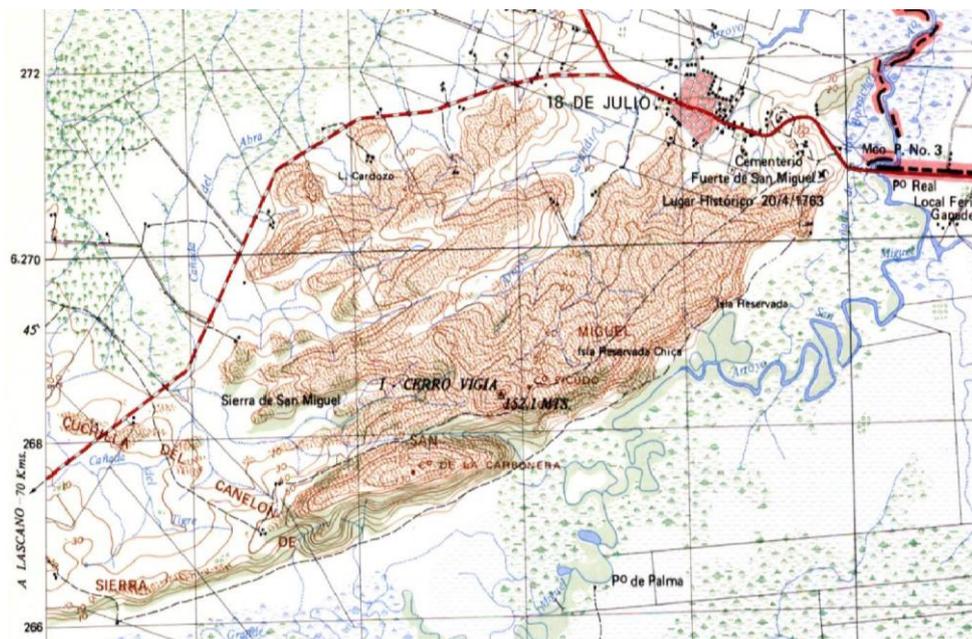


Figura 3. Carta geográfica B-23 Chuy. Escala 1:50000. Paisaje del PNSM.

Se registran en el área tres aparentes regímenes de pastoreo: pastoreo intensivo, pastoreo medio y clausura. En su extremo norte se encuentra el fuerte de San Miguel siendo considerado como la zona más antropizada del área (Figura 4). Presenta una serie de ecosistemas característicos que mantienen cierto grado de aislamiento donde la incidencia humana es mínima y controlada. Se han detectado las siguientes unidades de vegetación: bosque ribereño, bosque serrano, bosque de quebrada, praderas, pajonales y humedales (Major & Torrighelli, 1987).

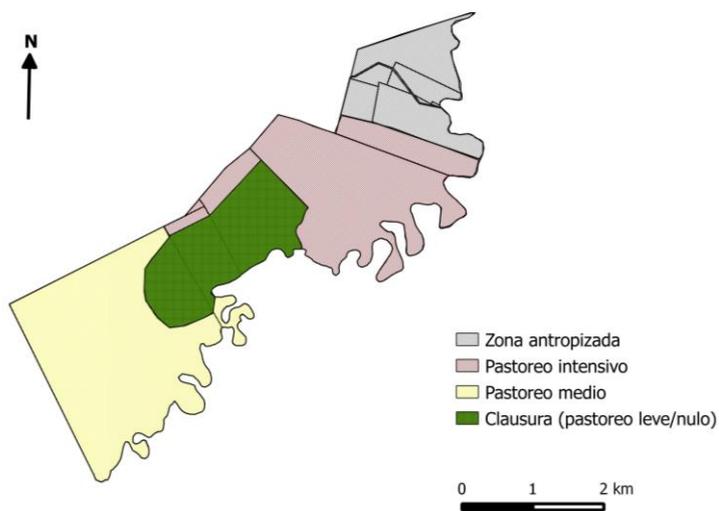


Figura 4. Mapa de los diferentes usos que se realizan en el Parque Nacional San Miguel.

Mapeo de hábitats

Para el análisis y mapeo de ambientes presentes en el PNSM se realizó una revisión de los antecedentes y mapas preliminares proporcionados por la Sección Geografía de Facultad de Ciencias. Mediante fotointerpretación de imágenes satelitales del año 2010 (escala 1:20.000), obtenidas por Google Earth, se determinó la potencial distribución espacial de los ambientes del área de estudio y se categorizó cada uno de los parches. A partir de ello se llevó a cabo una validación a campo. Como base para las características de los ambientes abiertos, como pajonales se tomó como referencia el trabajo de Lezama & Rossado (2012). Para el análisis de las características de los ambientes boscosos se realizó un relevamiento cualitativo en conjunto con expertos en ello.

Para la clasificación de ambientes se consideró la propuesta en los mapas brindados por la Sección de Geografía de Facultad de Ciencias, quienes consideraron para la misma los diferentes tipos de suelo en base al índice CONEAT, las pendientes y el análisis de imágenes satelitales clasificando diferentes coberturas (Panario *et al.* 2011). Se ajustó dicha clasificación según lo planteado por Brazeiro *et al.* (2012b).

Los mapas fueron realizados mediante georreferenciación de imágenes satelitales y correcciones a campo en el programa QGIS (QGIS Development Team, 2014).

Muestreo y Análisis de Datos

La actividad de las especies de carnívoros del área protegida se evaluó principalmente a través de la instalación de tres estaciones de huellas (1 m de diámetro) por ambiente, establecidas al azar dentro de cada uno de ellos de acuerdo a un diseño de muestreo aleatorio estratificado. La porción del área protegida que se consideró fue la zona central, donde se ubica la zona de exclusión, a modo de evitar efecto borde con las zonas de pastoreo y/o abiertas al público. Durante un muestreo piloto en el mes de julio de 2012 se evaluaron los sitios de instalación de las estaciones, de ese modo fueron ajustados en terreno a modo de establecer las estaciones en áreas adecuadas para ello (próximo a trillos, zonas de paso, áreas de sustrato parejo y descubierta), evitando zonas inundables o muy cubiertas de vegetación, y considerando que estuvieran separadas entre 400 a 500 metros dentro de cada ambiente. En el mismo mes fueron testeadas en sitios no incluidos en el estudio, estaciones con y sin cebo olfativo; a modo de evitar sesgos en cuanto a la atracción a las estaciones, no se emplearon cebos olfativos durante los meses de muestreo (Anexo III).

En total, se instalaron nueve estaciones de huellas, distribuidas equitativamente en los tres ambientes preseleccionados (tres por ambiente): Bosque Ribereño (BQR), Bosque Serrano (BQS) y Pajonal (PAJ) (Figura 5). Para el acondicionamiento de las estaciones, en los puntos seleccionados se

removió la vegetación y hojarasca y se emparejó el sustrato cuando fue necesario. Se colocó una capa base de arena gruesa y una capa superior de arena fina, a modo de generar un sustrato firme para permitir que se marquen los rastros de manera clara. Dado el tamaño, hábito e inclinación al caminar de las especies, pueden darse diferencias en la tasa de producción del marcas (huellas) y o en su detectabilidad, en el tiempo o entre sitios (Litvaitis *et al.* 1994). Por ello se establecieron las estaciones simulando similares características de suelo, para que fuese posible asumir la misma probabilidad de marcado y permanencia de las huellas, siendo las variaciones en el hallazgo causa de las variaciones en la abundancia en sí únicamente.

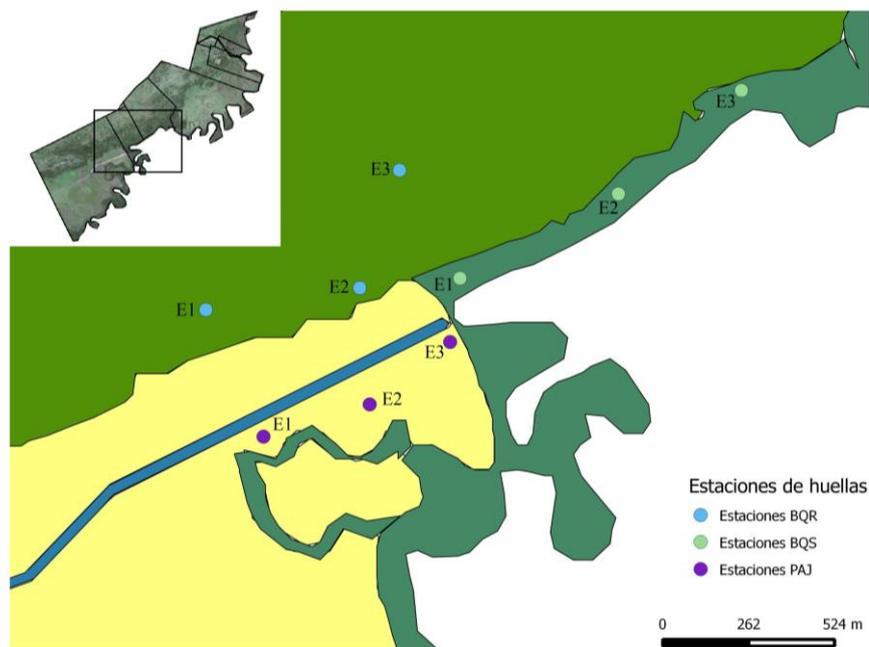


Figura 5. Ubicación de estaciones de huellas por ambiente. Se consideró una numeración de 1 a 3, de izquierda a derecha dentro de cada ambiente (E1, E2, E3). BQR: Bosque Ribereño, BQS: Bosque Serrano, PAJ: Pajonal.

Las estaciones fueron monitoreadas diariamente para el registro de las huellas presentes, y luego del registro se limpiaban para evitar sesgos de conteos dobles. Para la identificación de huellas se tomaron moldes de yeso y fotografías con referencia de tamaño. Adicionalmente para las huellas muy borrosas o no muy profundas se realizó el dibujo en acetato transparente, colocando dicho acetato encima de la huella y trazando la forma de la misma, con la ayuda de un marcador de acetatos (Smallwood & Fitzhugh 1993).

En base a las huellas detectadas en las estaciones, se determinó la presencia de especies y se estimó la abundancia relativa de las mismas. Se calculó el índice de abundancia relativa como el número de indicios por especie encontrados, dividido por el esfuerzo de muestreo realizado (Carrillo *et al.* 2000; Smallwood & Fitzhugh 1995).

$$A_{rel} = N^{\circ} \text{ indicios/unidad de esfuerzo}$$

Donde N° indicios corresponde al número de huellas detectadas y la unidad de esfuerzo, a los días de muestreo por mes.

Las comparaciones de abundancia relativa fueron realizadas para cada especie en los diferentes ambientes considerados (Carrillo *et al.* 2000), mediante el test de Mann-Whitney con el programa Past 3.x (Hammer 2014).

Simultáneamente, para el estudio de dieta se realizaron recorridos mensuales en los cuales se llevó a cabo una búsqueda de fecas por zonas preestablecidas. En un muestreo piloto, se identificaron letrinas, o sitios de tránsito donde es común encontrar fecas, ya que los carnívoros suelen ser territoriales y mantienen con cierta fidelidad sus recorridos. A modo de evitar sesgos en la recolección, todos los meses se relevó en las mismas zonas, pudiendo conocer así un máximo y mínimo de antigüedad de las fecas. Las fecas recolectadas fueron depositadas en bolsas de nylon individuales y etiquetadas. Las mismas fueron lavadas utilizando un tamiz de malla de 1 mm y posterior a ser secadas se procedió a la identificación de ítems alimenticios para la determinación de presas y correlación a un ambiente y época. Con los datos obtenidos se estimó la frecuencia de ocurrencia, FO , que corresponde a la proporción de fecas que contiene cada ítem. La FO es una buena herramienta para la caracterización de la dieta pero tiende a sobreestimar la importancia de ítems raros. Compensando ello se calculó también el porcentaje de ocurrencia, $\%O$, que permite obtener información acerca de la importancia de cada ítem en la dieta en comparación a la oferta disponible de ítems.

$$\%O = FO \times 100 / N$$

El $\%O$ involucra la proporción de fecas donde apareció el ítem (FO) multiplicado por 100 y dividido por la suma de frecuencias de ocurrencia de todas las categorías (N).

La variedad de recursos que una población explota define su “nicho trófico”; una población que explota pocos tipos de recursos tendrá un nicho estrecho y viceversa (Roughgarden, 1972). La diversidad de presas se calculó utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

$$H = -\sum ((pi)(\log_2(pi)))$$

Donde H es el índice de Shannon-Wiener y pi la proporción de la dieta del depredador sobre la presa i . $H=0$ cuando el depredador consuma un único tipo de presa y H será máximo cuando todos los ítems alimenticios estén representados de manera equitativa en la dieta ($H_{max} = \log_2(n)$)

La amplitud de la dieta se calculó utilizando el índice estandarizado de Levins (Levins 1968; Krebs 1989) empleando el método propuesto por Labropoulou & Eleftheriou (1997).

$$Bi = (1/n) - 1 / ((1/\sum pi^2) - 1)$$

B_i es el índice estandarizado de Levins para un depredador, donde p_i refiere a lo explicado anteriormente y n al número de recursos disponibles (ítems alimenticios o categorías de presas). Los valores de este índice fluctúan de 0 a 1, cuánto más cercanos a 0 indican que la dieta está dominada por pocas presas, por lo tanto se trata de un depredador especialista y más cercanos a 1 corresponden a dietas de depredadores generalistas (Krebs 1989, Labropoulou & Eleftheriou 1997).

Adicionalmente se contó con dos cámaras trampa (Stealth Cam - Sniper Shadow), las cuales fueron instaladas escalonadamente mes a mes a modo de cubrir el tramo considerado en este estudio. En el BQR y BQS las cámaras permanecieron activadas durante todo el muestreo, mientras que en el PAJ únicamente se instalaron durante 5 días al mes en los cuales se permanecía en el área, por cuestiones de seguridad ya que en el último ambiente mencionado quedaban al descubierto ante posibles siniestros.

Para la evaluación del potencial indicador de cada especie, se utilizó el método de Valor Indicador (Indicator Value - InVal), propuesto por Dufrene y Legendre (1997). Este método se basa en dos atributos que describen el patrón de uso de hábitats de las especies, la especificidad (i.e., proporción de la abundancia total registrada en un hábitat particular, la mayor especificidad se da cuando el 100% de los individuos ocurrieron en único tipo de hábitat), y la fidelidad (i.e., la proporción de las ocurrencias temporales que ocurren dentro del mismo hábitat). Ambos descriptores se midieron de manera independiente para cada especie. Se consideraron para ellos los datos obtenidos en las estaciones de huellas durante los primeros tres meses de muestreo (Agosto-Setiembre-October), antes de la perturbación humana en el área, para evitar sesgos ante la misma.

A partir de los datos de especificidad (A_{ij}) y fidelidad (B_{ij}) de cada especie respecto a cada tipo de hábitat, se calculó el Valor Indicador de cada especie ($InVal_{ij}$). Este índice se calcula con las siguientes fórmulas:

$$A_{ij} = N_{individuos_{ij}} / N_{individuos_i}$$

en donde A_{ij} es una medida de especificidad, $N_{individuos_{ij}}$ es el número promedio de individuos de la especie i en todos los sitios del ambiente j , y $N_{individuos_i}$ es la suma de los números promedios de individuos de la especie i en todos los grupos;

$$B_{ij} = N_{sitios_{ij}} / N_{sitios_j}$$

en donde B_{ij} es una medida de fidelidad, $N_{sitios_{ij}}$ es el número de sitios en el ambiente j en donde la especie i está presente, mientras que N_{sitios_j} es el número total de sitios en ese ambiente.

Por lo tanto, el porcentaje de valor indicador (InVal) para la especie i en el ambiente j es:

$$InVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

InVal varía entre 0 y 100. Las especies con un InVal mayor o igual a 50 respecto a un hábitat determinado, serán consideradas como buenas indicadoras del mismo. Las especies con valores intermedios, entre 25 y 50, serán consideradas como detectoras, ya que proveen información de más de un hábitat y pueden dar nociones de la dirección de los cambios en la calidad del hábitat (grado de conservación o grado de perturbación) (Tejeda-Cruz *et al.* 2008).

Para comparar la abundancia de las especies del ensamble de carnívoros, se utilizaron gráficos de rango-abundancia (Feinsinger 2001), teniendo en cuenta el valor de indicador de cada especie para analizar visualmente la relación entre la abundancia de las especies y su utilidad como indicadores ecológicos.

A partir de los resultados obtenidos en el InVal se procedió al análisis de sensibilidad de aquellas especies que resultaron indicadoras a la calidad de hábitat, teniendo como quiebre la actividad humana registrada en el área. Se consideraron para ello los datos de abundancia de las especies antes y después de la afectación antrópica. Se calculó la abundancia promedio (*Apre*) de los meses previos al disturbio (Agosto-Setiembre-October) y la abundancia promedio (*Apost*) de los meses posteriores al mismo (Noviembre-Diciembre-Enero). La diferencia *Apre-Apost*, da una idea de la sensibilidad de la especie considerada a la alteración del hábitat. Para comprobar si estas diferencias fueron significativas se realizó un ANOVA de una vía. Sumado a ello, se evaluó la relación entre la afectación y la distancia al sendero de cada estación de muestreo. La sensibilidad al cambio provocado por la perturbación es un reflejo de que tan buen indicador son la o las especies consideradas.

Para los análisis gráficos y estadísticos se utilizaron el software libre R (R Development Core Team 2008), Past 3.x (Hammer 2014) y Microsoft Excel 2010.

Ambientes del Parque Nacional San Miguel

Considerando el relevamiento llevado a cabo por Lezama & Rossado (2012), se estableció que contiguo al bosque ribereño, a menudo entre éste y la ladera de la sierra, se desarrolla el ambiente de pajonal (PAJ), ubicado sobre suelos planos y húmedos y caracterizado por gramíneas de alto porte. Esta asociación cubre un área importante dentro del parque. En algunos sitios el pajonal presenta bosquecillos o árboles dispersos, siendo las especies similares a las del bosque ribereño. La fisonomía vegetal, varió dependiendo del régimen de pastoreo existente. A pesar de existir esta zona de clausura, se detectaron signos de pastoreo por caballos y/o vacas en varios sitios relevados. Lezama & Rossado (2012) plantearon que la riqueza de especies, se vio afectada por el régimen de pastoreo (pastoreo leve presenta mayor riqueza); el número de especies exóticas fue mayor en sitios de pastoreo intensivo. Esto fue comprobado a campo en los meses de muestreo. No fueron analizadas las especies encontradas en su totalidad.

En cuanto a la porción de bosques y vegetación leñosa, Haretche & Rossado (2013) llevaron a cabo el reconocimiento de especies dentro de los ambientes boscosos que se tomó como base para el análisis. Para un mismo tipo de vegetación se detectaron diferencias importantes según la intensidad de pastoreo, al igual que en el PAJ, presentando un mayor desarrollo del estrato arbustivo donde el pastoreo es menor o nulo, también diferencias en el porte y en tapiz herbáceo, y mayor abundancia de plantas trepadoras. Se registraron también indicios de ganado en los ambientes boscosos de la zona de clausura. La gran heterogeneidad ambiental del área, determinó la existencia de distintos tipos de vegetación leñosa, aunque los límites fueron a menudo muy graduales entre uno y otro.

El bosque ribereño (BQR), se desarrolla en la costa del arroyo San Miguel, es de suelo húmedo con poca pendiente, bajo (5 m), muy denso, con árboles de régimen mayormente tallar producto de antiguas talas. Las trepadoras son escasas y las epífitas presentan abundancia media. Se distinguen en este ambiente cuatro estratos: herbáceo, arbustivo, arbóreo general con predominio de *Eugenia uruguayensis* y *Sebastiania commersoniana*, y arbóreo emergente formado por individuos dispersos de *Sapium glandulosum*, *Erythrina crista-galli* y *Syagrus romanzoffiana*, siendo esta última muy común.

El bosque serrano (BQS), se desarrolla en la cima y laderas de la Sierra de San Miguel. Su densidad y altura son bastante variables, al igual que la pendiente, grado de rocosidad y humedad del suelo. En general los bosques presentan más desarrollo en la ladera sur. Un pequeño bosque de quebrada se desarrolla en una porción, que dado su escaso tamaño no se consideró para el estudio de carnívoros, que emplean territorios más amplios. Las plantas trepadoras son bastante frecuentes, al igual que las epífitas. El porte general del bosque es de medio a bajo (5-6 m de altura). Se distinguen

los mismos cuatro estratos. El estrato arbóreo general está compuesto por varias especies, siendo muy frecuentes: *Scutia buxifolia*, *Lithraea brasiliensis*, *Eugenia uruguayensis*, *Blepharcalyx salicifolius*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Allophylus edulis*; en el estrato arbóreo emergente se encuentran principalmente *Syagrus romanzoffiana*, *Ficus luschnathiana* y *Zanthoxylum* sp.

El mapa de ambientes obtenido a partir de imágenes satelitales y validación a campo se muestra en la Figura 6.

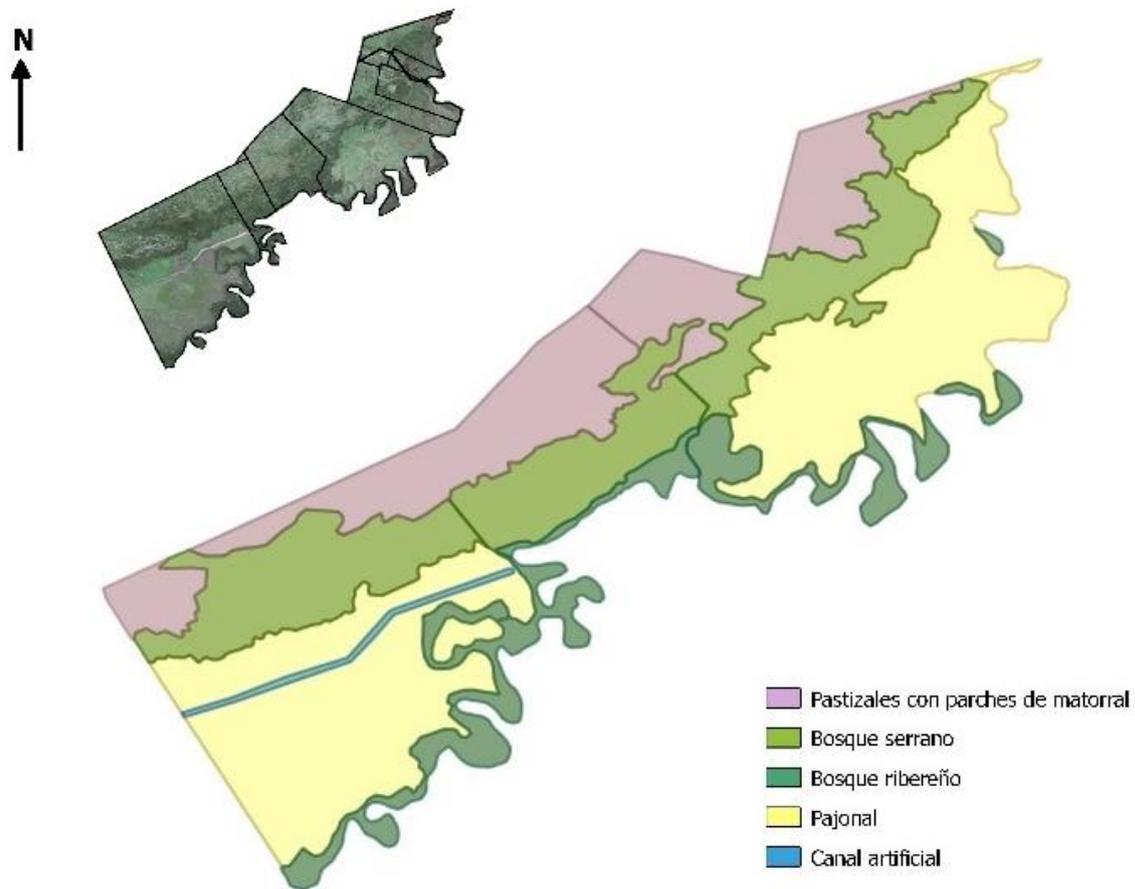


Figura 6. Principales ambientes del área protegida Parque Nacional San Miguel. Clasificación de ambientes según relevamiento a campo y la realizada por Brazeiro *et al.* 2012.

Ensamble de carnívoros

Fueron detectadas seis especies de carnívoros dentro del área de estudio, tanto por rastros como por avistamientos directos y cámaras trampa: *Cerdocyon thous*, *Lontra longicaudis*, *Conepatus chinga*, *Procyon cancrivorus*, *Leopardus geoffroyi* y *Leopardus wiedii* (Figura 7 y 8). No fueron detectados *Lycalopex gymnocercus* y *Leopardus braccatus*, previamente citados para el área (González *et al.* 2003, 2004) (Anexo IV).

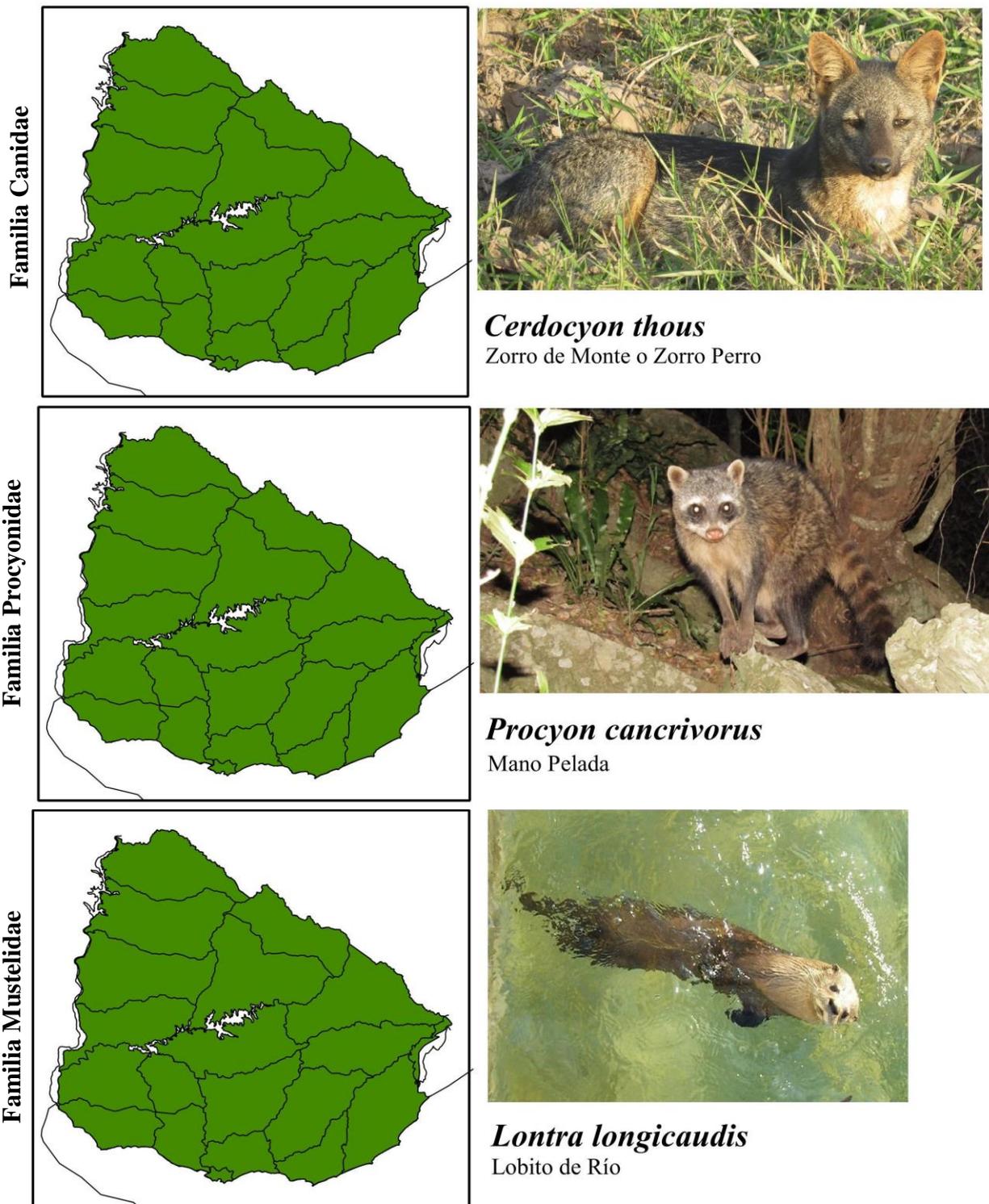
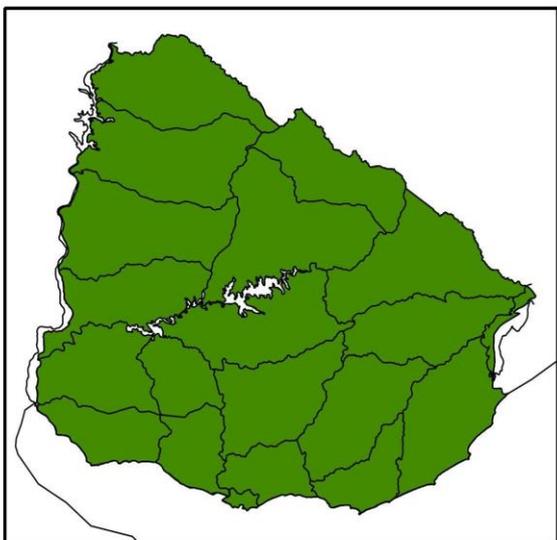


Figura 7. Especies de carnívoros pertenecientes a los órdenes Canidae, Procyonidae y Mustelidae presentes en el área protegida Parque Nacional San Miguel. Mapas de distribución según González & Martínez-Lanfranco (2010).

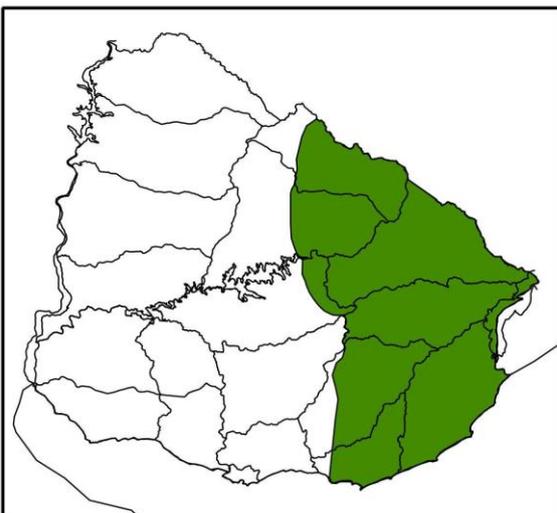
Familia Felidae



Leopardus geoffroyi

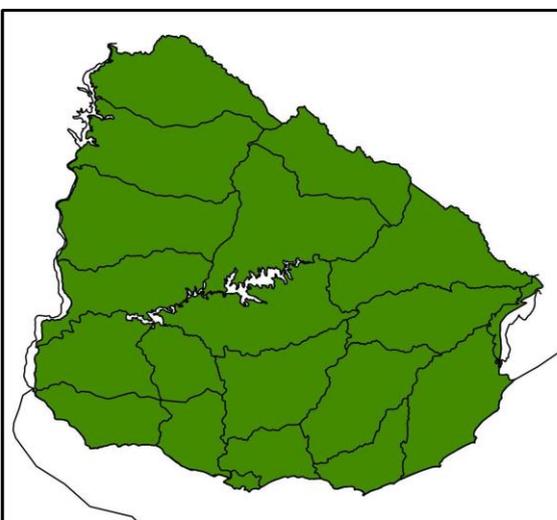
Gato Montés

Familia Mephitidae



Leopardus wiedii

Margay



Conepatus chinga

Zorrillo

Figura 8. Especies de carnívoros pertenecientes a los órdenes Felidae y Mephitidae presentes en el área protegida Parque Nacional San Miguel. Mapas de distribución según González & Martínez-Lanfranco (2010).

Mediante las cámaras trampa (Figura 9) fueron identificadas cuatro especies de carnívoros: *C. thous* en los tres ambientes considerados, *L. wiedii* en BQS, *P. cancrivorus* en el PAJ y BQR, y *C. chinga* en PAJ. En el BQR, fueron identificados diez individuos de *C. thous*, mientras que en el BQS

se identificaron seis, de los cuales tres eran crías; dos en el PAJ. Las demás especies registradas, fueron con un único individuo. Los mismos fueron identificados acorde a distintos patrones de coloración que presentan individuos de la misma especie; además en varias ocasiones fueron detectados varios ejemplares simultáneamente.

Se realizaron 21 avistamientos de carnívoros. En el pajonal fueron detectados: un individuo de *Leopardus geoffroyi* de pelaje melánico y cuatro individuos de *C. thous*. En el bosque ribereño se avistaron cinco individuos de *C. thous*. En el bosque serrano, un individuo de *Leopardus geoffroyi* de pelaje melánico, tres individuos de *C. thous* y uno de *C. chinga*. En las proximidades de la casa del guardaparque se identificaron siete ejemplares de *C. thous*.



Figura 9. Algunos ejemplos de fotografías diurnas y nocturnas tomadas a partir de cámaras trampa, correspondientes a *Leopardus wiedii*, *Cerdocyon thous*, *Conepatus chinga* y *Procyon cancrivorus*.

Presencia y abundancia de las especies registradas

Al menos cinco fueron las especies detectadas en las estaciones de huellas en los diferentes ambientes: *Cerdocyon thous*, *Lontra longicaudis*, *Conepatus chinga*, *Procyon cancrivorus*, *Leopardus sp.* Las especies de la familia Felidae no pudieron ser identificadas a nivel de especie debido a que sus huellas no presentan diferencias marcadas, por este motivo la identificación se limitó al género. Las especies registradas en cada ambiente se muestran en la Tabla 1, con sus respectivos valores de especificidad y fidelidad durante todo el muestreo.

Tabla 1. Especies de carnívoros registradas por ambiente. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal. Ceros simbolizan ausencias. A=Especificidad, B=Fidelidad

Especie	Ambiente		
	BQR	BQS	PAJ
<i>Cerdocyon thous</i>	A = 0,66; B = 0,89	A = 0,13; B = 0,44	A = 0,21; B = 0,50
<i>Leopardus sp.</i>	A = 0,17; B = 0,39	A = 0,60; B = 0,83	A = 0,23; B = 0,33
<i>Procyon cancrivorus</i>	A = 0,001; B = 0,66	0	A = 1; B = 1
<i>Lontra longicaudis</i>	0	0	A = 1; B = 0,44
<i>Conepatus chinga</i>	A = 0,27; B = 0,17	A = 0,56; B = 0,22	A = 0,17; B = 0,06

El esfuerzo total de muestreo con trampas de huellas alcanzó los 105 días de observación. En el bosque ribereño, se registró la presencia de *C. thous* en un 67% de los días muestreados, *Leopardus sp.* 19%, *C. chinga* 4% y *P. cancrivorus* 1%. En el bosque serrano *Leopardus sp.* 45%, *C. thous* 23% y *C. chinga* 8%. Finalmente en el pajonal *P. cancrivorus* 89%, *C. thous* 28%, *Leopardus sp.* 28%, *L. longicaudis* 27% y *C. chinga* 4%. Existieron además diferencias temporales durante los meses de muestreo (Figura 10).

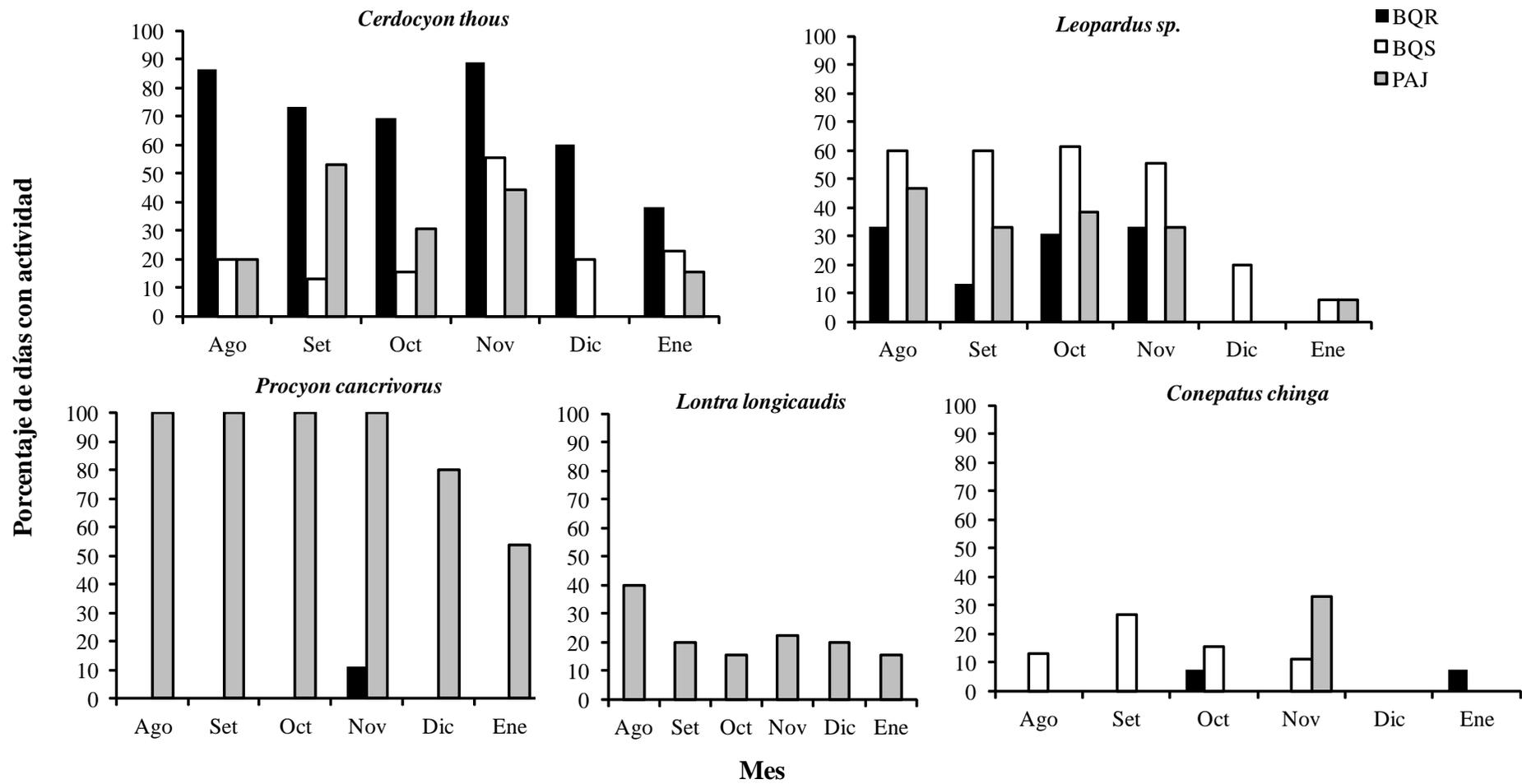


Figura 10. Variaciones en la presencia de especies de carnívoros, expresado en porcentaje de días de muestreo con actividad en función de los meses de muestreo, diferenciado por especie y por ambiente considerado. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal.

La abundancia relativa de los carnívoros detectados, calculada como el número de indicios encontrados en un número dado muestreos en las estaciones de huellas, mostró diferencias entre carnívoros y en el espacio y tiempo (Figura 11).

Cerdocyon thous presentó un promedio mayor de abundancia en el BQR (0,72 indicios/días de muestreo \pm 0,51 D.E.), seguido por el PAJ (0,23 \pm 0,17 D.E.) y el BQS (0,14 \pm 0,07 D.E.). Estas diferencias fueron muy significativas en el test de Mann-Whitney ($p < 0,01$ en el análisis pareado de BQR y PAJ, $p < 0,001$ para BQR y BQS).

Leopardus sp. presentó un promedio mayor abundancia en el BQS (0,37 indicios/días de muestreo \pm 0,19 D.E.), seguido por el PAJ (0,14 \pm 0,09 D.E.) y el BQR (0,10 \pm 0,08 D.E.). En la comparación entre ambientes, estas diferencias fueron también significativas ($p < 0,05$ en el análisis pareado de BQS y PAJ, $p < 0,01$ para BQR y BQS).

Procyon cancrivorus presentó un promedio mayor abundancia en el PAJ (1,64 indicios/días de muestreo \pm 1,11 D.E.), seguido por el BQR (0,01 \pm 0,01 D.E.) con un único registro. No fue registrado en el BQS y un único registro fue hecho en el BQR, por lo que su abundancia resultó con diferencias muy significativas a favor del PAJ en contra de los restantes ambientes ($p < 0,001$).

Lontra longicaudis presentó mayor abundancia en el PAJ (0,11 indicios/días de muestreo \pm 0,03 D.E.), y no fue registrado en los restantes ambientes (con significancia estadística $p < 0,01$).

Conepatus chinga presentó en promedio mayor abundancia en el BQS (0,04 indicios/días de muestreo \pm 0,03 D.E.), seguido por el BQR (0,02 \pm 0,03 D.E.) y el PAJ (0,01 \pm 0,03 D.E.). Las diferencias entre ambientes no resultaron significativas dado a los bajos registros de esta especie en todos los ambientes ($p < 0,5$).

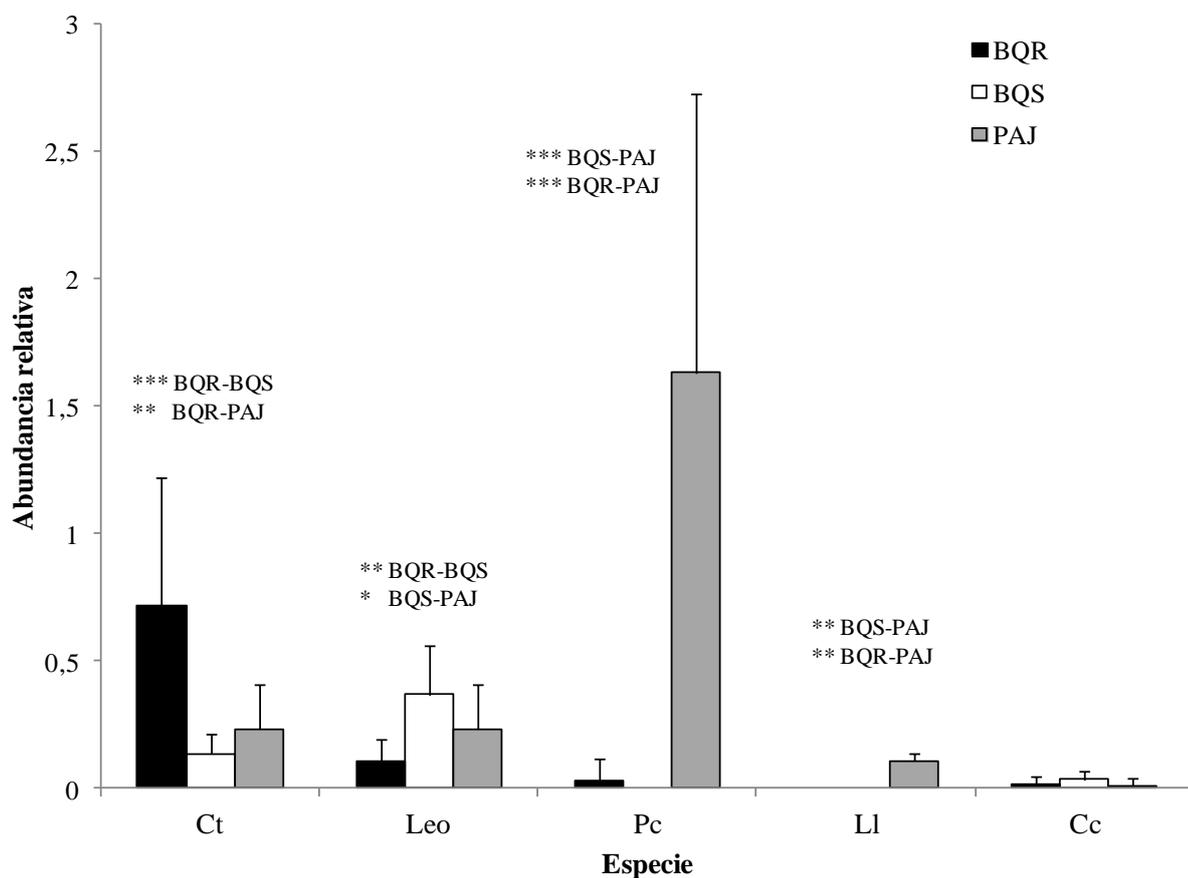


Figura 11. Promedio de abundancias relativas de carnívoros del área protegida por ambiente. Líneas verticales representan el desvío estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas entre los ambientes según test Mann-Whitney: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. Esta información no es comparable entre especies. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal, Ct = *Cerdocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

La abundancia de *Leopardus sp.* presentó comportamientos similares mes a mes en los distintos ambientes, manteniéndose relativamente constante hasta que comenzó a disminuir a partir de Noviembre, hasta Enero. El mismo comportamiento de disminución en Diciembre y Enero se observó en *L. longicaudis* en el PAJ. Lo mismo con *P. cancrivorus* en el PAJ, disminuyendo progresivamente de Noviembre a Enero. En el BQR, *C. thous* disminuyó lentamente hasta el mes de Octubre, a partir del cual se registró una disminución abrupta de su abundancia; en el BQS se repite lo visto en *Leopardus sp.*; finalmente en el PAJ su abundancia fue en aumento en los meses de Setiembre y Octubre, y sufre una abrupta disminución también en Diciembre y Enero. Se ilustran en la Figura 12 las variaciones de abundancia mencionadas de las especies detectadas en cada ambiente.

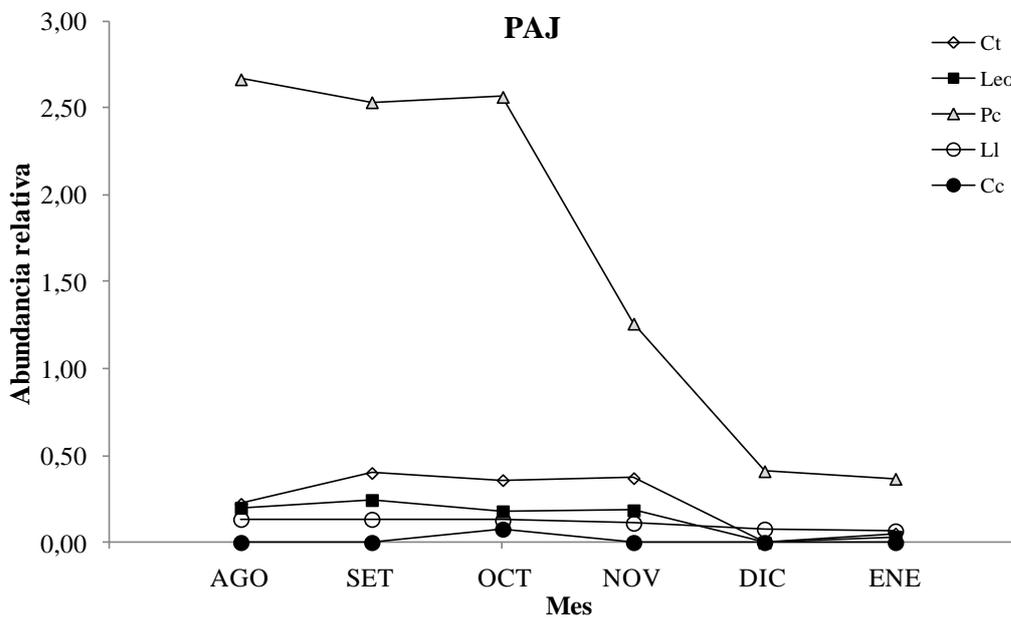
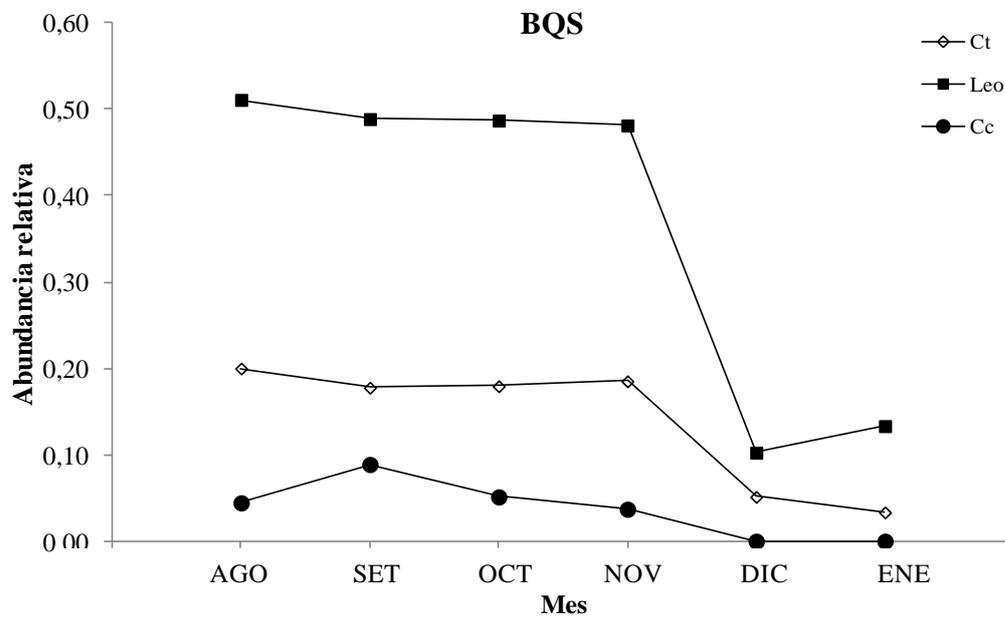
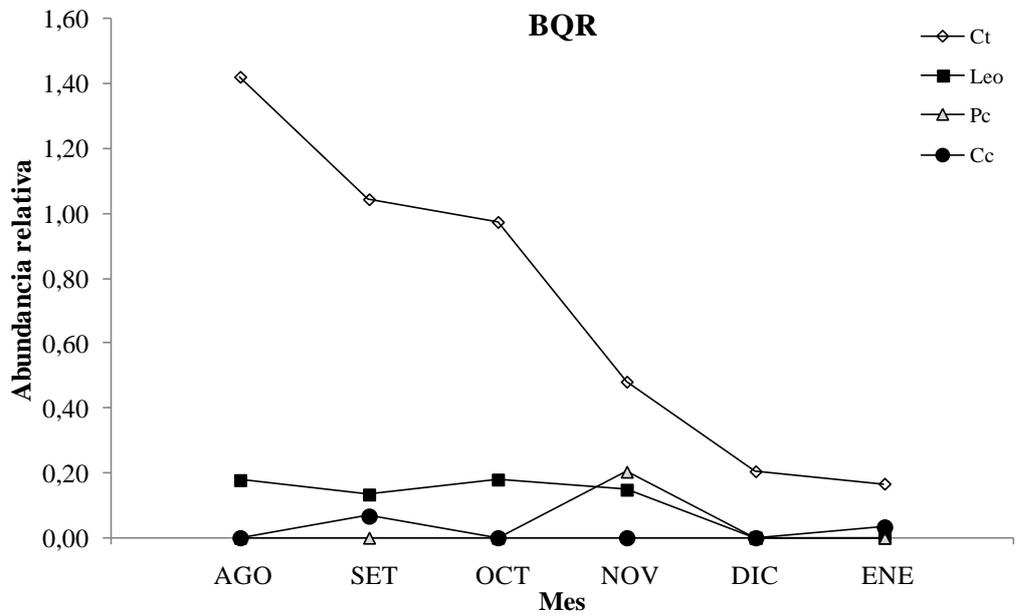


Figura 12. Abundancia relativa de las especies de carnívoros por ambiente considerado. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal, Ct = *Cerdocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

Valor Indicador

A partir de los datos de las estaciones de huellas, considerando los meses previos al impacto antrópico, de los cinco rastros de carnívoros considerados, cuatro resultaron ser buenas especies indicadoras para un determinado ambiente (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de InVal de cada especie en relación a cada uno de los tres ambientes considerados. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal, Ct = *Cerdocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

		InVal				
Ambiente	Especie	Ct	Leo	Pc	Ll	Cc
	BQR	69,10	10,48	-	-	4,51
	BQS	4,97	57,16	-	-	18,75
	PAJ	10,95	10,66	100	55,56	2,60

Cerdocyon thous, con un InVal = 69,10, resulta ser especie indicadora en el BQR. *Leopardus sp.*, con un InVal = 57,16, en el BQS. Y finalmente, en el PAJ se destacó *Procyon cancrivorus* con un InVal = 100 y *Lontra longicaudis* con un InVal=55,56. Las primeras tres especies resultaron ser las más abundantes con respecto al resto de las especies detectadas dentro de su respectivo ambiente, no así *L. longicaudis* que aparece en abundancias no elevadas pero con alto grado de especificidad hacia el PAJ (Figura 13).

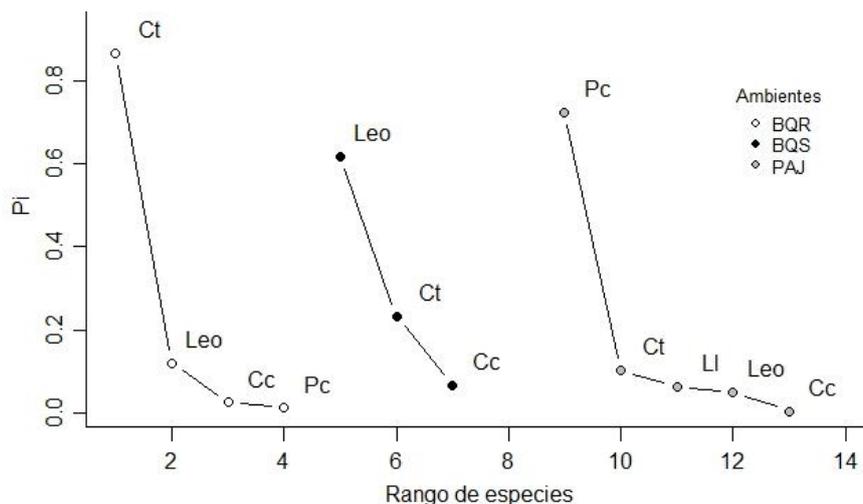


Figura 13. Curva de rango-abundancia de las especies de carnívoros detectadas en su respectivo ambiente. Pi = abundancia proporcional (abundancia de la especie *i* en relación a la abundancia total de todas las especies del ambiente dado). BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal, Ct = *Cerdocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

Efectos antrópicos e Indicadores de calidad de hábitat

Las abundancias promedio de las especies indicadoras disminuyeron luego de la perturbación antrópica (Figura 14). *C. thous* disminuyó en 75,2% en los meses de Noviembre-Diciembre-Enero, *Leopardus sp.* en un 51,8%, *P. cancrivorus* en un 73,8% y *L. longicaudis* en un 35,5%. Las disminuciones de las primeras tres especies resultaron significativas ($p < 0,001$ para *C. thous* y *P. cancrivorus*, $p < 0,01$ para *Leopardus sp.*), no así la disminución en abundancia de *L. longicaudis* ($p < 0,5$). Estos porcentajes reflejan la sensibilidad de las especies a cambios ambientales, siendo *P. cancrivorus* la más sensible.

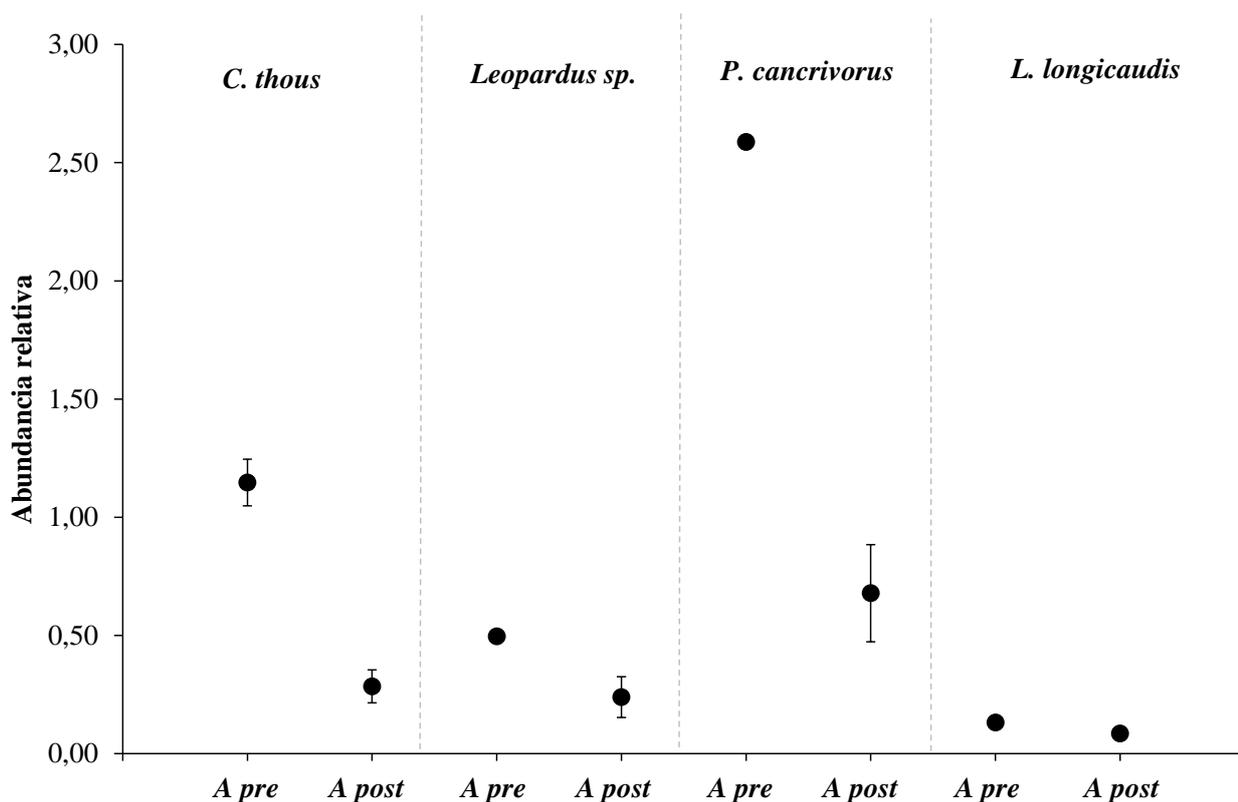


Figura 14. Variaciones en la abundancia relativa promedio de las especies indicadoras en sus respectivos ambientes, antes (*A pre*) y después (*A post*) de la perturbación antrópica. *C. thous* en BQR. *Leopardus sp.* en BQS. *P. cancrivorus* y *L. longicaudis* en PAJ. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal. *C. thous*=*Cerdocyon thous*, *P. cancrivorus*=*Procyon cancrivorus*, *L. longicaudis*=*Lontra longicaudis*.

Se encontró una más rápida disminución de abundancia en aquellas estaciones más próximas al camino que atraviesa el área donde se llevaron a cabo las actividades humanas (Anexo V): en la estación 3 del BQR para *C. thous*, en la estación 2 del BQS para *Leopardus sp.* y en la estación 3 del PAJ para *P. cancrivorus* y *L. longicaudis* (Figura 15). En las restantes especies, estos patrones por separado no se vieron tan marcados (Anexo VI), dando respaldo al rol indicador de las especies antes mencionadas.

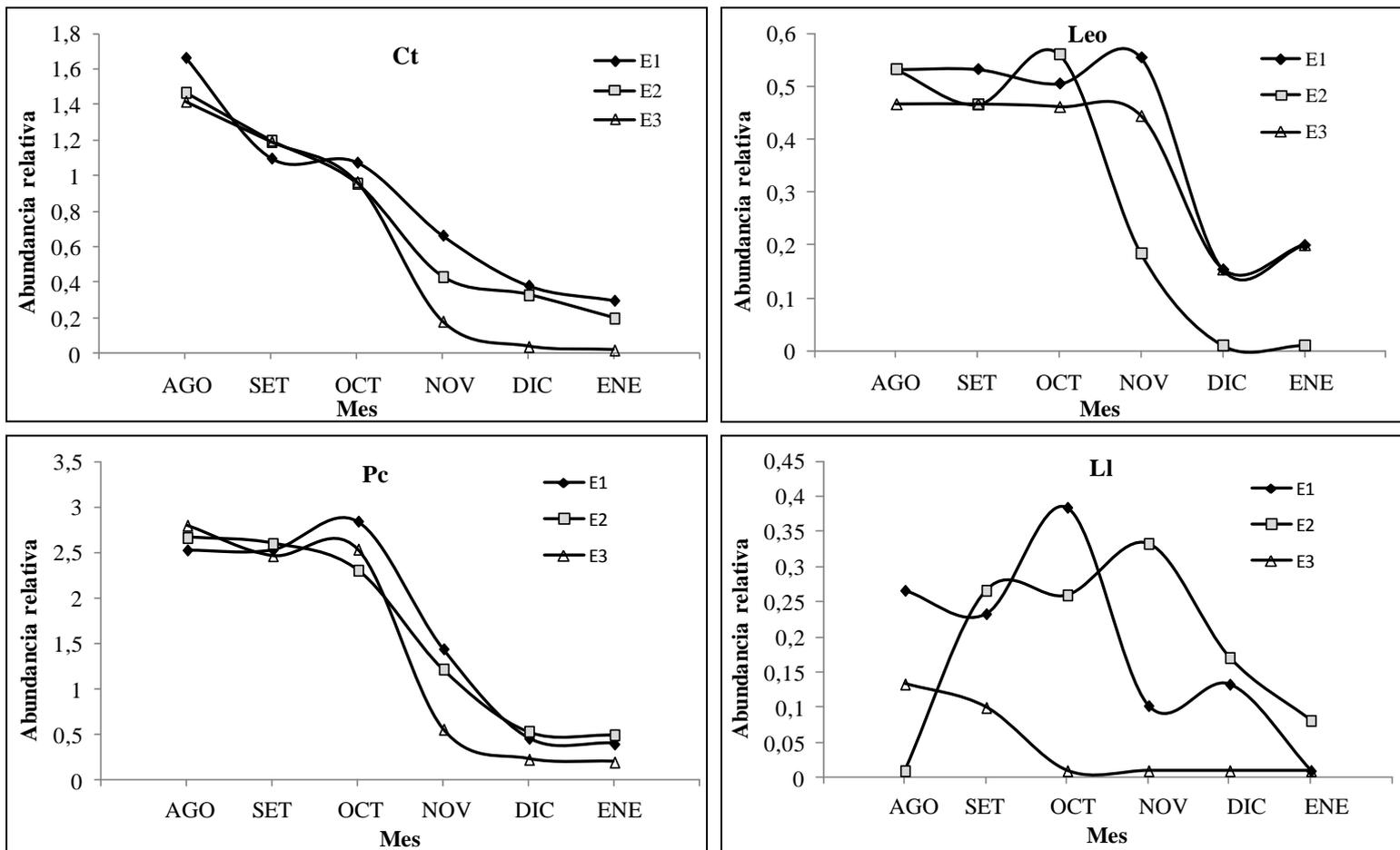


Figura 15. Variaciones en abundancia relativa mensual de carnívoros indicadores de sus respectivos ambientes por estación de huellas (E1, E2 y E3). Ct= *Cerdocyon thous* en BQR. Leo= *Leopardus sp* en BQS. Pc= *Procyon cancrivorus* y Ll= *Lontra longicaudis* en PAJ. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal.

Se detectó una correlación negativa entre la sensibilidad de las especies, expresada como el porcentaje de cambio en las abundancias por estación de huellas, y la distancia a la zona más perturbada (Figura 16). Para *C. thous*, *Leopardus sp.* y *P. cancrivorus* se encontró una tendencia logarítmica de la abundancia en relación a la distancia a la zona perturbada. Sin embargo esta correlación no se dio para *L. longicaudis*, coincidentemente con las restantes fue en la estación más próxima donde se dio la disminución más marcada y rápida, pero en la E2 del PAJ hubo un aumento del 9,1% en la abundancia promedio, visto con signo negativo en el gráfico.

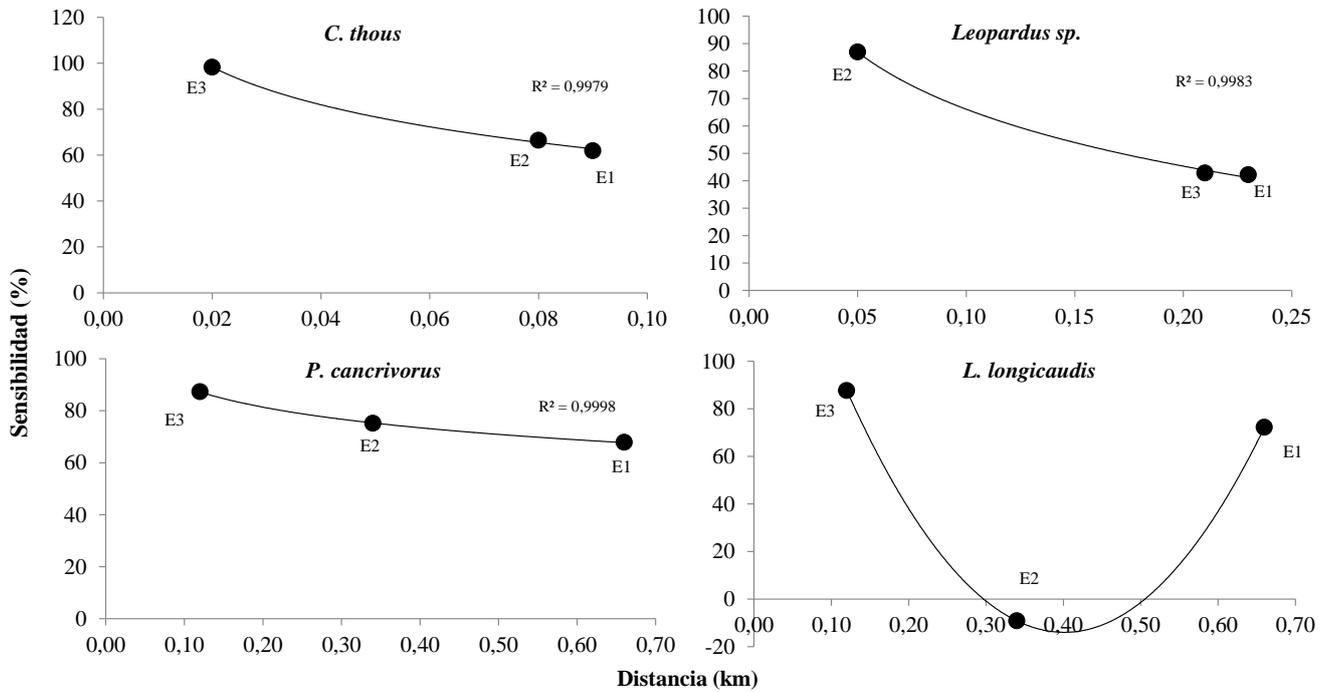


Figura 16. Relación entre sensibilidad de las especies indicadoras (diferencia *A pre*-*A post* en la abundancia) y la distancia (km) a la zona perturbada. *C. thous*=*Cerdocyon thous*, *P. cancrivorus*=*Procyon cancrivorus*, *L. longicaudis*=*Lontra longicaudis*.

La especificidad y la fidelidad de las especies a los respectivos ambientes se vio afectada por la perturbación antrópica (Tabla 3). Con los valores observados posterior al impacto solo *P. cancrivorus* se mantendría como especie indicadora (InVal=90,91), mientras que las otras tres calificarán como detectoras (*C. thous* con InVal=42,96, *Leopardus sp.* con InVal=44,12 y *L. longicaudis* con InVal=33,33).

Tabla 3. Variaciones en la especificidad (A) y fidelidad (B) de las especies antes (A pre) y después (A post) de la perturbación. BQR=Bosque Ribereño, BQS=Bosque Serrano, PAJ=Pajonal. *C. thous*=*Cerdocyon thous*, *P. cancrivorus*=*Procyon cancrivorus*, *L. longicaudis*=*Lontra longicaudis*.

Especie	Ambiente					
	BQR		BQS		PAJ	
	<i>A pre</i>	<i>A post</i>	<i>A pre</i>	<i>A post</i>	<i>A pre</i>	<i>A post</i>
<i>C. thous</i>	A = 0,69; B = 1	A = 0,55; B = 0,89	A = 0,11; B = 0,44	A = 0,17; B = 0,89	A = 0,20; B = 0,56	A = 0,27; B = 0,89
<i>Leopardus sp.</i>	A = 0,19; B = 0,56	A = 0,14; B = 0,22	A = 0,57; B = 1	A = 0,56; B = 0,67	A = 0,24; B = 0,44	A = 0,20; B = 0,22
<i>P. cancrivorus</i>	0	A = 0; B = 0,66	0	0	A = 1; B = 1	A = 0,91; B = 0,99
<i>L. longicaudis</i>	0	0	0	0	A = 1; B = 0,56	A = 1; B = 0,33
<i>C. chinga</i>	A = 0,20; B = 0,22	A = 0,27; B = 0,17	A = 0,56; B = 0,33	A = 0,27; B = 0,17	A = 0,17; B = 0,06	A = 0,23; B = 0,11

Dieta de carnívoros estudiados

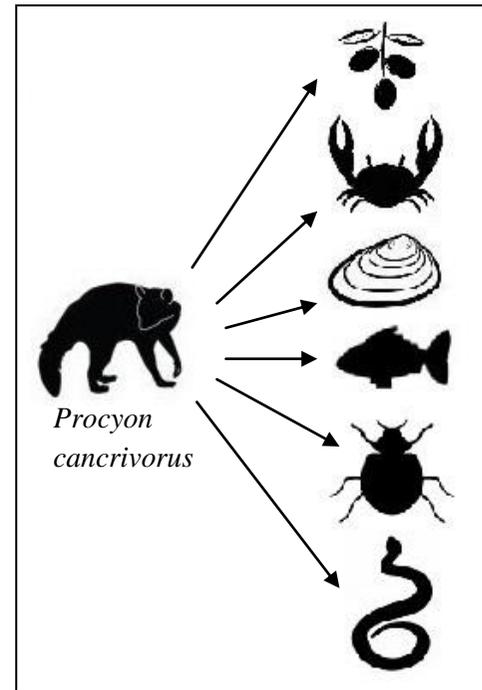
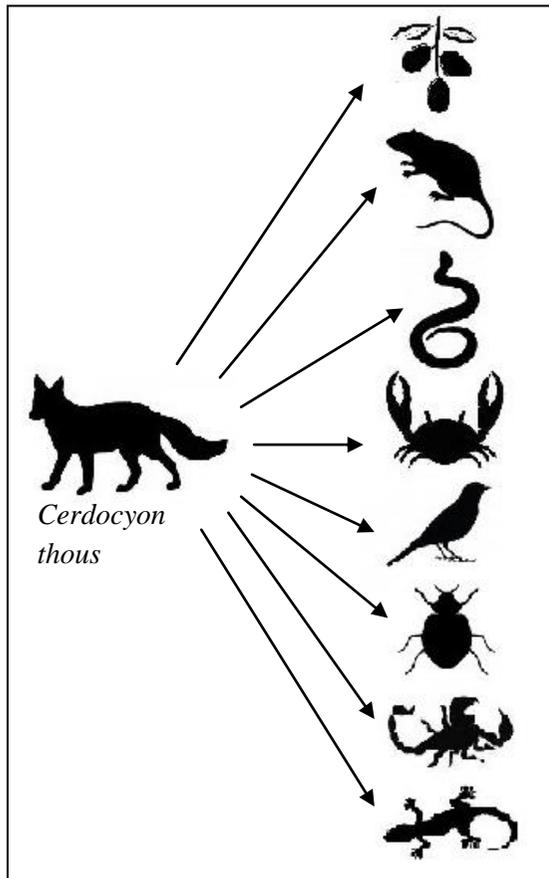
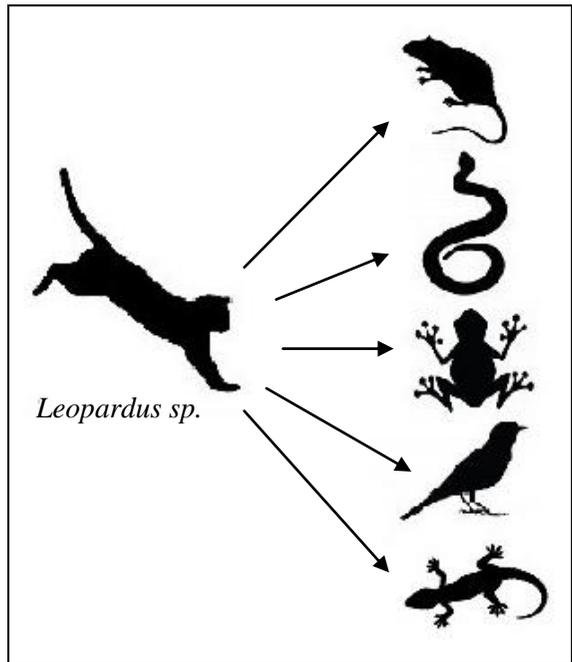
Fueron analizadas un total de 186 fecas, colectadas durante los 6 meses de muestreo (Figura 17). En la Tabla 4 se detalla el número de fecas analizadas por especie y mes de colecta. El resultado global del análisis de dietas se presenta en la Figura 18, donde se representa los ítems alimenticios detectados en las dietas de cada especie.

Tabla 4. Número de fecas por especie en cada mes de estudio y números totales. Ct = *Cerdocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

ESPECIE	MES						TOTAL
	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	Ene	
Ct	12	19	23	21	17	27	119
Leo	2	2	4	5	3	6	22
Pc	3	4	2	3	5	5	22
Ll	2	2	2	2	3	4	15
Cc	2	1	2	0	1	2	8



Figura 17. Fecas. Fotos superiores: feca de *C. thous* previo a su análisis, germinación de semillas contenidas. Fotos inferiores: fecas de *P. cancrivorus* procesada y separada por sus ítems contenidos.



- Ítems alimenticios**
1. Cangrejos
 2. Insectos
 3. Frutos
 4. Escorpiones
 5. Anfibios
 6. Aves
 7. Almejas y Caracoles
 8. Lagartijas
 9. Peces
 10. Serpientes
 11. Pequeños mamíferos

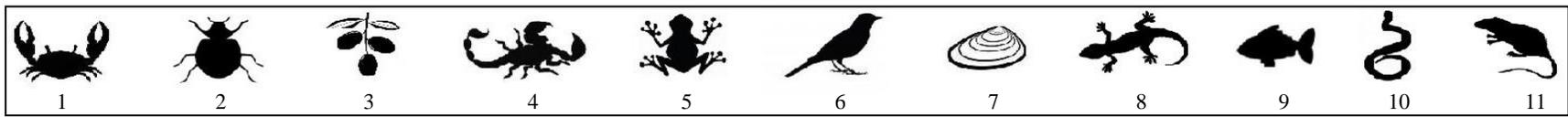
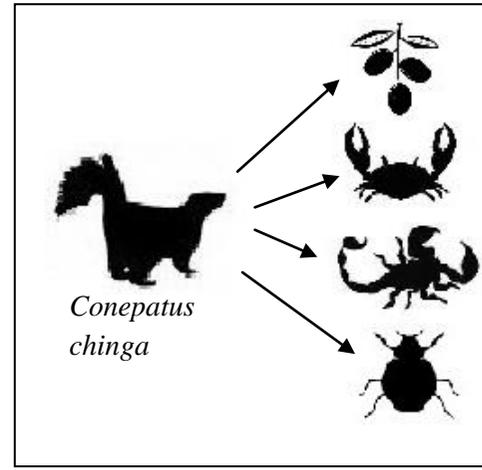
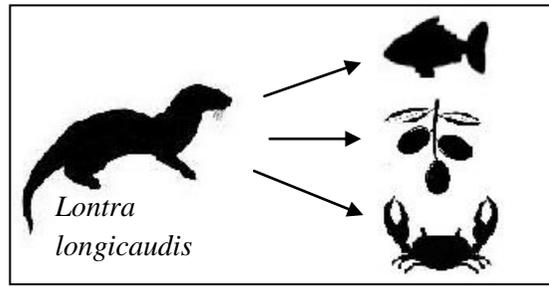


Figura 18. Dieta de los carnívoros estudiados en el Parque Nacional San Miguel, indicando los ítems alimenticios identificados para cada especie.

Para cada especie fueron identificados los ítems alimenticios presentes en las fecas para cada mes de muestreo, los promedios de porcentaje de ocurrencia se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Porcentaje de ocurrencia promedio de los ítems alimenticios por especie. *C. thous*=*Cerdocyon thous*, *P. cancrivorus*=*Procyon cancrivorus*, *L. longicaudis*=*Lontra longicaudis*, *C. chinga*=*Conepatus chinga*.

		Porcentaje de ocurrencia (%)				
Ítem	Especie	<i>C. thous</i>	<i>Leopardus sp.</i>	<i>P. cancrivorus</i>	<i>L. longicaudis</i>	<i>C. chinga</i>
Cangrejos		6,5 ±1,3 D.E.	-	16,7 ±7,6 D.E.	23,8 ±14,9 D.E.	-
Insectos		3,9 ±2,8 D.E.	-	6,3 ±6,8 D.E.	4,8 ±6,2 D.E.	47,1 ±10,7 D.E.
Frutos		39,4 ±15,3 D.E.	-	4,2 ±4,2 D.E.	-	29,4 ±15,1 D.E.
Escorpiones		3,0 ±1,9 D.E.	-	-	-	17,6 ±11,2 D.E.
Anfibios		8,7 ±3,7 D.E.	11,8 ±12,4 D.E.	4,2 ±9,5 D.E.	-	-
Aves		4,8 ±1,9 D.E.	20,6 ±13,3 D.E.	2,1 ±6,2 D.E.	-	-
Almejas y Caracoles		1,3 ±1,7 D.E.	-	10,4 ±8,4 D.E.	-	-
Lagartijas		2,6 ±1,4 D.E.	-	4,2 ±4,2 D.E.	-	-
Peces		-	-	45,8 ±3,5 D.E.	71,4 ±18,3 D.E.	-
Serpientes		0,9 ±1,6 D.E.	2,9 ±7,4 D.E.	2,1 ±5,3 D.E.	-	-
Pequeños mamíferos		29,0 ±12,2 D.E.	64,7 ±6,9 D.E.	4,2 ±5,1 D.E.	-	5,9 ±9,4 D.E.

En la Figura 19 se muestra la frecuencia de ocurrencia (FO) por especie. La frecuencia de ocurrencia de los ítems encontrados para *C. thous*: los frutos se encontraron en primer lugar de aparición de las fecas (FO=0,76), seguidos por pequeños mamíferos (FO=0,56). Dentro de los ítems con menor porcentaje se encontraron: anfibios (FO=0,17), cangrejos (FO=0,12), aves (FO=0,09), insectos (FO=0,08), escorpiones (FO=0,06), lagartijas (FO=0,05), almejas (FO=0,03) y serpientes (FO=0,02). La amplitud de nicho trófico según el índice de Levins fue baja (B=0,067), a pesar de que se incluyeron 10 ítems alimenticios, debido a que el nivel de consumo fue muy heterogéneo, existiendo algunos ítems que dominan fuertemente la dieta, los frutos y pequeños mamíferos, puesto a que la especie los prefirió o bien porque fueron los más abundantes, reflejando hábitos oportunistas (Figura 19). El índice de Shannon-Wiener fue medianamente alto (H=2,86) dada la alta riqueza de su dieta pero muy baja equitatividad, siendo Hmax=3,46.

Para *Leopardus sp.* cuatro fueron los ítems hallados: pequeños mamíferos en el 100% (FO=1) de las fecas, seguido por aves (FO=0,32), anfibios (FO=0,18) y serpientes (FO=0,05). El valor de amplitud de nicho trófico, B=0,21, coloca a *Leopardus sp.* como especialista, consumiendo un bajo

número de presas de manera no equitativa (Figura 18), siendo los pequeños mamíferos quienes dominan en la dieta ($H=1,17$).

P. cancrivorus presentó 90% de ocurrencia de peces ($FO=0,90$) en sus fecas, seguidos por cangrejos ($FO=0,36$) y almejas ($FO=0,23$). En menor porcentaje se hallaron insectos ($FO=0,13$), frutos ($FO=0,09$), anfibios ($FO=0,09$), lagartijas ($FO=0,09$), pequeños mamíferos ($FO=0,09$), serpientes ($FO=0,05$) y aves ($FO=0,05$). El valor de amplitud de nicho trófico, $B=0,28$, coloca a *P. cancrivorus* como especialista, a pesar de consumir diversos ítems (Figura 18), focalizándose en algunos y siendo los restantes ítems ocasionales equitativos en su dieta ($H=3,01$).

Para *L. longicaudis* tres fueron los ítems hallados, peces con un 100% de ocurrencia ($FO=1$), seguido por cangrejos ($FO=0,33$) y frutos ($FO=0,07$). El valor de amplitud de nicho trófico, $B=0,19$, coloca a *L. longicaudis* como especialista (Figura 18) con una fuerte preferencia de peces en su dieta ($H=0,79$).

Finalmente en fecas de *C. chinga* se encontraron: insectos en un 100% ($FO=1$) seguido por frutos ($FO=0,6$), escorpiones ($FO=0,4$) y pequeños mamíferos ($FO=0,13$). El valor de amplitud de nicho trófico, $B=0,44$, coloca a *C. chinga* como especialista (Figura 18), consumiendo en forma pareja un bajo número de ítems ($H=1,33$).

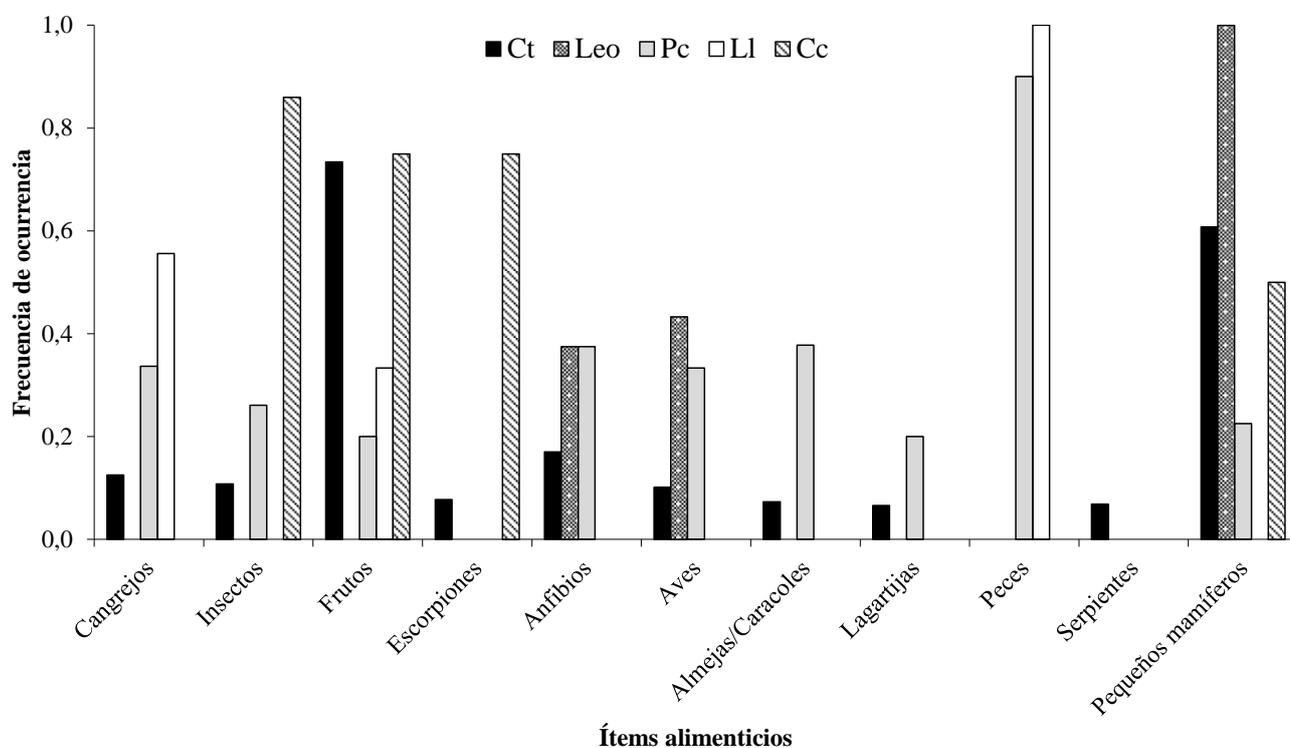


Figura 19. Frecuencia de ocurrencia de ítems alimenticios en la dieta de los carnívoros. Ct = *Cercocyon thous*, Leo = *Leopardus sp.*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

En lo que refiere a restos de animales tetrápodos se destaca el hallazgo de varios ejemplares de *Ophiodes sp.* (posiblemente *Ophiodes striatus*, ya que existen varios registros de esta especie en la zona de estudio) en fecas de *P. cancrivorus*, una pezuña de cría de *Mazama gouazoubira* y de *Hydrochoerus hydrochaeris* en fecas de *Leopardus sp.* Diversos roedores y marsupiales de pequeño porte fueron detectados tanto por pelos como por restos óseos.

En lo que refiere a frutos, fueron identificadas doce especies. Otras cinco semillas y frutos encontrados continúan aún sin ser identificados. Se detallan los identificados por mes en la Tabla 6. La gran mayoría de las especies vegetales se encontraron en los dos bosques, BQR y BQS, aunque con distinto grado de abundancia (Anexo VII).

Tabla 6. Frutos encontrados en fecas. Se detallan nombres científicos, comunes y época de fructificación, abundancia en bosques y qué carnívoro consumió las especies vegetales reconocidas. R: rara, PC: poco común, MC: muy común. Ct = *Cercopithecus thous*, Pc = *Procyon cancrivorus*, Ll = *Lontra longicaudis*, Cc = *Conepatus chinga*.

	Nombre científico	Nombre común	Fructificación	Ambiente		Carnívoro
				BQR	BQS	
Frutos	<i>Azara uruguayensis</i>	Azará	Verano	R	PC	Ct
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Arrayán	Primavera-Verano	MC	C	Ct
	<i>Butia capitata</i>	Palmera butía	Verano-Otoño	?	?	Ct
	<i>Eugenia uruguayensis</i>	Guayabo blanco	Verano-Otoño	C	C	Ct, Pc, Cc
	<i>Lithraea brasiliensis</i>	Aruera	Primavera-Verano	PC	C	Ct, Cc
	<i>Myrsine sp.</i>	Canelón	Primavera	MC	C	Ct
	<i>Pauteria salicifolia</i>	Mataojo	Verano-Otoño	?	?	Ct
	<i>Psidium cattleianum</i>	Arazá	Verano-Otoño	PC	?	Ct
	<i>Scutia buxifolia</i>	Coronilla	Primavera-Verano	PC	C	Ct, Pc
	<i>Smilax campestris</i>	Zarzaparrilla	-	MC	C	Ct
	<i>Solanum sp.</i>	-	-	?	?	Ct, Cc
	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Palmera pindó	Primavera-Otoño	MC	C	Ct, Ll
<i>Vitex megapotamica</i>	Tarumán sin espinas	Primavera-Verano	R	?	Ct	

El ensamble de carnívoros del Parque Nacional San Miguel

Considerando las diversas metodologías de muestreo, de las 14 especies de carnívoros de Uruguay, seis (42%) fueron registradas en el PNSM: *Cerdocyon thous* (Zorro de Monte o Zorro Perro), *Leopardus geoffroyi* (Gato Montés), *Leopardus wiedii* (Margay), *Lontra longicaudis* (Lobito de río), *Procyon cancrivorus* (Mano pelada) y *Conepatus chinga* (Zorrillo). Dentro de ellos, *L. wiedii* es prioritaria para la conservación para el SNAP y se encuentra bajo categoría de Vulnerable a nivel nacional y al igual que *L. geoffroyi*, Casi Amenazada a nivel internacional (Soutullo et al. 2013).

Los seis carnívoros detectados constituyen una riqueza media-alta, en comparación con otros trabajos realizados en Uruguay donde se registran de seis a ocho especies (González et al. 2003, 2004; Castro 2009; Andrade-Núñez & Aide 2010), dentro de ellas varias previamente citadas o potenciales para área, los cuales se explican a continuación. Dos especies detectadas previamente en el área no fueron detectadas en esta ocasión (González et al. 2003, 2004): *Lycalopex gymnocercus* (Zorro de Campo o Zorro Gris) y *Leopardus braccatus* (Gato de Pajonal). En el primer caso podría deberse a la falta de muestreo en otras áreas del PNSM. El gato de pajonal, como los demás felinos, es una especie elusiva y nocturna. El bajo número de cámaras trampa y tiempo de actividad de las mismas en zonas de pajonal puede explicar la falta de registros de esta especie en el muestreo. De igual modo para el hurón, *Galictis cuja*, que no ha sido citado para el área, pero siendo una especie común y considerando que posee los recursos necesarios para habitar dentro del área protegida, no se descarta su presencia. *Nasua nasua*, el coatí, no se distribuye en el área de estudio. Las restantes especies de carnívoros que no citados para el área (*Puma concolor*, *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus pardalis* y *Pteronura brasiliensis*) se encuentran dentro de las mayores categorías de amenaza del país, estando probablemente extintas algunas y otras encontrándose en muy bajas densidades en el territorio.

Por presentar una amplia diversidad ecológica, morfológica y conductual, los carnívoros son un grupo que permite evaluar el estado de conservación de con las comunidades de un área (Castro 2009; Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2013). De los catorce carnívoros terrestres de Uruguay, los seis encontrados en el PNSM constituyen un ensamble bastante completo, puesto que tiene representantes de las cinco familias terrestres del orden Carnivora, distribuyen en todos los ambientes del área y varían tanto en su uso de hábitat y dieta, contribuyendo así a su coexistencia.

La estructura trófica observada en este trabajo, integrada por dos carnívoros, tres omnívoros y un insectívoro-frugívoro, coincide con lo observado en otros trabajos (García et al. 2007; Zapata et al, 2008; Pérez-Irineo & Santos-Moreno 2013), es decir, una mayor diversidad de carnívoros y omnívoro respecto a herbívoros, frugívoro e insectívoro (Zapata et al. 2008; Dalerum et al. 2009). Esto respalda

las buenas condiciones del ensamble y de la comunidad a la cual pertenecen, sugiriendo que el estado de conservación general del PNSM es bueno, ya que sostiene a varias especies con necesidades distintas de ambientes y presas.

Carnívoros y uso de ambientes

El uso de rastros para estudios de presencia y abundancia de especies ha sido ampliamente utilizado en diversas regiones del mundo, ya que estos métodos indirectos han mostrado ser muy adecuados para estudiar a los mamíferos carnívoros, que en su mayoría son nocturnos, elusivos y en varias ocasiones raros (Long *et al.* 2008). En este trabajo se detectaron diferentes patrones de uso de hábitat dentro del ensamble de carnívoros, existiendo especies generalistas de hábitat y otras muy especialistas.

El zorro de monte, encontrado en los tres ambientes, es una especie generalista de hábitat, y ha sido descrita como oportunista en cuanto a sus requerimientos alimenticios en estudios previos (Zapata *et al.* 2008), siendo clasificado como mesocarnívoro. A pesar de usar todos los ambientes, su abundancia y frecuencia de ocurrencia máxima estuvo en el BQR, donde obtuvo los mayores valores de especificidad y fidelidad, coincidiendo con el origen de los principales ítems hallados en su dieta. Es en este ambiente donde los frutos se encuentran en mayor abundancia, sobre todo de la palmera *Syagrus romanzoffiana*, muy abundante en este ambiente y la más importante en su dieta. Silva *et al.* (2005a; 2005b) interpretaron la frugivoría como una forma de satisfacer el hambre en períodos de baja disponibilidad de presas principales (micromamíferos) donde una dieta mixta podría favorecer un balance energía-masa positivo o en períodos donde los frutos son abundantes y cuyo consumo permite preservar la energía de captura no utilizada, siguiendo hábitos oportunistas. Esto fue visualizado en los datos de dieta de esta especie y en el valor del índice de Levins, siendo una especie de hábitos oportunistas. Además, la bibliografía sobre ámbito de hogar (o “home-range”) variaciones a lo largo de su distribución dependiendo de la disponibilidad de alimento, abundancia de la especie, y sobre todo de la disponibilidad de agua (Gittleman y Narvey 1982; Lindstedt *et al.* 1986). Mantienen áreas núcleo que corresponden casi al 60% del territorio que frecuentan, donde no se solapan con otros, y tienen normalmente sus refugios o en menor medida sus áreas de alimentación (Trovati *et al.* 2007). Dada el área considerada en este trabajo, varios ejemplares pudieron ser detectados en el PNSM. En las cámaras trampa se registró el mayor número de individuos en el BQR, coincidiendo con los datos de abundancia relativa hallada para este mismo ambiente. Se pudo identificar individuos solitarios, de pares y en familias, tal como se menciona en la bibliografía de esta especie (Trovati *et al.* 2007).

Leopardus sp. fue registrado en los tres ambientes considerados. La amplitud vista en el uso de hábitat, cubriendo los tres ambientes considerados, puede deberse al no haber podido separar por

especie los datos obtenidos para el género *Leopardus*, siendo así que los tres gatos de pequeño porte del género podrían estar incidiendo. Dada la biología de las tres especies, se sabe que usan de manera distinta los ambientes (Oliveira 1998; Sunquist & Sunquist 2002; Manfredi *et al.* 2004, 2006; Dotta *et al.* 2007), pero al integrarlos surge el patrón general observado. *L. geoffroyi* se ha visto en ambientes variados, mientras que *L. wiedii* es la especie más arborícola de felino neotropical y *L. braccatus* está especializado a ambientes más abiertos. El mayor número de presencias y la mayor abundancia tuvo lugar en el BQS, para cual *Leopardus sp.* mostró mayores valores de especificidad y fidelidad. Coincidentemente es en este ambiente donde una cámara trampa fotografió un margay, en el mismo sitio donde se fotografió un ejemplar de la misma especie hace 10 años (González *et al.* 2004). Puede que el mayor número de registros en este ambiente sea por haber encontrado un área núcleo de esta especie. En el BQS aparecen los árboles de mayor porte y edad, dando lugar a una mayor disponibilidad de cuevas, troncos caídos y ahuecados, sitios de refugio de preferencia para los felinos y para sus presas principales (mamíferos de pequeño porte, como roedores), sobre todo a más de tres metros de altura, registrándose sitios que se asimilan a bosques de quebrada entre los cerros que integran el PNSM. Los felinos son los únicos integrantes del orden Carnivora que presentan una dieta hipercanívora, con un alto porcentaje de carne en ella, evidenciado en las fecas encontradas (ver Tabla 5).

El mano pelada mostró especificidad y fidelidad óptima hacia el PAJ, siendo específico de este tipo de hábitat, existiendo un único registro aislado de esta especie en el Bosque Ribereño (BQR). Se encuentra en un nivel trófico similar al del zorro de monte, siendo especies simpátricas a lo largo de toda su distribución. Ambos omnívoros, han llegado a modificar sus sitios de alimentación, seleccionando distintos ítems alimenticios principales, evitando así un elevado solapamiento de dieta que impida su coexistencia (Gatti *et al.* 2006). El mano pelada se ha vuelto más específico, concentrando en determinadas presas, siendo los crustáceos y los peces su principal alimento, tal como ha sido encontrado en el presente trabajo. Esto explica en gran medida los resultados obtenidos en presencia y abundancia en el PAJ. Esto se observó en varias fecas donde se encontraron restos óseos de *Ophiodes sp.*, especie de la cual varios ejemplares fueron detectados en las proximidades de los registros de mano pelada. Posiblemente la zona de muestreo en este ambiente se tratase de un sitio de alimentación, donde ocurre una población de *Ophiodes sp.* Este reptil fue también hallado en fecas en el PNSM por Hernández (2007). La falta de registros en los ambientes de bosque, puede deberse a que estos animales utilizan estos ambientes como refugio en sus horas de descanso, y las estaciones pudieron haber estado ubicadas lejos de dichos refugios y por ende los individuos no pasaran por ellas. De igual modo, sus hábitos principalmente arborícolas dentro de bosques disminuyen las probabilidades de marcar sus huellas en los sitios de muestreo.

El lobito de río es una especie de carnívoro de hábitos semiacuáticos, solitario, elusivo y predador tope en los microambientes donde se encuentra. Siendo registrada únicamente en el Pajonal (PAJ), obtuvo valores de especificidad óptimos para dicho ambiente, y fidelidad media, debido a su baja abundancia. Cada individuo necesita decenas de kilómetros de ambiente ripario, dependiendo de las condiciones del agua, estructura del hábitat, de la ubicación de sus áreas núcleo y cuevas (dado que utilizan varios sitios de descanso por más de tener uno de concurrencia más fuerte) (Lopes Rheingantz *et al.* 2014). A diferencia de los carnívoros antes mencionados, ésta es una especie de dieta más especialista, basada casi exclusivamente en peces, ítem encontrados en el 100% de las fecas analizadas en este trabajo. Se detectó una letrina y un comedero de esta especie en las proximidades de las estaciones de muestreo. Dadas sus características morfológicas, más allá de lo comportamental y ecológico, es una especie que no se adentra en el bosque, hecho corroborado en el presente trabajo. Posiblemente un único individuo haya sido el monitoreado en el PNSM, considerando sus territorios y hábitos solitarios.

De todos los carnívoros terrestres del país, el zorrillo es el que presenta la dieta más hipocarnívora, basada en gran parte en insectos. En este trabajo, presentó un patrón generalista de uso de ambientes, tal como la bibliografía explica sobre esta especie (Castillo *et al.* 2011; Medina *et al.* 2011). Los ambientes abiertos son utilizados por esta especie en momentos de actividad y alimentación, recorriéndolos de manera azarosa, mientras que los bosques son utilizados en períodos de descanso. Los solapamientos de territorios se dan en zonas de alimentación únicamente, nunca en refugios. Esto se vio reflejado en las leves diferencias en la cantidad de registros en los diferentes ambientes del PNSM.

Carnívoros como indicadores de hábitat

De las seis especies encontradas en este trabajo, al menos cuatro resultaron indicadoras ($\text{InVal} \geq 50$) para los ambientes considerados. Esto refleja que más de la mitad de las especies de carnívoros del PNSM tienen el potencial para indicar diferencias en el ambiente. El método InVal considera que la especificidad y fidelidad de hábitat permite distinguir aquellas especies que tienen la mayor afinidad por los diferentes hábitats presentes en un territorio bajo estudio (McGeoch & Chown, 1998; McGeoch *et al.*, 2002; Tejeda-Cruz *et al.*, 2008; González-Valdivia, 2011).

P. cancrivorus presentó el valor máximo del índice ($\text{InVal}=100$), por altos valores de especificidad y fidelidad en el PAJ. Le siguieron *C. thous* en el BQR con $\text{InVal}=69,10$ *Leopardus sp.* en el BQS con $\text{InVal}=57,16$ y *L. longicaudis* con $\text{InVal}=55,56$ en el PAJ. Estas especies resultaron indicadoras de aquellos ambientes que satisfacen sus necesidades, tanto de refugios como de alimentación.

Especies con alta especificidad y fidelidad dentro de un ambiente, tendrán altos valores como indicadores, como es el caso de *P. cancrivorus*. Estos parámetros son importantes requerimientos para una especie indicadora, por facilitar su muestreo y monitoreo (McGeoch *et al.* 2002). La alta fidelidad está asociada a una alta abundancia de la especie en dicho sitio. Es así, que la metodología del InVal es sensible a la abundancia de las especies, lo cual se observa en la curva de rango-abundancia. Ninguna especie rara o poco abundante llega a ser excelente indicadora, por consecuencia de la fidelidad exigida por el índice. La fidelidad es alta cuando una especie se encuentra en todas las muestras de un sitio. Especies raras, no calificarán como indicadoras, por más que lo sean, ya que su ausencia no permite determinar si es porque el sitio es inadecuado o si es solo por su rareza. Este se ve reflejado en *L. longicaudis*, mostrando alta especificidad al ser encontrado únicamente en el PAJ, pero baja fidelidad debido a su territorialidad y al hecho de que un único individuo requiere varios kilómetros utilizando varios sitios de descanso, letrinas y alimentación, implicando una baja abundancia.

Pero por otro lado, especies muy abundantes no son excelentes indicadoras tampoco, porque son comunes en todos los ambientes, por lo que su especificidad para cada uno de ellos es baja. Esto es lo ocurrido con *C. thous* y *Leopardus sp.*, especies encontradas en todos los ambientes, aunque con mayor abundancia en aquellos en los que resultaron indicadores, presentando valores medios de especificidad y fidelidad de hábitat.

Carnívoros como indicadores de calidad de hábitat

Dado que una especie es inseparable a su ambiente, si las condiciones se hacen más o menos favorables en un ambiente dado, se esperarán cambios en cuanto a su presencia y abundancia. A pesar de las diferencias en la biología de cada una de las especies consideradas, todas mostraron en mayor o menor medida una considerable variabilidad temporal en la ocurrencia y abundancia en todos los ambientes. En todos los casos se observó una tendencia decreciente en el tiempo en la abundancia de registros, tendencia que se profundizó a partir de la perturbación antrópica (construcción del sendero) ocurrida en el área, llegando a valores cercanos o iguales a cero, en los últimos meses del muestreo. La existencia de diversos factores actuando, provoca que algunos queden opacados por aquél que actúe más fuerte, determinando los patrones de presencia y abundancia de las especies. La perturbación humana resultó negativa para la conservación del área protegida y fueron la principal fuerza que marcó lo observado para los carnívoros presentes, teniendo así dos escenarios que se evaluaron: uno de alta calidad de hábitat (antes de la actividad humana) y uno de baja calidad (después de la misma).

Aquellas especies que sean más sensibles a cambios serán las que presenten más interés a nivel de conservación, y las de mayor valor al momento de monitorear las condiciones de un ambiente dado. Tres de las especies indicadoras, *P. cancrivorus*, *C. thous* y *Leopardus sp.*, mostraron disminuciones

significativas en su abundancia promedio después de la perturbación. Mostraron un patrón similar decreciente de la sensibilidad con la distancia a la perturbación. El impacto de la ampliación del sendero fue muy severo (al menos una reducción promedio del 80%) en estas especies en la cercanía (100 m) del área afectada, pero llegó a manifestarse incluso a 700 m del sendero, con valores menores de reducción (40% de reducción promedio como mínimo registrado).

McGeoch *et al.* (2002) trabajando con insectos, postularon que las diferentes combinaciones de especificidad y fidelidad de hábitat involucran distintos roles como indicadores. La especificidad se mantiene bastante estable por ser una característica propia de la especie, pero la abundancia de la misma, y por ende su fidelidad, puede variar. Aquellos con muy alta especificidad y fidelidad (especies indicadoras), no suelen dar información acerca de direccionalidad de cambios ecológicos, por más de tratarse de especies muy vulnerables a lo que ocurra. Ante una modificación en las condiciones ambientales, la abundancia de estas especies disminuirá rápidamente a niveles tan bajos que dificultarán su muestreo y seguimiento, como se ha visto en *P. cancrivorus*. Los cambios en abundancia serán útiles para monitorear dentro del ambiente del cual son específicas. Sin embargo, especies detectoras, que cubren un amplio rango de estados ecológicos o ambientes (presentando por ende baja especificidad), son mejores en dicho rol, al no estar restringidos a un único hábitat, por tanto tienen más posibilidades de adquirir recursos, teniendo menos probabilidad de convertirse en vulnerables. Al presentar distintos grados de preferencia en los distintos ambientes, cambios relativos de abundancia en ellos podrían indicar en que dirección ocurren los cambios ambientales.

Los valores de especificidad y fidelidad para las especies se modificaron luego de la perturbación en comparación a los iniciales, viéndose disminuídos en aquellos ambientes para los cuales fueron indicadoras, sobre todo la fidelidad, como indicado en el párrafo anterior. Para *C. thous* y *Leopardus sp.*, especies detectadas en todos los ambientes, se observaron distintas respuestas en cada uno de ellos: ambas disminuyeron en su ambiente característico, pero *Leopardus sp.* también lo hizo en los restantes, mientras que en *C. thous* aumentó en ellos. Esto podría explicarse dadas las necesidades de las especies, siendo el zorro una especie generalista de hábitat y oportunista, y los félidos más especialistas.

El método InVal permite tanto la identificación de indicadores, como su puesta a prueba. Para que un indicador pueda ser usado con confianza debe ser testeado con datos distintos a aquellos empleados para su identificación, volviendo a muestrear en los mismos ambientes pero bajo distintas condiciones temporales y espaciales, o muestreando en otros puntos geográficos donde se encuentre la especie. Aquellos que sean categorizados y verificados brindarán información certera en el monitoreo de la integridad de un hábitat dado (McGeoch *et al.* 2002; Tejeda-Cruz *et al.* 2008). En este trabajo se evaluó la especificidad y fidelidad en dos escenarios de calidad ambiental, antes y después de la

actividad antrópica, lo que permitió probar la robustez de los resultados. Ante los nuevos valores de especificidad y fidelidad posteriores a la perturbación, tal como planteado por McGeoch *et al.* (2002), sólo las especies con un InVal $\geq 70-90\%$ serán consistentes y estables como indicador ecológico, como ha sido observado para *P. cancrivorus*. Ante la perturbación, las restantes especies inicialmente indicadoras, luego de la perturbación obtuvieron InVal de especies detectoras, mostrando direccionalidad al cambio. La perturbación se focalizó en los ambientes boscosos (BQR y luego BQS) durante las primeras semanas, adentrándose en el PAJ al irse trasladando la maquinaria y personal por el camino. Esto se puede observar en *C. thous* donde la disminución durante los tres meses posteriores a la perturbación se vio primero en BQR, luego BQS y por último en el PAJ, mostrando desplazamientos de la especie hacia ambientes no afectados, dada la generalidad de sus requerimientos de hábitat, hasta que disminuye en todos. Esto mismo en *Leopardus sp.*, aunque de forma menos marcada, dadas sus características de especialistas, que restringen el desplazamiento. En el caso de *L. longicaudis*, se observa direccionalidad en los desplazamientos de la especie dentro del PAJ, único sitio donde fue registrado, como lo indican los picos observados en las distintas estaciones de muestreo, sin una disminución pareja en todas ellas.

Puede decirse que los carnívoros del área protegida PNSM responden a cambios ambientales y perturbaciones, sobre todo en lo que refiere a la incidencia de actividades humanas. Como indicadora de mayor importancia *P. cancrivorus*, indicando como una perturbación de esa magnitud provocó que una especie de especificidad y fidelidad alta a un único tipo de hábitat, donde un cambio la afecta en gran medida. *C. thous*, *Leopardus sp.* y *L. longicaudis* también indicadoras de un ambiente dado, aunque presentes en todos los ambientes considerados, mostraron de igual modo el impacto de las perturbaciones, pero dados sus valores luego de la perturbación se asimilaron al rol de las especies detectoras mostrando direccionalidad.

Conclusiones

1. Se detectaron seis especies de carnívoros dentro del área protegida Parque Nacional San Miguel, representando las cinco familias de carnívoros terrestres de Uruguay, constituyendo un ensamble que indica buena calidad del área y de las comunidades que la integran, dadas la amplia diversidad ecológica, nutricional, morfológica y conductual observada. Su conservación representará la conservación del ecosistema en el que están insertos y de las demás especies que cohabitan con ellos.
2. Se encontraron distintos patrones de uso de hábitat para las distintas especies, vinculado a sus requerimientos. *C. thous* resultó generalista de hábitat, siendo registrado en los tres ambientes considerados y siguiendo una dieta oportunista, pero dominada por frutos y pequeños mamíferos.

Leopardus sp. aunque registrado en todos los ambientes, mostró hábitos especialistas, pudiendo tratarse de un patrón general al integrar a varias especies que integran el género *Leopardus*, que presentan hábitos distintos entre sí. *P. cancrivorus* y *L. longicaudis* mostraron mayor especificidad de hábitat al registrarse únicamente en el pajonal, siguiendo una dieta focalizada en los recursos disponibles en dicho ambiente. *C. chinga* fue registrado en todos los ambientes, siendo una especie oportunista, explicando sus registros según sitios de alimentación y descanso.

3. Dados los valores de especificidad y fidelidad a un ambiente dado, cuatro especies resultaron indicadoras: *C. thous* para el bosque ribereño, *Leopardus sp.* para bosque serrano y *P. cancrivorus* y *L. longicaudis* para el pajonal.
4. *C. thous*, *Leopardus sp.* y *P. cancrivorus* mostraron disminuciones de abundancia significativas ante la perturbación antrópica, detectándose una correlación negativa entre la sensibilidad de la mismas y la distancia al camino donde se concentró la actividad humana.
5. Las modificaciones en la especificidad y fidelidad sufrida por la perturbación, provocaron que solo *P. cancrivorus* se mantuviera con valores de especie indicadora, mientras que las restantes quedaron catalogadas como especies detectoras. Esto demuestra como las diferentes combinaciones de especificidad y fidelidad dan lugar a distintos roles, tal como lo indicado por McGeoch *et al.* 2002. Esto brinda una nueva perspectiva sobre el papel de especies sensibles de la fauna para el monitoreo de la calidad ecológica y biodiversidad.
6. Las presencias y abundancias de carnívoros podrán ser de ayuda para la gestión del área protegida, y permitirán la evaluación de qué áreas pueden ser abiertas al público, cuáles deberían ser de exclusión y cuáles permiten un cierto grado de uso sostenible. Se destaca la importancia de monitorear las especies indicadoras y detectoras. El monitoreo permanente de los InVal de las especies de carnívoros del PNSM puede alertar sobre cambios ambientales, direccionalidad de los mismos y evaluar acciones de manejo.

Perspectivas a futuro

La ventaja del uso de rastros está dada por el bajo costo que involucra, considerando que puede determinarse por los mismos la abundancia relativa de carnívoros que viven en bajas densidades y son naturalmente elusivos. La desventaja, además de ser imposible de llegar con certeza a identificar especies en algunos casos, es que las medidas basadas en huellas confunden actividad con abundancia, siendo que un aumento en el índice podría estar dado por un aumento en la actividad, por un aumento de abundancia o ambas; viceversa con una disminución del índice. De igual modo, pueden sobreestimarse los registros. La territorialidad puede afectar la medida en la que utilizan los sitios de muestreo, siendo necesario considerar el ámbito de hogar de las especies consideradas al momento de diseñar el muestreo. Por otro lado el uso de fecas para estudios de dieta, sesgan hacia aquellos ítems alimenticios no digeribles, no considerando todo ello que si lo es. Todo método indirecto es mejor si se válida con métodos directos. Nuevas investigaciones con técnicas complementarias deberían llevarse a cabo en el área protegida. Es por ello necesario la puesta a prueba de las especies consideradas en este trabajo, tanto bajo distintas condiciones dentro del área protegida así como en otras localidades. Sobre todo en lo que refiere a *Leopardus sp.* deben emplearse técnicas, como ser con un mayor número de cámaras trampa en los ambientes, para llegar a identificar a que especie de ese género se trata, dado que más de uno pudo haberse considerado en este trabajo, generando sesgos en los resultados, dadas las escasas diferencias que presentan las huellas de las especies de gato de pequeño porte. Las técnicas moleculares en base a fecas constituyen un método no invasivo exitoso en el reconocimiento de especies, siendo importante a incluir un enfoque genético en investigaciones a futuro.

Bibliografía

- Amador L. (ed). 2010. Técnicas para el Monitoreo de Vertebrados. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil. Guayaquil – Ecuador.
- Andrade-Núñez M.J. & Aide T.M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoología* 27 (6): 909-927.
- Arballo E. & Cravino J.L. 1999. Aves del Uruguay. Manual Ornitológico. Vol.1. Editorial Hemisferio Sur, Montevideo. 466 pp.
- Armstrong E. 2004. Análisis de la diversidad genética del bovino criollo uruguayo mediante microsatélites. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, subárea Genética, PEDECIBA. 216 pp.
- Armstrong E., Peñagaricano F., Artigas R., De Soto L., Corbi C., Llambí S., Rincón G. & Postiglioni A. 2011. Marcadores moleculares asociados al veteado de la carne en bovinos criollos uruguayos. *Archivos de Zootecnia* 60: 707-716.
- Armstrong E., Postiglioni A. & González S. 2006. Population viability analysis of the Uruguayan Creole cattle genetic reserve. *Animal Genetic Resources Information* - FAO 38: 19-33.
- Armstrong E., Postiglioni A., Martínez A., Rincón G. & Kelly L. 2004. Reserva Genética de Bovinos Criollos del Parque Nacional de San Miguel. I. Análisis Genético de Toros con Microsatélites. *Veterinaria* 39: 33 - 38.
- Armstrong E., Postiglioni A., Martínez A., Rincón G. & Vega-Pla J.L. 2006. Microsatellite analysis of a sample of Uruguayan Creole bulls (*Bos taurus*). *Genetics and Molecular Biology* 29: 267-272.
- Andelman S.J. & Fagan W.F. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97: 5954-5959.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H. 2000. Bird Census Techniques. Second Edition. Academic Press. London. 277 pp.
- Block W.M. & Brennan L.A. 1993. The habitat concept in ornithology. En: Power D. M. (ed) Current Ornithology. Plenum Press, New York. 271 pp.
- Boitani L. & Powell R.A. 2012. Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Techniques in Ecology and Conservation Series. Oxford University Press. 528 pp.
- Buskirk S.W. & Zielinski W.J. 2003. Small and mid-sized carnivores. En: Zabel C. J. & R. G. Anthony (eds). Mammal Community Dynamics: management and conservation in the coniferous forests of western North America. Cambridge University Press. 732 pp.
- Brazeiro A., Achkar M., Canavero A., Fagúndez C., González E., Grela I., Lezama F., Maneyro R., Berthesaghi L., Camargo A., Carreira S., Costa B., Nuñez D., da Rosa I. y Toranza C. 2008. Prioridades geográficas para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay. Resumen Ejecutivo Proyecto PDT 32-26. Montevideo. 48 pp.
- Brazeiro A., Panario D., Soutullo A., Gutierrez O., Segura A. & Mai P. 2012a. Clasificación y delimitación de las eco-regiones de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 40 pp.
- Brazeiro A., Achkar M., Bartesaghi L., Ceroni M., Aldabe J., Carreira S., Duarte A., González E., Haretche F., Loureiro M., Martínez-Lanfranco J.A., Maneyro R., Serra S. & Zarucki M. 2012b. Distribución potencial de especies de Uruguay: vertebrados y leñosas. Informe Técnico. Convenio MAGAP/PPR – Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR/Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay. 47pp.
- Canterbury G.E., Martin T.E., Petit D.R., Petit L.J. & Bradford D.F. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14: 544-558.

- Caro T.M. & O'Doherty G. 1998. On the use of surrogate species in Conservation Biology. *Conservation Biology* 13: 805-814.
- Caro T.M. 2003. Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation* 6: 171-181.
- Carrillo E., Wong G. & Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14: 1580-1591.
- Castaño-Villa G. J. 2006. Áreas protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico Museo de Historia Natural, Universidad de Caldas* 10: 79-101.
- Castillo D.F., Lucherini M., Luengos E.M., Manfredi C, y Casanave E.B. 2011. Spatial organization of Molina's hog-nosed skunk (*Conepatus chinga*) in two landscapes of the Pampas grassland of Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 89(3): 229-238.
- Castro J. 2009. A multi-scale analysis of habitat use for medium and large mammals in a subtropical riparian forest network in Uruguay. Tesis de Maestría. Universidad de Puerto Rico. 58 pp.
- Cravino A., Rodríguez-Cajarville M.J., Schuller J., Villamil J. & Brazeiro A. 2014. Inventario de tetrápodos del Parque Nacional San Miguel, Rocha, Uruguay. Resumen. En: III Congreso Uruguayo de Zoología. Montevideo, Uruguay.
- Crosa O. 2005. Una nueva especie uniflora de *Nothoscordum* Secc. *Nothoscordum* (Alliaceae) de Uruguay y Sur de Brasil. *Hickenia* 3: 253-256.
- Dalerum F., Somers M.J., Kunkel K.E. & Cameron E.Z. 2008. The potential for large carnivores to act as biodiversity surrogates in southern Africa. *Biodiversity and Conservation* 17: 2939-2949.
- Delgado J.V., Martínez A.M., Acosta A., Alvarez L.A., Armstrong E., Camacho E., Cañon J., Cortes O., Dunner S., Landi V., Marques J.R., Martín-Burriel I., Martínez O.R., Martínez R.D., Melucci L., Muñoz J.E., Penedo M.C., Postiglioni A., Quiroz J., Rodellar C., Sponenberg P., Uffo O., Ulloa-Arvizu R., Vega-Pla J.L., Villalobos A., Zambrano D., Zaragoza P., Gama L.T. & Ginja C. 2011. Genetic characterization of Latin-American Creole cattle using microsatellite markers. *Animal Genetics* 43(1): 2-10.
- Dotta G., Queirolo D. y Senra A. 2007. Distribution and conservation status of small felids on the Uruguayan savanna ecoregion, southern Brazil and Uruguay. En: Hughes J. & Mercer R. (eds). *Felid Biology and Conservation Conference 17-19 September: Abstracts*, 105 pp. WildCRU, Oxford, UK.
- Dufrene M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Evia G. 2009. Propuesta de Integración al Sistema Nacional de Areas Protegidas del Parque Nacional San Miguel, PROBIDES - DINAMA (Div. Ecosistemas) ROCHA. Rocha, Uruguay. 18 pp.
- Evia. G. & Gudynas E. 1999. Ecología del paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la diversidad biológica. AECI, Junta de Andalucía, MVOTMA.
- Feinsinger P. 2001. *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Island Press. Washington, DC. 224 pp.
- Fernández G., Rodríguez M., Silveira C. & Barba C. 2001. Estudio étnico de los bovinos criollos del Uruguay: II Análisis de las faneras. *Archivos de Zootecnia* 50: 119 - 124.
- García B., Hernández M. & Morales J. 2007. Influencia de diferentes métodos de clasificación dietaria en análisis de inferencia biómica a partir de comunidades de carnívoros. *Cantera paleontológica. Ediciones Provinciales N°53*. España.
- Garshelis D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: Measuring use, selection and importance. En Boitani, L. & Fuller, T. K. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press. New York. 476 pp.

- Gatti A., Bianchi R., Xavier R. y Lucena S. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22: 227-230.
- Gavin T.A. 1991. Why ask “why”? The importance of evolutionary biology in wildlife science. *Journal of Wildlife Management* 55: 760-766.
- Ginsberg, J.R. 2001. Setting priorities for carnivore conservation: what makes carnivores different? En Gittleman S. M., Funk S. M., MacDonald D. W. & Wayne R. K. (eds). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 692 pp.
- Gittleman J.L. y Harvey P.H. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 57-63.
- González S., Roibal D. & Cosse M. 2003. Inventory of Large mammals at San Miguel National Park. Informe de Proyecto. , IIBCE - Dpto. Genética de la Conservación - PROBIDES. Rocha, Uruguay.
- González S. 2004. Carnivore abundance and gene flow at San Miguel National Park. Informe de Proyecto, IIBCE - Dpto. Genética de la Conservación - PROBIDES. Rocha, Uruguay.
- González S., Cosse M., Cabrera M.J. & Roibal D. 2004. Project: Research and Conservation Education at San Miguel National Park. PROBIDES - Genética-IIBCE-Facultad de Ciencias.
- González E. M. & Martínez J. A. 2010. Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental, Vida Silvestre, MNHN. Montevideo, Uruguay. 463 pp.
- González-Valdivia N., Ochoa-Gaona S., Pozo C., Gordon B., Rangel-Ruiz L.J., Arraiga-Weiss S.L., Ponce-Mendoza A. & Kampichler C. 2011. Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Neotropical*. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442011000300039&script=sci_arttext.
- Hammer Ø. 2014. PAST 3.X. Disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Consultado: julio 2014
- Hernández, Y. 2007. Importancia del zorro de monte *Cerdocyon thous entrierianus* (Carnivora: Canidae) para la conservación del monte nativo en el Parque Nacional San Miguel. Tesis de Grado. Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo. 42 pp.
- Krebs C. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row Publishers, Inc. New York. 656 pp.
- Kremen C. 1992. Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- Labropoulou M & Eleftheriou A. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology* 50:324–340.
- Landres P.B., Verner J. & Thomas J.W. 1988. Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316:328.
- Levins, R. 1968. *Evolution in changing environments: Some theoretical explanations*. Princeton University Press, New Jersey. 120 pp.
- Lezama F. & Rossado A. 2012. Efectos del pastoreo en la estructura de los pastizales naturales del Parque Nacional San Miguel y la Estación Biológica Potrerillo de Santa Teresa. Documento de trabajo PROBIDES.
- Lindenmayer D.B., Margules C.R. & Botkin D.B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- Lindstedt S.L., Miller B.J. y Buskirk S.W. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67: 413-418.

- Linnell J.D.C., Swenson J.E. & Andersen R. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity Conservation* 9: 857–68.
- Litvaitis J.A., Titus K. & Anderson E. M. 1994. Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. En Bookhout T. A. (ed). *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Md. 740 pp.
- Long R.A., MacKay P., Ray J.C. & Zielinski W. (eds) 2008. *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press. Washington, DC. 385 pp.
- Lopes Rheingantz M., Saraiva de Menezes J.F. y de Thoisy B. 2014. Defining Neotropical otter *Lontra longicaudis* distribution, conservation priorities, and ecological frontiers. *Tropical Conservation Science* 7(2): 214-229.
- Macdonald D. & Service K. 2007. *Key topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing. Great Britain. 307 pp.
- Major Gelenczer G. y Torighelli Bossi B. 1987. Relevamiento y descripción de la flora arbórea y arborescente del Parque Nacional San Miguel departamento de Rocha. Tesis de grado, Vol. 1 y Vol. 2. Universidad de la República, Facultad de Agronomía. Montevideo. 369 pp.
- Manfredi C., Lucherini M., Canepuccia A.D. y Casanave E.B. 2004. Geographical variation in the diet of Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in pampas grassland of Argentina. *Journal of Mammalogy* 85(6): 1111.
- Manfredi C., Soler L., Lucherini M. y Casanave E.B. 2006. Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. *Journal of Zoology* 268: 381-387.
- Manson R.H. & Jardel Peláez E.J. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. En: *Capital Natural de México vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, 131-184.
- McGeogh M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73 (2): 181-201.
- McGeoch M.A., Van Rensburg B.J. & Botes A. 2002. The verification and application of bioindicators: a case of study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39: 661-672.
- Medina C., Díaz C., Delgado F., Ynga G. y Zela H. 2011. Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de *Polylepis* del departamento de Arequipa, Perú. *Revista Peruana de Biología*. Disponible en: <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/rpb/article/view/203>.
- Niemi G.J. & Macdonald M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 89-111.
- Noss R.F., Quigley H.B., Hornocker M.G., Merrill T. & Paquet P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949–63.
- Noss R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146.
- Nowak R.M. 2005. *Walker's Carnivores of the World*. The John Hopkins University Press, Baltimore. 1936 pp.
- Oliveira T.G. 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species* 579: 1-6.
- Panario D., Gutiérrez O., Achkar M., Bartesaghi L. & Ceroni M. 2011. Mapa de ambientes: cartografía implementada en un SIG. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR-SZU-VS-Facultad de Ciencias.
- Parks Canada. 1997. State of the parks report. Disponible en <http://ice-glaces.ec.gc.ca/app/WsvPrdCanQry.cfm?CanID=11092&Lang=eng>.

- Postiglioni A. & Rincón G. 1998. Análisis de la estructura genética de los bovinos Criollos del Uruguay. Su relación con razas iberoamericanas. Resumen. En: XVI Congreso Panamericano de Ciencias Veterinarias, Santa Cruz, Bolivia.
- Postiglioni A., Rincón G., Kelly L., D'Angelo M., Gagliardi R. & De Andrés Cara D. 1998. Caracterización genética de los bovinos Criollos del Uruguay. II. Estudio de su variabilidad genética. *Archivos de Zootecnia* 47: 225-231.
- Postiglioni A. 2000. Creación de la Reserva Natural de bovinos Criollos del Uruguay. Informe técnico presentado a la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA).
- Postiglioni A., Rincón G., Kelly L., Llambí S., Fernández G., D'Angelo M., Gagliardi R., Trujillo J., Bethencourt M., Guevara K., Castellano A., & Arruga M.V. 2002. Biodiversidad genética en bovinos Criollos del Uruguay. Análisis con marcadores moleculares. *Archivos de Zootecnia* 51: 195-202.
- Quantum GIS Development Team, 2014. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Quintana V., Yáñez J. & Valdebenito M. 2009. Orden Carnivora. En: Muñoz-Pedrerros A. & Yáñez J. (eds) Mamíferos de Chile. Ediciones CEA, Valdivia Chile. 464 pp.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponible en <http://www.R-project.org>. Consultado: Julio 2014
- Rincón G., Armstrong E. & Postiglioni A. 2006. Analysis of the population structure of Uruguayan Creole cattle as inferred from milk major gene polymorphisms. *Genetics and Molecular Biology* 29: 491-495.
- Rincón G., D'Angelo M., Gagliardi R., Kelly L., Llambí S. & Postiglioni A. 2000. Genomic polymorphism in Uruguayan Creole cattle using RAPD and microsatellite markers. *Research in Veterinary Science* 68: 1-4.
- Rodríguez M., Fernández G., Silveira C. & Delgado J.V. 2001. Estudio étnico de los bovinos criollos del Uruguay: I Análisis biométrico. *Archivos de Zootecnia* 50: 113-118.
- Roughgarden J. 1972. Evolution of niche width. *The American Naturalist* 106 (952): 683-718.
- Sergio F., Caro T. M., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J. McHugh K. & Hiraldo F. 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39: 1-19.
- Silva S., Bozinovic F. & Jaksic F.M. 2005a. Frugivory and seed dispersal by foxes in relation to mammalian prey abundance in a semiarid thornscrub. *Austral Ecology* 30: 739-746.
- Silva, S.; Jaksic, F. M. & Bozinovic, F. 2005b. Nutritional ecology and digestive response to dietary shift in the large South American Fox, *Pseudalopex culpaeus*. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 239-246.
- Smallwood K. & Fitzhugh E. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biology Conservation* 65: 51-59.
- Smallwood K. & Fitzhugh E. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biology Conservation* 71: 251-259.
- SNAP. 2009. Propuesta de ingreso del Parque Nacional San Miguel al SNAP, MVOTMA-SNAP.
- Soutullo A., Clavijo C. y Martínez-Lanfranco J.A. (eds.). 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo. 222 pp.
- Sunquist M. y Sunquist F. 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press. 462 pp.

TEAM Network. 2011. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA.

Tejeda-Cruz C., Mehltreter K. & Sosa V.J. 2008. Indicadores ecológicos multitaxonómicos, p. 271-278. En: R.H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina & K. Mehltreter (eds.). Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación. Instituto de Ecología e Instituto Nacional de Ecología. México.

Trovati R., De Brito B. & Barbanti J. 2007. Área de uso e utilização de habitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozoología Neotropical*. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0327-93832007000100007&lng=es&nrm=iso.

Vaz A., Gallo L. & Chagas I. 2000. Conservación de la fitodiversidad bajo pastoreo en el área protegida del Parque Nacional San de Miguel. Informe preparado por Consultora Asagri para MVOTMA - PROBIDES. Rocha, Uruguay. 12 pp.

Weaver T., Payson E.M. & Gustafson D.L. 1996. Adequacy for conservation for short-grass prairie. En: Samson F. B. & Knopf K. L. (eds). Prairie conservation: preserving North America's most endangered ecosystem. Island Press, Covelo, California. 351 pp.

Wiens J.A. & Rotenberry J.T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*. 51: 21–41.

Woodroffe R. & Ginsberg J.R. 2005. King of the beasts? Evidence for guild redundancy among large mammalian carnivores. En: Ray J.C., Redford K.H., Steneck R.S. & Berger J. (eds). Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity. Island Press. 526 pp.

Zapata S.C., Travaini A., Delibes M. & Peck R. 2008. Identificación de morfogremios como aproximación al estudio de reparto de recursos en ensambles de carnívoros terrestres. *Mastozoología Neotropical* 15: 85-101.

Zielinski W. J. & Kucera T.E. (eds) 1995. American marten, fisher, lynx, and wolverine: survey methods for their detection. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-157. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture; 163 pp.

Zielinski W.J., Truex R.L., Schlexer F.V., Campbell L.A. & Carroll C. 2005. Historical and contemporary distributions of carnivores in forests of the Sierra Nevada, California. *Journal of Biogeography* 32: 1385:1407.

ANEXOS

ANEXO I

Paisajes del área protegida Parque Nacional San Miguel



Figura 1. Fortín de San Miguel



Figura 2. Cima del Cerro Picudo



Figura 3. Vista desde Cerro Picudo



Figura 4. Arroyo San Miguel



Figura 5. Canal artificial y sierras de San Miguel



Figura 6. Bosque Ribereño



Figura 7. Bosque Serrano



Figura 8. Cañadas



Figura 9. Pajonal

Reseña histórica del área protegida PNSM

Fue creado en 1937 (Ley 9718), a instancias del Sr. Horacio Arredondo, con la intención de proteger el área que rodeaba el Fuerte de San Miguel, el cual fue en esa misma Ley declarado Monumento Nacional. La mencionada ley contenía las primeras directrices orientadas a la conservación, prohibía la caza y establecía que se encontrarían solo especies vegetales nativas.

Hasta 1974 fue administrado por la Comisión Honoraria de Restauración y Conservación de la Fortaleza de Santa Teresa y Fuerte San Miguel, pasando al Comando General del Ejército. En 1991 el Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) pasa a tener una serie de padrones del área, con una superficie de 864,641 hectáreas, gestionados por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) desde 1997. A partir del 2005 la gestión se realiza a través de Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este (PROBIDES) en coordinación con la DINAMA (Lezama & Rossado, 2012).

Desde 2010 (decreto presidencial N°54/010) forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Evia, 2009; SNAP 2009) bajo la Categoría II según la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (UICN), con lo cual se pretende proteger la biodiversidad y ecosistemas que allí se manifiestan, a la vez que promover la educación y el uso recreativo.

Actualmente el PNSM es administrado por el Ministerio de Defensa Nacional a través del Servicio de Parques del Ejército (SEPAE) y el Departamento de Estudios Históricos; el MVOTMA a través de la DINAMA – PROBIDES y el Ministerio de Turismo que otorga en concesión a un particular la Hostería Fortín de San Miguel (Lezama & Rossado, 2012).

Entre los objetivos del PNSM, se encuentra la conservación de la reserva genética de ganado criollo, recuperada por Arredondo en las décadas de 1930 y 1940, manejada por el SEPAE. Hasta 1998 el ganado pastoreaba sobre toda el área, en 1999 es retirado de los padrones correspondientes al MVOTMA, a modo de destinarlos exclusivamente a la conservación. En el 2000 se decide reincorporar el pastoreo en parte de dichos padrones, construyendo alambrados internos que delimitan una zona de exclusión y una de pastoreo controlado. Hoy por hoy el ganado ha escapado a gran parte del área, a pesar de las medidas adoptadas para la conservación de especies vegetales, entre las cuales se incluye la exclusión del pastoreo. De igual modo fue registrado con cámaras trampa instaladas en los ambientes. Entre los efectos causados por el ganado, se destacan: erosión del suelo, consumo de rebrotes de palmera pindó y otras especies de flora nativa (Lezama & Rossado 2012), disminución en la presencia y abundancia de especies de fauna nativa en zonas de tránsito reciente de ganado.



Stealth Cam 073 F 01-08-2013 09:59:51



Figura 10. Ganado criollo ovino y vacuno registrado en la zona de exclusión por observación directa en el pajonal y en las proximidades de la casa del guardaparque, y mediante cámaras trampa en bosque serrano durante el mes de enero.

Muestreos



Figura 11. Estaciones de huellas



Figura 12. Huellas en estaciones



Figura 13. Búsqueda de fecas



Figura 14. Recolecta de fecas



Figura 15. Toma de huellas



Figura 16. Registro fotográfico de huellas

Huellas de carnívoros del área protegida Parque Nacional San Miguel



Figura 17. Huella *Procyon cancrivorus* (Mano Pelada)



Figura 18. Huella *Conepatus chinga* (Zorrillo)



Figura 19. Huella *Cerdocyon thous* (Zorro de monte)



Figura 20. Huella *Leopardus sp.*



Figura 21. Huella *Lontra longicaudis* (Lobito de Río)

Modificaciones en camino principal en zona de exclusión



Figura 22. Sendero A *pre* perturbación



Figura 23. Sendero A *post* perturbación



Figura 24. Huellas de perro en zona de exclusión

Abundancia por estaciones en especies no indicadoras: sensibilidad *A pre-A post*

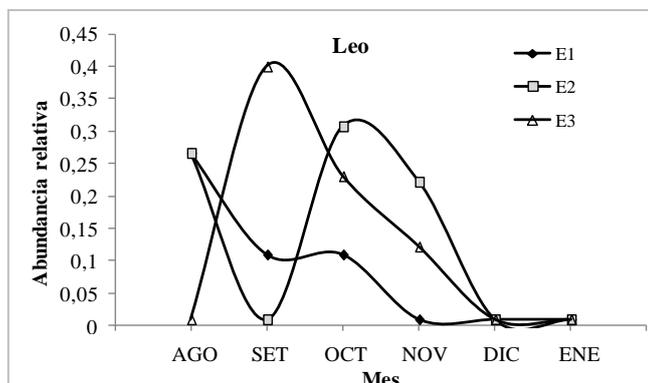


Figura 25. Abundancia relativa por estación para *Leopardus sp.* (Leo) en el Bosque Ribereño (BQR). No se excluyen *Conepatus chinga* y *Procyon cancrivorus* dados sus escasos registros ocasionales.

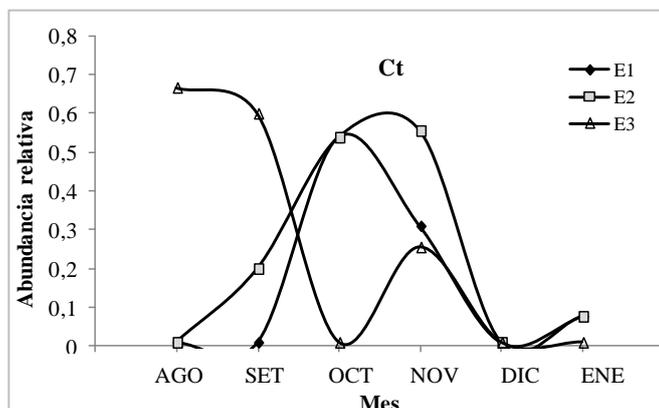


Figura 26. Abundancia relativa por estación para *Cerdocyon thous* (Ct) en el Bosque Serrano (BQS). No se incluye *Conepatus chinga* dados sus escasos registros ocasionales.

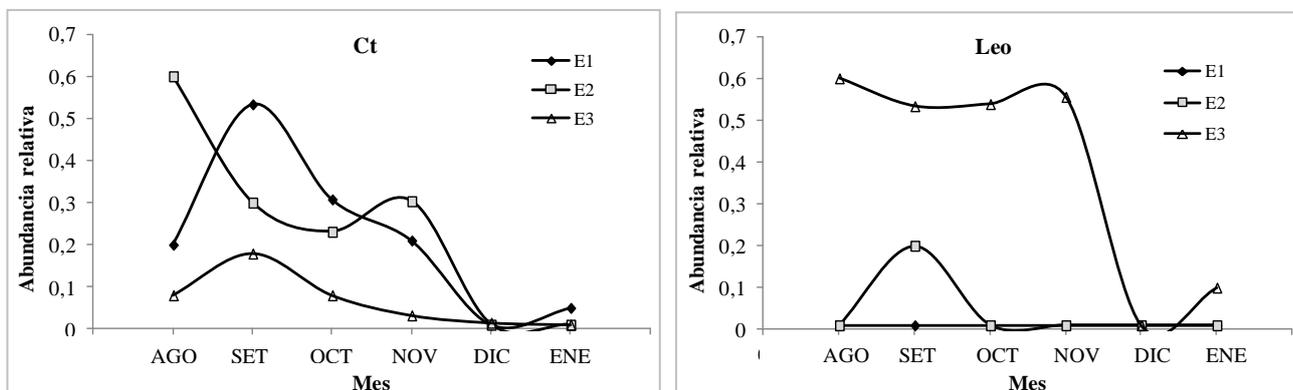


Figura 27. Abundancia relativa por estación para *Cerdocyon thous* (Ct) y *Leopardus sp.* (Leo) en el Pajonal (PAJ). No se incluye *Conepatus chinga* dados sus escasos registros ocasionales.

Frutos en fecas de carnívoros del área protegida Parque Nacional San Miguel



AGO



SET



OCT



NOV



DIC



ENE

Figura 28. Frutos encontrados por mes. AGO: Agosto; SET: Setiembre; OCT: Octubre; NOV: Noviembre; DIC: Diciembre; ENE: Enero.