

**UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO**

**ECOLOGÍA DEL JAGUAR (*PANTHERA ONCA*) Y DEL
MANIGORDO (*LEOPARDUS PARDALIS*) (CARNIVORA:
FELIDAE) EN EL PARQUE NACIONAL CORCOVADO,
COSTA RICA**

**Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Estudios de
Postgrado en Biología para optar al grado de Magíster Scientiae**

ROBERTO SALOM PÉREZ

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio

Costa Rica

2005

DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

Quiero dedicar esta tesis a todas las formas de vida del planeta, porque todos tenemos los mismos derechos de disfrutar del sabor de la vida y porque el ser humano no fue el primero, ni será el último ser vivo sobre la tierra.

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi familia por apoyarme siempre, y en especial a mis padres que invariablemente me impulsaron a seguir mis sueños aún y cuando fueran difíciles de alcanzar. Daniela Araya, mi compañera, merece especial mención por brindarme su cariño y ayuda en todo momento. Gracias a todos mis amigos por alentarme.

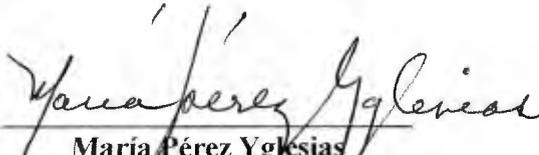
Deseo también agradecer a mi comité de tesis, José Manuel Mora, Eduardo Carrillo y Gerardo Umaña por ser mis profesores, críticos, compañeros de campo y amigos. Asimismo, quiero reconocer el apoyo de mis amigos y colegas durante la investigación, Juan de Dios Valdés y Alexander Gómez, con los que disfrute los buenos momentos en el bosque y también estuvieron conmigo en los períodos difíciles. Gracias por su amistad a Jennifer Weghorst, Sabrina Adleman, Charles Foerster “Charlie”, Eva Schrembera y Larry Gilbert, todos ellos investigadores que estuvieron en el Parque Nacional Corcovado durante el periodo de mi estadía.

Sin el refuerzo y la compañía de la gente que me ayudó en el campo no hubiera podido terminar este proyecto, muchas gracias a todos ellos: Alfonso Soto, Carolina Orta, Nereyda Estrada, Marcela Fernández, Rebeca Chaverri, Martin Zeilbauer,

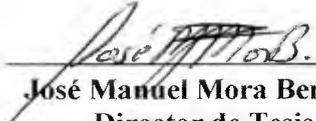
Eduardo Toral, Coral Pacheco, Franklin Castañeda, Rausel Sarmiento y la 14^{ava} promoción del PRMVS-UNA. Mi agradecimiento a Scott Silver por su asesoría en el campo y sus valiosos comentarios, a Joel Sáenz por sus precisas acotaciones, al personal del Parque Nacional Corcovado (ACOSA) por brindarnos todas las facilidades, en especial a Paulino, Emiliano, Martín, Dalia y Doña Ete. A José Pablo Carvajal por su asistencia esencial en la elaboración de los mapas y a Meg Harper por su ayuda en la traducción de los artículos al inglés.

Quiero reconocer a la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS) por brindar el apoyo económico a esta investigación, al Parque Nacional Corcovado (ACOSA), a la Universidad de Costa Rica (UCR) y a la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA) por su soporte fundamental a este proyecto.

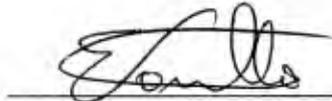
**Esta Tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Estudios de Postgrado
en Biología de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar al
grado de Magíster Scientiae.**



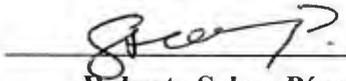
María Pérez Yglesias
Representante del Decano del SEP



José Manuel Mora Benavides
Director de Tesis



Eduardo Carrillo Jiménez
Asesor



Roberto Salom Pérez
Candidato



Gerardo Umaña Villalobos
Asesor



Virginia Solís Alvarado
**Directora del Programa de
Postgrado en Biología**

ÍNDICE

Dedicatoria y Agradecimientos.....	ii
Resumen.....	vii
Abstract.....	xi
Lista de Cuadros.....	xiv
Lista de Figuras.....	xv
Capítulo 1	1
Introducción.....	1
Jaguar.....	2
Manigordo.....	14
Referencias.....	21
Capítulo 2: Estimación del tamaño poblacional del jaguar (<i>Panthera onca</i>) (Carnivora: Felidae) mediante el uso de cámaras-trampa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica.....	31
Introducción.....	32
Área de estudio.....	34
Materiales y Métodos.....	36
Resultados.....	41
Discusión.....	42
Referencias.....	50
Capítulo 3: Estimación del tamaño poblacional del manigordo (<i>Leopardus pardalis</i>) (Carnivora: Felidae) mediante el uso de cámaras-trampa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica.....	57
Introducción.....	58
Área de estudio.....	60
Materiales y Métodos.....	62
Resultados.....	67
Discusión.....	68
Referencias.....	77
Capítulo 4: Importancia de la tortuga marina (<i>Lepidochelys olivaceae</i>) (Testudinata: Chelonidae) como presa del jaguar (<i>Panthera onca</i>) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica.....	84
Introducción.....	85
Área de estudio.....	87
Materiales y Métodos.....	90

Resultados.....	92
Discusión.....	94
Referencias.....	100
Anexos.....	103

RESUMEN

Salom Pérez, Roberto
Ecología del jaguar (*Panthera onca*) y del manigordo (*Leopardus pardalis*)
(Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica.
Tesis de Maestría en Biología. - San José, C.R.:
R. Salom P., 2005.
117p.: 17 il. - 94 refs.

El jaguar (*Panthera onca*) y el manigordo (*Leopardus pardalis*) son dos de las cinco especies de felinos que alberga el Parque Nacional Corcovado. Dado el amplio espectro de presas que consumen, cumplen un rol fundamental en mantener la diversidad y el equilibrio de las áreas en que habitan. Sin embargo, la reducción de su hábitat por parte del ser humano y la cacería de estos depredadores y de sus presas amenazan la supervivencia de ambas especies de felinos a largo plazo. Además, los estudios existentes sobre la ecología general del jaguar y del manigordo son insuficientes para permitirnos tomar las acciones de manejo adecuadas, que puedan detener la disminución de sus poblaciones.

En esta investigación se estimó, mediante el uso de cámaras-trampa, las poblaciones de jaguares y manigordos en el Parque Nacional Corcovado. Se obtuvieron datos sobre los ámbitos hogareños máximos y mínimos y la proporción sexual de ambas especies. Por otro lado, se cuantificó el número de jaguares que se alimentan de la tortuga marina (*Lepidochelys olivacea*) en dos playas cercanas a la estación Sirena. Igualmente, se determinó cuánto recorrieron los jaguares para aprovechar este recurso. Conjuntamente, se contaron rastros de jaguar y de tortuga en dichas playas, para evaluar la relación entre sí y comprobar si existe alguna dependencia entre la presencia de cualquiera de ellos y las fases lunares. Los análisis se hicieron a las playas en conjunto y luego a cada una por aparte, para ver si había alguna diferencia en cuanto al uso que les daban el jaguar o la tortuga. Luego se tomaron datos de las entradas al bosque desde

la playa y salidas del bosque hacia la playa del jaguar para determinar si tenían preferencia por algún sitio. Finalmente, se evaluó la utilidad de las cámaras-trampa en este tipo de estudios.

Las estimaciones que se obtuvieron, para el caso del jaguar, fueron menores a lo esperado (3.84 jaguares/1000 días-cámara y 3.48 ± 0.57 individuos por cada 100 km²). Si esta densidad se mantiene para todo el parque, la población de jaguares es de aproximadamente 15 individuos. La proporción sexual fue de 1.33 machos por cada hembra. El ámbito hogareño mínimo promedio de dos machos fue de 15.39 (± 12.37) km² y el ámbito hogareño máximo promedio fue de 41.71 (± 42.73) km². Es posible que la cacería de los jaguares y de su principal presa, el chancho de monte (*Tayassu pecari*), sean los responsables de la baja densidad encontrada, ya que el espacio no parece ser un factor limitante para los jaguares en el Parque Nacional Corcovado.

Por otro lado, la estimación que se obtuvo de manigordos sugiere que, de los cinco felinos que habitan en el parque, éste es el más abundante (22.22 manigordos/1000 días-cámara y 23.57 ± 13.21 individuos por cada 100 km²). Si esta densidad se mantiene para todo el parque, la población de manigordos es de aproximadamente 100 individuos. La proporción sexual fue de 1.4 hembras por cada macho. El ámbito hogareño mínimo de un macho fue de 6.19 km² y el ámbito hogareño máximo promedio para dos hembras y un macho fue de 11.30 (± 7.70) km². Se pudo comprobar que existían zonas que eran compartidas por varios individuos. La población de manigordos en el PNC parece estar cerca de su capacidad de carga. Sólo con la conexión de las poblaciones de las áreas protegidas, el establecimiento de un mayor control de la cacería y el incremento de la educación ambiental, se puede garantizar la supervivencia a largo plazo del jaguar y del manigordo en el área.

Por otro lado, se contabilizaron un total de tres jaguares depredando tortugas, todas de la especie *Lepidochelys olivacea*. No se encontró una relación clara entre los rastros de tortuga o jaguar y las fases lunares, probablemente porque no hubo suficientes datos. Por otro lado, si se encontró una leve asociación entre los rastros de jaguar y tortuga únicamente en Playa Sirena. La mayor cantidad de rastros de tortuga y la mayor cantidad de eventos de depredación (cuatro de siete) fueron en esta playa, aún y cuando los rastros de jaguar fueron más abundantes en Playa Corcovado. Las entradas al bosque y salidas a la playa también fueron mayores en Playa Corcovado que en Playa Sirena (52 contra 12); el 61% del total se concentró en sólo 2 km de Playa Corcovado. El número de jaguares que se encontraron depredando tortugas y la distancia recorrida por uno de ellos (7.95 km) sugieren que este recurso tiene una importancia relativamente grande. Es posible que la escasez de otras presas como el chanco de monte, debido a la cacería, incremente la depredación de tortugas por el jaguar. El hecho de encontrar sólo tortugas lora (*L. olivacea*) depredadas por jaguar puede deberse a que esta llega a desovar en mayor número que las otras y no a una preferencia por parte del mismo. Por otro lado, parece haber una diferenciación en cuanto al uso de las playas por parte de este felino. Playa Corcovado puede estar funcionando como una ruta de paso para llegar, ya sea al manglar donde en ocasiones se encuentran los chanchos, o a Playa Sirena en donde sí buscan con mayor frecuencia a las tortugas. La mayor cantidad de entradas al bosque y salidas a la playa en Playa Corcovado apoya la hipótesis de que, en este sector, los jaguares tienen un mayor interés en las presas bosque adentro.

Las proporciones sexuales de jaguares derivadas de este tipo de estudios deben verse con cautela, ya que el número de hembras podría ser subestimado, sobre todo si las cámaras han sido colocadas en senderos hechos por el ser humano. Al parecer no

sucede lo mismo con los manigordos. Por otro lado, la alta humedad puede ocasionar que las cámaras fallen temporal o permanentemente. Asimismo, es necesario tomar las precauciones necesarias para evitar los robos de las mismas. Aunque las cámaras-trampa tienen un alto costo económico y tienen algunas limitaciones, brindan información valiosa sobre jaguares, manigordos y otros mamíferos y son superiores en muchos aspectos a otros métodos utilizados para realizar censos. La implementación de cámaras-trampa para realizar sondeos anuales y evaluar la salud de las poblaciones de los felinos y otras especies puede convertirse en un elemento esencial para la conservación.

ABSTRACT

Jaguars (*Panthera onca*) and ocelots (*Leopardus pardalis*) are among the five species of felines that live in Corcovado National Park. Given the large quantity of prey species in their diets, they play an important roll in maintaining the diversity and balance of the areas in which they live. However, the reduction of their habitat by human activities and the hunting pressure over both felines and their prey, threaten the survival of these species on a long-term basis. Also, the existing knowledge about the general ecology of the jaguar and the ocelot are not enough to take the proper management decisions that could stop the drop in population numbers.

In this investigation the jaguar and ocelot population numbers was estimated using trap-cameras in Corcovado National Park. Data about minimum and maximum home ranges and sexual ratio of both species was also obtained. In addition the number of jaguars feeding over marine turtles (*Lepidochelys olivacea*) was quantified in two beaches near Sirena's ranger station. The distance travelled by these jaguars in search for turtles was determined. Jaguar and turtle tracks were counted in each beach in order to evaluate the relationship between them, and to prove if there is dependence between the presence of any of them and the phases of the moon. The analysis was made to both beaches together and then to each one independently, to see if either the jaguar or the turtle were using them differently. Also the location of jaguar entrances to the forest from the beach, and jaguar exits from the forest to the beach were taken, to determine if they had a site preference. Finally the use of trap-cameras in this type of studies was evaluated.

Results obtained for jaguars were below expected values (3.84 jaguars/1000 camera-days and 3.48 ± 0.57 individuals per 100 km²). The jaguar population size for the entire park is approximately 15 animals if density is assumed to be uniform throughout the area. The sexual ratio was 1.33 males per female. Minimum and maximum home range averages for two males were 15.39 (± 12.37) km² and 41.71 (± 42.73) km² respectively. Hunting pressure on jaguars and white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) (the preferred prey of the jaguar) may be responsible for the low densities found here, as space doesn't seem to be a limiting factor.

On the other hand the results obtained from the ocelot estimation suggest that among the five felines that live in the park, the ocelot is the most abundant (22.22 ocelots/1 000 camera-days and 23.57 ± 13.21 individuals per 100 km²). If density is assumed to be uniform throughout the area ocelot population may be around 100 individuals. Sexual ratio was 1.4 females per male. A male's minimum home range was 6.19 km², and the average maximum home range for two females and a male was 11.30 (± 7.70) km². There were several places where the cameras photographed more than two individuals. Ocelot population in the park may be near its maximum capacity. Measures such as establishing a corridor between protected areas, implementing a better control over poaching (principally over their prey) and increasing environmental education, can guarantee jaguar and ocelot survival in the area on a long term basis.

Three jaguars were predating over sea turtles, all of them belonging to the species *Lepidochelys olivacea*. A clear relationship between both jaguar or turtle tracks and any phase of the moon was not found, probably because there was not enough data. Nevertheless an association between jaguar and turtle tracks was found only in Sirena beach, though this was not strong. The greater amount of turtle tracks and also the greater number of jaguar predations over the chelonian (four out of seven) took place in

this beach, even when jaguar tracks were more abundant in Corcovado beach. Jaguar entrances to the forest and exits to the beach were also greater in Corcovado beach than in Sirena beach (52 against 12); 61% of the total were concentrated in only 2 km of Corcovado beach. The number of jaguars predated on sea turtles and the distance travelled by one of them (7.95 km) suggest that this resource has a relatively high importance in jaguar's diet. Scarcity of other jaguar prey such as white-lipped peccary, due mainly to hunting pressure, could increase jaguar predation over turtles. The fact that jaguars only predated over olive ridley turtles (*L. olivacea*) could respond to the higher quantity of this chelonian in relation to other sea turtles in both beaches, and not to a jaguar preference over this species. It seems that jaguars may be using the beaches in a different way. Corcovado beach may be functioning as a travel route to get either to the mangrove, where on occasions peccaries are, or to Sirena beach where they look for turtles more frequently. The greater number of jaguar entrances to the forest and exits to the beach in Corcovado beach give strength to the hypothesis that, in this sector, jaguars have a greater interest for prey inside the forest.

Sexual ratios for jaguars obtained from this type of analysis must be taken with caution because female numbers may be underestimated, especially if cameras are placed in man-made trails. This does not appear to be the case with ocelots. Also, humidity can cause trap-cameras to fail momentarily or permanently. In addition, safety measures should also be taken in order to prevent robbery of the equipment. Even though trap-cameras are expensive and do come with some limitations, they provide valuable information regarding jaguars, ocelots and other elusive animals and are superior in many ways to other methods used for censusing populations. The use of these cameras in annual censuses to evaluate jaguar, ocelot and other animal population statuses may become an essential instrument for conservation.

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Historial de captura de los jaguares (<i>Panthera onca</i>) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (2002-2003).....	104
Cuadro 2. Historial de captura de los manigordos (<i>Leopardus pardalis</i>) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (2002-2003).....	105
Cuadro 3. Comparación de rastros de tortugas marinas y de jaguar (<i>Panthera onca</i>) por fase lunar mediante la prueba de Kruskal Wallis, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....	106

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Áreas efectiva y de amortiguamiento y ubicación de las trampas para el estimado del tamaño poblacional del jaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2003.....107
- Figura 2.** Ámbitos hogareños mínimos y ubicación de los jaguares (*Panthera onca*) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.....108
- Figura 3.** Áreas efectiva y de amortiguamiento y ubicación de las trampas para el estimado del tamaño poblacional del manigordo (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2003.....109
- Figura 4.** Ámbitos hogareños mínimos y ubicación de los manigordos (*Leopardus pardalis*) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.....110
- Figura 5.** Sector de las Playas Sirena y Corcovado en que conté 1) las salidas o entradas a la playa de jaguares (*Panthera onca*) 2) los rastros de este felino, 3) las tortugas lora (*Lepidochelys olivacea*) depredadas por jaguares y 4) las salidas de tortugas marinas a desovar en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.....111
- Figura 6.** Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Sirena y Corcovado juntas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....112
- Figura 7.** Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Corcovado, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....112
- Figura 8.** Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Sirena, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....113
- Figura 9.** Número de rastros de tortugas marinas vrs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Sirena y Corcovado juntas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....114
- Figura 10.** Número de rastros de tortugas marinas vrs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Corcovado, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....114
- Figura 11.** Número de rastros de tortugas marinas vrs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Sirena, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....115

Figura 12. Promedio y desviación estándar de rastros de jaguar (<i>Panthera onca</i>) que contabilicé en presencia y en ausencia de rastros de tortugas marinas en el mismo día, para cada uno de los sitios de muestreo, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....	116
Figura 13. Número total de rastros de jaguares (<i>Panthera onca</i>) y de tortugas marinas que registré en cada una de las playas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....	116
Figura 14. Distribución que obtuve de los rastros que salían hacia la playa y que entraban al bosque de los jaguares (<i>Panthera onca</i>) por transepto (aproximadamente 500 m cada uno), Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.....	117

CAPÍTULO 1

Introducción

El jaguar (*Panthera onca*) y el manigordo (*Leopardus pardalis*) son dos de los mayores cazadores de los bosques tropicales de América. Sus posiciones en la cúspide de la cadena trófica convierten a estas especies en un elemento esencial para mantener la diversidad y el equilibrio y son, por lo tanto, claves para la conservación de muchas especies en los sitios en donde habitan (Terborgh 1992, Aranda 1995, Núñez *et al.* 2000, Miller y Rabinowitz 2002). Sin embargo, mediante la cacería y la disminución del hábitat, el ser humano ha ocasionado la reducción de las poblaciones de ambos felinos en casi toda su distribución. Inclusive, en algunos países de su distribución histórica han desaparecido por completo. A grandes rasgos, se dice que para que una población sea viable a largo plazo, ésta debe ser de al menos 500 individuos (Franklin citado por Shaffer 1989). No obstante, como bien lo establece Soulé (1989), esta estimación no toma en cuenta el efecto de las alteraciones que puede causar el ser humano sobre las poblaciones en cuestión. Asimismo, hay que destacar que este dato puede variar mucho dependiendo de la especie y de las condiciones del lugar en que se encuentra la misma. Shaffer (1989) estima que, si no hay conexión entre las poblaciones, muchos mamíferos grandes podrían necesitar áreas del orden de 100 000 a 1 000 000 km² para poder sobrevivir en un periodo de 100 años. Sin embargo, la falta de conocimiento sobre el tamaño de las poblaciones actuales, el tamaño de los ámbitos hogareños y las relaciones con las presas, entre otros temas, no nos permite verificar la certeza de estos cálculos.

El presente es el primer estudio en el que se estimó la abundancia del jaguar y del manigordo en el país, y que utiliza, por primera vez en Costa Rica y por segunda vez en

Centroamérica, cámaras sensibles a cuerpos calientes (cámaras-trampa) (Silver *et al.* 2004). Asimismo, este trabajo le da continuidad a investigaciones anteriores, en donde se estudió la relación que existe entre el jaguar y sus presas, específicamente la tortuga marina (*Lepidochelys olivaceae*) (Carrillo 2000a).

El Parque Nacional Corcovado junto con otros bosques dentro de la Península de Osa, son los últimos de tipo muy húmedo que existen en la costa Pacífica de Centroamérica (Hartshorn 1983). Además, este parque presenta una gran diversidad de flora y fauna, que incluye cinco de las seis especies de felinos de Costa Rica. Gracias a ello, las zonas aledañas tienen una gran afluencia de turismo, que constituye la principal fuente de divisas del país (i.e. alrededor de 800 000 personas visitan las áreas silvestres protegidas de Costa Rica por año) (Anónimo 2003).

Este estudio pretendió llenar algunas de las grietas que hay en cuanto al conocimiento sobre la ecología del jaguar y el manigordo y así ayudar a detener la disminución de sus poblaciones. Sin embargo, las aplicaciones que se obtengan de sus resultados serán aún más numerosas e importantes si se le da una continuidad a este tipo de censos. Por otro lado, esta investigación también aportó información trascendental sobre la factibilidad del uso de las cámaras-trampa en este tipo de investigaciones.

JAGUAR

Taxonomía, distribución y hábitat

El jaguar (*Panthera onca*) es miembro del Orden Carnivora, Familia Felidae y pertenece al género de los felinos grandes que tienen la capacidad de rugir: *Panthera*. Algunos autores reconocen ocho subespecies de jaguar, todas incluidas dentro de la especie

onca (Seymour 1989). Este felino se distribuye desde el norte de México hasta los 45° en el hemisferio sur en Argentina, y su distribución histórica cubre alrededor de 19.1 millones de km² (Reid 1997, Sanderson *et al.* 2002a). Un estudio reciente basado en ADN mitocondrial, identificó dos grupos filogeográficos; uno desde México hasta el norte del Río Amazonas y el otro al sur del mismo (Eizirik *et al.* 2001). Además, dentro del grupo del norte se observó una tendencia a la división entre las poblaciones de México y Guatemala por un lado y las de Nicaragua, Costa Rica y Panamá por el otro (Eizirik *et al.* 2001). Sin embargo, en el mismo estudio en un análisis paralelo con microsátélites, se refutó esta teoría y más bien se sugirió una división más complicada (Eizirik *et al.* 2001). Asimismo, Eizirik *et al.* (2001) argumentan que sus resultados no apoyan la división del jaguar en subespecies.

A lo largo de su distribución, el jaguar habita principalmente en el bosque tropical húmedo de tierras bajas, seguido por el bosque tropical seco, los hábitats xéricos y finalmente los pastizales herbáceos de tierras bajas (Sanderson *et al.* 2002). En general este felino vive en áreas que se caracterizan por tener una cobertura vegetal arbórea densa (bosque primario y secundario principalmente), presencia de cuerpos de agua y un número suficiente de presas (Swank y Teer 1989, Sanderson *et al.* 2002). También se le puede ver, aunque con menor frecuencia, en áreas de pastizales, desierto, manglares, humedales, bosque de coníferas, bosque de encinos, matorrales no xéricos, playas, bosque abierto, bosque de galería y parches de bosque (Quigley y Schaller 1988, Sanderson *et al.* 2002a).

La población más grande de jaguares está en el bosque de la Amazonía en Brasil, donde todavía dispone de una gran área (Seymour 1989). Aunque en general, el jaguar ocupa una importante extensión del continente, ésta sólo representa un 46% de la

distribución que ocupaba en 1900 y actualmente está extinto en Estados Unidos, El Salvador, Chile, Uruguay y áreas desarrolladas de la costa de Brasil (Seymour 1989, Swank y Teer 1989, Bisbal 1991, Reid 1997, Sanderson *et al.* 2002, Vaughan y Temple 2002). No obstante lo anterior, ocasionalmente se pueden ver algunos jaguares en Arizona y Nuevo México, EE.UU., probablemente provenientes de poblaciones de Sahuaripa-Huasabas, México (De la Rosa y Nocke 2000, López y Brown 2002, Valdez *et al.* 2002). El jaguar ha sido declarado en peligro de extinción a lo largo de su distribución (incluido en el Apéndice 1 del CITES desde 1973) (Reid 1997).

Costa Rica es uno de los países donde el jaguar está más amenazado por la reducción de su hábitat y la cacería (Swank y Teer 1989, Sanderson *et al.* 2002b). Los jaguares de dicho país pertenecen a la subespecie *P. o. centralis* y se cree están en el Parque Nacional Corcovado, en las áreas que forman las uniones del Parque Internacional La Amistad-Parque Nacional Chirripó-Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, el Parque Nacional Braulio Carrillo-Zona Protectora La Selva-Reserva Biológica La Selva, el Refugio de Vida Silvestre Barra del Colorado-Parque Nacional Tortuguero, la Zona Protectora Arenal/Monteverde-Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes y el Parque Nacional Santa Rosa-Parque Nacional Guanacaste; abarcando un ámbito altitudinal de 0 a los 3820 msnm (Vaughan 1983, 1995, Seymour 1989). También existe un informe de un individuo en el Volcán Cacao, Guanacaste (De la Rosa y Nocke 2000).

Estado actual del conocimiento

El jaguar (*Panthera onca*) es el menos estudiado de los felinos grandes (tigre= *P. tigris*, león= *P. leo*, jaguar= *P. onca* y leopardo= *P. pardus*) (Aranda 1995). Sólo a partir de

1970 empieza a generarse información sobre la ecología y la biología del jaguar (Sunquist 2002). No obstante, la mayoría de estos estudios se han llevado a cabo en Suramérica (Mondolfi y Hoogesteijn 1991). Sin embargo, desde finales de la década de los 80, poco a poco se ha ido generando más información sobre este felino en México y Centroamérica. Gracias a ello, se ha empezado a tener una mayor conciencia sobre la situación actual del jaguar en toda su área de distribución, lo que ha posibilitado la toma de importantes decisiones, como lo fue la creación en Belice de la primera reserva para la conservación del jaguar en el mundo (Rabinowitz 1991). En Costa Rica, los estudios que se han realizado sobre el jaguar han tenido lugar en el Parque Nacional Corcovado, en el Área de Conservación Osa (Chinchilla 1994, Carrillo 2000a, A.Gómez en prep., R.Sarmiento en prep.) y en el Parque Nacional Santa Rosa (Ramírez 2003). Adicionalmente, en la actualidad se está haciendo una investigación en el Parque Nacional Santa Rosa (L.Alfaro *et al.* en prep.), en el Parque Nacional Tortuguero (M.Castro en prep.) y en la Reserva Forestal Golfo Dulce (A.Bustamante *et al.* en prep.).

Los estudios de campo sobre el jaguar hasta 1988, representaron sólo un 12% de todas las citas de este felino que existían para entonces (Aranda 1991a). Esto último se dio por la dificultad de estudiarlos debido a la movilidad y a lo poco común que resulta observarlos en el campo (Aranda 1991a, Mondolfi y Hoogesteijn 1991). En el caso específico de los censos poblacionales, la mayoría se han basado en métodos indirectos (i.e. huellas, presas recién cazadas, etc.), que sólo dan la oportunidad de obtener estimaciones relativas, cuyas aplicaciones son limitadas (Mondolfi y Hoogesteijn 1991). Para obtener estimaciones de las poblaciones de felinos, se ha empleado la radio-telemetría, sin embargo, esta técnica, además de ser cara, puede presentar problemas como interferencia

de la señal de radio por la topografía y la espesura del bosque (Rabinowitz y Nottingham 1986, Mondolfi y Hoogesteijn 1991, Carrillo 2000a). Además, dicha técnica requiere que una persona, con ciertos conocimientos, tome datos por varias horas seguidas. Igualmente, los animales deben ser capturados y por lo tanto sedados, al menos una vez, lo que implica un riesgo para el mismo. En India, la implementación de cámaras sensibles al movimiento (cámaras-trampa), para hacer estimaciones de las poblaciones de tigres ha dado buenos resultados (Karanth y Nichols 1998, Carbone *et al.* 2001). Este equipo también se está empezando a utilizar con jaguares y otros felinos del Neotrópico (Sanderson *et al.* 2002, Trölle y Kéry 2003, Wallace *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004, A.Bustamante *et al.* en prep., L.Alfaro *et al.* en prep., R. Sarmiento en prep.). El uso de las cámaras-trampa ayuda a coleccionar importante información de los felinos y otros animales, sin necesidad de capturarlos (Mace *et al.* 1994, Jacobson *et al.* 1997, Cutler y Swann 1999). Así, aunque se ha avanzado mucho en cuanto a nuestros conocimientos acerca del jaguar, aún falta mucho camino por recorrer para poder entender por completo a esta especie y a las otras con que convive, a fin de tomar las acciones necesarias para salvarlos.

Ámbito hogareño

El ámbito hogareño del jaguar puede variar generalmente entre 10 km² y 33.4 km² para las hembras y entre 34 km² y 90 km² para los machos (Schaller y Crawshaw 1980, Rabinowitz y Nottingham 1986, Aranda 1991b). Sin embargo, estos felinos pueden permanecer por varios días en un área relativamente pequeña (2.5 km²) y luego desplazarse grandes distancias (20 km) en una sola noche (Rabinowitz y Nottingham 1986, Núñez *et al.* 2002). Entre más área dispongan y la densidad de presas en la zona sea menor, los jaguares

tendrán que caminar más y por lo tanto tendrán un área de acción mayor. Así, los menores ámbitos hogareños reportados en la literatura son para individuos en Belice y los mayores para individuos en Suramérica, donde el área boscosa es mucho mayor y la densidad de presas suele ser menor que en el país centroamericano (Rabinowitz y Nottingham 1986, Quigley y Schaller 1988, Scognamillo *et al.* 2002). En algunos casos, en donde el jaguar dispone de una gran área, buena disponibilidad de presa y recursos permanentes (i.e. agua), los territorios pueden ser mayores. De esta manera, en Pantanal, Brasil los ámbitos hogareños de estos felinos superan los datos anteriores y están entre 97 km² y 168 km² (Quigley y Schaller 1988). Por otro lado, Núñez *et al.* (2002) proponen que el tamaño del ámbito hogareño de las hembras está en función de la disponibilidad de las presas, mientras que el de los jaguares machos está en función de la disponibilidad de hembras y de un comportamiento de espaciamiento. No obstante, Scognamillo *et al.* (2002) encontraron que existe una relación positiva entre el tamaño de los felinos y su ámbito hogareño. Asimismo, el tamaño de esta área para un individuo puede variar de una época a otra, en aquellos lugares en donde hay una marcada estacionalidad (Scognamillo *et al.* 2002).

Cabe destacar que estos ámbitos hogareños no son exclusivos de un individuo, ya que, en la mayoría de los casos existe sobreposición de ellos. Esta sobreposición ocurre principalmente entre dos o más hembras, también entre varias hembras y un macho y en menor grado entre machos (Schaller y Crawshaw 1980, Rabinowitz y Nottingham 1986, Aranda 1995, De la Rosa y Nocke 2000). Inclusive, este solapamiento puede llegar a ser de hasta 84% del área (Quigley y Schaller 1988). No obstante, rara vez se encuentran dos jaguares vecinos cerca uno de otro fuera de la época reproductiva (Rabinowitz y Nottingham 1986). Por medio de señales como heces y marcas con las garras en los

árboles, comunican su posición al vecino para evitar patrullar la misma zona al mismo tiempo (Rabinowitz y Nottingham 1986).

Reproducción

En general se dice que los jaguares pueden aparearse durante todo el año, sin embargo, es posible que la mayoría de los apareamientos se den en una época en particular (Aranda 1991b). Por ejemplo, en Brasil, Quigley y Crawshaw (2002) encontraron que la mayoría de apareamientos coincidían con la época lluviosa. Las hembras tienen un periodo de gestación de aproximadamente 100 días (Seymour 1989). Luego de este tiempo, nacen de uno a tres cachorros; dos en la mayoría de los casos (Carrillo 2000a). La separación entre una camada y otra es frecuentemente de dos años (Quigley y Crawshaw 2002). Los cachorros permanecen con la madre hasta dos años (Schaller y Crawshaw 1980, Seymour 1989, Carrillo 2000a), después de lo cual, los jaguares juveniles se separan del ámbito hogareño de la madre varios kilómetros para establecer su territorio (Quigley y Crawshaw 2002). Las hembras alcanzan la madurez sexual cuando tienen de dos a tres años y los machos de tres a cuatro (Seymour 1989).

Período de actividad

Anteriormente se tenía la creencia de que los jaguares eran nocturnos, sin embargo, hoy día se sabe que el periodo de actividad del jaguar depende de la disponibilidad de sus presas. Así, en lugares en donde el jaguar se alimenta principalmente de presas nocturnas, está más activo de noche, mientras que si las presas son mayormente diurnas su actividad se centra en el día (Quigley y Schaller 1988, Scognamillo *et al.* 2002, Rabinowitz y

Nottingham 1986, Carrillo 2000a). Por ejemplo, Carrillo (2000a) encontró que en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, este felino se alimentaba de varias especies terrestres, principalmente mamíferos y de algunas especies marinas, como la tortuga lora (*L. olivacea*). En los días con luna nueva o cuarto menguante, cuando las tortugas marinas desovaron en mayor número, las horas de mayor actividad de un jaguar hembra con radiocollar se registraron en la noche. Asimismo, el número de huellas de jaguares que encontró en la playa en estas noches fue mayor que en las noches con luna llena o cuarto creciente, cuando había menos disponibilidad de tortugas. Por otro lado, en los días de luna llena y cuarto creciente el movimiento del jaguar fue mayor en el día, en dos picos, entre 6 a.m. y 9 a.m. y entre 1 p.m. y 6 p.m. Este periodo coincidió con las horas en que los chanchos de monte (*Tayassu pecari*), su principal presa en dicho parque, estuvieron más activos. De igual manera, durante los días de luna llena y cuarto creciente, el jaguar caminó más que en días con luna nueva y cuarto menguante (16.8 km contra 12.5 km). Esto último, posiblemente porque al no tener la posibilidad de comer tortuga, debían buscar y seguir otras presas más móviles dentro del bosque como el chanco de monte (Carrillo 2000a).

Dieta

El jaguar se caracteriza por ser un depredador sumamente fuerte, con la capacidad de arrastrar, por más de 1 km, presas que superan 3 a 4 veces su peso, como las dantas (*Tapirus* spp.) y las tortugas marinas (i.e. *Dermochelys coriacea*, *Chelonia agazzissi* y *Chelonia mydas*) (Aranda 1995, Chinchilla 1994, Reid 1997, Carrillo 2000a, Tröeng 2000, Crawshaw y Quigley 2002). Al conseguir presas grandes el jaguar ahorra energía, ya que se estima que en 50% de los casos se alimenta hasta por 4 días de la misma presa, por lo que

no tiene que cazar otras (Schaller y Crawshaw 1980, Núñez *et al.* 2000, Scognamillo *et al.* 2002). La dieta del jaguar varía de acuerdo con la densidad de la presa y con la facilidad de capturarlas (Rabinowitz y Nottingham 1986, Seymour 1989, Reid 1997). Debido a que, en proporción al tamaño, tiene la mayor capacidad de mordida de los felinos actuales y, a que es el felino más grande del Neotrópico, el jaguar puede depredar un amplio ámbito de presas, inclusive algunas para las cuales es prácticamente el único depredador (De la Rosa y Nocke 2000, Tröeng 2000, Aranda 2002). Así, a lo largo de su distribución, el jaguar es uno de los depredadores más importantes de las especies carnívoras, herbívoras y omnívoras de tamaño grande y mediano, que a su vez, determinan la abundancia de otros animales y de muchas plantas. Por esta razón se dice que el jaguar es una especie clave, ya que ayuda a mantener el equilibrio del ecosistema en que habita.

Núñez *et al.* (2000) estimaron que un jaguar en Jalisco, México, necesita un promedio diario de carne de 2-2.5 kg. Por otro lado, se ha encontrado que la mayoría de las presas de este felino tienen pesos superiores a 2.5 kg (Chinchilla 1994, Taber *et al.* 1997, Garla *et al.* 2001). En diversos estudios se han reportado presas de al menos 85 especies diferentes en la dieta del jaguar, la mayoría de ellas mamíferos. Debido al amplio espectro de especies que consume, se dice que este animal es oportunista, no obstante, se pueden reconocer algunas especies claves en cada localidad. A lo largo de su distribución el saíno (*Tayassu tajacu*) y el chanco de monte (*T. pecari*), aparecen como dos de las principales presas del jaguar en cuanto a porcentaje de ocurrencia y biomasa consumida (Aranda 1991b, Taber *et al.* 1997, Garla *et al.* 2001, Sanderson *et al.* 2002a, Scognamillo *et al.* 2003). Costa Rica no es la excepción ya que estudios recientes en el Parque Nacional Corcovado, han puesto al chanco de monte como la principal presa (Chinchilla 1994,

Carrillo 2000a), posiblemente por ser más abundante que *T. tajacu*. Otras especies que han sido reportadas como presas del jaguar son dantas (*Tapirus* spp.), cabros de monte (*Mazama* spp.), venado (*Odocoileus virginianus*), armadillo (*Dasypus novemcinctus*), pizote (*Nasua narica*), mono carablanca (*Cebus capucinus*), oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), perezoso de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*), perezosos de tres dedos (*Bradypus* spp.), tepezcuintle (*Agouti paca*), guatuzas (*Dasyprocta* spp.), algunos reptiles como caimán (*Caiman crocodylus*), iguana (*Iguana iguana*), garrobo (*Ctenosaura similis*) y tortugas de agua dulce (*Podocnemis* spp.) y marinas como tortuga verde (*C. mydas*), tortuga negra (*C. agassizzi*), tortuga lora (*L. olivacea*), carey (*Eretmochelys imbricata*) y baula (*D. coriacea*) y en ocasiones peces, ganado vacuno (*Bos* spp.) y otros animales domésticos (Rabinowitz y Nottingham 1986, Hoogesteijn *et al.* 1991, Chinchilla 1994, Rodríguez 1995, Witmer *et al.* 1995, Reid 1997, Mora 2000, Tröeng 2000, Crawshaw 2002, Sanderson *et al.* 2002a).

Conflictos con el ser humano

La depredación por parte del jaguar de animales domésticos y ganado vacuno principalmente, es una de las causas más importantes de que exista un conflicto entre el ser humano y este felino. No obstante, es importante destacar que muchas veces se le atribuye al jaguar la pérdida del ganado cuando en realidad es otra la causa como depredación por puma (*Puma concolor*), robo, muertes naturales, accidentes, etc. (Scognamillo *et al.* 2002, Polisar *et al.* 2003). De la misma manera, varios investigadores han comprobado que en muchos casos el ser humano es el causante de este problema. El mal manejo del ganado, la cercanía del mismo a zonas boscosas, la reducción en el número de las presas del jaguar y

de su hábitat o la disminución en su capacidad depredadora como consecuencia de una lesión por un balazo, son unas de las razones más frecuentes de que este felino empiece a depredar animales domésticos (Rabinowitz y Nottingham 1986, Quigley y Schaller 1988, Emmons 1990, Hoogesteijn *et al.* 1991, Jackson 1991, Rodríguez 1995, Vaughan 1995, Witmer *et al.* 1995, De la Rosa y Nocke 2000, Sáenz y Carrillo 2002, Miller 2002). Algunas de las medidas que se deben tomar para disminuir el problema de la depredación de ganado según Polisar *et al.* (2003) son: alejar al ganado del bosque, mantener distancias adecuadas entre zonas de pastoreo y bosque, trasladar terneros de áreas con problemas de depredación y en su lugar poner toros y finalmente, mantener poblaciones saludables de las presas naturales del jaguar. Otras alternativas que aún están siendo estudiadas incluyen: la traslocación de jaguares problema, la utilización de cercas electrificadas y la implementación de dispositivos electrónicos para ahuyentarlos de ciertas áreas (Rabinowitz y Nottingham 1986, Sáenz y Carrillo 2002, Scognamillo *et al.* 2002). Sumado al problema de la depredación de ganado, varias de las presas principales del jaguar son las preferidas por los cazadores (i.e. chanco de monte: *T. pecari*, saíno: *T. tajacu*, venado colablanca: *O. virginianus*, cabro de monte: *Mazama* spp., tepezcuintle: *A. paca*).

Aunque la cacería de jaguares ha disminuido significativamente a partir de los años 80, en algunos puntos de su distribución la matanza de jaguares aún se presenta como una seria amenaza a la supervivencia de las poblaciones (Quigley y Schaller 1988, Jackson 1991). Anteriormente, la caza de éste y otros felinos se daba principalmente para vender las pieles (Jackson 1991). Hoy en día, en algunos lugares aún persiste la cacería por personas que buscan vender las pieles. No obstante, los principales causantes de la matanza de jaguares son otros; cazadores oportunistas que lo matan al verlo aunque no anden en su

búsqueda, cazadores deportivos, ganaderos que pierden o previenen la pérdida de cabezas de ganado a manos de este felino y finalmente, la gente que vive cerca de zonas boscosas y pierde sus animales domésticos o simplemente le tiene miedo (Aranda 1991a, Hoogesteijn *et al.* 1991, Jackson 1991). Las consecuencias de lo anterior, se observan en el promedio de 20 individuos de esta especie muertos a manos de cazadores y ganaderos por año, sólo en Costa Rica (Carrillo 2000b). No obstante, éstos son los casos reportados, lo cual sin duda representa sólo una parte de la realidad.

El factor más importante en cuanto a la disminución de las poblaciones de jaguar a lo largo de su distribución es la pérdida del hábitat (Quigley y Schaller 1988, Aranda 1995, Vaughan 1995, Reid 1997, Mora 2000). Sanderson *et al.* (2002a), con la cooperación de varios expertos en jaguares a lo largo de su distribución, lograron recabar importante información sobre la situación del hábitat actual del jaguar. Por un lado, estos autores determinaron que el jaguar es desconocido o ha sido extirpado de más de la mitad de la distribución que tenía cerca del año 1900. Asimismo, ellos establecieron que la zona con mayor hábitat potencial para la sobrevivencia de este felino es Suramérica con 85% del hábitat, luego México con 11% y por último Centroamérica con 4%. Por otro lado, estos mismos autores definieron 51 áreas prioritarias para la conservación del jaguar a lo largo de su distribución, basados en tres factores principales: una población sustancial del felino (50 o más individuos reproductores), una base de presa estable y diversa y un hábitat adecuado. Estas 51 áreas representan sólo un 7% de la distribución histórica de este felino. También, calcularon que sólo un 4% de estas 51 áreas están protegidas adecuadamente en la actualidad.

En Costa Rica la situación para el jaguar es similar a la del resto de su distribución, de esta manera, la reducción del hábitat de este felino se redujo en 34%, sólo entre 1940 y 1977 (Vaughan 1983). Debido a estos conflictos principalmente, Vaughan (1983) estimó que el jaguar y otras especies como la danta, el oso caballo (*Myrmecophaga tridactyla*) y el puma, pueden desaparecer en un lapso de 50 a 150 años de Costa Rica.

MANIGORDO

Taxonomía, distribución y hábitat

El manigordo u ocelote pertenece al Orden Carnivora, Familia Felidae. Hasta hace poco formaba parte del gran género *Felis* que incluía a todos los felinos actuales, sin embargo, actualmente está en el género *Leopardus*, que comparte con otros felinos manchados pequeños del Neotrópico: *L. wiedii* y *L. tigrinus* (Murray y Gardner 1997). La especie es *L. pardalis* y se encuentra distribuida desde el sur de EE.UU. hasta el norte de Argentina y se subdivide en 10 subespecies según algunos autores (Sunquist 1991, Redford y Eisenberg 1992, Murray y Gardner 1997, Mora 2000). La subespecie de Costa Rica es *L. p. aequatorialis*, que se puede encontrar desde Nicaragua hasta algunas regiones de Colombia, Ecuador y Perú (Murray y Gardner 1997). Este felino puede subsistir en una gran cantidad de hábitats, incluidos algunos en donde felinos más grandes como el jaguar y el puma no podrían. De esta manera, al manigordo se le puede encontrar en bosques húmedos, bosques deciduos, bosques semideciduos, sabanas, áreas xéricas y hasta en matorrales y áreas abiertas cercanas a zonas boscosas, desde los 0 hasta los 3800 msnm (Emmons 1990, Bisbal 1991, Sunquist 1991, Mora 2000). No obstante lo anterior, no son generalistas en cuanto al hábitat ya que se ha encontrado que tienen una fuerte asociación a

áreas con vegetación densa o con cobertura boscosa (Murray y Gardner 1997). Aunque es un poco más común que el jaguar, sus poblaciones también se encuentran amenazadas (Apéndice I de CITES) (Reid 1997, Emmons 1990).

Estado actual del conocimiento

Al igual que con el resto de los felinos estrictamente neotropicales, hay, hasta la fecha, poca información sobre el manigordo, posiblemente debido a la dificultad que hay para estudiarlos en su hábitat (Aranda 1991a). La mayoría de los estudios datan de hace menos de 20 años. Según una recopilación de estudios sobre los felinos en México de Aranda (1991a), hasta 1988 el manigordo sólo era el objeto del 2% de ellos. De estos estudios, sólo unos pocos eran sobre investigaciones realizadas en el campo (Aranda 1991a). Por otro lado Bisbal (1991), encontró que el manigordo es el felino neotropical pequeño más estudiado y que la mayoría de los trabajos realizados tienen su origen en Suramérica, principalmente en Perú y Venezuela. Sin embargo, en Costa Rica y, en general para toda Centroamérica, los estudios sobre el manigordo son realmente escasos.

Ámbito hogareño

El ámbito hogareño de los manigordos según Sunquist (1991) se mantiene bastante estable a lo largo de su distribución abarcando de 0.8 a 14.6 km², la mayoría de las áreas reportadas están abajo de los 10 km² (Crawshaw y Quigley 1989, Trölle y Kéry 2003). Sin embargo, se han reportado ámbitos hogareños de hasta 31 km² para un macho (Murray y Gardner 1997). En general, las áreas de las hembras son menores a la de los machos, debido a que estos últimos además de buscar alimento deben estar pendientes del estado

reproductivo de las hembras cercanas (Sunquist 1991, Murray y Gardner 1997). Sin embargo, al igual que con otros felinos, estas áreas no son exclusivas ya que pueden ser compartidas por varios individuos de ambos sexos (Crawshaw y Quigley 1989, Sunquist 1991). Según Murray y Gardner (1997) esta sobreposición no se da entre hembras, a menos que sean madre e hija no adulta. Por otro lado, Sunquist (1991) menciona que suele haber sobreposición entre los ámbitos hogareños de hembras adultas. Crawshaw y Quigley (1989) reportaron una sobreposición de 78.5% entre un manigordo hembra adulto y una hembra subadulta, que presumiblemente era hija de la primera. La edad en que un manigordo se separa de la madre para establecer su territorio es variable, pero con frecuencia anda cerca de los dos años (Murray y Gardner 1997).

Estos felinos suelen marcar troncos con las garras, orinar arbustos o defecar en ciertos sitios, inclusive en algunos casos utilizan el mismo sitio, llamado letrina, para defecar varias veces (Murray y Gardner 1997). Este comportamiento, que aparece con frecuencia en los límites territoriales, les sirve para comunicar su presencia a otros miembros de su especie y podría funcionar para evitar conflictos y evadirse temporalmente (Murray y Gardner 1997). Algunos factores como la época, la disponibilidad de presas o de hembras pueden hacer que el ámbito hogareño sea mayor o menor. Así, Sunquist (1991) encontró que en Venezuela los manigordos se movieron menos en la época lluviosa en comparación con la seca.

Reproducción

Existen muy pocos estudios sobre la reproducción del manigordo. Las hembras de esta especie pueden alcanzar la madurez sexual desde los 16 a los 18 meses de edad, pero

esto ocurre con mayor frecuencia después de los 24 meses (Redford y Eisenberg 1992, Murray y Gardner 1997). Los machos, por otro lado, producen esperma viable después de los 30 meses de edad (Murray y Gardner 1997). Las hembras pueden tener su primer camada entre los 18 y 60 meses de edad (Murray y Gardner 1997). La gestación dura de 78 a 82 días, después de lo cual nacen de uno a cuatro cachorros, aunque por lo regular sólo son uno o dos (Sunquist 1991, Redford y Eisenberg 1992, Murray y Gardner 1997). El periodo entre camadas es de unos dos años (Murray y Gardner 1997). En la vida silvestre llegan a vivir alrededor de los 10 años (Murray y Gardner 1997). Esta longevidad es debida, entre otras cosas, a que fuera del ser humano tienen pocos enemigos. Entre sus depredadores se pueden citar a la boa (*Boa constrictor*), el puma, el jaguar y la anaconda (*Eunectes murinus*) (Chinchilla 1994, Murray y Gardner 1997).

Período de actividad

Los manigordos pueden estar activos durante todo el día, sin embargo, suelen estar más activos durante la noche, a lo largo de toda su distribución (Crawshaw y Quigley 1989, Emmons 1990, Sunquist 1991). Lo anterior se debe, posiblemente, a que la mayoría de las presas que cazan son nocturnas (i.e. roedores nocturnos) (Redford y Eisenberg 1992, Murray y Gardner 1997, De Villa *et al.* 2002). En lugares en donde los ratones y otras presas nocturnas escaseen, es posible que tenga hábitos más diurnos para buscar otro tipo de alimento (i.e. reptiles diurnos). Por otro lado, en Venezuela, Sunquist (1991) encontró que los ocelotes eran más activos durante el día en la época lluviosa en comparación con la seca, posiblemente porque en esta última el gasto energético de caminar durante el día es mayor.

Dieta

El manigordo cumple un importante papel como uno de los principales carnívoros en la cadena trófica. Esto se ve reflejado en la amplia gama de animales de los cuales se alimenta. La mayoría de las presas de este felino son terrestres y nocturnas, lo cual coincide con sus hábitos (Sunquist 1991, Chinchilla 1994, Murray y Gardner 1997). La fuente principal de alimento del manigordo son los mamíferos pequeños (<1 000 g), roedores principalmente y, en menor medida, lagartijas, culebras, mamíferos medianos y grandes, aves, cangrejos, peces, ranas, tortugas terrestres pequeñas y ocasionalmente animales domésticos (i.e. *Gallus gallus*) (Emmons 1990, Sunquist 1991, Chinchilla 1994, Murray y Gardner 1997, Farrell *et al.* 2000, Mora 2000, De Villa *et al.* 2002). La gran cantidad de especies que consume el manigordo sugiere que este depredador es oportunista, ya que caza aquellas presas de tamaño pequeño que sean más abundantes. Debido al pequeño tamaño de la mayoría de sus presas, el manigordo debe cazar varios individuos en un día para poder sobrevivir (Sunquist 1991). Algunas de las especies reportadas como presa del manigordo son: marsupiales (*Didelphis marsupialis*, *Marmosa* spp., *Philander* spp.), perezosos (*Bradypus tridactylus*), oso hormiguero (*Tamandua tetradactyla*), armadillo (*Dasybus* sp.), murciélagos (*Lonchophylla* spp.), mono (*Alouatta* sp.), ratones (*Heteromys desmarestianus*, *Liomys pictus*, *Oryzomys* spp., *Tyolimyis watsoni*, *Zygodontomys brevicauda*, *Proechimys semispinosus*), guatuza (*Dasyprocta punctata*), tepezcuintle (*Agouti paca*) puercoespines (*Coendou* spp.), conejos (*Sylvilagus* spp.), venados (*Odocoileus virginianus*, *Mazama americana*), saíno (*Tayassu tajacu*), martilla (*Potos flavus*), nutria (*Myocastor coypus*), pizotes (*Nasua* spp.), reptiles (*Iguana iguana*, *Ctenosaura* spp., *Geochelone carbonaria*), aves (*Penelope* spp., *Crypturellus* sp.) y

cangrejo de tierra (*Dilocarcinus dentatus*) (Sunquist 1991, Chinchilla 1994, Murray y Gardner 1997, De Villa *et al.* 2002).

Conflictos con el ser humano

Hasta principios de la década de los '80 los felinos manchados fueron fuertemente cazados para el comercio de sus pieles (Emmons 1990, Jackson 1991). El manigordo fue una de las especies preferidas por los cazadores de la época (Aranda 1991a, Bisbal 1991). Sin embargo, desde la segunda mitad de la década de los '70, surgieron varias iniciativas para prohibir la caza de estos animales en varios países. No obstante, la matanza de este felino aún persiste, aunque en menor grado, principalmente por parte de comerciantes ilegales de pieles, ganaderos, cazadores oportunistas y personas que viven cerca de áreas boscosas (Aranda 1991a, Hoogesteijn *et al.* 1991). Otro problema entre el manigordo y el ser humano surge cuando en ocasiones este felino depreda animales domésticos, principalmente aves de corral (Emmons 1990, Hoogesteijn *et al.* 2002). Es posible que, al igual que con otros felinos, el mal manejo de los animales en las fincas, la cercanía de las mismas a las zonas boscosas y la disminución de las presas naturales del manigordo, sean las principales causas de que éste último ataque a los animales domésticos. Lo anterior puede verse agravado por el hecho de que varias de las presas de este felino son ampliamente utilizadas por el ser humano como fuente de carne en las zonas rurales (i.e. iguana, tepezcuintle, cabro de monte: *Mazama* spp., venado colablanca: *O. virginianus*).

El manigordo es un poco más flexible que otros felinos a la alteración de su hábitat, por tener requerimientos relativamente menores (i.e. ámbitos hogareños más pequeños y presas más pequeñas y abundantes). Sin embargo, hoy en día, la principal amenaza que se

ciencia sobre los manigordos es la reducción de su hábitat por parte del ser humano (Bisbal 1991, Jackson 1991, Murray y Gardner 1997). En Costa Rica, su hábitat se redujo en un 34% entre 1940 y 1970 y, al parecer, no existe actualmente un área protegida en todo el país que pueda albergar una población viable del manigordo a largo plazo (Vaughan 1983).

REFERENCIAS

- Anónimo. 2003. Informe nacional sobre el sistema de áreas silvestres protegidas. SINAC-MINAE, San José, Costa Rica. 70 p.
- Aranda, J.M. 1991a. Felinos de México: estado actual del conocimiento y conservación, p. 175-186. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Aranda, J.M. 1991b. El jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva Calakmul, México: morfología, hábitos alimentarios y densidad de población, p. 235-274. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Aranda, J.M. 1995. Historia natural del jaguar, p.5-14. **In** M.A. Rodríguez (ed.). Actas del primer taller sobre la conservación del Jaguar en Costa Rica (*Panthera onca*). Fundación de Vida Silvestre. San José, Costa Rica.
- Aranda, J.M. 2002. Importancia de los pecaríes para la conservación del jaguar en México, p.107-126. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society. México D.F.
- Bisbal, F. 1991. Estado de los pequeños félidos de Venezuela, p.83-94. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci. Venezuela.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M.

- Sunquist, R. Tilson y W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4: 75-79.
- Carrillo, E. 2000a. Ecology and conservation of white-lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica. Tesis de doctorado. Universidad de Massachusetts, Massachusetts. 131p.
- Carrillo, E. 2000b. Abundancia, distribución y hábitos alimentarios del jaguar (*Panthera onca*) en el Bosque Seco Tropical del Área de Conservación Guanacaste. Propuesta de investigación. Mimeografiado. 15 p.
- Chinchilla, F. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 49 p.
- Crawshaw, P.G. 2002. Mortalidad inducida por humanos y conservación de jaguares: el Pantanal y el Parque Nacional Iguazu en Brasil, p.451-464. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Crawshaw, P.G. y H.B. Quigley. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal Region, Brazil. *Biotrópica* 21: 377-379.
- Crawshaw, P.G. y H.B. Quigley. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación, p.223-236. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz,

K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

Cutler, T.L. y D. E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Soc. Bull.* 27: 571-581.

De la Rosa, C. L. y C.C. Nocke. 2000. A guide to the carnivores of Central America. Universidad de Texas, EE.UU. 244 p.

De Villa, A., E. Martínez y C.A. López. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *The Amer. Midland Natur.* 148: 146-154.

Eizirik, E., H.K. Jae, M. Menotti, P.G. Jr. Crawshaw, S.J. O'Brien y W.E. Johnson. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). *Abstract. Mol. Ecol.* 10: 65-79.

Emmons, L.H. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Universidad de Chicago, Chicago. 281p.

Farrell, L.E., J. Roman y M.E. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Mol. Ecol.* 9: 1583-1590.

Garla, R.C., E.Z. Setz y N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of southeastern Brazil. *Biotrópica* 33: 691-696.

Hartshorn, G. 1983. Plants, p. 118-157. **In** D.H. Janzen (ed.). *Costa Rican Natural History*. Universidad de Chicago, Chicago.

Hoogesteijn, R., A. Hoogesteijn y E. Mondolfi. 1991. El dilema depredación vs. conservación del jaguar y análisis de la mortalidad de bovinos causada por felinos

en tres hatos del llano venezolano, p.129-160. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.

Hoogesteijn, R., E.O. Boede y E. Mondolfi. 2002. Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control, p.183-198. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

Jackson, P. 1991. The status and conservation of wild cats, p. 13-36. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.

Jacobson, H.A., J.C. Kroll, R.W. Browning, B.H. Koerth y M.H. Conway. 1997. Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Soc. Bull.* 25: 547-556.

Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.

López, C.A. y D.E. Brown. 2002. Distribución y estado de conservación actuales del jaguar en el noroeste de México, p.379-392. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

Mace, R.D., S.C. Minta, T.L. Manley y K.E. Aune. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Soc. Bull.* 22: 74-83.

- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *The Zool. Soc. of London* 262:295-304.
- Miller, C.M. 2002. Jaguares, ganado y humanos: un ejemplo de coexistencia pacífica en el noroeste de Belice, p. 477-493. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Miller, B. y A. Rabinowitz. 2002. ¿Por qué conservar al jaguar?, p.303-316. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Mondolfi, E. y R. Hoogesteijn. 1991. Investigaciones para el manejo de poblaciones de jaguar, p. 75-82. **In** Anónimo (ed.). *Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación*. Fudeci, Venezuela.
- Mora, J.M. 2000. *Mamíferos silvestres de Costa Rica*. EUNED, San José, Costa Rica. 240p.
- Murray, J.L. y G.L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548: 1-10.
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *J. of Zool. London* 252: 373-379.
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México, p.107-126. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C.

- L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Polisar, J., I. Maxit, D. Scognamillo, L. Farrell, M.E. Sunquist y J.F. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biol. Conserv.* 109: 297-310.
- Quigley, H.B. y G.B. Schaller. 1988. Ecology and conservation of the jaguar in the Pantanal Region of Brazil. Final report to the Nat. Geogr. Soc. Mimeografiado. 58p.
- Quigley, H.B. y P.G. Crawshaw. 2002. Reproducción, crecimiento y dispersión del jaguar en la región de Pantanal, Brasil, p.289-302. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Rabinowitz, A.R. y B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. of Zool. London* 210:149-159.
- Rabinowitz, A.R. 1991. The conservation of the jaguar: a case study in Belize, p.107-116. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Ramírez, S. 2003. Abundancia relativa y tipos de hábitat preferidos por el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 77p.
- Redford, K.H y J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the neotropics: the southern cone (volumen 2). Universidad de Chicago, Chicago. 406p.

- Reid, F.A. 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Universidad de Oxford, Nueva York. 334p.
- Rodríguez, M.A. 1995. Jaguares y ganadería en Costa Rica, p.25-34. **In** M.A. Rodríguez (ed.). Actas del primer taller sobre la conservación del jaguar en Costa Rica (*Panthera onca*). Fundación de Vida Silvestre. San José, Costa Rica.
- Sáenz, J.C. y E.Carrillo. 2002. Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿un problema sin solución?, p.127-138. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México DF.
- Sanderson, E.W., C. L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson y A.B. Taber. 2002a. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución, p.551-600. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México DF.
- Sanderson, E.W., C. L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson y A.B. Taber. 2002b. Prioridades geográficas para la conservación del jaguar, p.601-627. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México DF.

- Schaller, G.B. y P.G. Crawshaw. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotrópica* 12: 161-166.
- Scognamillo, D., I.E. Maxit, M. Sunquist y L. Farrell. 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los Llanos venezolanos, p.139-150. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México DF.
- Scognamillo, D., I.E. Maxit, M. Sunquist y J. Polisar. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *J. of Zool. London* 259: 269-279.
- Seymour, K.L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1-9.
- Shaffer, M. 1989. Minimum viable populations: coping with uncertainty, p.69-86. **In** M.E. Soulé (ed.). *Viable populations for conservation*. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra.
- Silver, S.C., L.E. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A.J. Noss, M.J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 1-7.
- Soulé, M.E. 1989. Where do we go from here?, p.175-184. **In** M.E. Soulé (ed.). *Viable populations for conservation*. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra.
- Sunquist, M. 1991. The ecology of ocelot: the importance of incorporating life, history traits into conservation plans, p.117-128. **In** Anónimo (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fudeci, Venezuela.

- Sunquist, M. 2002. Historia de la investigación sobre el jaguar en el continente americano, p.535-550. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México DF.
- Swank, W.G. y J.G. Teer. 1989. Status of the jaguar. *Oryx* 23: 14-21.
- Taber, A.B., A.J. Novaro, N. Neris y F.H. Colman. 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotrópica* 29: 204-213.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in Tropical Forests. *Biotrópica* 24: 283-292.
- Tröeng, S. 2000. Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles by jaguars (*Panthera onca*) at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conserv. and Biol.* 3: 751-753.
- Trölle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *J. of Mammal.* 84: 607-614.
- Valdez, R., A. Martínez y O.C. Rosas. 2002. Componentes históricos y actuales del hábitat del jaguar en el noreste de Sonora, México, p.367-378. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Vaughan, C. 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 62 p.

- Vaughan, C. 1995. Jaguares y hábitat en Costa Rica, p. 15-23. **In** M.A. Rodríguez (ed.). Actas del primer taller sobre la conservación del Jaguar en Costa Rica (*Panthera onca*). Fundación de Vida Silvestre, San José, Costa Rica.
- Vaughan, C. y S. Temple. 2002. Conservación del jaguar en Centroamérica, p.355-366. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Wallace, R.B., H.Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10: 133-139.
- Witmer, G., M.A. Rodríguez, C. Vaughan. 1995. Conservación y control de felinos depredadores en Costa Rica, p.35-52. **In** M.A. Rodríguez (ed.). Actas del primer taller sobre la conservación del Jaguar en Costa Rica (*Panthera onca*). Fundación de Vida Silvestre, San José, Costa Rica.

CAPÍTULO 2

Estimación del tamaño poblacional del jaguar (*Panthera onca*) (Carnivora: Felidae) mediante el uso de cámaras-trampa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica

Resumen: Las poblaciones de jaguar (*Panthera onca*) están fuertemente amenazadas a lo largo de su distribución por factores como cacería (de los jaguares y de sus presas) y destrucción del hábitat. Sin embargo, la falta de información sobre la ecología general de la especie no ha permitido tomar las acciones necesarias de manejo para detener la disminución en el número de individuos de la especie. Para empezar a cubrir esta faltante se estimó, por primera vez, la población de jaguares en el Parque Nacional Corcovado, mediante el uso de cámaras-trampa por un período de tres meses. Se identificaron los individuos por las manchas de su pelaje y se estimó la abundancia con modelos de captura-recaptura. Asimismo, se calcularon otros parámetros como proporción sexual y extensión del ámbito hogareño mínimo y máximo. Las estimaciones que se obtuvieron fueron menores a lo esperado (3.84 jaguares/1000 días-cámara y 3.48 ± 0.57 individuos por cada 100 km²). Si esta densidad se mantiene para todo el parque, la población de jaguares es de aproximadamente 15 individuos. La proporción sexual fue de 1.33 machos por cada hembra. El ámbito hogareño mínimo promedio de dos machos fue de 15.39 (± 12.37) km² y el ámbito hogareño máximo promedio fue de 41.71 (± 42.73) km². Es posible que la cacería de los jaguares y de su principal presa, el chanco de monte (*Tayassu pecari*), sean los responsables de la baja densidad encontrada, ya que el espacio no parece ser un factor limitante para los jaguares en el Parque Nacional Corcovado. De todas maneras, sólo con la conexión de las poblaciones de las áreas protegidas, el establecimiento de un mayor control de la cacería y el incremento de la educación ambiental, se puede garantizar la supervivencia a largo plazo del jaguar en el área. Las proporciones sexuales de jaguares derivadas de este tipo de estudios deben verse con cautela, ya que el número de hembras podría ser subestimado, sobre todo si las cámaras han sido colocadas en senderos hechos por el ser humano. Además, la alta humedad puede ocasionar que las cámaras fallen temporal o permanentemente. Asimismo, es necesario tomar las precauciones necesarias para evitar los robos

de las mismas. Aunque las cámaras-trampa tienen un alto costo económico y tienen algunas limitaciones, éstas brindan información valiosa sobre jaguares y otros mamíferos y son superiores en muchos aspectos a otros métodos utilizados para realizar censos. La implementación de cámaras-trampa para realizar sondeos anuales y evaluar la salud de las poblaciones de jaguares y otras especies puede convertirse en un elemento esencial para la conservación.

Descriptor: Jaguar, *Panthera onca*, tamaño poblacional, abundancia, cámaras-trampa, Corcovado, Costa Rica

El jaguar (*Panthera onca*) se distribuye desde el norte de México hasta los 45° en el hemisferio sur en Argentina (Seymour 1989, Sanderson *et al.* 2002a). Esta amplia distribución implica que este felino puede ocupar una gran variedad de hábitats. Sin embargo, Sanderson *et al.* (2002a) calcularon que sólo un 4% de las áreas prioritarias para la conservación del jaguar están siendo protegidas efectivamente hoy en día. Igualmente, las poblaciones de este felino se encuentran muy reducidas debido a la disminución en el número de sus presas, a la fragmentación de su hábitat natural y a la eliminación de jaguares “problema” (culpados de depredar ganado) (Swank y Teer 1989, Emmons 1990, Sáenz y Carrillo 2002, Sanderson *et al.* 2002a). Por estas razones, éste se encuentra en riesgo de extinción en varios países desde hace años (incluido en el Apéndice I de CITES desde 1973 y en la lista roja de la UICN), y ha desaparecido de Estados Unidos, El Salvador, Uruguay y Chile (Swank y Teer 1989, Bisbal 1991, Reid 1997). Costa Rica es uno de los países en donde el jaguar está más amenazado por la reducción de su hábitat y la cacería (Swank y Teer 1989, Sanderson *et al.* 2002b). En el sur de este país se encuentra el Parque Nacional Corcovado (PNC), una de las áreas más importantes para la sobrevivencia de muchos mamíferos y donde se creía podía haber un mayor número de jaguares por área

en todo el país (Vaughan 1983, Carrillo 2000). Sin embargo, los jaguares, y sus presas en el PNC, están expuestos a una gran presión por la cacería, principalmente ilegal. Por ello, las poblaciones de jaguares del área están catalogadas como una de las más amenazadas a lo largo de su distribución (Sanderson *et al.* 2002b).

A grandes rasgos, se dice que para que una población sea viable a largo plazo, ésta debe ser de al menos 500 individuos (Franklin citado por Shaffer 1989). Es posible que sólo en Suramérica existan áreas boscosas lo suficientemente grandes para albergar 500 jaguares. En la región maya que comprende partes de México, Guatemala y Belice no hay ninguna población de jaguar que pueda poseer más de 400 individuos (Emmons 1990, Ceballos *et al.* 2002, Maffei *et al.* 2004). Sin embargo, la conexión entre las poblaciones de las distintas áreas protegidas podría llegar a garantizar la supervivencia de la especie a largo plazo (Shaffer 1989, Swank y Teer 1991).

Para poder establecer con certeza en qué estado se encuentran las poblaciones de jaguares es necesario investigar sobre la abundancia, la dinámica poblacional, los movimientos y la ecología en general, para aplicar estos conocimientos en planes de manejo activos. No obstante, la movilidad de esta especie y la dificultad de observarlos en el campo, han hecho que los estudios sobre estos temas sean escasos (Aranda 1991a, Mondolfi y Hoogesteijn 1991). Recientemente el uso de cámaras-trampa ha sido utilizado con éxito para hacer estimaciones de poblaciones de tigres (*Panthera tigris*) en la India y ha presentado varias ventajas sobre métodos anteriores como el uso de huellas y la radiotelemetría (Cutler y Swann 1999, Karanth y Nichols 2000, Carbone *et al.* 2001, Silveira *et al.* 2003). Las cámaras-trampa también se están empezando a utilizar con jaguares y otros felinos del Neotrópico (Sanderson *et al.* 2002a, Trölle y Kéry 2003, Silver *et al.* 2004, R.

Sarmiento en prep.). El presente estudio es el segundo en Centroamérica y el primero en Costa Rica, en utilizar dicha metodología con jaguares. De esta manera, el objetivo general de este capítulo fue estimar el tamaño poblacional de los jaguares en el PNC, mediante el uso de cámaras-trampa.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el Parque Nacional Corcovado (PNC) del Área de Conservación Osa, que se localiza en Puntarenas en la costa del Océano Pacífico ($08^{\circ} 26'$ a $8^{\circ} 39'$ N y $83^{\circ} 25'$ a $83^{\circ} 44'$ W) (Naranjo 1995). El PNC colinda con la Reserva Indígena Guaymí y la Reserva Forestal Golfo Dulce (606 km^2) (Anónimo 2003). Esta última forma un corredor que conecta al PNC con el Parque Nacional Piedras Blancas (140 km^2) y con el Refugio Nacional de Vida Silvestre Golfito (281 km^2); dicho corredor mide aproximadamente 326 km^2 (Carrillo *et al.* 2000, Anónimo 2003). El PNC tiene una extensión de 425 km^2 (Anónimo 2003). El ámbito altitudinal va desde 0 a 745 msnm (Hartshorn 1983). Hay dos zonas de vida presentes en el PNC: Bosque Muy Húmedo Tropical en las partes más bajas (45% del parque) y Bosque Muy Húmedo Tropical Premontano en las partes altas (55% del parque) (Vaughan 1979). La temperatura promedio mensual reportada por Vaughan (1979) fue aproximadamente 25.8° C . De acuerdo con datos recientes del Instituto Meteorológico Nacional el promedio de temperatura máxima anual para la estación meteorológica más cercana al PNC, en Piedras Blancas de Río Claro ($08^{\circ} 40'$ N y $83^{\circ} 03'$ W), fue de 31.7° C y la mínima de 22.1° C . La zona en donde se encuentra el PNC tiene uno de los promedios anuales más altos de precipitación de Costa Rica, $4\,970 (\pm 950) \text{ mm}$ y alcanza un máximo $6\,500 \text{ mm}$ en las partes más altas (Vaughan

1979, Harsthorn 1983, Boinsky y Scott 1988, Soto 1994). Las lluvias son constantes durante todo el año, sin embargo, se presenta una disminución de las mismas de diciembre a abril (50 a 100 mm por mes); sólo llueve cuatro días al mes en promedio (Vaughan 1979). Los meses más lluviosos son septiembre y octubre (450 mm por mes), período en que la humedad relativa es de 90% y llueve un promedio de 24 días por mes (Vaughan 1979, Soto 1994). Según el Instituto Meteorológico Nacional, la precipitación anual total promedio para el 2002 y 2003 fue de 4656.5 (\pm 43.8) mm para la Estación Los Patos que se encuentra en la parte norte del parque.

El PNC tiene una gran diversidad de flora y fauna y posee varias especies endémicas y, según Hartshorn (1983), este bosque, junto con otros dentro de la Península de Osa, son los últimos del tipo Muy Húmedo Tropical que existen en el Pacífico de Centroamérica. Los árboles de los bosques primarios del área pueden ser muy altos (hasta 80 m) con gambas, grandes bejucos leñosos y abundantes bejucos herbáceos (Hartshorn 1983). Los árboles más grandes presentes en la zona son ceiba (*Ceiba pentandra*), espavel (*Anacardium excelsum*), probado o castaño (*Pterigota excelsa*), ajillo o ajo (*Caryocar costaricense*), zopilote (*Hernandia didymantha*) y surá o guayabón (*Terminalia oblonga*). En los meses lluviosos es frecuente encontrar algunas zonas con charcas, ciénegas y riachuelos temporales, donde hay una gran abundancia de palmas como la guágara (*Cryosophila guagara*). Además, en las partes bajas del parque hay varias lagunas con vegetación, principalmente yolillo (*Raphia taedigera*). También hay litoral arenoso, pantanos, manglares con especies como mangle blanco o colorado (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle piñuelo (*Pelliciera rhizophorarae*), lagunas con vegetación flotante (i.e. lirios de agua: *Eichhornia crassipes*), entre otros (Vaughan

1979, Hartshorn 1983). En el período seco, algunas partes de estas lagunas pueden secarse y ser colonizadas por gramíneas. La vegetación y las características generales del PNC están descritas con más detalle en Hartshorn (1983), Boinski y Scott (1988), Soto (1994) y Naranjo (1995).

El área que se cubrió en este estudio fue la parte central del PNC, desde la estación Sirena ($08^{\circ} 28'47.8''$ N y $83^{\circ} 35'23.1''$ W) hasta la estación Los Patos ($08^{\circ} 34'15.1''$ N $83^{\circ} 31'19.6''$ W) (Figs. 1 y 3). Esta zona está compuesta por bosque primario y algunos bloques de bosque secundario (principalmente entre el Río Sirena y el Río Pavo) que eran potreros antes de la creación del parque en 1975. El ámbito altitudinal de esta área va desde 0 hasta aproximadamente 300 msnm. Las zonas más bajas están cerca de la estación Sirena, que se encuentra a menos de 1 km del mar, y las partes más altas están al oeste de dicha estación y hacia el norte, en dirección a la estación Los Patos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar el tamaño poblacional del jaguar en el PNC, se utilizaron cámaras sensibles a cuerpos calientes en movimiento (Camtrakker®- Cam Trak South, Inc. 1 050 Industrial Drive. Watkinsville, GA 30 677 -). Previo al estudio se realizó un muestreo piloto para evaluar el funcionamiento de las cámaras, determinar el tiempo que se iba a utilizar entre cada fotografía en el estudio y observar el movimiento de animales, tanto en senderos turísticos como investigativos. Este premuestreo se llevó a cabo entre agosto del 2002 y enero del 2003 con cinco trampas, cada una compuesta por dos cámaras. No se tomaron en cuenta estos datos para estimar el tamaño poblacional del jaguar en el PNC. Para el estudio se colocaron 12 trampas, y se registraron las fotografías de jaguares por un

periodo de tres meses (15 de enero al 18 de abril 2003). La máxima distancia entre dos trampas contiguas fue de aproximadamente 3.54 km (mínimo una trampa por cada 9.84 km²). El ámbito hogareño mínimo para un jaguar hembra en el parque es de 12 km² (Carrillo 2000), por lo que se garantizó que hubo al menos una trampa por ámbito hogareño mínimo y, por lo tanto, ningún individuo tuvo probabilidad igual a 0 de ser fotografiado por las cámaras. Las cámaras de cada trampa fueron colocadas de manera tal que no se enfocaran mutuamente, para evitar que el “flash” de una interfiriera con la foto de la otra. Las cámaras se pusieron a una altura de 0.5 m desde el suelo y a una distancia de 2 a 4 m del sendero. Éstas estaban listas para tomar fotos durante las 24 horas del día, ya que en el PNC, los jaguares tienen hábitos diurnos y nocturnos (Carrillo 2000). Asimismo fueron programadas para tomar fotos con un mínimo de 25 min entre cada una. La fecha y la hora de cada fotografía fueron registradas por la cámara.

Las trampas fueron ubicadas en aquellos lugares en donde la probabilidad de obtener una fotografía fuera alta; lugares en donde se encontraron señales de algún felino (fotos del premuestreo, heces, huellas) o de otros mamíferos (Fig. 1). Esto último con el fin de obtener una estimación del tamaño poblacional más precisa (Karanth y Nichols 2000). De esta manera, se instalaron cuatro trampas en senderos turísticos (tres en el sendero turístico principal llamado Pavo: #5, #7 y #12 y una en el sendero Río Claro: #3), dos en senderos de investigación (#2 y #4) y seis en trillos hechos por animales (#1, #6, #8, #9, #10 y #11) (Fig.1). Las coordenadas de estos 12 sitios fueron registradas con un GPS. Cada 15 días, aproximadamente, revisé las cámaras de cada trampa para cambiar la película fotográfica y verificar que estuvieran funcionando. De las 12 trampas, ocho estuvieron con las cámaras activas (funcionando bien y con rollo) durante todo el periodo de muestreo (93

días-cámara cada una: del 15 de enero al 18 de abril). Las otras cuatro trampas (#5, #6, #7 y #12) estuvieron con las cámaras activas una menor cantidad de días. Las cámaras del sitio #5 fueron robadas, por lo que entre el 21 de febrero y el 15 de marzo no estuvieron activas. El 15 de marzo se colocaron cámaras nuevas a 200 m de distancia del sitio original, para evitar que fueran robadas de nuevo. No se tomó en cuenta este cambio de posición a la hora de calcular el área cubierta durante el muestreo porque se consideró que la distancia no era significativa, al tomar en cuenta la movilidad de un jaguar. De esta manera, las cámaras de la trampa #5 estuvieron activas un total de 68 días. Las cámaras de las trampas #6 y #7 fallaron a partir del 11 y 5 de abril respectivamente, por lo tanto los días-cámara fueron 86 para la #6 y 80 para la #7. Los rollos de las cámaras de la trampa #12 se acabaron varias veces antes de poderlos cambiar, debido al elevado número de turistas que pasaban por allí. Asimismo, las cámaras de este sitio fueron robadas el 5 de abril. Por estas razones, las cámaras de esta trampa no estuvieron activas entre el 9 y el 18 de marzo, el 24 y 30 de marzo y del 5 de abril en adelante. El total de días-cámara para esta trampa fue de 65. Al sumar los días-cámara de los 12 sitios obtuve un total de 1 043.

Cada fotografía que se obtuvo de un jaguar fue equivalente a una captura (Karanth y Nichols 1998). Fotos sucesivas de un mismo individuo fueron llamadas recapturas. Los individuos fueron identificados por las manchas en su pelaje, que son únicas para cada jaguar (Trölle y Kéry 2003, Silver *et al.* 2004). No se tuvo duda en ninguna fotografía en cuanto a la identidad de los individuos, por lo que se utilizaron todas las fotografías para el análisis.

El área cubierta durante el muestreo se calculó trazando un polígono, cuyos vértices los formaban las trampas que se encontraban en el perímetro (las más exteriores).

Este polígono se denominó área efectiva. A esta área se le agregó un área de amortiguamiento en forma de una banda para obtener el área cubierta durante el muestreo (Fig.1). El ancho de dicha banda se calculó de la siguiente manera: se midió la distancia máxima entre las capturas de un individuo para cada uno de los jaguares, luego, se sumaron estas distancias y se sacó un promedio y, finalmente, se dividió el resultado entre dos (para una descripción más detallada sobre este cálculo, así como el de la varianza asociada ver Karanth y Nichols 1998). Para este cálculo, sólo se tomaron en cuenta las distancias máximas de los jaguares capturados en más de una trampa (o sea con una distancia máxima > 0) (Trólle y Kéry 2003).

El estimado de población de jaguares y el promedio de probabilidad de captura por ocasión de muestreo (p^{\wedge}) se obtuvieron con ayuda del programa de computadora CAPTURE (tanto el programa como el manual se pueden obtener gratis de la siguiente página de internet: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>). Uno de los supuestos de dicho programa es que la población en estudio es cerrada (no entran ni salen individuos). Se consideró que el periodo de tres meses era lo suficientemente corto como para garantizar esta condición. No obstante, también se utilizó la prueba de dicho programa que se basa en la frecuencia de las capturas y recapturas de los individuos que permite verificar tal supuesto. Para realizar el estimado de la población se incluyeron todas las capturas, sin importar que una o más cámaras de alguna trampa no estuvieran activas al momento de fotografiar un individuo en otro sitio. Cada ocasión de muestreo fue de siete días y medio. Se usó la prueba que tiene el programa para recomendar el modelo o estimador más apropiado, de acuerdo a los datos obtenidos. El estimador sugerido por el programa fue el modelo nulo, que considera que no existe variación entre las capturas, ya sea temporal,

entre individuos u ocasionada por capturas anteriores. Según Otis *et al.* (1978) son pocos los estudios de captura-recaptura que se pueden aplicar a este modelo y cualquier variación entre la probabilidad de captura entre individuos ocasiona un sesgo negativo en el N estimado. En el caso de los jaguares se espera que haya este tipo de variación, debido a las diferencias en la movilidad que existe entre los machos y las hembras y entre adultos y juveniles del jaguar. Por esta razón, el estimador que se empleó fue el de heterogeneidad de Chao, que fue el segundo estimador sugerido por el programa. Además, según Karanth y Nichols (1998), el modelo de heterogeneidad de Chao es más robusto y por lo tanto es el apropiado cuando se tiene un tamaño de muestra pequeño, como en este caso. Una descripción más detallada sobre el programa CAPTURE y los modelos se puede encontrar en Otis *et al.* (1978), Rexstad y Burnham (1991) y en Karanth y Nichols (1998). Se utilizó el estimado de población del programa y el área cubierta durante el muestreo para calcular la densidad de jaguares.

Para obtener la proporción sexual y los ámbitos hogareños mínimos y máximos de cada jaguar se tomaron en cuenta todas las capturas, incluidas las del premuestreo y las del estudio de depredación de la tortuga marina por parte del jaguar que se realizó de forma paralela a esta investigación (Capítulo 4). Se estimaron los ámbitos hogareños mínimos al formar polígonos cuyos vértices eran los sitios de captura de cada uno de los jaguares (método de polígono mínimo convexo) (Fig.2). El ámbito hogareño máximo de cada jaguar se calculó como un círculo cuyo diámetro es la distancia máxima entre capturas de cada individuo. Para la elaboración de las figuras y los cálculos de las áreas y distancias entre las trampas se utilizó el programa Arc View 3.2 ® (<http://www.esri.com>).

RESULTADOS

Se obtuvieron 1 043 días-cámara de muestreo. Algunos sitios estuvieron más días activos que otros debido a robos (cuatro cámaras) o a fallos, pero ninguno tuvo menos de 65 días-cámara. Se lograron capturas de jaguares en seis de las 12 trampas, durante los tres meses de muestreo. Cuatro jaguares diferentes (jm1, jm2, jm3 y jh1) fueron fotografiados, los cuales fueron recapturados en por lo menos una ocasión (Cuadro 1). Al final, el número total de capturas y recapturas fue de 11 y se obtuvo un promedio de probabilidad de captura por ocasión de muestreo $\hat{p} = 0.23$. De esta manera, se consiguió un total de 3.84 jaguares por 1000 días-cámara.

Según el programa CAPTURE la población de jaguares censada era cerrada ($z = 0.37$; $p = 0.64$). El cálculo poblacional de dicho programa para el área cubierta durante el muestreo fue de 4 (± 0.00) individuos, de esta manera el intervalo con una confianza del 95% no fue diferente a los cuatro individuos fotografiados. Esta área cubierta durante el muestreo (área efectiva = 47.87 km² + banda de amortiguamiento = 66.85 km²) comprendió alrededor de 114.72 km² (± 18.59) (Fig. 1). Así, la densidad de jaguares en el área cubierta durante el muestreo fue de 3.48 (± 0.57) individuos por cada 100 km². De esos cuatro jaguares, tres eran machos (jm1, jm2 y jm3) y uno era hembra (jh1). Sin embargo, en el premuestreo y en un estudio paralelo en donde se patrulló una playa que se encontraba dentro del área cubierta durante este muestreo, se consiguieron fotografiar dos hembras (jh2 y jh3) y un macho juvenil (jm4) adicionales (Capítulo 4). De esta manera, se obtuvieron un total de siete jaguares identificados y una proporción sexual de 1.33 machos por cada hembra.

Los tres machos jm1, jm2 y jm3 fueron capturados durante el periodo de muestreo en dos o más trampas, recorriendo distancias máximas de 2.80, 5.91 y 3.18 km respectivamente. Así la distancia máxima promedio entre capturas de un mismo individuo fue de 3.96 km (± 0.98). No se tomó en cuenta a la hembra jh1 para este cálculo debido a que sólo fue recapturada una vez en la misma trampa, por lo que su distancia máxima recorrida fue 0 km. Cabe destacar, que dos de los tres machos (jm1 y jm2) también fueron fotografiados en el premuestreo y en el estudio paralelo mencionado (Capítulo 4) (Cuadro 1). Al tomar en cuenta estos últimos datos, el jaguar jm1 registró una distancia máxima entre capturas mayor, 10.69 km, mientras que la de jm2 se mantuvo. Al promediar la nueva distancia máxima de jm1 con las de jm2 y jm3, se calculó una nueva distancia máxima de 6.59 km (± 2.19).

Sólo dos jaguares machos (jm1 y jm2) cayeron en más de dos trampas diferentes. Por esta razón, sólo para éstos pude obtener el ámbito hogareño mínimo. De esta manera, el ámbito hogareño mínimo para jm1 fue de 24.14 km² (n= 6 capturas) y 6.64 km² (n= 6 capturas) para jm2 ($X= 15.39 \pm 12.37$ km²) (Fig. 2, Cuadro 1). Por otro lado, los ámbitos hogareños máximos fueron 89.75 km² para jm1, 27.43 km² para jm2 y 7.94 km² para jm3 ($X= 41.71 \pm 42.73$ km²).

DISCUSIÓN

Aunque la cantidad de individuos estimados para el área cubierta durante el muestreo fue igual a los cuatro individuos mencionados, se pudo constatar que en el área habitan al menos tres jaguares más (al tomar en cuenta los datos del premuestreo y de jaguares que depredaron tortugas en la playa; Capítulo 4). Así que, en los 115 km²

estuvieron al menos siete jaguares (Fig. 2). Sin embargo, estos tres individuos (jm4, jh2 y jh3), fueron fotografiados fuera de los tres meses que se utilizaron para el estimado de población. En Bolivia, Wallace *et al.* (2003) reportaron haber capturado diferentes individuos al hacer muestreos sucesivos en una misma zona, en menos de un año. Lo mismo ocurrió en el estudio de Maffei *et al.* (2004). Es posible que, todos los jaguares fotografiados en un área utilizan dicha área en algún momento, pero no lo hacen cuando detectan la presencia de otro individuo, por medio de heces u otras señas, así, se evitan mutuamente y posiblemente recorren otras partes de su ámbito hogareño (Rabinowitz y Nottingham 1986). Este mismo comportamiento también ha sido observado en los manigordos (*Leopardus pardalis*) (Emmons citado por Murray y Gardner 1997). De esta manera, podría ser que el estimado de cuatro jaguares sea apropiado para el tiempo específico en que se hizo el muestreo. El promedio de probabilidad de captura ($p^{\wedge}= 0.23$) fue alto en comparación con otros estudios que utilizaron esta misma técnica (Wallace *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004), lo cual compensa el bajo número de capturas obtenido (Otis *et al.* 1978).

La densidad de jaguares que se encontró (2.91-4.05/100 km²) está dentro del ámbito reportado para otras localidades (Schaller y Crawshaw 1980, Aranda 1991b, Quigley y Schaller 1988, Ceballos *et al.* 2002, Núñez *et al.* 2002, Wallace *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004). Esta densidad es menor a lo que se esperaba, ya que se creía que, debido la cantidad de presas potenciales, a la calidad del hábitat en general y a la aparente abundancia de huellas, el PNC era una de las zonas protegidas con mayor cantidad de jaguares por área en todo Centroamérica, y que podía alcanzar niveles similares a los encontrados en Belice (4.74-11.05/100 km²) (E.Carrillo com. pers., Silver *et al.* 2004).

Asimismo, la distancia máxima promedio que se estimó durante los tres meses es similar a la obtenida por Silver *et al.* (2004) para jaguares en Belice, por lo que se podría esperar una densidad parecida. Además, el ámbito hogareño mínimo promedio que se obtuvo para los dos machos es menor a lo encontrado por Maffei *et al.* (2004) para jaguares macho en Bolivia, por lo que sería posible que el PNC tenga la capacidad de albergar una densidad mayor a la reportada en esos sitios (0.45-5.26/100 km²) (Silver *et al.* 2004). Es importante destacar que si se hubieran tenido datos del movimiento de las hembras, los cálculos de distancia máxima y ámbito hogareño disminuirían considerablemente, ya que éstas tienen menores territorios que los machos. Esto último, abriría aún más la posibilidad de que el PNC pueda albergar una densidad mayor a la que calculé (Schaller y Crawshaw 1980, Maffei *et al.* 2004). Sumado a esto, hay que considerar que el estudio fue realizado en la época seca, lapso en el cual la densidad de jaguares podría ser mayor en el área muestreada, ya que el agua está más localizada en las zonas bajas y los chanchos de monte (*Tayassu pecari*) migran allí concentrándose en grupos grandes; todas las trampas estaban a una elevación menor a 170 msnm (Carrillo 2000, Núñez *et al.* 2002). Por otro lado, cabe la posibilidad de que en el área cubierta durante el muestreo haya una menor densidad de jaguares que en el resto del PNC, por el efecto que puede ocasionar el turismo que se encuentra concentrado en dicha zona. Sin embargo, la mayoría del área que no fue muestreada está a una mayor altitud y, para un jaguar, el vivir en una zona con mayores pendientes conlleva un gasto energético más alto en cuanto a movilización y búsqueda de alimento, debido a que la densidad de mamíferos es más baja allí (obs. pers.). No obstante, es necesario realizar investigaciones similares a ésta, en el resto del PNC, para establecer si existen diferencias en cuanto a la densidad.

Es factible que, dentro del ámbito hogareño máximo promedio de un jaguar macho ($X= 41.71 \text{ km}^2$), puedan habitar al menos dos hembras ya que los ámbitos no suelen ser exclusivos de un individuo (Schaller y Crawshaw 1980, Quigley y Schaller 1988, Núñez *et al.* 2002, Maffei *et al.* 2004). De hecho, en esta investigación se comprobó que un jaguar macho (jm1) compartía su ámbito hogareño mínimo con por lo menos un macho (jm3) y una hembra (jh1) (Fig. 2, Cuadro 1). De esta manera, habría una densidad mínima de un jaguar por cada 15 km^2 aproximadamente. Esto significaría que el PNC debería albergar al menos dos veces el número de jaguares estimados en este estudio, ya que la densidad que calculé fue de un jaguar por cada 30 km^2 aproximadamente. Si se considera que el cálculo presentado aquí es una estimación veraz, se reforzaría la tesis de que el espacio no es un factor limitante para la población de este felino y que más bien, el aspecto que está impidiendo que haya una mayor densidad de esta especie en el PNC es el alimento. Lo anterior sustentado en el hecho de que en los últimos años se ha notado una disminución importante de los chanchos de monte debido a la cacería; de aproximadamente 2 000 individuos en 1994, ha pasado a cerca de 400 para el 2003 (E.Carrillo en prep.). Esto influye de manera negativa sobre el jaguar ya que este ungulado es la presa principal de este felino en el PNC (Chinchilla 1994, Carrillo 2000).

Si se asume que la densidad del área cubierta durante el muestreo se mantiene en toda la extensión del PNC y se extrapola el resultado obtenido, se tiene un total aproximado de 15 jaguares para los 425 km^2 . Si esta población está aislada, su supervivencia se vería realmente amenazada a un corto o mediano plazo, ya que se encuentra muy lejos de tener la población mínima viable. Si bien es cierto se argumenta que este número mínimo podría ser menor a 500 individuos, las probabilidades de sobrevivencia a largo plazo de una

población de jaguares de menos de 100 individuos son realmente bajas (Eizirik *et al.* 2002). De este estimado surgen dos interrogantes: ¿Será este el número de jaguares que ha habitado desde hace años en el PNC? o ¿Habrá disminuido la población drásticamente en los últimos años? Si se toma como afirmativa la respuesta a la primera pregunta, es evidente que tiene que haber existido una conexión de esta población con otras fuera del parque, ya que de otra forma la especie ya habría desaparecido o estaría pronta a desaparecer de la zona. Sin embargo, la gran presión de cacería que existe en el área sobre los jaguares y sus presas, indican que probablemente la población de jaguares viene decayendo (Carrillo *et al.* 2000). Desde noviembre del 2002 hasta marzo del 2003 se reportaron al menos cuatro jaguares muertos en los alrededores del parque (E.Carrillo com. pers.); esto representa un 28.6% de la población que se estimó en este estudio para el PNC. Por otro lado, ya se han logrado fotografiar al menos dos jaguares en el corredor que comunica al PNC con otras zonas protegidas (A.Bustamante *et al.* en prep.). Tanto los jaguares cazados en las afueras del PNC, como los fotografiados en el corredor podrían ser una evidencia a favor de que existe una conexión entre las poblaciones del PNC con las de otras zonas. Lo anterior, pone de manifiesto la necesidad de aumentar el nivel de protección de la Reserva Forestal Golfo Dulce o al menos una parte de ella. Esto último, porque se ha demostrado que el resguardo que brinda una reserva forestal a mamíferos grandes y medianos, es inferior al que proporciona un parque nacional (Carrillo *et al.* 2000) y probablemente esto también se aplica a otros grupos de animales.

Al igual que en otros estudios similares, se encontró un mayor número de machos que de hembras en las capturas (Wallace *et al.* 2003, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004). Es posible que, el menor número de hembras fotografiadas con respecto a los machos en el

periodo de muestreo (1:3), pueda deberse a que, al tener territorios más pequeños, éstas caminan mucho menos que los machos y por lo tanto tienen menos posibilidades de caer en otras trampas. Igualmente, se sabe que las hembras de esta especie son un poco más tímidas que los machos, en el sentido de que evitan caminar por los senderos hechos por el ser humano; seis de las 12 trampas estaban en este tipo de senderos. Esto es confirmado por el hecho de que las tres hembras fueron fotografiadas en la playa depredando tortugas marinas (jh2 y jh3) y en un sendero de animales (jh1) y ninguna en senderos turísticos o de investigación. Por otro lado, en un estudio basado en simulaciones con computadora, se encontró que un incremento en la mortalidad de las hembras de jaguar puede disminuir en gran medida la viabilidad de una población a largo plazo, mucho más que el que puede causar un incremento en la mortalidad de los machos (Eizirik *et al.* 2002). Al tomar en cuenta lo anterior, es posible que esta “timidez” por parte de las hembras sea una adaptación, ya que, al transitar menos por los senderos hechos por el ser humano estarían menos expuestas a las amenazas que éste le pueda presentar (i.e. cacería). Si éste fuera el caso, la mayor cantidad de machos, con respecto a las hembras, encontrados en el presente y en otros estudios podrían ser sesgos del muestreo y no representar la realidad de la especie. En todo caso, para corroborar esta hipótesis, sería necesario hacer un muestreo con más cámaras por área y escoger una mayor cantidad de sitios que estén alejados de los senderos hechos por el ser humano.

La utilización de cámaras-trampa para realizar censos poblacionales brinda la posibilidad de obtener resultados más precisos que los métodos anteriores, ya que la mayoría de ellos se basaban en señas indirectas (i.e. huellas, presas recién cazadas), que no son tan fidedignos y brindan resultados cuyas aplicaciones son limitadas (Mondolfi y

Hoogesteijn 1991, Smallwood y Fitzhugh 1993, Grigione *et al.* 1999, Lynam 2002). También se ha empleado la radio-telemetría para realizar censos, sin embargo, esta técnica, además de ser cara, puede presentar problemas ya que la topografía y la espesura del bosque pueden interferir la señal de radio. Además requiere que una persona, con ciertos conocimientos, tome datos por varias horas seguidas y los animales se deben capturar y por lo tanto sedar, por lo menos una vez, lo cual implica un riesgo para el mismo (Rabinowitz y Nottingham 1986, Mondolfi y Hoogesteijn 1991, Carrillo *et al.* 2000, Scognamillo *et al.* 2002). El uso de estas cámaras-trampa ayuda a coleccionar importante información de los felinos y otros animales, sin necesidad de capturarlos (Mace *et al.* 1994, Jacobson *et al.* 1997, Cutler y Swann 1999, Silveira *et al.* 2003, Trólle y Kéry 2003). No obstante, las cámaras tienen sus inconvenientes ya que son caras (\$300-400 por cámara más el gasto de los rollos y revelar las fotografías), necesitan ser revisadas constantemente, pueden ser robadas y pueden fallar o inclusive dejar de funcionar, sobre todo en condiciones de alta humedad (obs. pers., Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004).

Este estudio debe verse como el primero de muchos censos que año tras año deben realizarse para poder obtener una mejor imagen de lo que está sucediendo con el jaguar en el PNC. No obstante, consideramos que nuestros resultados ponen en evidencia la necesidad de lograr una conexión entre las poblaciones de las distintas áreas protegidas, ya que es difícil que exista una en el país que, por sí sola, pueda albergar una población superior a los 200 jaguares; la más grande es el Parque Nacional La Amistad (1 991 km²). Esta conexión sólo se puede lograr salvaguardando los corredores de una manera más efectiva, dando especial énfasis en las áreas de paso más utilizadas por los animales y al tomar en cuenta factores como la flora del lugar, la topografía, la presencia de cuerpos de

agua y la distancia a zonas pobladas (Jiménez 2000, R.Chaverri en prep.). Inclusive, se debe explorar la posibilidad de modificar categorías de manejo de áreas prioritarias (como los corredores). La protección de estas áreas ayudará a disminuir los conflictos (i.e. depredación de ganado, cacería de sus presas) que se presentan entre el jaguar principalmente, pero también entre otros felinos y el ser humano. Asimismo, debe haber un mejoramiento en el manejo de los bosques protegidos de nuestro país, mediante controles más rigurosos de la cacería, pero principalmente, brindando educación ambiental a las comunidades vecinas a las áreas protegidas.

REFERENCIAS

- Anónimo. 2003. Informe nacional sobre el sistema de áreas silvestres protegidas. SINAC-MINAE, San José, Costa Rica. 70 p.
- Aranda, J.M. 1991a. Felinos de México: estado actual del conocimiento y conservación, p. 175-186. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Aranda, J.M. 1991b. El jaguar (*Panthera onca*) en la Reserva Calakmul, México: morfología, hábitos alimentarios y densidad de población, p. 235-274. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Bisbal, F. 1991. Estado de los pequeños félidos de Venezuela, p.83-94. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Boinski, S. y P.E. Scott. 1988. Association of birds with monkeys in Costa Rica. *Biotrópica* 20: 136-143.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M.Griffiths, J.Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson y W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4: 75-79.
- Carrillo, E. 2000. Ecology and conservation of white-lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica. Tesis de doctorado. Universidad de Massachusetts, Massachusetts. 131p.

- Carrillo, E. G. Wong y A.D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv. Biol.* 14: 1580-1591.
- Ceballos, G., C. Chávez, A. Rivera, C. Manterola y B. Wall. 2002. Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, México, p.403-418. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Chinchilla, F. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 49 p.
- Cutler, T.L. y D. E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Soc. Bull.* 27: 571-581.
- Eizirik, E., C.L. Indrusiak y W.E. Johnson. 2002. Análisis de la viabilidad de las poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica, p.501-518. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

- Emmons, L.H. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Universidad de Chicago, Chicago. 281p.
- Grigione, M.M., P. Burman, V.C. Bleich y B.M. Pierce. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biol. Conserv.* 88: 25-32.
- Hartshorn, G. 1983. Plants, p. 118-157. **In** D.H. Janzen (ed.). *Costa Rican Natural History*. Universidad de Chicago, Chicago.
- Jacobson, H.A., J.C. Kroll, R.W. Browning, B.H. Koerth y M.H. Conway. 1997. Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Soc. Bull.* 25: 547-556.
- Jiménez, G. 2000. Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 128p.
- Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.
- Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 2000. Ecological status and conservation of tigers in India: final technical report. Mimeografiado. 70p.
- Lynam, A.J. 2002. Métodos de trabajo de campo para definir y proteger poblaciones de gatos grandes: los tigres indochinos como un estudio de caso, p.55-72. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

- Mace, R.D., S.C. Minta, T.L. Manley y K.E. Aune. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Soc. Bull.* 22: 74-83.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *The Zool. Soc. of London* 262: 295-304.
- Mondolfi, E. y R. Hoogesteijn. 1991. Investigaciones para el manejo de poblaciones de jaguar, p. 75-82. **In** Anónimo (ed.). *Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación*. Fudeci, Venezuela.
- Murray, J.L. y G.L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548:1-10.
- Naranjo, E.J. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 20-31.
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México, p.107-126. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Otis, D.L., K.P. Burnham, G.C. White y D.R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monogr.* 62: 1-135.
- Quigley, H.B. y G.B. Schaller. 1988. Ecology and conservation of the jaguar in the Pantanal Region of Brazil. Final report to the Nat. Geogr. Soc. Mimeografiado. 58p.
- Rabinowitz, A.R. y B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. of Zool. London* 210: 149-159.

- Reid, F.A. 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Universidad de Oxford, Nueva York. 334p.
- Rexstad, E. y K.P. Burnham. 1991. User's guide for interactive program Capture. Abundance estimation of closed populations. Universidad Estatal de Colorado, Colorado. Documento en digital. 15p.
- Sáenz, J.C. y E.Carrillo. 2002. Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿un problema sin solución?, p.127-138. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Sanderson, E.W., C. L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson y A.B. Taber. 2002a. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución, p.551-600. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Sanderson, E.W., C. L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson y A.B. Taber. 2002b. Prioridades geográficas para la conservación del jaguar, p.601-627. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.

- populations for conservation. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra.
- Schaller, G.B. y P.G. Crawshaw. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotrópica* 12: 161-166.
- Scognamillo, D., I.E. Maxit, M. Sunquist y L. Farrell. 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los Llanos venezolanos, p.139-150. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Seymour, K. L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1-9.
- Shaffer, M. 1989. Minimum viable populations: coping with uncertainty, p.69-86. **In** M.E. Soulé (ed.). *Viable*
- Silveira, L. A.T.A. Jácomo y J.A.F. Diniz. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114: 351-355.
- Silver, S.C., L.E. Ostro, L. K. Marsh, L. Maffei, A.J. Noss, M. J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 1-7.
- Smallwood, K.S. y E.L. Fitzhugh. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biol. Conserv.* 65: 51-59.
- Soto, R. 1994. Informe de humedales de la Península de Osa, Costa Rica. Fundación Neotrópica. Costa Rica. 29p.
- Swank, W.G. y J.G. Teer. 1989. Status of the jaguar. *Oryx* 23: 14-21.

- Swank, W.G. y J.G. Teer. 1991. A proposed program from sustained jaguar populations, p.95-106. In Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación. Fudeci, Venezuela.
- Trólle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *J. of Mammal.* 84: 607-614.
- Vaughan, C. 1979. Plan maestro para el manejo y desarrollo del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa Costa Rica. Tesis de maestría. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 384p.
- Vaughan, C. 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 62 p.
- Wallace, R.B., H.Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10: 133-139.

CAPÍTULO 3

Estimación del tamaño poblacional del manigordo (*Leopardus pardalis*) (Carnivora: Felidae) mediante el uso de cámaras-trampa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica

Resumen: Durante varias décadas los manigordos (*Leopardus pardalis*) fueron los felinos del Neotrópico más cazados por sus pieles. Actualmente, la cacería sobre los manigordos ha disminuido y la reducción del hábitat por parte del hombre ha pasado a ser la principal amenaza sobre la especie. Las pocas investigaciones que se han realizado sobre este felino han mostrado ser insuficientes para saber cuales son las acciones necesarias de manejo que garantizarían la supervivencia de la especie. Para empezar a cubrir esta faltante se estimó la población de manigordos en el Parque Nacional Corcovado, mediante el uso de cámaras-trampa por un período de tres meses. Se identificaron los individuos por las manchas de su pelaje y se estimó la abundancia con modelos de captura-recaptura. Asimismo, se calcularon otros parámetros como proporción sexual y extensión del ámbito hogareño mínimo y máximo. La estimación que se obtuvo sugiere que, de los cinco felinos que habitan en el PNC, el manigordo es el más abundante (22.22 manigordos/1000 días-cámara y 23.57 ± 13.21 individuos por cada 100 km²). Si esta densidad se mantiene para todo el parque, la población de manigordos es de aproximadamente 100 individuos. La proporción sexual fue de 1.4 hembras por cada macho. El ámbito hogareño mínimo de un macho fue de 6.19 km² y el ámbito hogareño máximo promedio para dos hembras y un macho fue de 11.30 (± 7.70) km². Si se asume que ese ámbito puede ser compartido por tres manigordos, se tendría una densidad máxima para el PNC de un manigordo por cada 3.77 km², la cual está muy cerca de la densidad real reportada en este estudio. Asimismo se pudo comprobar que existían zonas que eran compartidas por varios individuos. Esto parece indicar que la población de manigordos en el PNC está cerca de su capacidad de carga. Es poco probable que el PNC pueda albergar una población lo suficientemente grande como para garantizar la permanencia de la especie por 100 años o más. Por ello, sólo con la conexión de las poblaciones de las áreas protegidas, el establecimiento de un mayor control de la

cacería (principalmente de sus presas) y el incremento de la educación ambiental, se puede garantizar la supervivencia a largo plazo del manigordo en el área. Los datos de ámbitos hogareños mínimos y el hecho de que muchos manigordos cayeron varias veces en una sola trampa indican que es necesario poner las cámaras a menor distancia entre sí. Esto no sólo permitiría evitar errores de muestreo sino que ayudará a aportar mayor información en cuanto a los movimientos de los manigordos. Aunque se dice que las hembras de los felinos en general tienen una menor propensión a caminar por senderos hechos por el ser humano, este no parece ser el caso de los manigordos. Esto último puede deberse a que no existe una presión de cacería tan fuerte sobre los manigordos como sí existe sobre los jaguares. La alta humedad puede ocasionar que las cámaras fallen temporal o permanentemente. Asimismo, es necesario tomar las precauciones necesarias para evitar los robos de las mismas. A pesar del alto costo económico de utilizar las cámaras-trampa, estas brindan información valiosa sobre los manigordos y otros mamíferos y son superiores en muchos aspectos a otros métodos utilizados para realizar censos. La implementación de cámaras-trampa para realizar sondeos anuales y evaluar la salud de las poblaciones de manigordos y otras especies puede convertirse en un elemento esencial para la conservación.

Descriptor: Manigordo, *Leopardus pardalis*, tamaño poblacional, abundancia, cámaras-trampa, Corcovado, Costa Rica

Hasta hace aproximadamente dos décadas, los felinos manchados del Neotrópico y en particular el manigordo (*Leopardus pardalis*), eran fuertemente cazados por sus pieles (Emmons 1990, Aranda 1991, Bisbal 1991, Jackson 1991). Esta es la principal causa de que el manigordo se encuentre amenazado a lo largo de su distribución (Apéndice I del CITES) (Reid 1997).

Debido a las restricciones actuales, la cacería de manigordos ha disminuido notablemente y ahora, la principal amenaza para este felino es la destrucción del hábitat por parte del ser humano (Bisbal 1991, Jackson 1991, Murray y Gardner 1997). En Costa Rica, el hábitat potencial del manigordo se redujo en un 34% entre 1940 y 1970 y, al parecer, no

existe actualmente un área protegida en todo el país que por sí sola pueda albergar una población viable del manigordo a largo plazo (Vaughan 1983). Aunque aún se discute cuál es el número de individuos que le permitiría a una especie garantizarse su existencia por al menos 100 años, la mayoría de los científicos coinciden en que la conexión entre las distintas poblaciones de las áreas protegidas podría ser la única opción para las especies relativamente grandes (Shaffer 1989, Swank y Teer 1991).

La situación del manigordo es más ventajosa que la de otros felinos grandes del Neotrópico, ya que el primero tiene una mayor tolerancia a la alteración del hábitat por parte del ser humano (Bisbal 1991). Esto último se debe a que el manigordo tiene ámbitos hogareños menores y a que sus presas son de un menor tamaño (i.e. aves, roedores, garrobo). Así, sus presas existen en densidades altas, aún en zonas alteradas y, además, poseen una mayor capacidad de movilización (i.e. aves) que las del jaguar (*Panthera onca*), y que las del puma (*Puma concolor*) en menor grado (Núñez *et al.* 2002). No obstante, la presión sobre los manigordos y sus presas es cada vez mayor, lo que ha llevado a una disminución de las poblaciones en prácticamente todo su ámbito de distribución.

Los estudios sobre los manigordos, al igual que los de otros felinos, son realmente escasos, lo que limita la posibilidad de tomar decisiones adecuadas para su conservación (Aranda 1991). No obstante, en la última década se ha generado información valiosa sobre el manigordo con ayuda de técnicas como la radio-telemetría, el conteo de huellas y el análisis de heces (Crawshaw y Quigley 1989, Chinchilla 1994, Murray y Gardner 1997, Carrillo *et al.* 2000, Farrell *et al.* 2000, De Villa *et al.* 2002). En Costa Rica, el único estudio que se ha realizado sobre la ecología del manigordo tuvo lugar en el Parque Nacional Corcovado (PNC) (Chinchilla 1994). Recientemente, las cámaras-trampa han sido

utilizadas con éxito para hacer estimaciones de poblaciones de tigres (*Pantera tigris*) en la India, y ha demostrado tener varias ventajas sobre los métodos anteriores (Cutler y Swann 1999, Karanth y Nichols 2000, Carbone *et al.* 2001, Silveira *et al.* 2003). Este equipo también se está empezando a utilizar con jaguares, así como con otros felinos del Neotrópico (Sanderson *et al.* 2002, Trölle y Kéry 2003, Wallace 2003, Silver *et al.* 2004, R.Sarmiento en prep.). El presente estudio es el primero en utilizar las cámaras-trampa para estimar una población de manigordos en Centroamérica. Así, el objetivo general de este capítulo fue estimar el tamaño poblacional de los manigordos en el PNC, mediante el uso de cámaras-trampa.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el Parque Nacional Corcovado (PNC) del Área de Conservación Osa, que se localiza en Puntarenas en la costa del Océano Pacífico (08° 26' a 8° 39' N y 83° 25' a 83° 44' W) (Naranjo 1995). El PNC colinda con la Reserva Indígena Guaymí y la Reserva Forestal Golfo Dulce (606 km²) (Anónimo 2003). Esta última forma un corredor que conecta al PNC con el Parque Nacional Piedras Blancas (140 km²) y con el Refugio Nacional de Vida Silvestre Golfito (281 km²); dicho corredor mide aproximadamente 326 km² (Carrillo *et al.* 2000, Anónimo 2003). El PNC tiene una extensión de 425 km² (Anónimo 2003). El ámbito altitudinal va desde 0 a 745msnm (Hartshorn 1983). Hay dos zonas de vida presentes en el PNC: Bosque Muy Húmedo Tropical en las partes más bajas (45%) y Bosque Muy Húmedo Tropical Pre-montano en las partes altas (55%) (Vaughan 1979). La temperatura promedio mensual reportada por Vaughan (1979) fue de 25.8° C. De acuerdo con datos recientes del Instituto Meteorológico

Nacional el promedio de temperatura máxima anual para la estación metereológica más cercana al PNC, en Piedras Blancas de Río Claro (08° 40' N y 83° 03' W), fue de 31.7° C y la mínima de 22.1° C. La zona en donde se encuentra el PNC tiene uno de los promedios anuales más altos de precipitación de Costa Rica, 4 970 (± 950) mm y alcanza un máximo 6 500 mm en las partes más altas (Vaughan 1979, Harsthorn 1983, Boinsky y Scott 1988, Soto 1994). Las lluvias son constantes durante todo el año, sin embargo, se presenta una disminución de las mismas de diciembre a abril (50 a 100 mm por mes); sólo llueve cuatro días al mes en promedio (Vaughan 1979). Los meses más lluviosos (450 mm por mes) son septiembre y octubre, período en que la humedad relativa es de aproximadamente 90% y llueve un promedio de 24 días al mes (Vaughan 1979, Soto 1994). Según el Instituto Metereológico Nacional, la precipitación anual total promedio para el 2002 y 2003 fue de 4656.5 (± 43.8) mm para la Estación Los Patos que se encuentra en la parte norte del parque.

El PNC tiene una gran diversidad de flora y fauna y posee varias especies endémicas y, según Hartshorn (1983), este bosque, junto con otros dentro de la Península de Osa, son los últimos del tipo muy húmedo que existen en el Pacífico de Centroamérica. Los árboles de los bosques primarios del área pueden ser muy altos (hasta 80 m) con gambas, grandes bejucos leñosos y abundantes bejucos herbáceos (Hartshorn 1983). Los árboles más grandes presentes en la zona son ceiba (*Ceiba pentandra*), espavel (*Anacardium excelsum*), probado o castaño (*Pterigota excelsa*), ajillo o ajo (*Caryocar costaricense*), zopilote (*Hernandia didymantha*) y surá o guayabón (*Terminalia oblonga*). En los meses lluviosos es frecuente encontrar algunas zonas con charcas, ciénegas y riachuelos temporales, donde hay una gran abundancia de palmas como la guágara

(*Crysophila guagara*). Asimismo, en las partes bajas del parque hay varias lagunas con vegetación, principalmente yolillo (*Raphia taedigera*). También hay litoral arenoso, pantanos, manglares con especies como mangle blanco o colorado (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle piñuelo (*Pelliciera rhizophorarae*), lagunas con vegetación flotante (i.e. lirios de agua: *Eichhornia crassipes*), entre otros (Vaughan 1979, Hartshorn 1983). En el periodo seco, algunas partes de estas lagunas pueden secarse y ser colonizadas por gramíneas. La vegetación y las características generales del PNC están descritas con más detalle en Hartshorn (1983), Boinski y Scott (1988), Soto (1994) y Naranjo (1995).

El área que se contempló en este estudio fue la parte central del PNC, desde la estación Sirena ($08^{\circ} 28'47.8''$ N y $83^{\circ} 35'23.1''$ W) hasta la estación Los Patos ($08^{\circ} 34'15.1''$ N $83^{\circ} 31'19.6''$ W). Esta zona está compuesta por bosque primario y algunos bloques de bosque secundario (principalmente entre el Río Sirena y el Río Pavo) que, antes de la creación del parque en 1975, eran potreros. El ámbito altitudinal de esta sección va desde 0 hasta aproximadamente 300 msnm. Las zonas más bajas están cerca de la estación Sirena, que se encuentra a menos de 1 km del mar y las partes más altas están al oeste de dicha estación y hacia el norte, en dirección a la estación Los Patos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar el tamaño poblacional del manigordo en el PNC, se utilizaron cámaras sensibles a cuerpos calientes en movimiento (Camtrakker®- Cam Trak South, Inc. 1 050 Industrial Drive. Watkinsville, GA 30 677 -). Previo al estudio se realizó un muestreo para evaluar el funcionamiento de las cámaras, determinar el tiempo que se iba a

utilizar entre cada fotografía en el estudio y observar el movimiento de animales, tanto en senderos turísticos como investigativos. Este muestreo se llevó a cabo entre agosto del 2002 y enero del 2003 con cinco trampas, cada una compuesta por dos cámaras. No se tomaron en cuenta estos datos para calcular el tamaño poblacional del manigordo en el PNC.

Para el estimado de población se colocaron 12 trampas por un periodo de tres meses (15 de enero al 18 de abril 2003). La máxima distancia entre dos trampas contiguas fue de aproximadamente 3.54 km (mínimo una trampa cada 9.84 km²). Se colocaron las cámaras de cada trampa de manera tal que no se enfocaran mutuamente, para evitar que el “flash” de una, interfiriera con la foto de la otra. Las cámaras se pusieron a una altura de 0.5 m desde el suelo y a una distancia de 2 a 4 m del sendero. Las cámaras estaban listas para tomar fotos durante las 24 horas del día. Se programaron las cámaras para tomar fotos con un mínimo de 25 min entre cada una. La fecha y la hora de cada fotografía fueron registradas por la cámara.

Las trampas fueron ubicadas en aquellos lugares en donde la probabilidad de obtener una fotografía fuera alta; lugares en donde se encontraron señales de algún felino (fotos del muestreo, heces, huellas) o de otros mamíferos. Esto último con el fin de obtener una estimación del tamaño poblacional más precisa (Karanth y Nichols 2000). De esta manera, se instalaron cuatro trampas en senderos turísticos (tres en el sendero turístico principal llamado Pavo: #5, #7 y #12 y una en el sendero Río Claro: #3), dos en senderos de investigación (#2 y #4) y seis en trillos hechos por animales (#1, #6, #8, #9, #10 y #11) (Fig. 3). Se tomaron las coordenadas de estos 12 sitios con un GPS. Cada 15 días, aproximadamente, se revisaron las cámaras de cada trampa para cambiar la película

fotográfica y verificar que estuvieran funcionando. De las 12 trampas, ocho estuvieron con las cámaras activas (funcionando bien y con rollo) durante todo el período de muestreo (93 días-cámara cada una: del 15 de enero al 18 de abril). Las otras cuatro trampas (#5, #6, #7 y #12) estuvieron con las cámaras activas una menor cantidad de días. Las cámaras del sitio #5 fueron robadas, por lo que entre el 21 de febrero y el 15 de marzo no estuvieron activas. El 15 de marzo se colocaron cámaras nuevas a 200 m de distancia del sitio original, para evitar que fueran robadas de nuevo. No se tomó en cuenta este cambio de posición a la hora de calcular el área cubierta durante el muestreo porque se consideró que la distancia no era significativa, al tomar en cuenta la movilidad de un manigordo. De esta manera, las cámaras de la trampa #5 estuvieron activas un total de 68 días. Las cámaras de las trampas #6 y #7 fallaron a partir del 11 y 5 de abril respectivamente, por lo tanto los días-cámara fueron 86 para la #6 y 80 para la #7. Los rollos de las cámaras de la trampa #12 se acabaron varias veces antes de poderlos cambiar, debido al elevado número de turistas que pasaban por allí. Asimismo, las cámaras de este sitio fueron robadas el 5 de abril. Por estas razones, las cámaras de esta trampa no estuvieron activas entre el 9 y el 18 de marzo, el 24 y 30 de marzo y del 5 de abril en adelante. El total de días-cámara para esta trampa fue de 65. Al sumar los días-cámara de los 12 sitios obtuve un total de 1 043, sin embargo, este número se redujo como se explica más adelante.

Cada fotografía que se obtuvo de un manigordo es equivalente a una captura (Karanth y Nichols 1998). Fotos sucesivas de un mismo individuo son recapturas. Los individuos fueron identificados por las manchas en su pelaje, que son únicas para cada manigordo (Trölle y Kéry 2003, Silver *et al.* 2004). Para el análisis no se utilizaron aquellas fotos en las que no se pudo diferenciar a los individuos.

El área cubierta durante el muestreo fue calculada trazando un polígono, cuyos vértices los formaban las trampas que se encontraban en el perímetro (las más exteriores). Este polígono se denominó área efectiva. A esta área se le agregó un área de amortiguamiento en forma de una banda para obtener el área cubierta durante el muestreo (Fig. 3). El ancho de dicha banda se calculó de la siguiente manera: se midió la distancia máxima entre las capturas de un individuo para cada uno de los manigordos, luego, se sumaron estas distancias y se sacó un promedio y, finalmente, se dividió el resultado entre dos (para una descripción más detallada sobre este cálculo, así como el de la varianza asociada ver Karanth y Nichols 1998). Para este cálculo, sólo se tomaron en cuenta las distancias máximas de los manigordos capturados en más de una trampa (o sea con una distancia máxima > 0) (Trólle y Kéry 2003).

El estimado de población de manigordos y del promedio de probabilidad de captura por ocasión de muestreo (p^{\wedge}) se obtuvieron con ayuda del programa de computadora CAPTURE (tanto el programa como el manual se pueden obtener gratis de la siguiente página de internet: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>). Uno de los supuestos de dicho programa es que la población en estudio es cerrada (no entran ni salen individuos). Se consideró que el periodo de tres meses era lo suficientemente corto como para garantizar esta condición. No obstante, también se utilizó la prueba de dicho programa que se basa en la frecuencia de las capturas y recapturas de los individuos que permite verificar tal supuesto. Al tomar en cuenta todos los días de muestreo, independientemente si todas las trampas estaban activas o no, se determinó que la población no era cerrada ($z = -1885$; $p = 0,03$). Para evitar violar dicho supuesto, se eliminaron las fotos obtenidas en los días en que alguna cámara no estaba activa. De esta manera, el número de días se redujo a 45 por

trampa, para un total de 540 días. Debido a la omisión de dichos días, no se pudieron utilizar tres manigordos en el estimado. Asimismo, se eliminaron un total de ocho capturas de varios individuos debido a que se tenían dudas en cuanto a si eran manigordos nuevos o si eran recapturas. Una descripción más detallada sobre el programa CAPTURE y los estimadores que utiliza se puede encontrar en Rexstad y Burnham (1991) y en Karanth y Nichols (1998).

Cada ocasión de muestreo fue de tres días. Se usó la prueba que tiene el programa para recomendar el modelo o estimador más apropiado, de acuerdo a los datos obtenidos. El estimador sugerido por el programa fue el modelo de heterogeneidad de Chao, que sólo toma en cuenta la variación entre los individuos. Esta variación es esperable debido a las diferencias en la movilidad que existe entre los machos y las hembras y entre adultos y juveniles de manigordo. Además, según Karanth y Nichols (1998), el modelo de heterogeneidad de Chao es más robusto y por lo tanto es el apropiado cuando se tiene un tamaño de muestra pequeño, como en este caso. Para calcular la densidad de manigordos se dividió el número de individuos estimados por el programa entre el área cubierta durante el muestreo.

Para obtener la proporción sexual y los ámbitos hogareños mínimos y máximos de cada manigordo se tomaron en cuenta todas las capturas, incluidas las del premuestreo. Los ámbitos hogareños mínimos fueron estimados al formar polígonos cuyos vértices eran los sitios de captura de cada uno de los manigordos (método de polígono mínimo convexo) (Fig. 4). El ámbito hogareño máximo de cada manigordo se calculó como un círculo cuyo diámetro es la distancia máxima entre capturas de cada individuo. Para la elaboración de

las figuras y los cálculos de las áreas y distancias entre las trampas se empleó el programa Arc View 3.2® (<http://www.esri.com>).

RESULTADOS

Se logró fotografiar al menos un manigordo en 10 de las 12 trampas. El número de individuos que se registraron durante los 540 días-cámara fue de 12. Cinco de ellos fueron recapturados en al menos una ocasión (Cuadro 2). Al final, el número total de capturas y recapturas fue de 21 y se obtuvo un promedio de probabilidad de captura por ocasión de muestreo $p^{\wedge}= 0.06$. De esta manera, se consiguieron un total de 22.22 manigordos por 1000 días-cámara.

Al eliminar los días sin cámaras activas se obtuvo una población cerrada ($z= 0,14$; $p= 0,55$). El cálculo poblacional de dicho programa para el área cubierta durante el muestreo fue de 24 (± 13.15) individuos, con un intervalo de 15 a 80 individuos con una confianza del 95%. El área de muestreo (área efectiva= 47.87 km² + banda de amortiguamiento= 53.97 km²) fue de 101.84 km² (± 5.64) (Fig. 3). De esta manera la densidad de manigordos fue de 23.57 (± 13.21) individuos por cada 100 km². De los 12 manigordos capturados, cuatro eran machos (mm1-4) y seis hembras (mh1-6). Las fotografías de los dos restantes (mn1, mn2) no permitieron definir su sexo. Además, fuera del tiempo de muestreo se obtuvieron fotos de siete individuos adicionales, tres machos (mm5-7) y cuatro hembras (mh7-10). De esta manera, la proporción sexual fue de 1.4 hembras por macho. La mayoría de las hembras (seis de las 10) y sólo tres de los siete machos, fueron capturados en trampas colocadas en senderos de animales. Sin embargo, la mayoría de las hembras que se fotografiaron en los senderos hechos por humanos, fueron

capturadas en cuatro ocasiones o más (Cuadro 2). Las fotografías que se consiguieron de las hembras en senderos hechos por el ser humano estuvieron distribuidas en sólo tres de las ocho trampas que se colocaron en dichos trillos (al tomar en cuenta las trampas del premuestreo). Por otro lado, se fotografió al menos un macho en seis de las ocho trampas mencionadas.

Las distancias máximas para las hembras mh1, mh3 y el macho mm3 fueron de 2.64 km, 3.27 km y 3.73 km respectivamente. Así la distancia máxima promedio entre capturas de un mismo individuo fue de 3.21 km (± 0.32). De los nueve manigordos restantes, cuatro fueron capturados sólo en una ocasión y los otros cinco fueron recapturados en la misma trampa, por lo que su distancia máxima entre capturas fue de 0 km (Cuadro 2). Al tomar en cuenta los datos del premuestreo la distancia máxima del macho mm3 aumenta a aproximadamente 5.05 km. De esta manera, al promediar este último dato con las distancias máximas de las hembras mh1 y mh3 se logró una nueva distancia máxima promedio de 3.65 km (± 0.72).

Sólo el macho mm3 fue capturado en más de dos trampas. Por esta razón sólo para él se pudo calcular el ámbito hogareño mínimo que fue de 6.19 km² (n= 5 capturas). Por otro lado, el ámbito hogareño máximo para los manigordos capturados en más de una trampa fue de 5.47 km² para mh1, 8.40 km² para mh3 y 20.03 km² para mm3 ($X= 11.30 \pm 7.70$ km²).

DISCUSIÓN

La ausencia de datos de las cámaras #5, #6, #7 y #12 durante los días que fallaron o faltaron puede haber ocasionado que, al tomar en cuenta para el análisis todos los días del

muestreo, la prueba del programa CAPTURE indicara que la población no era cerrada. Lo anterior es apoyado por el hecho de que las trampas #5 y #12 fotografiaron en conjunto seis de los 12 manigordos y obtuvieron un 71% del total de capturas, durante los tres meses de muestreo (Cuadro 2). Estas trampas estuvieron inactivas por cerca de 25 días cada una, periodo en el cual es muy probable que se habrían obtenido más fotografías. Asimismo, las ocho capturas que se eliminaron por tener dudas en cuanto a la identidad de los manigordos, debido a que sólo se fotografió un costado de ellos, pueden haber influido en este resultado. De cualquier manera, sería recomendable reducir el tiempo de muestreo de tres a dos meses para garantizar que la población sea cerrada (Trölle y Kéry 2003).

Tanto la abundancia relativa de los manigordos (22.22 individuos/1000 días-cámara) como la densidad calculada (10 a 37 individuos/100 km²) indican que la población de manigordos es más alta que la población de jaguares (2.91 a 4.05/100 km²) en el PNC (Capítulo 2). Esta relación también se da en Bolivia, en donde mediante el uso de cámaras-trampa se logró determinar que los manigordos eran hasta cerca de 10 veces más abundantes que los jaguares y pumas (Maffei *et al.* 2004). Es posible que los menores requerimientos del manigordo por ser más pequeño, con respecto al jaguar y al puma, le permitan mantener una densidad mayor en los lugares en que cohabitan. No sucede así, en cambio, con los otros felinos pequeños que también viven en el PNC. Es probable que el factor que influye de manera negativa sobre las poblaciones del yaguarundi (*Herpailurus yaguarondi*) y del margay o caucel (*Leopardus weidii*) sea la competencia con el manigordo, ya que suelen utilizar el mismo ámbito de presas (Reid 1997, Mora 2000). Hay que tomar en cuenta que el caucel es el felino más arborícola del Neotrópico, y por lo tanto es menos probable que sea fotografiado por las cámaras colocadas a 0.5 m del suelo. Sin

embargo, los avistamientos de los guardaparques y turistas confirman que es mucho menos abundante el caucel que el manigordo. Por otro lado, el yaguarundi es uno de los felinos más observados en áreas alteradas, en donde podrían tener una ventaja sobre el manigordo debido a su menor tamaño. Esto último implica que el yaguarundi tiene menores requerimientos energéticos que el manigordo, en lugares en donde los animales silvestres que les sirven de alimento suelen escasear (Reid 1997, Mora 2000). Cabe destacar que en este estudio no se obtuvieron fotos de caucel y tres de las cuatro fotos que se consiguieron de los yaguarundis fueron en la cámara #12, la cual era la más cercana al límite del PNC y por lo tanto, la más cercana a una zona poblada (Fig. 3).

La densidad de los manigordos que se calculó es inferior a la reportada en otros sitios como Perú y Guárico en Venezuela en donde los manigordos llegan a alcanzar 80 y 40 individuos respectivamente por cada 100 km² (Murray y Gardner 1997). Sin embargo, en otros sitios como en Pantanal (Brasil) y en Cockscomb (Belice) las densidades son más bajas (seis individuos por 100 km² en el caso de Pantanal) (Sunquist 1991). No obstante, en otro estudio en Pantanal en que se utilizaron las cámaras-trampa, Trólle y Kéry (2003) estimaron una densidad de 56 individuos/100 km². Para lograr establecer las razones de estas diferencias con respecto al PNC, sería necesario realizar censos en los diferentes sitios, para calcular la abundancia relativa de las presas del manigordo, que sin duda tienen un efecto directo sobre la densidad de este felino. Asimismo, sería importante analizar el efecto que tiene la cacería sobre sus poblaciones. Aunque en el PNC no se han reportado manigordos cazados, algunas de sus presas como el tepezcuintle (*Agouti paca*) y el cabro de monte (*Mazama americana*) son de las preferidas por los cazadores de la zona. Por otro lado, la competencia interespecífica por el alimento también puede contribuir a mermar la

densidad de manigordos, ya que al menos en el PNC, este felino debe competir con jaguares, pumas, yaguarundis, cauceles y otra serie de carnívoros que comparten en mayor o en menor grado parte de su dieta (Chinchilla 1994, Wong *et al.* 1999).

El área mínima que se calculó para el macho mm3 está en el límite inferior de los ámbitos hogareños reportados para la mayoría de manigordos machos en otros puntos de su distribución, a excepción de Texas en donde el promedio de ámbito hogareño para los machos fue de 2.5 km² (Sunquist 1991, Murray y Gardner 1997). Por otro lado, los ámbitos hogareños mínimos de las hembras adultas pueden ser menores de 2 km² (Crawshaw y Quigley 1989). En general, un menor ámbito hogareño suele indicar una mejor calidad de hábitat, ya que el animal requiere de menos espacio para satisfacer sus necesidades. Los ámbitos hogareños máximos de dos hembras (mh1 y mh2) fueron menores al que se calculó para el macho mm3, sobretodo cuando se tomaron en cuenta los datos del muestreo. Esto último confirma lo encontrado en otros estudios en los que los machos tienen ámbitos que superan varias veces a los de las hembras (Redford y Eisenberg 1992, Murray y Gardner 1997). Lo anterior se explica por el hecho de que los machos, además de buscar alimento, deben estar pendientes del estado reproductivo de las hembras cercanas (Sunquist 1991, Murray y Gardner 1997). Ya que las hembras poseen territorios más pequeños que los machos, éstas deberían tener menos posibilidades de caer en varias trampas; sólo dos de las hembras cayeron en más de una trampa (mh1, mh3) (Cuadro 2). Sin embargo, sólo se fotografió un macho (mm3) en más de una trampa. El hecho de que algunos manigordos cayeron varias veces en una sola trampa sugiere que sus ámbitos hogareños son lo suficientemente pequeños para que los puedan recorrer en poco tiempo. Esto último indica que es necesario colocar las trampas más cercanas entre sí, de manera

que se pueda obtener mayor información en cuanto a los movimientos máximos de los individuos. Además, con ello se disminuirá la posibilidad de que exista algún individuo cuyo ámbito hogareño no esté comprendido en el área cubierta por las cámaras o que no sea detectado (Wegge *et al.* 2004).

Como en otros felinos, los ámbitos hogareños no son exclusivos de un individuo, frecuentemente existe sobreposición (Crawshaw y Quigley 1989, Sunquist 1991). De hecho, al incluir los datos del muestreo, se lograron registrar al menos dos manigordos diferentes en más de la mitad de las trampas. Inclusive en tres de ellas (#8, #10 y #12) obtuve registros de tres individuos y en una (#5) de cuatro manigordos diferentes. La sobreposición existió entre machos, entre hembra y macho y, contrario a lo que sugieren Murray y Gardner (1997), también sucedió con cierta frecuencia (cuatro trampas) entre hembras adultas (Cuadro 2). Si se acepta que dentro del ámbito hogareño máximo promedio (11.30 km²) que se calculó en este estudio pueden cohabitar cerca de tres individuos, se obtendría una densidad de un manigordo por cada 26.54 km², muy similar a la reportada. Esto último, junto con el hecho de observar dos, tres o cuatro manigordos en más del 50% de las trampas, podría indicar que la población de manigordos en el PNC está cerca de su capacidad de carga.

Si se asume que la densidad del área muestreada se mantiene uniforme para todo el PNC, entonces podría haber cerca de 100 manigordos para los 425 km². Si bien este cálculo es mucho más positivo que el cálculo obtenido para la población de jaguares en el PNC (Capítulo 2), aún está lejos de alcanzar el número de 500 que se supone es el mínimo para garantizar la viabilidad de la población a largo plazo (Franklin citado por Shaffer 1989). En el caso de los manigordos, Murray y Gardner (1997) argumentan que para que haya una

población efectiva (N_e) de 500 se necesitan al menos 1334 individuos ya que un macho copula con varias hembras. El número puede ser aún mayor si existen presiones negativas sobre la población como la cacería de manigordos o de sus presas y la fragmentación del hábitat (Soulé 1989). Por otro lado, Eizirik *et al.* (2002) argumentan que este número mínimo para una población de jaguares podría ser menor a 500 individuos, sin embargo, si dejan claro que las probabilidades de sobrevivencia a largo plazo de una población de menos de 100 individuos son realmente bajas. Esto último puede ser igualmente válido para los manigordos. Ahora bien, estos datos se refieren principalmente a poblaciones aisladas, y si este fuera el caso del PNC, es probable que las poblaciones de manigordos y de otros mamíferos grandes ya habrían desaparecido del lugar. Por ello, la conexión entre las poblaciones remanentes de manigordos es fundamental para la sobrevivencia de la especie (Murray y Gardner 1997). Esta conexión sólo es posible mediante la protección de los corredores entre las áreas protegidas de mediano a gran tamaño. Recientemente se han logrado fotografiar manigordos en la Reserva Forestal Golfo Dulce y zonas aledañas, que funcionan como corredor entre el PNC y entre el bloque que forman el Parque Nacional Piedras Blancas y el Refugio de Vida Silvestre Golfito (E.Carrillo com. pers.). Lo anterior, da esperanzas de que exista una conexión entre las poblaciones de estas áreas y pone de manifiesto la necesidad de aumentar el nivel de protección de la Reserva Forestal Golfo Dulce o al menos una parte de ella. Esto último, porque se ha demostrado que el resguardo que brinda una reserva forestal a mamíferos grandes y medianos, es inferior al que proporciona un parque nacional (Carrillo *et al.* 2000) y probablemente esto también se aplica a otros grupos de animales.

En un estudio similar con cámaras en Pantanal (Brasil) la proporción sexual de manigordos fue de un macho por cada hembra ($n=8$) (Trólle y Kéry 2003). Por otro lado, Crawshaw y Quigley (1989) en un estudio con radiocollares sólo lograron capturar cuatro hembras. Debido a que las hembras tienen menores ámbitos hogareños que los machos se esperaba capturar una cantidad mayor de estos últimos, ya que al caminar menos las primeras estarían menos expuestas a caer en las trampas. Además, se dice que las hembras de algunos felinos, como el jaguar, son más tímidas que los machos y por lo tanto tienen la tendencia a transitar menos por los senderos hechos por el ser humano (donde estaban ocho de las 15 trampas colocadas, incluidas las del muestreo). Aunque sólo se obtuvieron capturas de hembras en tres de las trampas colocadas en dichos senderos, las que cayeron ahí lo hicieron en repetidas ocasiones, lo que indica que no tenían problemas en usarlos. Sin embargo, el hecho de que se consiguieron fotografías de machos en seis de las ocho trampas sugiere que estos los usan con mayor frecuencia. En un estudio basado en simulaciones de computadora, se encontró que un incremento en la mortalidad de las hembras de jaguar puede disminuir en gran medida la viabilidad de una población a largo plazo, mucho más que el que puede causar un incremento en la mortalidad de los machos (Eizirik *et al.* 2002). Debido a que en los manigordos, los machos también se aparean con varias hembras es posible que el efecto sobre la población sea similar a lo anteriormente expuesto. Así, es posible que esta “timidez” por parte de las hembras sea una adaptación, ya que, al transitar menos por los senderos hechos por el ser humano estarían menos expuestas a las amenazas que este le pueda presentar (i.e. cacería). Sin embargo, el hecho de que los manigordos están menos expuestos que los jaguares a estas presiones en el PNC, podría explicar porque las hembras de manigordo no tienen esta “timidez” tan marcada. En

todo caso, para corroborar esta hipótesis, sería necesario hacer un muestreo con más cámaras por área y escoger una mayor cantidad de sitios que estén alejados de los senderos hechos por el ser humano.

La utilización de cámaras-trampa para realizar censos poblacionales nos brinda la posibilidad de obtener resultados más relevantes que los censos anteriores, ya que la mayoría de ellos se basaban en métodos indirectos (i.e. huellas, presas recién cazadas, etc.), que no son tan fidedignos y brindan resultados cuyas aplicaciones son limitadas (Mondolfi y Hoogesteijn 1991, Smallwood y Fitzhugh 1993, Grigione *et al.* 1999, Lynam 2002). Por otro lado, también se ha empleado la radio-telemetría para realizar censos, sin embargo, esta técnica, además de ser cara, puede presentar problemas: la topografía y la espesura del bosque pueden interferir la señal de radio, requiere que una persona, con ciertos conocimientos, tome datos por varias horas seguidas, y los animales deben ser capturados y por lo tanto sedados al lo menos una vez, lo cual implica un riesgo para el mismo (Rabinowitz y Nottingham 1986, Mondolfi y Hoogesteijn 1991, Carrillo *et al.* 2000, Scognamillo *et al.* 2002). El uso de estas cámaras-trampa ayuda a coleccionar importante información de los felinos y otros animales, sin necesidad de capturarlos (Mace *et al.* 1994, Jacobson *et al.* 1997, Cutler y Swann 1999, Silveira *et al.* 2003, Trólle y Kéry 2003). No obstante, las cámaras tienen sus inconvenientes ya que son caras (\$300-400 por cámara más el gasto de los rollos y revelar las fotografías), necesitan ser revisadas constantemente, pueden ser robadas y pueden fallar o inclusive dejar de funcionar, sobretodo en condiciones de alta humedad (obs. pers., Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004).

La trascendencia de este estudio depende de la continuidad que se le dé a este tipo de investigaciones. Lo que se obtuvo aquí es una fotografía del presente, pero con ella no

podemos decir si la población está bajando, se encuentra estable o va en disminución. Asimismo, es necesario realizar varios censos para verificar los resultados que se consiguieron en cuanto a ámbitos máximos y mínimos, distancias máximas recorridas y proporción sexual. No obstante, se considera que los resultados de esta investigación ponen en evidencia la necesidad de lograr una conexión entre las poblaciones de las distintas áreas protegidas. Esta conexión sólo se puede lograr salvaguardando los corredores de una manera más efectiva, dando énfasis a las áreas de paso más utilizadas por los animales y al tomar en cuenta factores como: la flora del lugar, la topografía, la presencia de cuerpos de agua y la distancia a zonas pobladas (Jiménez 2000, R.Chaverri en prep.). Asimismo, debe haber un mejoramiento del manejo de los bosques protegidos de nuestro país y explorar la posibilidad de modificar categorías de manejo en áreas prioritarias (como los corredores), al realizar controles más rigurosos de la cacería y brindar educación ambiental en las comunidades vecinas a las áreas protegidas.

REFERENCIAS

- Anónimo. 2003. Informe nacional sobre el sistema de áreas silvestres protegidas. SINAC-MINAE, San José, Costa Rica. 70 p.
- Aranda, J.M. 1991. Felinos de México: estado actual del conocimiento y conservación, p. 175-186. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Bisbal, F. 1991. Estado de los pequeños félidos de Venezuela, p.83-94. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Boinski, S. y P.E. Scott. 1988. Association of birds with monkeys in Costa Rica. *Biotrópica* 20: 136-143.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M.Griffiths, J.Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson y W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4: 75-79.
- Carrillo, E. G. Wong y A.D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv. Biol.* 14: 1580-1591.
- Chinchilla, F. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 49 p.

- Crawshaw, P.G. y H.B. Quigley. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal Region, Brazil. *Biotropica* 21: 377-379.
- Cutler, T.L. y D. E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Soc. Bull.* 27: 571-581.
- De Villa, A., E. Martínez y C.A. López. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a Tropical Deciduous Forest of Jalisco, Mexico. *The Amer. Midland Natur.* 148: 146-154.
- Eizirik, E., C.L. Indrusiak y W.E. Johnson. 2002. Análisis de la viabilidad de las poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica, p.501-518. In R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Emmons, L.H. 1990. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Universidad de Chicago, Chicago. 281p.
- Farrell, L.E., J. Roman y M.E. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Mol. Ecol.* 9: 1583-1590.
- Grigione, M.M., P. Burman, V.C. Bleich y B.M. Pierce. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biol. Conserv.* 88: 25-32.
- Hartshorn, G. 1983. Plants, p. 118-157. In D.H. Janzen (ed.). *Costa Rican Natural History*. Universidad de Chicago, Chicago.

- Jackson, P. 1991. The status and conservation of wild cats. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Jacobson, H.A., J.C. Kroll, R.W. Browning, B.H. Koerth y M.H. Conway. 1997. Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Soc. Bull.* 25: 547-556.
- Jiménez, G. 2000. Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 128p.
- Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.
- Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 2000. Ecological status and conservation of tigers in India: final technical report. Mimeografiado. 70p.
- Lynam, A.J. 2002. Métodos de trabajo de campo para definir y proteger poblaciones de gatos grandes: los tigres indochinos como un estudio de caso, p.55-72. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Mace, R.D., S.C. Minta, T.L. Manley y K.E. Aune. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Soc. Bull.* 22: 74-83.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *The Zool. Soc. of London* 262: 295-304.

- Mondolfi, E. y R. Hoogesteijn. 1991. Investigaciones para el manejo de poblaciones de jaguar, p. 75-82. **In** Anónimo (ed.). Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación. Fudeci, Venezuela.
- Mora, J.M. 2000. Mamíferos silvestres de Costa Rica. EUNED, San José, Costa Rica. 240p.
- Murray, J.L. y G.L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. Mammalian Species 548: 1-10.
- Naranjo, E.J. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica. Vida Silvestre Neotropical 4: 20-31.
- Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México, p.107-126. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Rabinowitz, A.R. y B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. J. of Zool. London 210: 149-159.
- Redford, K.H. y J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics. The southern cone. Universidad de Chicago, Chicago. 406p.
- Reid, F.A. 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Universidad de Oxford, Nueva York. 334p.
- Rexstad, E. y K.P. Burnham. 1991. User's guide for interactive program Capture. Abundance estimation of closed populations. Universidad Estatal de Colorado, Colorado. Documento en digital. 15p.

- Sanderson, E.W., C.L.B. Chetkiewicz, R.A. Medellín, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson y A.B. Taber. 2002. Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los jaguares a través de su área de distribución, p.551-600. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Scognamillo, D., I.E. Maxit, M. Sunquist y L. Farrell. 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los Llanos venezolanos, p.139-150. **In** R.A. Medellín, C. Equihua, C. L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E.W. Sanderson, y A.B. Taber (eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, México D.F.
- Shaffer, M. 1989. Minimum viable populations: coping with uncertainty, p.69-86. **In** M.E. Soulé (ed.). Viable populations for conservation. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra.
- Silveira, L. A.T.A. Jácomo y J.A.F. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114: 351-355.
- Silver, S.C., L.E. Ostro, L. K. Marsh, L. Maffei, A.J. Noss, M. J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 1-7.

- Smallwood, K.S. y E.L. Fitzhugh. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biol. Conserv.* 65: 51-59.
- Soto, R. 1994. Informe de humedales de la Península de Osa, Costa Rica. Fundación Neotrópica. Costa Rica. 29p.
- Soulé, M.E. 1989. Where do we go from here? p.175-183. **In** M.E. Soulé (ed.). *Viable populations for conservation*. Universidad de Cambridge, Cambridge, Inglaterra.
- Sunquist, M. 1991. The ecology of ocelot: the importance of incorporating life history traits into conservation plans. p. 117-128. **In** Anónimo (ed.). *Felinos de Venezuela: Biología, Ecología y Conservación*. Fudeci, Venezuela.
- Swank, W.G. y J.G. Teer. 1991. A proposed program from sustained jaguar populations, p.95-106. **In** Anónimo (ed.). *Felinos de Venezuela: biología, ecología y conservación*. Fudeci, Venezuela.
- Trólle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *J. of Mammal.* 84: 607-614.
- Vaughan, C. 1979. Plan maestro para el manejo y desarrollo del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa Costa Rica. Tesis de maestría. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 384p.
- Vaughan, C. 1983. A report on dense forest habitat for endangered wildlife species in Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 62 p.
- Wallace, R.B., H.Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10: 133-139.

- Wegge, P., C. P. Pokheral y S.R. Jnawali. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 2004: 251-256.
- Wong, G., J.C. Saénz y E.Carrillo. 1999. Mamíferos del Parque Nacional Corcovado. INBIO, Heredia, Costa Rica. 124p.

CAPÍTULO 4

Importancia de la tortuga marina (*Lepidochelys olivaceae*) (Testudinata: Chelonidae) como presa del jaguar (*Panthera onca*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica

Resumen: La dieta del jaguar ha sido estudiada ampliamente a lo largo de su distribución. Los resultados de estas investigaciones han permitido catalogar al jaguar (*Panthera onca*) como un depredador oportunista. Aunque en general los mamíferos representan el mayor porcentaje de sus presas, animales de otros grupos como reptiles, aves y peces pueden ser una parte importante de su dieta en varias localidades. Así, en el Parque Nacional Corcovado los jaguares se alimentan ocasionalmente de tortugas marinas que llegan a desovar a la playa. Con el fin de determinar la importancia de este recurso para el jaguar se estimó el número mínimo de individuos que se alimentan de las tortugas y cuánto recorrieron para buscarlas mediante el uso de cámaras-trampa, en Playas Sirena y Corcovado, de setiembre del 2002 a junio del 2003. Además se hizo, día de por medio, un mínimo de tres recorridos por mes (enero a junio del 2003). Esto último con el fin de contar el número de rastros de jaguar y de tortuga, para relacionarlos entre sí y luego comprobar si existe alguna dependencia entre cualquiera de ellos y las fases lunares. Los análisis se hicieron a las playas juntas y luego a cada playa por aparte para ver si había alguna diferencia en cuanto al uso que les daba el jaguar o la tortuga. Finalmente, durante aproximadamente ese mismo periodo, se tomaron datos de las entradas al bosque desde la playa y salidas del bosque hacia la playa del jaguar para determinar si tenían preferencia por algún sitio. Se contabilizaron un total de tres jaguares depredando tortugas, todas de la especie *Lepidochelys olivacea*. Un macho se movilizó al menos 7.95 km para aprovechar este recurso. No se encontró una relación clara entre los rastros de tortuga o jaguar y las fases lunares. Por otro lado, sí se encontró una leve relación entre los rastros de jaguar y tortuga, únicamente en Playa Sirena. La mayor cantidad de rastros de tortuga y la mayor cantidad de depredaciones (cuatro de siete) fueron en esta playa, aún y cuando los rastros de jaguar fueron más abundantes en Playa Corcovado. Las entradas al bosque y salidas a la playa también fueron mayores en

Playa Corcovado que en Playa Sirena (52 contra 12) y el 61% del total se concentró en sólo 2 km de Playa Corcovado. El número de jaguares que se hallaron depredando tortugas y la distancia recorrida por uno de ellos sugiere que este recurso tiene una importancia relativamente grande. Es posible que la escasez de otras presas como el chanco de monte (*Tayassu tajacu*) debido a la cacería, incrementa la depredación de tortugas por el jaguar. Aunque no se encontró una relación clara entre las fases lunares y la presencia del jaguar o la tortuga, esto podría atribuirse a que la cantidad de datos que se obtuvo no fue suficiente. El hecho de encontrar sólo tortugas lora depredadas por jaguar puede deberse a que esta desova en mayor cantidad con respecto a las otras y no a una preferencia por parte del jaguar. Por otro lado, parece haber una diferenciación en cuanto al uso de las playas por parte de este felino. Playa Corcovado puede estar funcionando como una ruta de paso para llegar, ya sea al manglar donde en ocasiones se encuentran los chanchos, o a Playa Sirena en donde si buscan con mayor frecuencia a las tortugas. La mayor cantidad de entradas al bosque y salidas a la playa en Playa Corcovado apoya la hipótesis de que, en este sector, los jaguares tienen un mayor interés en las presas bosque adentro.

Descriptores: jaguar, *Panthera onca*, tortuga marina, *Lepidochelys olivacea*, depredación, dieta, Corcovado, Costa Rica

Aunque el jaguar (*Panthera onca*) se alimenta principalmente de mamíferos medianos y grandes, muchos autores coinciden en que es un depredador oportunista; su dieta incluye más de 85 especies diferentes (Rabinowitz y Nottingham 1986, Seymour 1989, Reid 1997). De esta manera, algunas especies de reptiles, aves y peces pueden ayudar a complementar su dieta y, en algunas ocasiones, convertirse en parte fundamental de la misma (Emmons 1989, Chinchilla 1994, Reid 1997). En la mayoría de los casos, los reptiles son el segundo grupo en importancia como presas del jaguar, después de los mamíferos.

En Costa Rica, el jaguar depreda sobre varias especies de reptiles, entre ellas la iguana (*Iguana iguana*), el caimán (*Caiman crocodilus*) y cinco de las seis especies de

tortugas marinas del país: tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga negra o verde del Pacífico (*Chelonia agassizii*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) (Carrillo *et al.* 1994, Chinchilla 1994, Tröeng 2000, E.Carrillo com. pers.). Todas las tortugas marinas que llegan a desovar a este país se encuentran en la lista roja de la UICN y en los apéndices I o II del CITES (Anónimo 1995). En el Parque Nacional Corcovado (PNC) anidan, a lo largo del año, la tortuga lora principalmente y, en menor grado la tortuga negra, la carey y la baula. No existe una arribada como tal, sino que, cada tortuga llega sola a desovar a la playa; este es el momento que aprovecha el jaguar para matarla. Es posible que el método convencional para determinar los componentes de la dieta del jaguar (análisis de heces) subestime la importancia de las tortugas marinas como presas de este felino. Lo anterior debido a que el jaguar suele comer sólo las partes blandas de la tortuga, las cuales no aparecen registradas en las heces (Carrillo *et al.* 1994, Carrillo 2000, Tröeng 2000). Las características de las principales presas junto con el hábitat pueden convertirse en factores determinantes en el comportamiento y en la morfología de los depredadores (Quigley y Schaller 1988, Emmons 1989). De hecho, aunque la principal presa del jaguar en el PNC es el chanco de monte (*Tayassu pecari*) (Chinchilla 1994, E.Carrillo com. pers.), Carrillo (2000) comprobó que las tortugas marinas en dicho parque tienen un efecto importante sobre su comportamiento. Asimismo, al ser uno de los pocos depredadores terrestres de las tortugas marinas adultas, es posible que este felino tenga una influencia sobre el comportamiento de desove en el PNC (Carrillo 2000).

Con el presente estudio se pretendió confirmar la relación entre las fases lunares, la presencia de tortugas y el patrullaje de la playa de un sector cercano a la estación Sirena

por parte del jaguar. Al mismo tiempo, se procuró estimar la cantidad mínima de jaguares que se alimentan de tortugas marinas y cuanto se movilizan para obtener este recurso. Finalmente, se deseó establecer si existe alguna diferencia en cuánto al comportamiento del jaguar o la tortuga en dos sectores de la playa.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el Parque Nacional Corcovado (PNC) del Área de Conservación Osa, que se localiza en Puntarenas en la costa del Océano Pacífico ($08^{\circ} 26'$ a $8^{\circ} 39'$ N y $83^{\circ} 25'$ a $83^{\circ} 44'$ W) (Naranjo 1995). El PNC colinda con la Reserva Indígena Guaymí y la Reserva Forestal Golfo Dulce (606 km^2) (Anónimo 2003). Esta última forma un corredor que conecta al PNC con el Parque Nacional Piedras Blancas (140 km^2) y con el Refugio Nacional de Vida Silvestre Golfito (281 km^2); dicho corredor mide aproximadamente 326 km^2 (Carrillo *et al.* 2000, Anónimo 2003). El PNC tiene una extensión de 425 km^2 (Anónimo 2003).

El PNC tiene una extensión de $42\,468.77 \text{ ha}$ (Anónimo 2003). El ámbito de altitud va desde 0 a 745 msnm (Hartshorn 1983). Hay dos zonas de vida presentes en el PNC: Bosque Muy Húmedo Tropical en las partes más bajas (45%) y Bosque Muy Húmedo Tropical Pre-montano en las partes altas (55%) (Vaughan 1979). La temperatura promedio mensual reportada por Vaughan (1979) fue de 25.8° C . De acuerdo con datos recientes del Instituto Meteorológico Nacional el promedio de temperatura máxima anual para la estación meteorológica más cercana al PNC, en Piedras Blancas de Río Claro ($08^{\circ} 40'$ N y $83^{\circ} 03'$ W), fue de 31.7° C y la mínima de 22.1° C . La zona en donde se encuentra el PNC tiene uno de los promedios anuales más altos de precipitación de Costa Rica, $4\,970 (\pm 950)$

mm, y alcanza un máximo de 500 mm en las partes más altas (Vaughan 1979, Harsthorn 1983, Boinsky y Scott 1988, Soto 1994). Las lluvias son constantes durante todo el año, sin embargo, se presenta una disminución de las mismas de diciembre a abril (50 a 100 mm por mes); llueve sólo cuatro días al mes en promedio (Vaughan 1979). Los meses más lluviosos (450 mm por mes) son septiembre y octubre, periodo en que la humedad relativa alcanza valores que se encuentran alrededor del 90% y llueve un promedio de 24 días al mes (Vaughan 1979, Soto 1994). Según el Instituto Meteorológico Nacional, la precipitación anual total promedio para el 2002 y 2003 fue de 4656.5 (\pm 43.8) mm para la Estación Los Patos que se encuentra en la parte norte del parque.

El PNC tiene una gran diversidad de flora y fauna y posee varias especies endémicas y según Hartshorn (1983) este bosque, junto con otros dentro de la Península de Osa, son los últimos del tipo muy húmedo que existen en el Pacífico de Centroamérica. Los árboles de los bosques primarios del área pueden ser muy altos (hasta 80 m) con gambas, bejucos leñosos grandes y abundantes bejucos herbáceos (Hartshorn 1983). Los árboles más grandes presentes en la zona son ceiba (*Ceiba pentandra*), espavel (*Anacardium excelsum*), probado o castaño (*Pterigota excelsa*), ajillo o ajo (*Caryocar costaricense*), zopilote (*Hernandia didymantha*) y surá o guayabón (*Terminalia oblonga*). En los meses lluviosos es frecuente encontrar algunas zonas con charcas, ciénegas y riachuelos temporales, donde hay una gran abundancia de palmas como la guágara (*Cryosophila guagara*). Asimismo, en las partes bajas del parque hay varias lagunas con vegetación, principalmente yolillo (*Raphia taedigera*). Sin embargo, también hay litoral arenoso, pantanos, manglares con especies como mangle blanco o colorado (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle piñuelo (*Pelliciera rhizophorarae*), lagunas

con vegetación flotante (i.e. lirios de agua: *Eichhornia crassipes*), entre otros (Vaughan 1979, Hartshorn 1983). En el periodo seco algunas partes de estas lagunas pueden secarse y llenarse de gramíneas. La vegetación y las características generales del área están descritas con más detalle en Boinski y Scott (1988), Soto (1994), Naranjo (1995) y Hartshorn (1983).

El área que se cubrió en este estudio fue de aproximadamente 7.4 km de playa, desde el Río Sirena (08° 28' 29.4"N, 83° 35' 57.5"W) hasta el Río Corcovado (08°31' 24.8" N, 83° 38' 59.2" W). Se dividió el área de muestreo en dos, a una parte se le llamó Playa Sirena, desde el Río Sirena hasta un cabo (08°29'57.5" N, W83° 37' 10.1") y la otra (Playa Corcovado) desde este cabo hasta el Río Corcovado. Paralela a la costa de Playa Sirena se encuentra la Laguna Sirena, que antes formaba parte del cauce del Río Sirena. Esta laguna se extiende desde el Río Sirena, cerca de su desembocadura, hasta más de la mitad de Playa Sirena, a una distancia aproximada de 50 m de la línea de marea alta (Fig. 5). La vegetación en esos 50 m entre la playa y la laguna se caracteriza por la presencia de gramíneas y unos pocos arbustos y árboles (i.e. majagua: *Hibiscus tiliaceus*, almendro de playa: *Terminalia catappa*, palma de coco: *Cocos nucifera*). Por otro lado, en Playa Corcovado, paralelo a la costa, a una distancia aproximada de 150 m, se encuentra un manglar que es nutrido por el Río Corcovado. Este manglar se extiende casi desde el cabo que tomé como línea divisoria entre ambas playas hasta la desembocadura del Río Corcovado. En este sector, la vegetación es mucho más densa. Además de los arbustos y árboles que están en el sector de Playa Sirena, aquí se pueden encontrar plantas típicas de manglar (ver arriba), algunos árboles frutales que fueron sembrados por la gente que vivía

antes de que la zona fuera declarada parque y unos cuantos árboles de gran tamaño (i.e. matapalo: *Ficus* spp.) (obs. pers.).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos fueron realizados en la mañana, al menos tres veces al mes y nunca en días consecutivos (desde setiembre del 2002 a junio 2003). Se buscaron tortugas marinas que fueron atacadas recientemente por un jaguar. Al encontrar una, se colocaron dos cámaras sensibles a cuerpos calientes en movimiento (Camtrakker®- Cam Trak South, Inc. 1 050 Industrial Drive. Watkinsville, GA 30 677 -) en el sitio para observar si el jaguar regresaba a alimentarse. Para eliminar la interferencia mutua de los “flashes”, no se pusieron las cámaras directamente una frente a la otra. Las cámaras fueron posicionadas de manera que éstas fotografiaran ambos flancos del jaguar y así poder identificarlos por el patrón de manchas característico de cada individuo. De esta manera, se pudo obtener el número mínimo de jaguares que depredan tortugas marinas y ver cuánto se movieron para obtener este recurso, al comparar estos jaguares con los individuos fotografiados en las cámaras que se colocaron en los senderos para la estimación poblacional (Capítulo 2). Se anotó la especie de tortuga depredada y la fase lunar en la que se tomó la foto.

Por otro lado, entre enero y junio del 2003, se registraron, en las mañanas, la frecuencia con que los jaguares patrullaron la playa al tomar datos de los rastros de sus huellas de la noche anterior. Asimismo, se tomó nota del número de rastros, sin importar la especie, de tortugas marinas que desovaron esa misma noche. Este muestreo también se realizó al menos tres veces al mes y nunca en días consecutivos. Se consideró un rastro como una fila de huellas de aproximadamente el mismo tamaño, en una misma dirección,

sin importar que se cortara por tramos cortos. Si además del rastro inicial, se encontraba en el mismo lugar otra fila de huellas en la misma dirección o una fila de huellas en dirección opuesta, entonces se las consideró como otro rastro. Las huellas que se continuaban de Playa Sirena a Corcovado o viceversa fueron tomadas como un rastro para cada una de las playas. No obstante, a la hora de unir los datos de ambas playas los rastros que se continuaban de una playa a otra fueron contados como un sólo rastro y no como si fueran dos independientes. Cuando aplicó, se analizaron los datos de las playas juntas y luego a cada playa por aparte, con el fin de observar si existía alguna diferencia entre el comportamiento del jaguar con respecto a la tortuga entre las playas. Se evaluó la relación de los rastros de jaguar con los rastros de tortugas marinas que hubieran llegado a desovar mediante una correlación de Pearson. Para comparar el promedio de los rastros de jaguares en los días en donde se encontraron rastros de tortugas con respecto al de los días en que no había rastros del reptil se utilizó una U de Mann-Whitney. Cada día que se recorrieron las playas se tomó nota de la fase lunar de la noche anterior para determinar si había alguna relación entre esta y los rastros de tortuga y de jaguar. Esto último fue analizado con sendas pruebas de Kruskal Wallis. Hubo dos noches que estaban en el límite entre dos fases lunares. En esos casos, se dividió el número de rastros que se registraron entre las dos fases. El total de días en que se caminaron ambas playas contando rastros de tortuga y jaguar fue de 39. Sin embargo, sólo se utilizaron los datos de 26 de ellos, ya que se decidió eliminar el primer día de cada vez que se regresó a muestrear después de haber pasado al menos 2 días sin recorrer las playas. Esto último con el fin de garantizar que los rastros que se observaron eran de uno o dos días atrás, como máximo. El paquete estadístico utilizado para realizar las pruebas de esta sección fue el SYSTAT 9.

Por otro lado, a partir de las huellas, se anotaron los lugares de las entradas al bosque desde la playa y las salidas del bosque hacia la playa de los jaguares con un GPS. El número de entradas y salidas se agruparon por día para observar si existía diferencia entre las playas mediante una prueba de Wilcoxon. El total de días en que se anotó las entradas y salidas de la playa de jaguares fue de 30. Luego se agruparon los datos de entradas y salidas de los 30 días en transeptos de 500 m aproximadamente, para realizar un gráfico que permitiera inferir si existen lugares determinados que los jaguares usan, ya sea como entrada al bosque desde la playa o salida a la playa desde el bosque.

RESULTADOS

Se lograron fotografiar tres jaguares que se alimentaban de tortugas lora, dos hembras y un macho (Fig. 5). Una hembra (jh3) fue fotografiada el 2 de septiembre del 2002 (cuarto menguante). La segunda (jh2) apareció en dos ocasiones el 18 de octubre del 2002 (luna llena) y el 10 de noviembre del 2002 (cuarto creciente). El macho (jm1) fue fotografiado el 4 de junio del 2003 (luna nueva). También se fotografió a este último individuo en el bosque en cuatro trampas diferentes (#5, Pre6, #8 y #10), en el estudio paralelo (Capítulo 2) (Cuadro 1, Fig. 2). Estas trampas se encontraban a aproximadamente 5.21 km, 3.80 km, 7.95 km y 10.69 km respectivamente del lugar en el que se fotografió al jaguar mientras se alimentaba de la tortuga (Fig. 2). Por otro lado, se encontraron tortugas muertas el 1 de septiembre del 2002 (cuarto menguante), el 20 de octubre del 2002 (luna llena) y el 15 de mayo del 2003 (luna llena) pero no se obtuvieron fotografías de los jaguares que las mataron porque no volvieron a comer de ellas al día siguiente. De los siete

eventos de depredación que se observaron, cuatro fueron en Playa Sirena, dos en Playa Corcovado y una en el límite entre ambas.

No se encontraron diferencias en cuanto al patrullaje de la playa por parte del jaguar según la fase lunar (Cuadro 3, Figs. 6,7 y 8). Por otro lado, sólo se halló una mayor actividad de las tortugas marinas en luna menguante y creciente en playa Sirena (Cuadro 3, Figs. 6,7 y 8).

Al tomar sólo los datos de Playa Corcovado no se encontró relación entre la presencia del jaguar con respecto a la presencia de tortugas ($R^2= 0,0171$; $p= 0,52$) (Fig. 10). Por otro lado, en Playa Sirena esta relación fue levemente positiva ($R^2= 0,3172$; $p= 0,00$) (Fig. 11). Sin embargo, al unir los datos de ambas playas esta relación no fue evidente ($R^2= 0,0599$; $p= 0,29$) (Fig. 9). Asimismo, se notó una tendencia por parte de los jaguares de patrullar la playa con mayor intensidad cuando había al menos una tortuga desovando en Playa Sirena ($U= 84$; $p= 0,01$). Sin embargo, no ocurrió lo mismo al tomar los datos de ambas playas ($U= 91$; $p= 0,41$) ni al considerar sólo los datos de Playa Corcovado ($U= 40$; $p= 0,39$) (Fig. 12). Cabe destacar que esta mayor coincidencia entre jaguares y tortugas que se dio en Playa Sirena ocurrió aún y cuando el número de rastros de jaguar encontrados, a lo largo de todo el periodo de muestreo, fue menor que en Playa Corcovado (Fig. 13).

Asimismo, se observó una menor cantidad de rastros de salidas a la playa o entradas al bosque de jaguares en Playa Sirena que en Playa Corcovado por día ($Z= 2,517$; $p= 0,01$), con un total de 12 salidas y entradas para la primera playa y 52 para la segunda (Fig. 14). El 61% de todas las entradas y salidas estuvieron localizadas en aproximadamente 2 km de Playa Corcovado (Fig. 14).

DISCUSIÓN

Es posible que, en el sector que se estudió, existan más de tres jaguares que aprovechan el recurso que representan las tortugas marinas. Esto último, porque hubo otros dos jaguares (jm2 y jm4) que se fotografiaron en el estudio paralelo de estimación poblacional en el bosque, a menos de 2 km de la playa, y que podrían alimentarse de este reptil en algún momento (Capítulo 2) (Fig. 2). Esta distancia mencionada es relativamente corta para un jaguar y además la tortuga marina, cuando está disponible, es sumamente apetecible desde el punto de vista energético; representa poco riesgo y tiene mucha carne. Así, el jaguar macho jm1, que fue captado en el momento en que depredaba una tortuga, el 4 de junio del 2003, se salió del área que había ocupado de febrero a abril del mismo año y caminó un mínimo de 7.95 km cruzando el ámbito hogareño de al menos otro macho, en su rumbo a la playa, presumiblemente en busca de este recurso (Fig. 2). Aún así, el mínimo de jaguares que fueron hallados depredando tortugas (tres), en menos de un año, es relativamente alto al compararlo con lo encontrado por Tröeng (2000) en Tortuguero, Costa Rica. Si bien este último autor registró un mínimo de cinco jaguares depredadores de tortugas, el periodo de su estudio fue de más de dos años y su área de muestreo era cuatro veces más grande que la de esta investigación. Además, es importante destacar que la disponibilidad de tortugas es bastante menor en el PNC que en Tortuguero; mientras que en el PNC las tortugas desovan de manera solitaria y el máximo de rastros registrados en un día es cerca de 40 (A.Gómez en prep.), en Tortuguero las tortugas desovan en grandes cantidades y en una noche pueden haber más de 2 000 (Tröeng 2000). Todo esto parece implicar que las tortugas marinas son un recurso más importante para los jaguares del PNC que para los que viven en Tortuguero. Esto último, podría deberse a la escasez de otras

presas en el PNC y al aumento de diversas presiones sobre este felino (i.e. cacería) (Tröeng 2000). El hecho de que sólo tortugas de la especie *L. olivacea* fueron depredadas por jaguar es, posiblemente, porque ésta es la que llega a desovar en mayor cantidad al PNC y no responde a una preferencia sobre dicha especie por parte del jaguar (A.Gómez en prep.).

Por otro lado, no se pudo establecer ninguna relación entre el patrullaje de las playas por parte del jaguar con respecto a la fase lunar, aunque en general el promedio de rastros fue menor en los días de luna llena; inclusive en Playa Sirena no hubo rastros de jaguar en dicha fase lunar (Cuadro 3, Figs 6,7 y 8). No obstante, los eventos de depredación de jaguar sobre tortuga se dieron en todas las fases lunares, y de hecho, la luna llena fue la fase en donde hubo más tortugas depredadas (tres de siete). Esto se contrapone a lo encontrado por Carrillo (2000) en el mismo sector del PNC. Los datos de dicho autor reflejaron que en los días con luna llena y cuarto creciente los jaguares estuvieron principalmente en el bosque siguiendo a los chanchos y, en los días con luna nueva y cuarto menguante se localizaron con más frecuencia en la playa, en donde presumiblemente, buscaban tortugas. Podría ser que la disminución en las poblaciones de chanchos que ha estado sufriendo el PNC en los últimos años esté obligando a algunos jaguares a buscar tortugas, y por lo tanto a caminar por la playa, independientemente de la fase lunar.

Por otro lado, aunque en Playa Sirena las tortugas sólo salieron en luna menguante y creciente, en ningún caso se estableció una relación clara entre las fases lunares y las salidas de la tortuga a la playa, posiblemente debido al bajo número de rastros de tortuga que se contabilizaron (Cuadro 3, Figs. 6,7 y 8). Carrillo (2000) encontró que en las noches de luna nueva y principalmente cuarto menguante, las tortugas fueron más abundantes ya que, según el mismo autor, podrían estar aprovechando la oscuridad para protegerse de los

depredadores. Cornelius y Robinson (1985) reportaron que un 64% de las arribadas de tortuga lora de 1980 a 1984 en Ostional y Nancite, Guanacaste, ocurrieron durante las noches con luna menguante. No obstante, la preferencia por las noches oscuras (nueva y menguante) puede deberse al hecho de que la mayoría de las tortugas marinas son muy sensibles a la luz durante la noche (Márquez 1996). Sin embargo, al parecer la tortuga lora no se ve tan afectada por la luz como el resto de las tortugas marinas y es posible que su asociación con ciertas fases de la luna tenga que ver con las mareas (G.Chaves com. pers.). Durante los días cercanos a luna nueva y luna llena las mareas suelen ser más altas. Esto último podría representar una ventaja para las tortugas marinas de gran tamaño (i.e. baula), que no son ágiles en la tierra y por lo tanto les conviene acercarse nadando lo más posible al sitio en donde van a anidar. En el caso de las tortugas lora las mareas altas pueden ser una desventaja ya que, por ser menos pesadas, el fuerte oleaje las puede volcar y además se reduce el espacio para anidar (G.Chaves com. pers., Cornelius y Robinson 1985). Entonces podrían preferir salir a tierra en luna creciente o menguante. Otra ventaja de anidar durante la luna menguante para las tortugas lora es que cuando llegue el momento en el que emergen los neonatos (aproximadamente 50 días después), la marea estará alta cerca de la medianoche, lo que hace más fácil su llegada segura al mar (Cornelius y Robinson 1985). Esto último por cuanto los neonatos suelen salir en las primeras horas de la madrugada, por lo que estarán más cerca del mar y por lo tanto, menos expuestos a los depredadores.

Aunque los datos son insuficientes para establecer una tendencia clara, el hecho de que sólo en Playa Sirena se determinó una relación positiva entre el patrullaje de los jaguares y las salidas de las tortugas, sugiere una diferenciación en el uso que le da dicho felino a las playas (Figs. 9-12). Parece que, en la otra playa (Corcovado), los jaguares

caminan sin importar que haya tortugas o no (Fig. 10 y 12). Es posible que los jaguares utilicen esta última playa como medio para llegar a Playa Sirena, en donde, presumiblemente, prefieren buscar tortugas. Lo anterior apoyado por el hecho de que en Playa Sirena el número de rastros de tortugas fue mayor que en Playa Corcovado (Fig. 13). Además, hubo más eventos de depredación de tortuga por jaguar en la primera que en la segunda (Fig. 5).

Las señales olfativas, junto con otro tipo de señales, pueden ayudar a las tortugas marinas a regresar a su playa de nacimiento (Mora y Robinson 1982, Mrosovsky 1983). Así, el olor de los cuerpos de agua dulce puede funcionar como un punto de referencia para las tortugas marinas (Mora y Robinson 1982). Además, según Mrosovsky (1983), estos cuerpos pueden brindarles protección, ya que hacen a ese sector de la costa menos accesible a los depredadores, en especial cuando no tienen el resguardo que representa desovar en arribadas. De esta manera, el mayor número de tortugas desovando en Playa Sirena podría deberse a la presencia de la Laguna Sirena cerca de la costa. Si bien paralelo a Playa Corcovado también hay un cuerpo de agua, este no está tan cerca a la costa como la laguna mencionada y además está mucho más cubierto por árboles y arbustos, lo que podría influir en la orientación de las tortugas y funcionar como escondite para los depredadores (obs. pers.) (Fig. 5). Si bien no existe una clara división entre las playas (i.e. un río) estudiadas, este no es el único caso en que se muestra cierta preferencia por parte de las tortugas a un sector de la playa. Así, en Playa Naranjo, Guanacaste, la tortuga verde y la tortuga baula anidaron mayormente en dos de los 6 km de playa disponible (Cornelius y Robinson 1985). Además de los cuerpos de agua, otros factores como pendiente de la

playa, cobertura vegetal cercana a la playa y temperatura de la arena pueden influenciar la escogencia del sitio de anidación.

Por otro lado, uno podría esperar, que en las playas que se encuentran al sur de Playa Sirena también hubieran abundantes rastros de jaguares que llegan a comer tortugas a dicha playa, sin embargo, esto no se da (obs. pers.). La poca cantidad de rastros de jaguar en esta zona puede deberse a que estas playas del sur son mucho más frecuentadas por los turistas porque están cerca a la Estación Sirena (hasta menos de 1 km) y porque constituyen la ruta principal de entrada al parque. De esta manera, es posible que los jaguares caminen por el bosque para llegar a Playa Sirena, en lugar de hacerlo por la playa. Asimismo, podría ser que la menor cantidad de tortugas que llegan a desovar a las playas al sur de Playa Sirena, en comparación con las playas hacia el norte (Playa Corcovado y Playa Llorona), hace que los jaguares patrullen las primeras con menor frecuencia. Además, los jaguares podrían usar Playa Corcovado como medio para llegar a los humedales que se encuentran bosque adentro en este sector. Lo anterior con el fin de buscar a los chanchos de monte (*Tayassu pecari*) que se pueden encontrar en estos lugares en la época seca, cuando bajan de las zonas más altas en busca de agua y frutos (Carrillo *et al.* 2002).

Asimismo, la mayor cantidad de salidas a la playa y entradas al bosque por parte del jaguar en Playa Corcovado con respecto a Playa Sirena, refuerza la hipótesis de que, en la primera playa, este felino se dedica, principalmente, a buscar presas bosque adentro y no a buscar tortugas en la playa (Figs. 5 y 14). No obstante, se podría argumentar que el mayor número de jaguares que patrullan Playa Corcovado (Fig. 13) trae como consecuencia directa un mayor número de entradas y salidas que en Playa Sirena. Sin embargo, la

cantidad de pistas encontradas en la primera playa fue el doble que en la segunda, mientras que las entradas y salidas fueron cuatro veces más abundantes en Playa Corcovado.

En conclusión, las tortugas marinas parecen ser una fuente importante de alimento para los jaguares en el PNC, sobre todo cuando otras presas escasean. Esta relación depredador-presa podría influir en el comportamiento tanto del felino como del reptil, y por lo tanto, es un factor importante a tomar en cuenta para la conservación de ambas especies.

REFERENCIAS

- Anónimo. 1995. Estrategia mundial para la conservación de las tortugas marinas. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Mimeografiado. 25p.
- Anónimo. 2003. Informe nacional sobre el sistema de áreas silvestres protegidas. SINAC-MINAE, San José, Costa Rica. 70 p.
- Boinski, S. y P.E. Scott. 1988. Association of birds with monkeys in Costa Rica. *Biotrópica* 20: 136-143.
- Carrillo, E., R.A. Morera y G. Wong. 1994. Depredación de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) y de tortuga verde (*Chelonia mydas*) por el jaguar (*Panthera onca*). *Vida Silvestre Neotropical* 3: 48-49.
- Carrillo, E. 2000. Ecology and conservation of white-lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica. Tesis de doctorado. Universidad de Massachusetts, Massachusetts. 131p.
- Carrillo, E. G. Wong y A.D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conserv. Biol.* 14: 1580-1591.
- Carrillo, E., J.C. Sáenz y T.K. Fuller. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park Costa Rica. *Biol. Conserv.* 108: 317-324.
- Chinchilla, F. 1994. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) y dos métodos de evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 49 p.

- Cornelius, S. y D.C. Robinson. 1985. Abundance, distribution and movements of olive ridley sea turtles in Costa Rica V. A final report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Mimeografiado. 143 p.
- Emmons, L.H. 1989. Jaguar predation on chelonians. *J. of Herpetology* 23: 311-314.
- Hartshorn, G. 1983. Plants, p. 118-157. **In** D.H. Janzen (ed.). *Costa Rican Natural History*. Universidad de Chicago, Chicago.
- Márquez, R. 1996. Las tortugas marinas y nuestro tiempo. Impresora y Encuadernadora Progreso, México D.F. 197p.
- Mora, J.M. y D.C. Robinson. 1982. Discovery of a blind olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting at Playa Ostional, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 30: 178-179.
- Mrosovsky, N. 1983. *Conserving Sea Turtles*. The British Herpetological Society, Londres. 176p.
- Naranjo, E.J. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un Bosque Tropical Húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 20-31.
- Quigley, H.B. y G.B. Schaller. 1988. Ecology and conservation of the jaguar in the Pantanal Region of Brazil. Final report to the Nat. Geogr. Soc. Mimeografiado. 58p.
- Rabinowitz, A.R. y B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. of Zool. London* 210: 149-159.
- Reid, F.A. 1997. *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Universidad de Oxford, Nueva York. 334p.
- Seymour, K. L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1-9.
- Soto, R. 1994. Informe de humedales de la Península de Osa, Costa Rica. Fundación Neotrópica. Costa Rica. 29p.

- Tröeng, S. 2000. Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) by jaguars (*Panthera onca*) at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conserv. and Biol.* 3: 751-753.
- Vaughan, C. 1979. Plan maestro para el manejo y desarrollo del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa Costa Rica. Tesis de maestría. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 384p.

ANEXOS

CUADRO 1

Historial de captura de los jaguares (*Panthera onca*) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (2002-2003).

JAGUAR	FECHA (día/mes/año)	TRAMPA
JM1***	08/09/02	5
JM1***	03/10/02	Pre6
JM1*	23/02/03	10
JM1*	25/03/03	10
JM1*	06/04/03	8
JM1**	04/06/03	Tor6
JM2***	13/09/02	2
JM2*	26/01/03	4
JM2*	04/02/03	1
JM2*	14/02/03	4
JM2*	18/04/03	4
JM2*	18/04/03	3
JM3*	14/03/03	7
JM3*	09/04/03	10
JM4***	22/08/02	Pre3
JH1*	08/03/03	8
JH1*	18/04/03	8
JH2**	18/10/02	Tor3
JH2**	10/11/02	Tor5
JH3**	02/09/02	Tor2

* Capturas utilizadas para el estimado poblacional (Capítulo 2).

** Fotografías de jaguares depredando tortugas en la playa (Capítulo 4).

*** Capturas obtenidas durante el muestreo (no utilizadas para el estimado poblacional) (Capítulo 2).

CUADRO 2

Historial de captura de los manigordos (*Leopardus pardalis*)
fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (2002-
2003).

MANIGORDO	FECHA (día/mes/año)	TRAMPA
MM1*	16/01/03	10
MM2*	27/01/03	10
MM3***	31/08/02	5
MM3***	14/11/02	3
MM3***	26/11/02	2
MM3*	16/02/03	2
MM3*	25/03/03	3
MM4*	17/01/03	12
MM4*	18/01/03	12
MM4*	24/01/03	12
MM4*	27/01/03	12
MM5**	10/03/03	2
MM6**	30/03/03	7
MM7***	20/11/02	8
MH1*	27/03/03	11
MH1*	30/03/03	10
MH2*	14/02/03	11
MH2**	19/03/03	11
MH3*	29/01/03	5
MH3**	30/03/03	7
MH4***	08/09/02	5
MH4***	25/09/02	5
MH4***	10/01/03	5
MH4*	27/01/03	5
MH4*	08/02/03	5
MH4*	19/02/03	5
MH5***	24/11/02	12
MH5*	16/01/03	12
MH5*	08/02/03	12
MH5**	25/02/03	12
MH5**	13/03/03	12
MH5*	25/03/03	12
MH5*	28/03/03	12
MH6*	11/02/03	12

MH6**	24/02/03	12
MH6**	28/02/03	12
MH6*	27/03/03	12
MH7**	26/02/03	9
MH8***	06/11/02	8
MH9***	24/10/02	8
MH9***	11/11/02	8
MH9***	10/12/02	8
MH10***	18/08/02	Pre2
MH10***	19/08/02	Pre2
MH10***	20/08/02	Pre2
MH10***	24/08/02	Pre2
MH10***	24/08/02	Pre2
MH10***	04/09/02	Pre2
MH10***	04/09/02	Pre2
MH10***	14/09/02	Pre2
MN1*	25/03/03	1
MN2*	11/02/03	5

* Capturas utilizadas para el estimado poblacional.

** Capturas obtenidas durante los días en que alguna trampa no estuvo activa (no utilizadas para el estimado poblacional).

*** Capturas obtenidas durante el premuestreo (no utilizadas para el estimado poblacional).

CUADRO 3

Comparación de rastros de tortugas marinas y de jaguar (*Panthera onca*) por fase lunar mediante la prueba de Kruskal Wallis, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

Sitio	Tortugas			Jaguares		
	H	p	g.l.	H	p	g.l.
Ambas playas	4.47	0.21	3	2.45	0.49	3
Playa Sirena	9.25	0.03*	3	3.55	0.31	3
Playa Corcovado	4.34	0.23	3	2.32	0.51	3

*Probabilidad significativa.

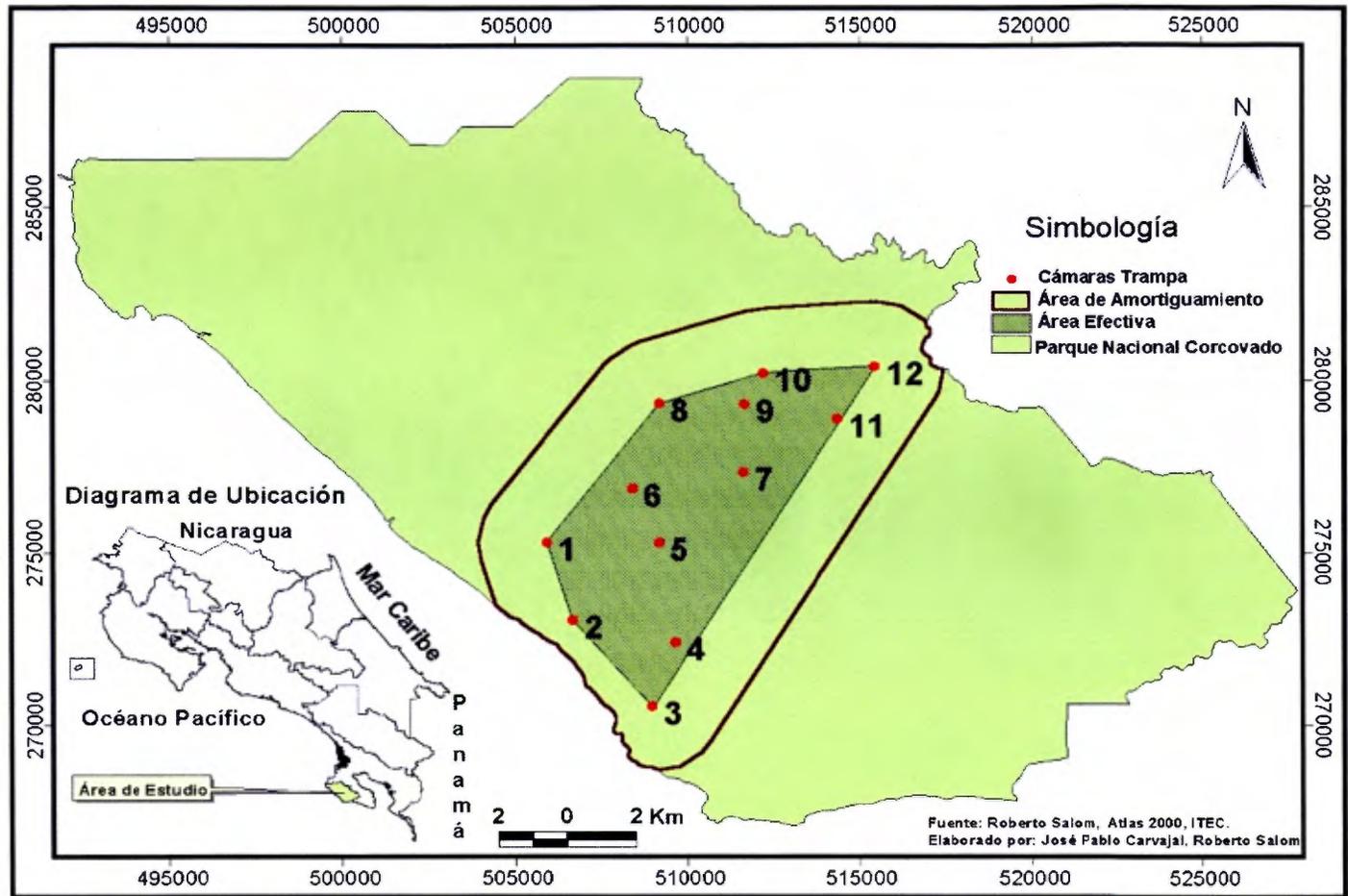


Fig. 1. Áreas efectiva y de amortiguamiento y ubicación de las trampas para el estimado del tamaño poblacional del jaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2003 (ver texto para mayor explicación sobre el cálculo de las áreas).

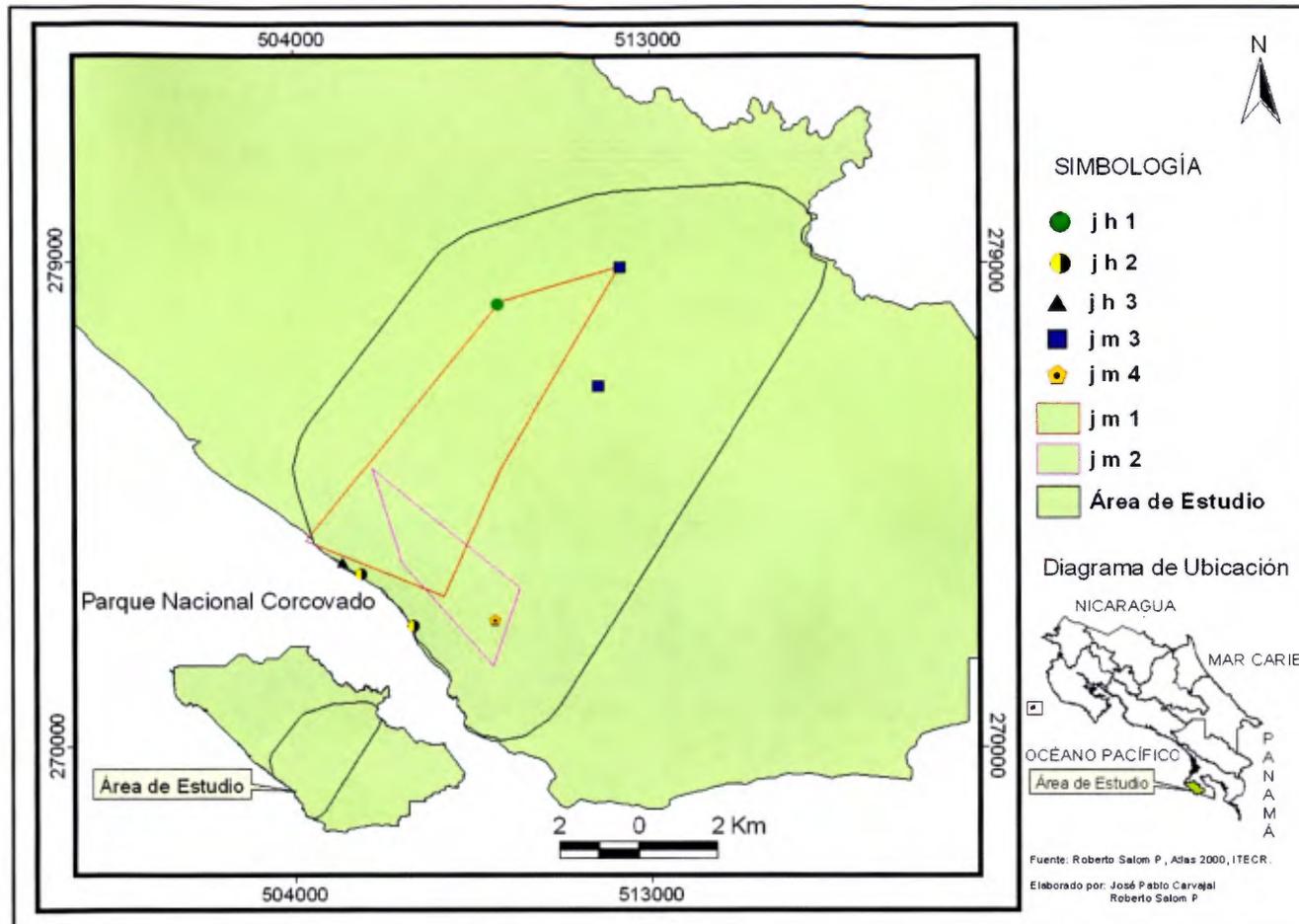


Fig. 2. Ámbitos hogareños mínimos y ubicación de los jaguares (*Panthera onca*) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.

* j= jaguar; h= hembra; m= macho.

** Cada vértice de los polígonos de los ámbitos hogareños mínimos de los jaguares jm1 y jm2 representan un sitio de captura de cada felino.

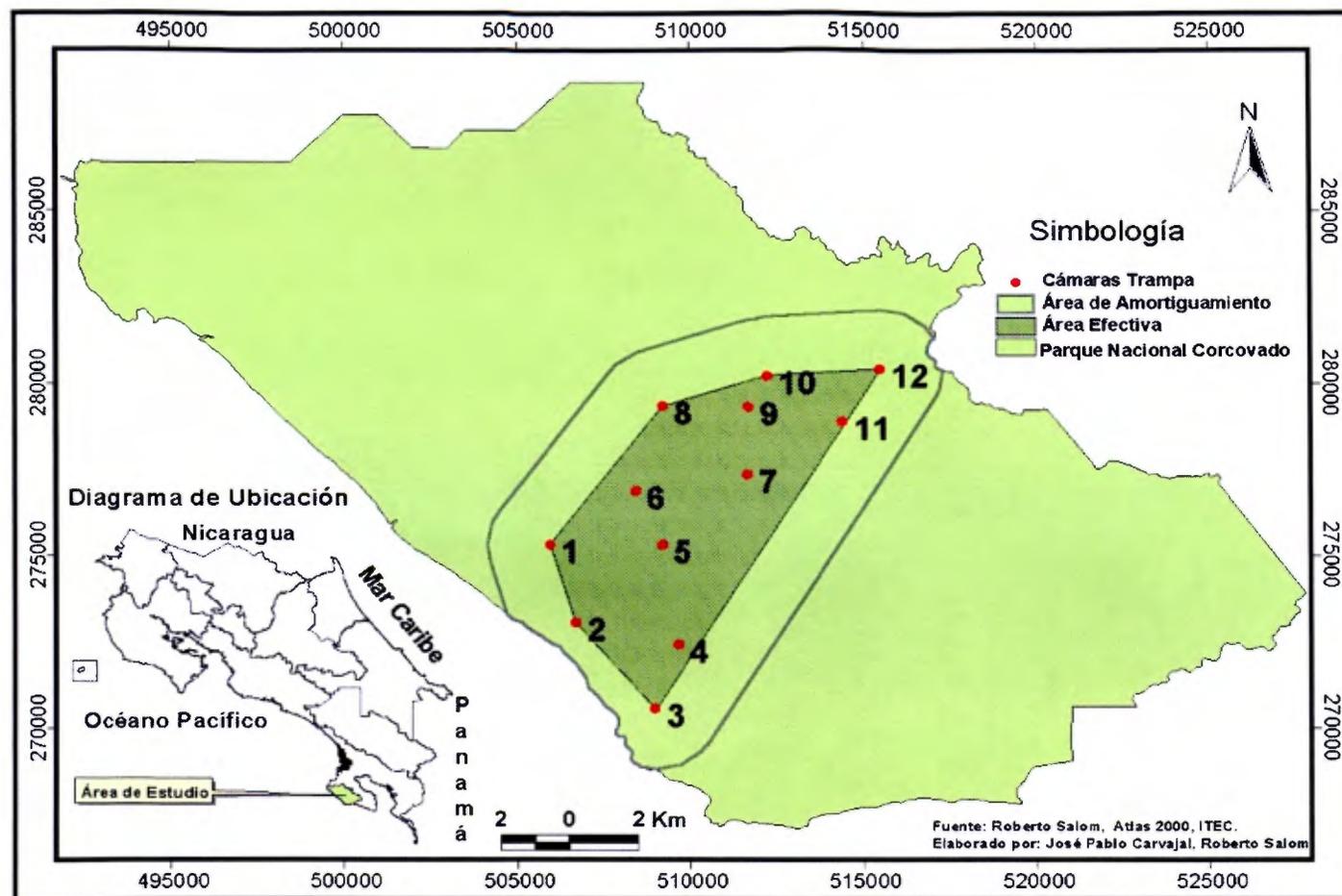


Fig. 3. Áreas efectiva y de amortiguamiento y ubicación de las trampas para el estimado del tamaño poblacional del manigordo (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2003 (ver texto para mayor explicación sobre el cálculo de las áreas).

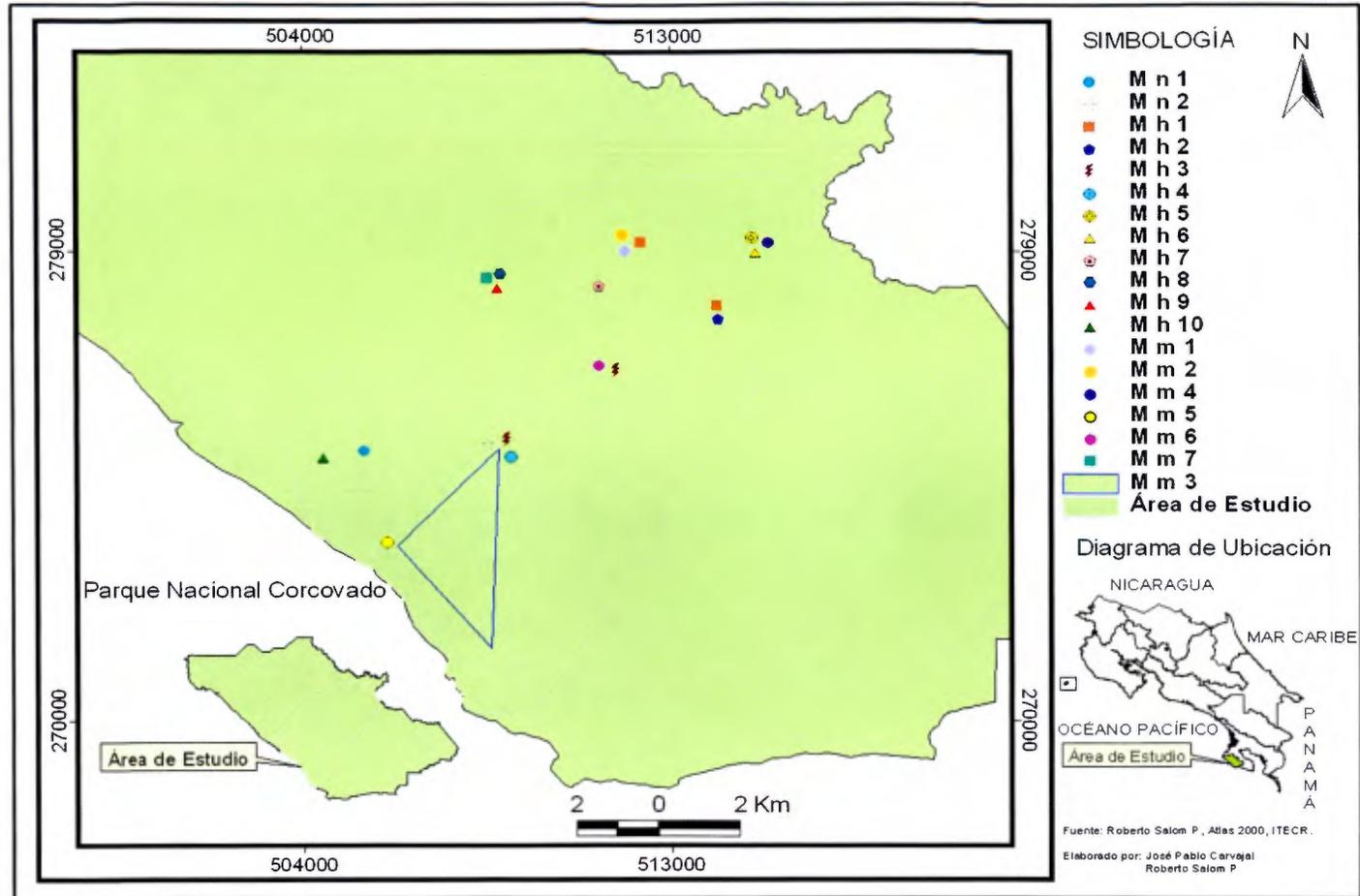


Fig. 4. Ámbitos hogareños mínimos y ubicación de los manigordos (*Leopardus pardalis*) fotografiados en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.

*M= manigordo; h= hembra; m= macho; n= no se pudo definir sexo.

** Cada vértice del polígono del ámbito hogareño mínimos de Mm3 representa un sitio de captura de este felino.

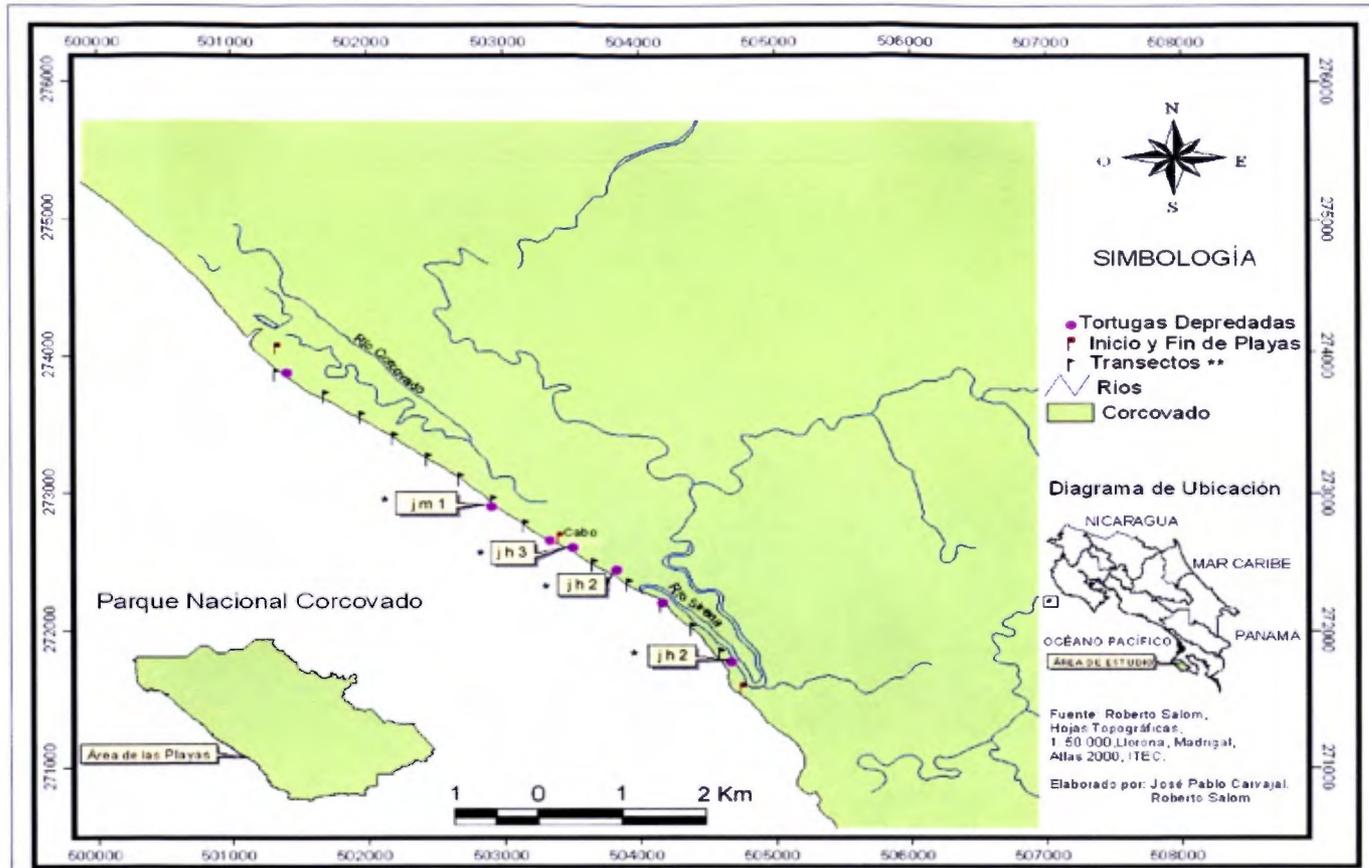


Fig. 5. Sector de las Playas Sirena y Corcovado en que conté 1) las salidas o entradas a la playa de jaguares (*Pantera onca*) 2) los rastros de este felino, 3) las tortugas lora (*Lepidochelys olivacea*) depredadas por jaguares y 4) las salidas de tortugas marinas a desovar en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, 2002-2003.

* Los cuadros crema indican el jaguar que fue fotografiado depredando esa tortuga (j= jaguar; h= hembra; m= macho).

** Cada transecto medía aproximadamente 500 m.

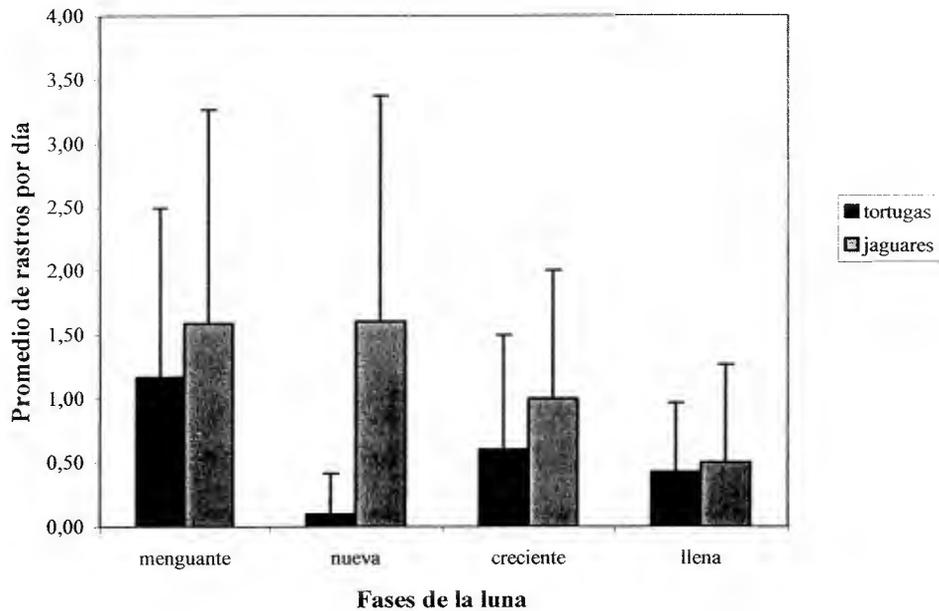


Fig. 6. Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Sirena y Corcovado juntas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

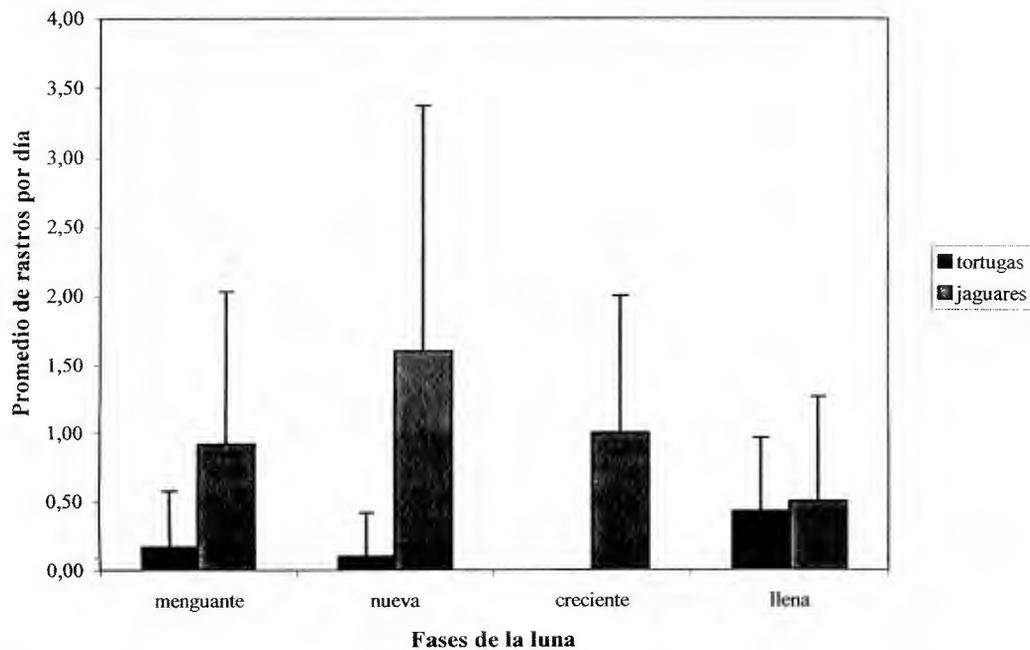


Fig. 7. Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Corcovado, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

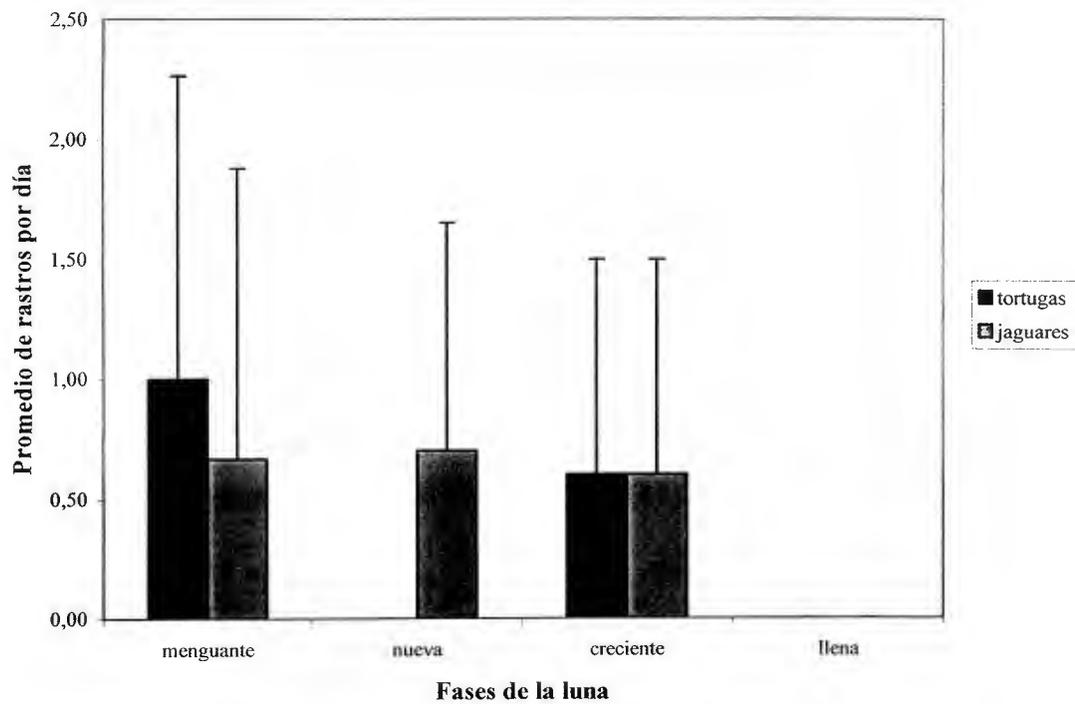


Fig. 8. Promedio y desviación estándar de rastros de tortugas marinas y de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día, según la fase lunar en Playa Sirena, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

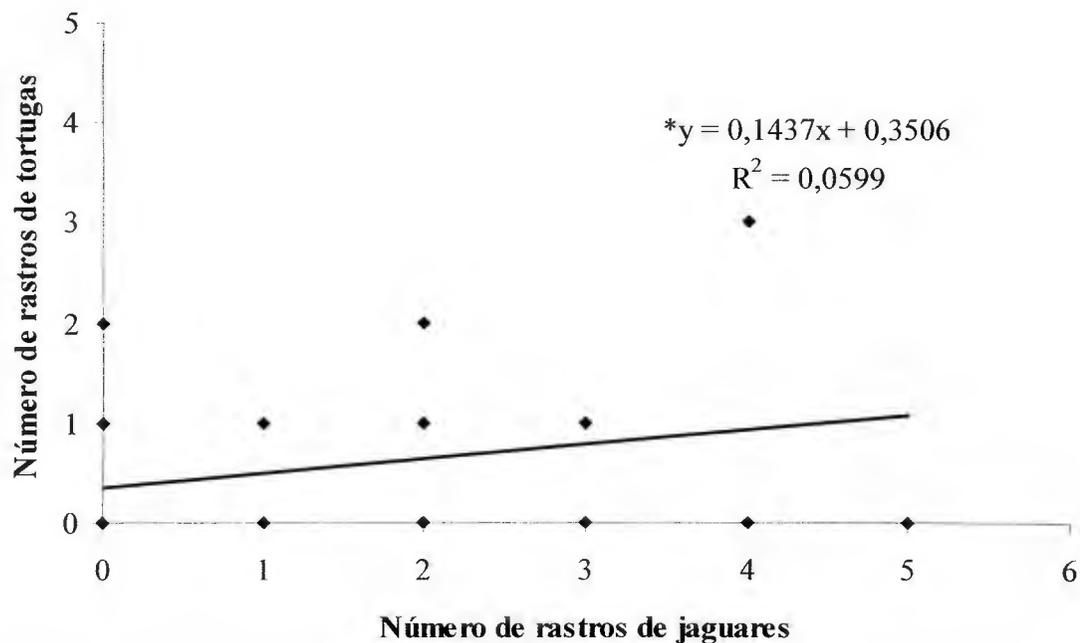


Fig. 9. Número de rastros de tortugas marinas vrs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Sirena y Corcovado juntas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

* Ecuación de la recta y valor de la prueba de correlación de Pearson.

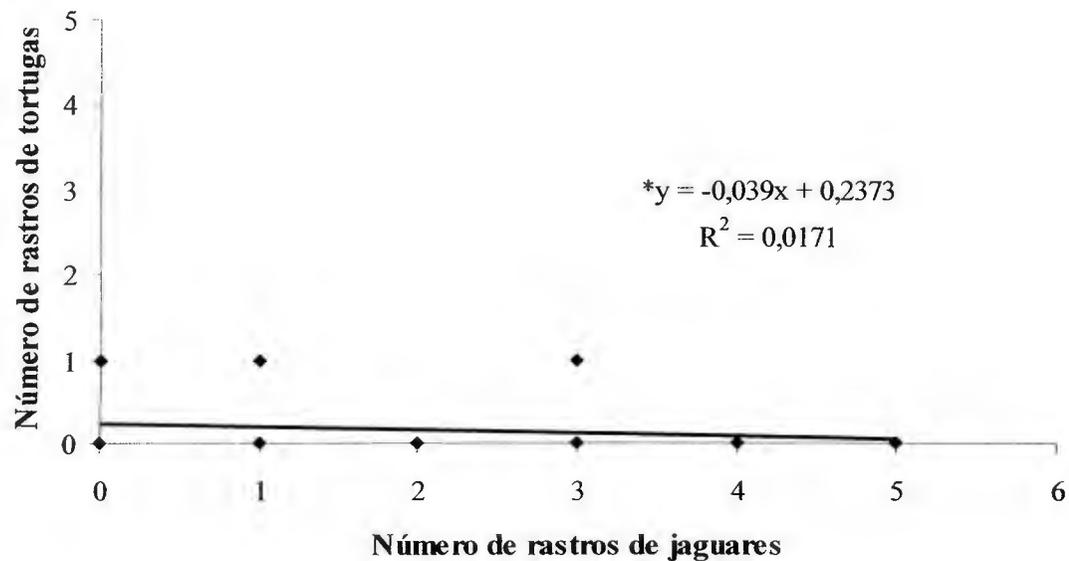


Fig.10. Número de rastros de tortugas marinas vrs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Corcovado, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

* Ecuación de la recta y valor de la prueba de correlación de Pearson.

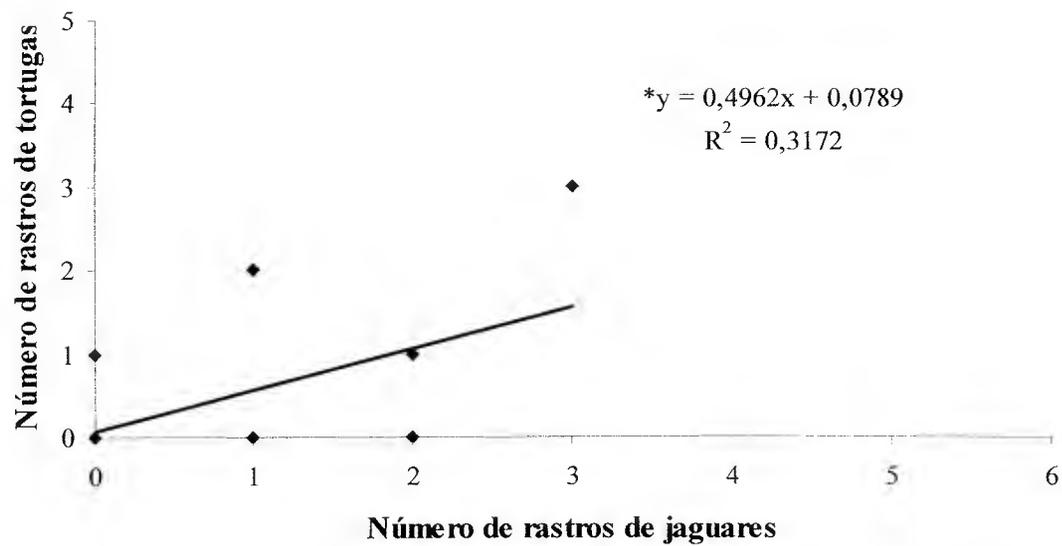


Fig. 11. Número de rastros de tortugas marinas vs. número de rastros de jaguares (*Panthera onca*) que obtuve por día en Playa Sirena, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

* Ecuación de la recta y valor de la prueba de correlación de Pearson.

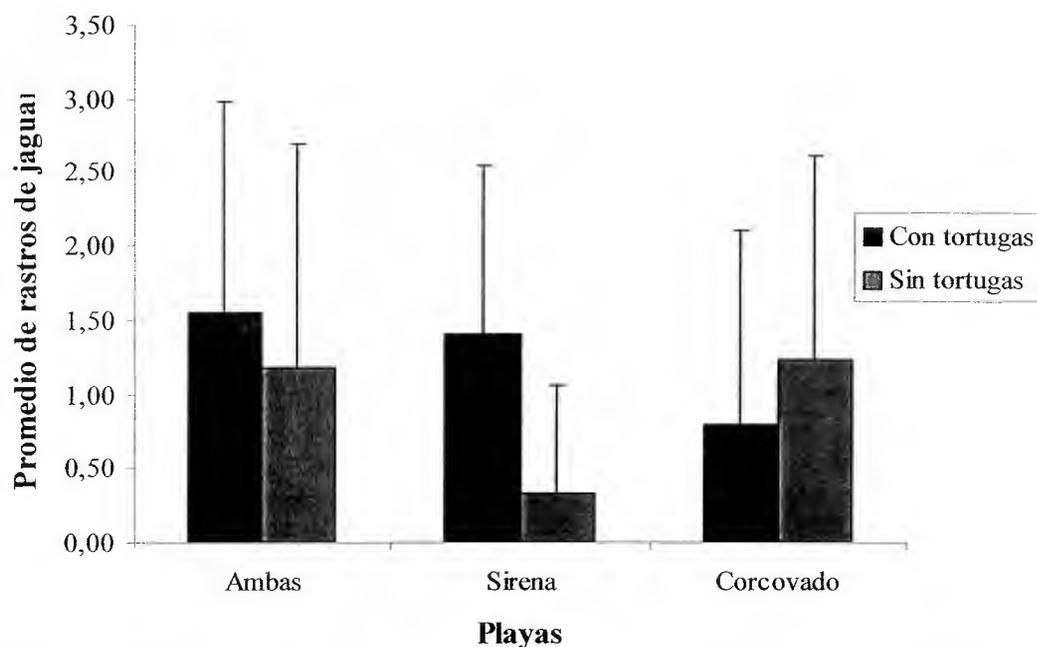


Fig. 12. Promedio y desviación estándar de rastros de jaguar (*Panthera onca*) que contabilicé en presencia y en ausencia de rastros de tortugas marinas en el mismo día, para cada uno de los sitios de muestreo, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

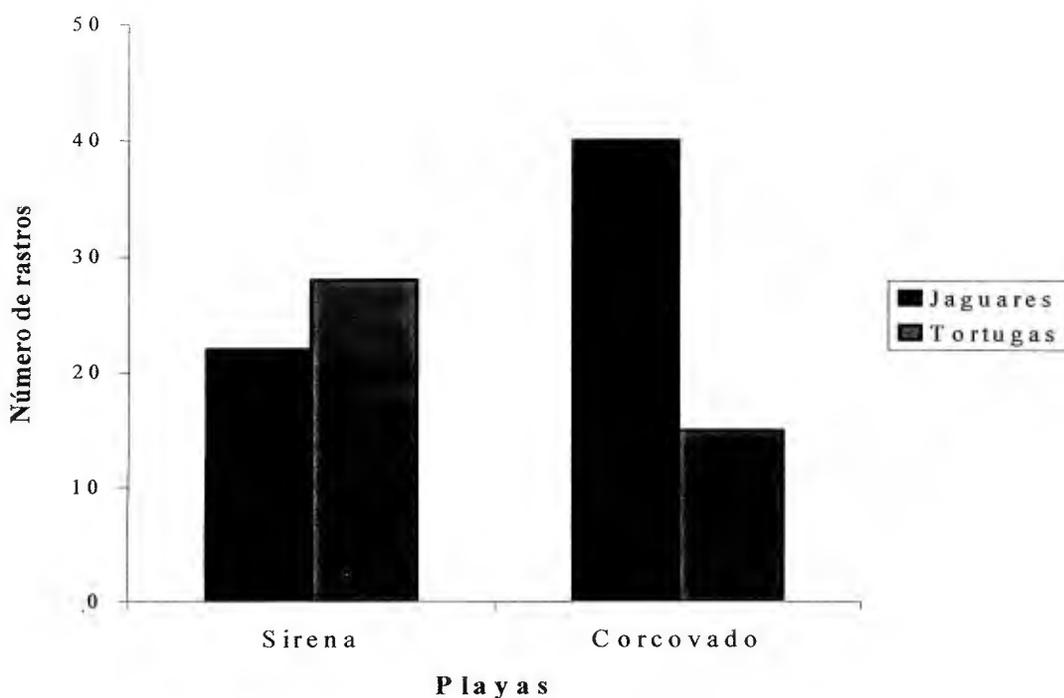


Fig. 13. Número total de rastros de jaguares (*Panthera onca*) y de tortugas marinas que registré en cada una de las playas, Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.
*Para este gráfico se incluyeron los datos de los primeros días en que se volvía a muestrear, para un total de 39 días.

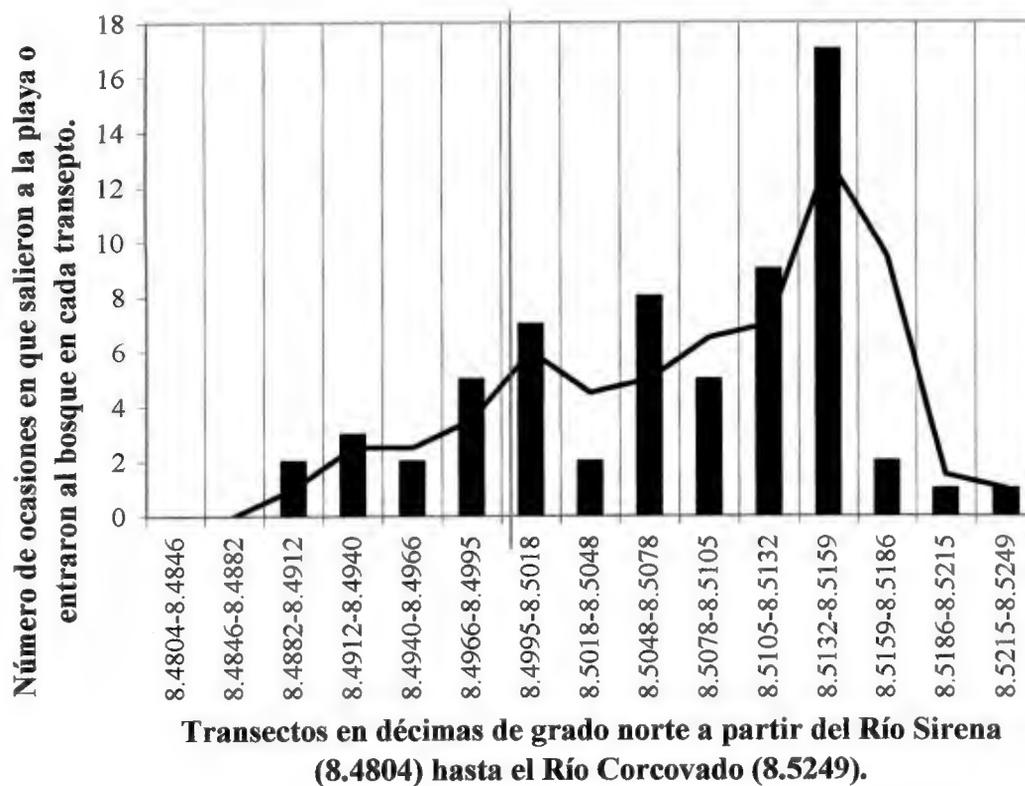


Fig. 14. Distribución obtenida de los rastros que salían hacia la playa y que entraban al bosque de los jaguares (*Panthera onca*) por transecto (aproximadamente 500 m cada uno), Parque Nacional Corcovado, Costa Rica 2003.

*Se tomó como Playa Sirena desde el Río Sirena ($8^{\circ}28'29.4''$ N) hasta un cabo ($8^{\circ}29'57.5''$ N) (línea roja). La Playa Corcovado inicia en este cabo y termina en el Río Corcovado ($8^{\circ}31'20''$ N).

**Para esta figura se incluyeron los datos de los primeros días en que se volvía a muestrear, para un total de 30 días.