



Revista de CIENCIAS AMBIENTALES Tropical Journal of Environmental Sciences



Hábitat y población de mono tití (*Cebidae: Saimiri oerstedii oerstedii*) en la península de Osa, Costa Rica

Habitat and Population of the Squirrel Monkey (*Cebidae: Saimiri oerstedii oerstedii*) in the Osa Peninsula, Costa Rica

Daniela Solano^a y Grace Wong^b

^a La autora es especialista en manejo de vida silvestre y conservación, cofundadora de la Coalición Sur. ^b La autora especialista en manejo de vida silvestre y conservación, profesora en la Universidad Nacional, Costa Rica.

Director y Editor:

Dr. Eduardo Mora-Castellanos

Consejo Editorial:

Enrique Lahmann, UICN, Suiza

Enrique Leff, UNAM, México

Marielos Alfaro, Universidad Nacional, Costa Rica

Olman Segura, Universidad Nacional, Costa Rica

Rodrigo Zeledón, Universidad de Costa Rica

Gerardo Budowski, Universidad para la Paz, Costa Rica

Asistente:

Rebeca Bolaños-Cerdas



Hábitat y población de mono tití (Cebidae: *Saimiri oerstedii oerstedii*) en la península de Osa, Costa Rica

DANIELA SOLANO y GRACE WONG

RESUMEN/ABSTRACT

Se evaluó el estado del hábitat del mono tití fuera del Parque Nacional Corcovado en la Península de Osa, entre septiembre de 2005 y mayo de 2006. Se evaluó 22 sitios boscosos entre el río Rincón de Osa y el río Carate con presencia de monos tití, para determinar su composición florística y estructura horizontal, y las características demográficas (tamaño de tropa y composición por sexos y edades) de las tropas de mono tití. Se establecieron 63 parcelas, distribuidas entre los sitios boscosos, con un tamaño de 20 x 50 m. Se encontró un total de 4.416 árboles de 354 especies diferentes. Los sitios boscosos ubicados cerca del poblado de La Palma fueron los más diversos y compartieron similitud en su composición florística. Las tropas tuvieron en promedio 19 individuos. Es necesario implementar herramientas de conservación voluntaria de bosques secundarios fuera de áreas protegidas y educar a los pobladores de las comunidades cercanas a los sitios boscosos utilizados por el mono tití.

The squirrel monkey' habitat status was evaluated between September 2005 and May 2006, outside of Corcovado National Park in Osa Peninsula. Twenty two forested sites were evaluated between Rincon River and Carate River, to determine the floral composition and horizontal composition of the forest and the demographic characteristics of squirrel monkey troops (size and sex composition). Sixty three 20 by 50 meters plots were established and a total of 4416 trees were found belonging to 354 different species. Forested sites near La Palma town were more diverse and shared a similarity in floral composition. It is urgent to implement voluntary conservation tools among private landowners outside of protected areas and to educate the community members in the surroundings of forested sites used by squirrel monkey troops.

Palabras clave: paisaje, hábitat, demografía, índices de diversidad, península de Osa, *Saimiri oerstedii oerstedii*
 Keywords: landscape, habitat, demography, Diversity Index, Osa Peninsula, *Saimiri oerstedii oerstedii*

La península de Osa, ubicada en el Pacífico Sur de Costa Rica, ha tenido una fuerte historia social y política, la cual influyó el uso del suelo que actualmente existe: una mezcla de bosques y tierras utilizadas para la agricultura y la ganadería.

Este agropaisaje resultante de la fragmentación del hábitat con áreas boscosas remanentes utilizadas por muchos animales (Kapelle *et al.* 2002, Daily *et al.* 2003, Marsh 2003b, Rodríguez-Toledo *et al.* 2003, Chapman *et al.* 2003) es el hogar de la subespecie de mono tití centroamericano, *S. o. oerstedii*, el cual se distribuye del río Sierpe hasta la frontera sureste con

Panamá en la península de Burica y de Osa, y se encuentra protegida dentro del Parque Nacional Corcovado (PNC), en parte.

Dentro del ámbito altitudinal donde se desplaza, el mono tití utiliza diferentes tipos de bosque, como el bosque primario, el secundario, los bosques de galería, los manglares y los cultivos de palma aceitera (*Elais oleifera*), siendo el bosque secundario joven y maduro el hábitat más utilizado, sobre todo en el estrato bajo y medio del bosque (Boinski 1987, Wong 1990a y 1990b, Arauz 1993, Rodríguez-Vargas 2003).

El uso del hábitat y las especies de árboles y otros componentes de dieta de los monos tití de Costa Rica han sido estudiados con anterioridad (Boinski 1987, Wong 1990a y 1990b). Su dieta compuesta de artrópodos fitófagos, pequeñas bayas y frutas culti-

Las autoras son especialistas en manejo de vida silvestre y conservación. D. Solano es cofundadora de la Coalición Sur y G. Wong es profesora en la Universidad Nacional. [Fecha de recepción: enero, 2010. Fecha de aceptación: marzo, 2010.]

vadas cuando están disponibles, explican la preferencia clara por hábitat en sucesión temprana y hábitat perturbados en comparación con el bosque primario (Janzen y Schoener 1968, Wong 1990a y 1990b).

Dentro del Parque Nacional Corcovado, a pesar de su extensión aproximada de 41.788 has. (42 km²), los monos tití se encuentran principalmente en los bosques secundarios cercanos a la estación Sirena o en sitios donde existen diferentes etapas sucesionales (Boinski 1987). Allí mismo, tropas de monos tití no utilizaron más la meseta de La Llorona, debido a la maduración del bosque secundario (Boinski *et al.* 1997). Estas características intrínsecas de la historia natural de los monos tití centroamericanos se han considerado también como amenazas para la especie (Boinski *et al.* 1997), debido a que este tipo de hábitat preferido por ellos por lo general no se encuentra protegido bajo alguna categoría de manejo establecida por el Estado.

Se han descrito también como amenazas para la especie el declive de la disponibilidad de alimento durante la estación lluviosa, e incluso se ha determinado que en poblaciones aisladas existe una alta vulnerabilidad cuando el tamaño del grupo es menor de 15 individuos y el hábitat disponible es menor a 30 ha (Boinski y Sirot 1997), sin conexión con otros sitios de bosque.

Actualmente, el mono tití, *S. o. oerstedii*, está en la lista de especies en peligro de extinción según el grupo de especialistas en primates de la UICN (UICN 1996), y se han señalado como amenazas también la distribución geográfica restringida; el desarrollo de un mosaico de cultivos agrícolas, la actividad ganadera, los asentamientos humanos y fragmentos de bosque en lo que eran principalmente áreas boscosas; el futuro incierto en propiedades privadas de poblaciones del mono tití, en su gran mayoría casi aisladas y sin comunicación entre ellas. También la merma en las poblaciones de titís en los años 60, por una epidemia de fiebre amarilla y por prácticas agrícolas como la fumigación de bananales; el tráfico de mascotas (en menor medida) y el desarrollo turístico en las últimas décadas, que ha impactado sobre todo a la subespecie del Pacífico Central, el *S. o. citrinellus* (Wong 2002), el cual comienza a impactar el Pacífico Sur también.

Por otro lado, las estimaciones de la población de monos tití, *Saimiri o. oerstedii*, han sugerido la existencia de 3.000 individuos en Costa Rica (Boinski y Sirot 1997), y Rodríguez-Vargas (2003) estima 4.755 individuos en Panamá. En los estudios poblacionales se enfatiza que algunos grupos de *Saimiri o. oerstedii* no están conectados unos con otros dentro del paisaje, otros están aislados y son más vulnerables (Rodríguez-Vargas 2003), al menos en Panamá.

Adicionalmente, existe gran controversia sobre cuál es el tamaño mínimo que una población de animales necesita para asegurar su supervivencia en un largo plazo, ya que esto dependerá de cada organismo (Chiarello 2000).

Por ejemplo, Franklin y Frankham (1998) argumentan que una población efectiva (N_e) de 500–1.000 individuos mantiene la diversidad genética de una población. Algunos estudios enfatizan la tendencia de que a mayores tamaños de fragmentos boscosos existe mayor densidad de primates, y en general de mamíferos (Chiarello 2000, Chiarello y de Melo 2001), por lo que la supervivencia a largo plazo de una población efectiva dependerá también del tamaño del hábitat disponible.

A medida que los parches de hábitat se vuelven más pequeños y más separados, hay un incremento de las tasas de extinción y una disminución de la tasa de recolonización (Hanski 1997), lo que también afecta la dinámica de supervivencia de una población, sobre todo para especies en peligro de extinción, cuya respuesta a los cambios producidos por la fragmentación del hábitat (Saunders *et al.* 1991, Turner *et al.* 2001) y a la complejidad del paisaje es percibida de manera diferencial (Turner *et al.* 2001, Morrison 2002), por lo que habría que determinar estos parámetros para cada subpoblación de monos tití para asegurar su conservación y poder determinar su respuesta a estos cambios.

Lo anterior es de vital importancia, sobre todo cuando diversos autores, en estudios previos sobre el tamaño y la composición de las tropas de las diferentes especies de *Saimiri spp.*, han determinado que en lugares donde la calidad del hábitat es menor el número de individuos por tropa también es menor, al igual que las tropas de hábitat fragmentados, en contraste con tropas en bosques tropicales más extensos, que pueden llegar hasta a 300 individuos por tropa, por ejemplo en Brasil, Perú y Colombia (Baldwin y Baldwin 1972 y 1986, Wong 1990a, Wong 1990b, Boinski 1987a, Vaughan *et al.* 1980, Thorington 1968, Terborgh 1983, Klein y Klein 1973, Klein [en: Robinson y Janson 1987], Freese *et al.* 1982, Neville 1976, Baldwin y Baldwin 1971, Altricher *et al.* 1996, Sierra *et al.* 2003, Rodríguez 1999, Cáceres *et al.* 2002).

La fragmentación, por lo tanto, afecta a los primates en los remanentes boscosos, con el potencial de afectarlos en diferentes aspectos, como los demográficos, de comportamiento, genéticos, distribución, diversidad (Chiarello 2003, Gonçalves *et al.* 2003, Marsh 2003a, Rodríguez-Toledo 2003). Además, el tipo y la calidad del hábitat que utilicen los grupos de tití están asociados con la variación en el número de individuos por tropa (Baldwin y Baldwin 1981, Wong 1990b). Por lo que, a pesar de que

los monos tití y otras especies, como el mono carablanca y el aullador, son especies que se han adaptado a ambientes fragmentados (Sáenz y Sáenz 2007, Bicca-Marquez 2003, Rodríguez-Vargas 2003), las tropas pueden ser más susceptibles a enfermedades o simplemente no poseer un tamaño de tropa adecuado para la supervivencia a largo plazo. Al encontrarse las poblaciones en áreas cada vez más pequeñas se favorece la oportunidad para la transmisión de parásitos e incremento de enfermedades, factores influyentes en la distribución y densidad de especies, e identificados como componentes críticos a considerar en la biología de la conservación de las especies (Anderson 1979, May 1998, Scott 1998, Laboratorio de Primatología de los Tuxtlas 2004).

Por otro lado, el hábitat óptimo para especies como el mono tití (aunque no para otros tipos de animales silvestres) en la península de Osa son tierras donde existe mezcla de diferentes etapas sucesionales de bosque. Este mosaico de diferentes tipos de vegetación y bajuras utilizados por el mono tití en mayor proporción se encuentra precisamente en esta área vulnerable a la fragmentación, fuera de áreas protegidas, en las tierras privadas de la franja costera, tierras que no poseen protección estatal formal y que pertenecen principalmente a campesinos y extranjeros, lo que los hace aun más vulnerables, debido a que la conservación del hábitat depende del uso que sus propietarios le den y el cual puede resultar en impactos ecológicos para la especie y el mismo hábitat (Chapman *et al.* 2003).

La desaparición o aislamiento de primates puede tener consecuencias extremas: su función ecológica como dispersores de semillas y, por lo tanto, su influencia en la distribución y composición de árboles (March 2003b) podría generar la extinción local de algunos árboles al perderse estos primates (Chapman y Chapman 1995, Chapman y Onderdonk 1998, Dominy y Duncan 2005). Es por esta razón que hay necesidad de entender y analizar los fragmentos en los que habitan primates como un potencial importante para la población total, aun si el fragmento es muy pequeño para la supervivencia de los primates que allí se encuentran (Saunders *et al.* 1991, March 2003b).

Finalmente, al ser el Parque Nacional Corcovado el área protegida más grande en la zona y el área donde -en teoría- los monos tití se encuentran protegidos, y debido a las amenazas existentes sobre los fragmentos de bosque fuera de las áreas protegidas donde existen monos tití, existe una creciente necesidad de diseñar redes de conservación entre las áreas fragmentadas y las áreas con alguna categoría de conservación. Para ello se necesita primero evaluar la situación de las tropas en estos remanentes de

bosque y entender claramente los problemas en el paisaje creados por la fragmentación, para así poder dar una solución para la conservación a largo plazo de las poblaciones de mono tití.

Materiales y métodos

Este estudio se realizó del 1 de septiembre de 2005 hasta el 17 de mayo de 2006 en remanentes de bosque ubicados en la franja costera de la boca del río Rincón hasta la boca del río Carate, colindando con la Reserva Forestal Golfo Dulce y el Refugio Nacional Mixto Platanares, en la península de Osa, cantón de Golfito, provincia de Puntarenas en el Área de Conservación Osa, sobre el Pacífico Sur de Costa Rica (figura 1).

Para evaluar las tropas de monos tití y su hábitat se escogieron sitios con cobertura boscosa. Estos sitios se definieron como los sitios utilizados por los monos tití para realizar actividades como forrajeo, desplazamiento o descanso y que no necesariamente cumple con los requisitos para clasificarse como un parche de bosque, ya que no se encuentran delimitados en su totalidad por coberturas incompatibles con los monos tití. Algunos de estos sitios fueron bosques secundarios contiguos a bosques primarios, pero utilizados por los monos tití principalmente en el área evaluada (bosque secundario); otros fueron parches o fragmentos de bosque aislados.

El número de sitios a evaluar se escogió según la probabilidad de hallar al menos una tropa de mono tití. Para este fin se realizaron previamente entrevistas informales con informantes claves (Ander-Egg 1987), a quienes se les preguntó sobre la localización de las tropas. Del total de sitios visitados y mencionados en las entrevistas informales se escogieron 22 sitios de bosque cuando en la primera visita se localizó a un grupo de monos tití.

Estos 22 sitios se visitaron al menos tres veces, cada uno durante la totalidad del período de estudio (aproximadamente nueve meses). La primera visita se realizó durante la época lluviosa (septiembre, octubre y noviembre) y se recorrieron 16 sitios con presencia de monos. Se recorrió cada sitio en su totalidad o hasta detectar una tropa de monos tití. Al detectar una tropa se siguió hasta establecer la dirección de sus movimientos. Cuando la tropa salió del área de bosque (maduro, tacotal, charral) y utilizó otro tipo de cobertura diferente a bosque en sus estados sucesionales (plantaciones, frutales, etc.), se registró pero no se siguió sus movimientos, debido a que estas coberturas no serían evaluadas estructuralmente.

En la primera visita a cada sitio de muestreo se determinaron las características demográficas (número de individuos y clase de edad) a través de conteos directos (Rudran *et al.* 1996) cuando fue

posible. Posteriormente, en la segunda visita a cada sitio, se establecieron las parcelas al azar para caracterizar la vegetación (composición florística y estructura horizontal) dentro de cada sitio de bosque y en la dirección de los movimientos de la primera tropa detectada (determinados en la primera visita). Las parcelas de muestreo de vegetación se realizaron durante la transición de la época lluviosa a la seca (diciembre, enero y febrero). Cuando fue posible se verificaron los conteos de avistamientos directos de monos tití durante la evaluación de la vegetación. En este mismo período (transición época lluviosa-seca) se visitaron seis sitios nuevos (Agujas, Bambú, Quebrada Tigre, Ojo de Agua, Osa Vida y Pitosa) y se siguió la misma metodología. La última visita a los sitios de muestreo se realizó durante la época seca (marzo, abril, mayo) con el propósito de completar la evaluación de la vegetación (parcelas de muestreo) en los sitios de bosque nuevos y se realizó observaciones *ad libitum* de algunas tropas, ya que durante esta época se dan cambios estacionales en el uso de los sitios de bosque.

Vegetación y relación con las tropas de monos tití

En cada sitio de muestreo delimitado por la trayectoria de los movimientos de la tropa de monos tití y los diferentes tipos de cobertura se establecie-

ron entre 2 y 11 parcelas de 20 x 50 m (0,1 ha) para el muestreo de la vegetación. Las parcelas fueron establecidas dentro de la trayectoria de los movimientos de la tropa de monos tití. El número de parcelas dentro de cada sitio se estableció dependiendo del largo de la trayectoria utilizada por los monos tití. En áreas donde el bosque cubría menos de 50 ha, y la ruta o trayectoria era menor a 1 km, se establecieron como mínimo dos parcelas de muestreo (cuadro 1). Cuatro parcelas del primer sitio (Puerto Escondido) se eliminaron de los análisis por estar en un sitio de bosque inundable donde los monos tití no fueron vistos.

Cada una de estas parcelas se estableció a partir de un carril central, dejando 10 m a cada lado del carril, cubriendo una franja hacia la derecha y hacia la izquierda del carril. La línea central del carril se colocó dentro de la trayectoria aproximada de los movimientos de la tropa de monos tití determinada en la primera visita al sitio de muestreo. Las parcelas se establecieron de esta manera para tratar de evaluar la mayor cantidad de área de vegetación utilizada por los monos tití para sus actividades diarias. Se estimó el número de parcelas que cabrían a lo largo de la ruta y se realizó el mayor número de parcelas dejando al menos entre 50 y 100 m entre cada parcela.

Dentro de cada parcela se contabilizó el número

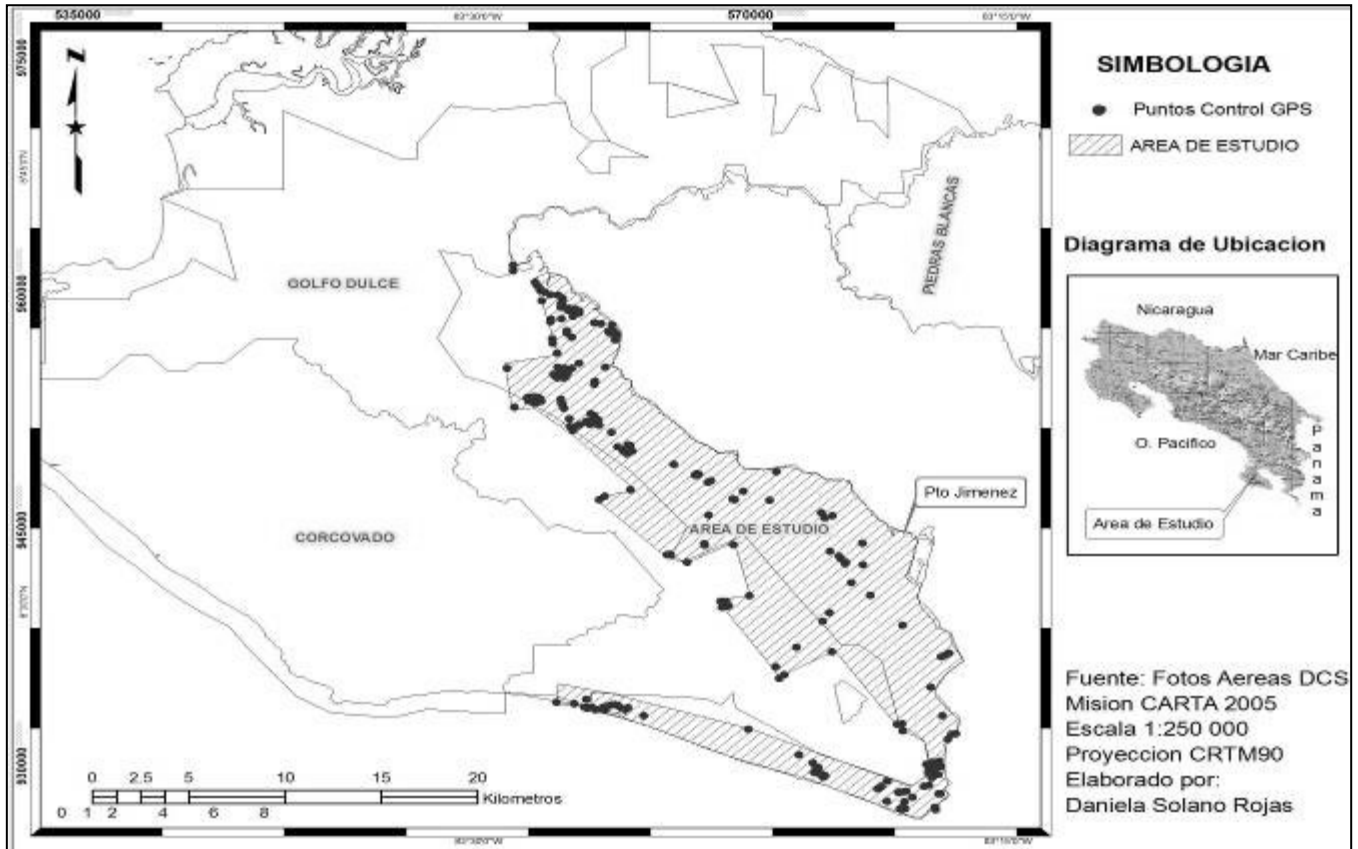


Figura 1. Área de estudio: de boca de río Rincón a boca de río Carate.

de árboles mayores a 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). El DAP fue medido con una cinta diamétrica ($\pm 0,50$ cm) y la altura fue estimada visualmente en metros (± 1 m). Los árboles y arbustos se identificaron hasta especie con las guías disponibles para Costa Rica y la península de Osa (Quesada *et al.* 1997, Zamora y Pennington 2001). Aquellos árboles que no pudieron ser identificados in situ se colectaron y se herborizaron, algunos especímenes fueron identificados por el botánico Reinaldo Aguilar y otros en el Herbario del Instituto Nacional de Biodiversidad. Los árboles que por su altura u otro factor no pudieron ser colectados y los colectados que no fue posible identificar se catalogaron como no identificados. Para cada sitio se determinó el número de árboles y se calculó la riqueza de especies (S) en 0,2 ha, la diversidad de la altura del follaje (FHD), el área basal por hectárea, la diversidad de DAP (DH), así como la diversidad alfa (α) de árboles por parcela.

Determinación del tamaño y composición de las tropas

Para determinar el tamaño y la composición de cada una de las tropas de monos observadas, se contó la totalidad de los miembros de la tropa (cuando fue posible). Los conteos totales por avistamientos directos (Rudran *et al.* 1996) fueron realizados durante los recorridos dentro de los 22 sitios de muestreo escogidos. Se georreferenció la ubicación de las tropas, para lo cual se utilizó un receptor Garmin Plus III y un receptor Garmin ETrex. Durante el establecimiento de las parcelas temporales de vegetación, también fue posible confirmar los conteos directos efectuados previamente, al igual que se realizó un conteo final en el último trimestre de la toma de datos. Sin embargo, debido al uso estacional del hábitat por las tropas de monos tití, se vuelve menos probable detectarlos en esa época (marzo-abril-mayo), y en algunos de los sitios evaluados no fue posible efectuar este conteo final.

El sexo y la edad de los individuos por tropa se estimaron de acuerdo con la visibilidad de los genitales, en el caso de los machos. Las hembras, juveniles y crías se estimaron con base en el comportamiento y el tamaño, aunque se puede hacer uso de otras características morfológicas como depósito de grasa, color del pelaje para la identificación (Boinski 1987, Wong 1991a y b, Kunz *et al.* 1996).

Análisis de datos

La diversidad florística α (PH) por sitio se calculó por parcela usando el índice de Shannon-Wiener, el cual a su vez se promedió por cada sitio, debido a que existieron sitios con más parcelas que otros

(cuadro 1). Se utilizó el programa Species Diversity and Richness 3.02 (Henderson y Seaby 2002) para el cálculo de la diversidad. El número de individuos y especies de árboles por sitio se estandarizó a 0,2 ha para poder realizar comparaciones y por ser ésta el área mínima evaluada en cada sitio de bosque.

Para la estimación de la diversidad de la altura del follaje (FDH) y de la diversidad de clases diamétricas (DH) en cada sitio de estudio se utilizó el índice de Shannon-Wiener con el programa Species Diversity and Richness 3.02 (Henderson y Seaby 2002). Las alturas estimadas de cada árbol por sitio de bosque se agruparon en siete clases de la siguiente manera: Clases: 1 = 0 a 5 m; 2 = 5,1 a 10 m; 3 = 10,1 a 15; 4 = 15,1 a 20; 5 = 20,1 a 25 m; 6 = 25,1 a 30 m; 7 = >30 m. Los DAP de cada individuo por sitio se agruparon en seis clases de la siguiente manera: Clases: 1 : 5-14,9; 2 : 15-24,9; 3 : 25-34,9; 4 : 35-44,9; 5 : 45-54,9; 6 : > 55.

Se realizó un escalonamiento multidimensional no métrico (NMS) con PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford 1999) para determinar cuáles de los 22 sitios de muestreo fueron más similares según la abundancia de las 354 especies encontradas en la totalidad de los sitios. Se utilizó la distancia de Bray-Curtis (Sorensen) para el cálculo de la similitud entre matrices.

Para el análisis de los datos demográficos, se realizaron solamente estadísticas básicas como promedio de los conteos de avistamiento y se obtuvo la proporción de sexos.

Resultados

Vegetación y relación con las tropas de mono tití

Se estableció un total de 63 parcelas distribuidas en los 22 sitios evaluados. Dentro de ellas, un total de 354 especies de árboles fueron identificadas y 69 árboles (19%) fueron clasificados como no identificados. Los sitios de bosque ubicados cerca del poblado La Palma fueron los más diversos dentro del total de 22 sitios. El denominado Cabinas Tití fue el sitio con mayor número de especies (S=69) y con una diversidad florística (HP) más alta H=3,46.

Se midieron un total de 4.416 árboles y sus fustes en los 22 sitios de bosque. Se encontró que la estructura de la vegetación de los sitios fue muy similar. Todos los sitios evaluados poseen una estructura de "jota" invertida (estructura discetánea), donde la mayoría de los individuos medidos dentro de la parcela se encuentran distribuidos en las primeras clases diamétricas (91,64% \pm 4,08 DE), o sea, tuvieron un DAP menor a 35 cm. Lo mismo ocurre con la altura de los árboles. Para el total de sitios muestreados, el mayor porcentaje de individuos se en-

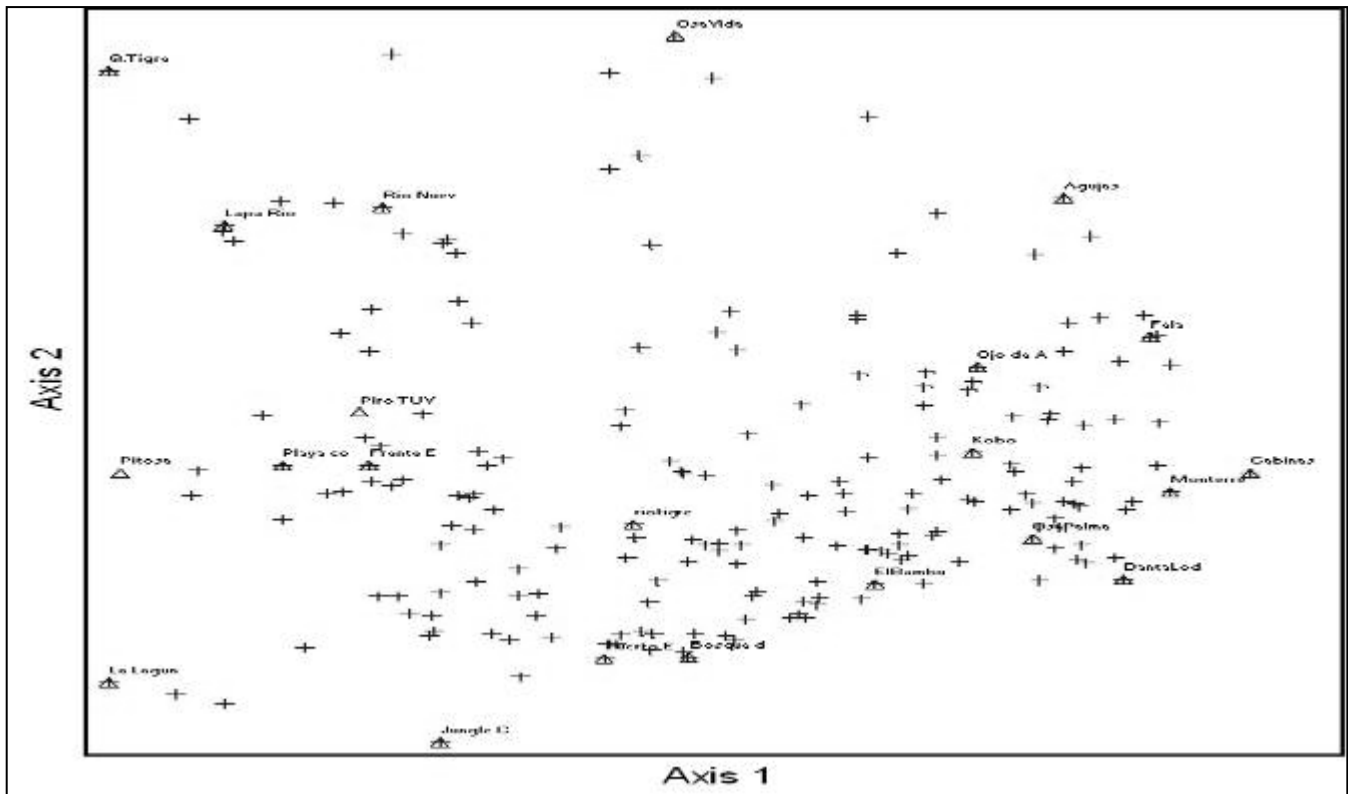


Figura 2. Similitud entre los 22 sitios de bosque evaluados según la abundancia de especies de plantas (NMS: estrés final=13,20859, inestabilidad final=0,00001). Δ= Sitios de bosque; += especies arbóreas.

contró entre los 5 a 10 metros de altura ($43,14 \% \pm 9,96$ DE).

Se encontró un promedio de 144 árboles (DE=34) por 0,2 ha para todos los sitios muestreados ($n=22$). El sitio de bosque con mayor número de individuos fue Bosque del Cabo (234), de los cuales la mayoría de árboles fueron botarrama (*Vochysia guatemalensis*, 33). Por otro lado, el sitio con mayor área basal (G) fue el El Bambú, cerca del poblado Puerto Jiménez (G=46,8) (cuadro 1).

Las especies arbóreas más abundantes dentro de los sitios de bosque muestreados fueron el peine e mico (*Apeiba tibourbou*, 161), el *Croton shiideanus* (100), el guácimo (*Guazuma ulmifolia*, 107), la guaba de mono o guabilla (*Inga thibaudiana*, 137), el guácimo colorado (*Luehea seemani*, 148) y el jobo (*Spondias mombin*, 129). Sin embargo, algunas de estas especies fueron más abundantes en unos sitios que otros. En algunos sitios, árboles frutales no nativos como la guayaba (*Psidium guayaba*) fueron también abundantes y utilizados por los monos tití como alimento cuando sus frutos están disponibles.

Los sitios ubicados cerca de La Palma son similares en su composición florística, con la excepción de playa Colibrí (NMS: estrés final=13,20859; inestabilidad final=0,00001; figura 2). En playa Colibrí existen nueve especies de árboles (20%) que no se encontraron en otros sitios, pero son característicos de sitios modificados por el ser humano, por ejem-

plo, el marañón (*Anacardium occidentale*), el achiote (*Bixa orellana*) y el mamón chino (*Nephelium lappaceum*). Este sitio, además, posee el menor número de árboles por 0,2 ha (83) y un número menor de árboles de la clase diamétrica de 15 a 24,9 cm que los demás sitios.

Se encontró una especie que no ha sido reportada para la península de Osa con anterioridad, el árbol *Phyllocarpus reidelly*. Esta especie se localizó en cabo Matapalo, en el sitio Osa Vida, el cual es disímil en composición florística con respecto a los demás sitios de bosque (NMS: estrés final=13,20859; inestabilidad final=0,00001) (figura 2) y, además, posee uno de los mayores porcentajes de especies de bosque que no se encontraron en ningún otro sitio (18%).

Tamaño y composición de las tropas

Se registraron 20 tropas dentro del área de estudio (cuadro 2). La densidad y el total de individuos en el área de estudio no fueron calculados debido a que el registro de las tropas estudiadas no fue exhaustivo ni excluyente. Se sabe de otras tropas existentes en el área de estudio, pero debido a que se pudo comprobar su existencia apenas al final de la investigación, no se incluyeron en el estudio. Estas tropas se localizaron en: barrio Bonito (Agujas), Platanares y Agua Buena.

El tamaño promedio de las tropas fue de 19,3 individuos (DE= $\pm 4,7$; n=20). Se observaron tropas de 9 a 28 individuos. La determinación de la composición de cada una de las tropas observadas por edad y sexo de los individuos fue difícil debido a la movilidad de los individuos que componen las tropas (cuadro 2). Los juveniles, debido a su comportamiento, fueron más fáciles de observar. Los promedios de individuos adultos, machos adultos, hembras adultas, juveniles y crías fueron 11,8 (DE= $\pm 4,7$), 4,0 (DE= $\pm 1,6$), 7,0 (DE= $\pm 3,4$), 5,5 (DE= $\pm 2,9$), 4,2 (DE= $\pm 2,6$), respectivamente. La proporción de sexos y edad encontrada fue de 1M: 2H: 2J:1C.

Discusión

Vegetación y relación con las tropas de monos tití

La mayor diversidad florística encontrada en sitios cercanos a la cuenca del río Rincón, cerca del poblado La Palma, puede deberse a que esta cuenca es uno de los sitios donde existe un mayor endemismo y diversidad de especies de árboles en la península de Osa (Quesada 1997, Maldonado 1997, Aguilar 2006), a pesar de que esta zona es también la más vulnerable a la fragmentación por su cercanía a actividades humanas como agricultura, ganadería e infraestructura, y el cambio del uso del suelo que estas actividades implican (Rosero-Bixby *et al.* 2002, Barrantes y Lobo 2005).

La presencia de relictos de bosque primario y bosques riparios que han permanecido a pesar de la deforestación de la década de los 40, y que se encuentran en los sitios de bosque muestreados utilizados por el mono tití, puede ser fuente de especies arbóreas menos comunes en bosques en regeneración y aumentar la diversidad encontrada en algunos sitios, como es el caso de Cabinas Tití, sitio de bosque con la mayor riqueza de árboles y que colinda con bosques primarios de la Reserva Forestal Golfo Dulce.

La estructura horizontal de los 22 sitios de bosque evaluados, descrita mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica, es una estructura discetánea, donde los individuos arbóreos del bosque se encuentran distribuidos en las primeras clases diamétricas, que se representa en la distribución de “jota” invertida (Louman *et al.* 2001). Esta estructura implica que los 22 sitios de bosque evaluados han sido modificados y se encuentran en proceso de regeneración, o sea, son bosques secundarios jóvenes. Este tipo de bosque es preferido por los monos tití (Boinski 1987, Wong 1990a y 1990b, Arauz 1993).

Playa Colibrí fue el sitio de bosque más modificado o alterado, con mayor influencia humana. Lo evidencia la presencia de especies únicas características de sitios usados por el ser humano como el achioté (*B. orellana*), la palma africana (*E. guianensis*) y el marañón (*A. occidentale*), entre otros. Además, el bajo número de individuos en la clase diamétrica de 15 a 24,9 cm indica que se ha dado una explotación forestal mayor que en todos los demás sitios. En este sitio se detectó la tropa de monos tití más pequeña, producto de la baja calidad de este hábitat (Baldwin y Baldwin 1981, Wong 1990b, Rodríguez 1999).

Por otro lado, el sitio de bosque playa Colibrí se conectaba por medio de 186 ha de melina (*Gmelina arborea*) con el sitio de bosque Puerto Escondido y con la tropa de monos tití de ese sitio. La tropa de Puerto Escondido fue detectada en playa Colibrí en algunas ocasiones. Además, la plantación fue utilizada por ambas tropas de mono tití para desplazarse de un sitio a otro, ocasionalmente para alimentarse de los insectos existentes entre las hojas de melina y los frutos de los árboles que forman pequeños remanentes de bosque ripario en medio de la plantación. Asimismo, las 186 ha que constituyen la plantación de melina proveen conectividad con otros sitios de bosques. Estas características podrían contribuir con la supervivencia de la tropa de monos tití de playa Colibrí, a pesar de la baja calidad del hábitat y, por lo tanto, esta conexión es crítica en el sitio.

Otros autores (Sierra *et al.* 2003) han documentado también monos tití usando plantaciones forestales como conexión entre fragmentos de bosque; sin embargo, su importancia dentro del paisaje se ve amenazada por la susceptibilidad a los efectos antropogénicos y debido a que la conservación de este hábitat depende del uso que el propietario le quiera dar, por ser establecida desde su inicio para el aprovechamiento maderable.

Hábitat en regeneración, con un gran número de árboles medianos en altura y área basal, como los 22 sitios de bosque estudiados, es preferido por los monos tití en comparación con el bosque primario, debido a la mayor abundancia de alimento, uno de los principales factores que influyen la preferencia de primates por un determinado hábitat (Colishaw 1997, Ostro *et al.* 2000, Li 2004, Wong *et al.* 2006). Los bosques en regeneración, tienen una mayor abundancia de artrópodos debido a que existe mayor proporción de biomasa foliar comparados con bosques primarios (Janzen y Schoener 1968, Wong 1990a y 1990b) y a que la diversidad en la altura del follaje (F.H.D; capas de herbáceas, troncos leñosos, sotobosque, entre otros) (MacArthur y MacArthur 1961 [en MacArthur 1972]) que caracteriza a los bosques secundarios, ofrece mayor cantidad de sus-

Cuadro 1. Número de individuos y riqueza de especies arbóreas en 0,2 hectáreas, área basal y número de parcelas realizada por sitio de bosque.

Parche	Individuos (0,2 ha)	Especie (0,2 ha)	Área basal (m ² /ha)	# Parcelas
Pto. Escondido	133	30	21,4	11 (7*)
Playa Colibrí	83	35	26,1	2
Osa Palma	111	47	42,8	3
Danta Lodge	145	54	29,4	2
Fela	154	63	34,5	2
Köbö	147	57	42,5	2
Monterrey	137	54	20,7	2
Cabinas Tití	179	69	33,9	2
Agujas	122	46	32,8	2
Río Tigre	125	35	19	2
El Bambú	166	36	46,8	4
Río Nuevo	117	32	11,6	2
Quebrada Tigre	154	24	23,3	2
Ojo de Agua	135	59	43,7	2
Lapa Ríos	160	32	25,4	2
Osa Vida	87	33	37,6	2
Bosque del Cabo	234	36	43,7	3
Pitosa	194	27	13,6	2
Piro	174	32	20,1	3
Piro-FOO	157	29	35,8	3
Laguna	120	20	20,4	4
Jungla Camp	127	21	15,3	4
Promedio (± =D.E.)	143,68 (34,22)	39,59 (14,18)	29,11 (10,85)	2,68 (1,21)

*Número de parcelas utilizadas para el análisis de datos

trato para insectos y frutos, parte de la alimentación de los monos tití.

El bosque primario es utilizado por los monos tití como conexión entre parches de bosques en regeneración, o estacionalmente, cuando la disponibilidad de alimento como artrópodos, frutos y flores es muy baja en los bosques secundarios (Boinski 1986) y los monos aprovechan frutos de especies que se desarrollan en el bosque primario (Wong 1990a). Diferencias en el uso de un hábitat, dependiendo de la estacionalidad de la disponibilidad de alimento, se han encontrado en estudios anteriores con otros primates neotropicales también (Ostro *et al.* 1999). Esto podría explicar la baja probabilidad de hallar a los monos tití cuando se realizó el tercer conteo en la mayoría de los sitios de bosque, probablemente por su desplazamiento en busca de especies fructificando en el bosque primario (Wong 1990b). Esto sugiere que el hábitat de bosque primario debe ser considerado también en futuros estudios.

El número de especies comestibles en cada sitio podría ser una variable importante que influye en su uso por parte de las tropas de monos tití. Los árboles

de las familias Moraceae, Lauraceae y Myristicaceae son fuente de frutos comestibles principalmente durante la época seca, de enero a mayo. Especies arbóreas de estas familias fueron las más abundantes en los sitios de estudio, sin embargo, el tamaño de las tropas de mono tití en los sitios de bosque no puede explicarse solo por la presencia de estas especies comestibles, como se ha encontrado también en otros estudios (Wong *et al.* 2006). Es necesario considerar, además, todo el espectro de la dieta de los monos tití (insectos) y variables biofísicas como la distancia a otros bosques y la conexión entre sitios de bosques, las cuales aumentan la probabilidad de encontrar tropas de monos tití en un sitio determinado (Sáenz y Sáenz 2007), variables que no fueron medidas cuantitativamente en este estudio.

Todos los sitios de bosque evaluados pueden ser clasificados por su estructura como bosques secundarios, sin embargo son diferentes en su riqueza y composición florística, variables que no se relacionaron con el tamaño de las tropas de mono tití (Solano-Rojas 2007).

Cuadro 2. Observaciones directas de mono tití en península de Osa: de cuenca baja de río Rincón a cuenca baja de río Carate.

Localidad	Coordenadas	Altitud	Tamaño del grupo	Hábitat	Comentarios
1	Lat 8.6694 Lon 83.4606	0-10 m.s.n.m.	22	Bosque secundario	Inundable-ripario
2	Lat 8.6542 Lon 83.4349	0-10 m.s.n.m.	9	Bosque secundario	Muy intervenido
3	Lat 8.6288 Lon 83.4593	40-90 m.s.n.m.	21	Bosque secundario y primario	Ripario
4	Lat 8.6148 Lon 83.4735	40-60 m.s.n.m.	20	Bosque secundario y primario	Ripario
5	Lat 6.8428 Lon 59.7880	10 m.s.n.m.	23	Bosque secundario y primario	Ripario
6	Lat 8.6081 Lon 83.4465	20 m.s.n.m.	16	Bosque secundario y primario	Ripario
7	Lat 8.5732 Lon 83.3956	12 m.s.n.m.	16*	Bosque secundario y primario	Ripario
8	Lat 6.4278 Lon 59.9052	20-50 m.s.n.m.	28	Bosque secundario y primario	Ripario
9	Lat 6.2039 Lon 60.3750	20 m.s.n.m.	16*	Bosque secundario	Ripario
10	Lat 8.5271 Lon 83.4091	115 m.s.n.m.	20	Bosque secundario	Ripario
11	Lat 8.5225 Lon 83.3263	28-70 m.s.n.m.	18	Bosque secundario y primario	Ripario
12	Lat 8.4977 Lon 83.3817	60-170 m.s.n.m.	25	Bosque secundario	Ripario
13	Lat 5.1052 Lon 61.6115	0-10 m.s.n.m.	17	Bosque secundario	Ripario-muy joven
14	Lat 4.6669 Lon 61.3878	100-150 m.s.n.m.	20	Bosque secundario y primario	Ripario
15	Lat 4.4264 Lon 61.5444	40- 120 m.s.n.m.	20	Bosque secundario	Ripario
16	Lat 4.2261 Lon 61.5892	100 m.s.n.m.	18	Bosque secundario	Bajura
17	Lat 8.3851 Lon 83.2988	170-230 m.s.n.m.	19	Bosque secundario	Ripario-pendiente pronunciada
18	Lat 8.3939 Lon 83.3097	135-175 m.s.n.m.	11	Bosque secundario	Muy joven
19	Lat 8.4076 Lon 83.3418	20-30 m.s.n.m.	15	Bosque secundario	Ripario
20	Lat 8.4018 Lon 83.3395	20-30 m.s.n.m.	20	Bosque secundario	Ripario
21	Lat 8.4397 Lon 83.4406	20-40 m.s.n.m.	28**	Bosque secundario	Inundable - joven
22	Lat 8.4395 Lon 83.4497	0-10 m.s.n.m.	28**	Bosque secundario	Ripario

*.** En este sitio las tropas son probablemente las mismas

Sitios= 1 Pto. Escondido, 2 Playa Colibrí, 3 Osa Palma, 4 Danta Lodge, 5 Fela, 6 Kobo, 7 Monterrey, 8 Cabinas Tití, 9 Agujas, 10 Río Tigre, 11 El Bambu, 12 Río Nuevo, 13 Queb. Tigre, 14 Ojo de Agua, 15 Lapa Ríos, 16 Osa Vida, 17 Bosque Cabo, 18 Pitosa, 19 Piro, 20 Piro FOO, 21 Laguna, 22 Jungle Camp.

La abundancia de especies arbóreas comestibles fue más importante. Chapman (2003) también menciona la abundancia de plantas de bosque secundario y el aumento de insectos en los fragmentos de bosque como una variable que podría permitir la supervivencia de primates en hábitat fragmentado como es el bosque atlántico brasileño.

Otras investigaciones con primates apoyan también estos resultados; por ejemplo, Ostro *et al.* (2000) encontraron que sitios con árboles más grandes y mayor cobertura relativa de las principales especies consumidas son utilizados cinco veces más por monos congo (*A. pigra*), incluso cuando estos sitios tienen una diversidad y riqueza total menor en comparación con otros sitios con presencia de estos pri-

mates. Oates (1977) también encontró que la composición entre sitios donde habita *Colobus guereza* era diferente, pero especies de bosque secundario y especies de borde eran comunes, lo que permitía a estos primates explotar incluso hábitat de bosque primario. Wong *et al.* (2006) también encontraron que *C. vellerosus* es capaz de ajustarse a ciertas especies arbóreas en su dieta para acomodarse a las diferencias en composición de especies de flora en los diferentes fragmentos de bosque que utiliza.

En el sitio de bosque La Laguna, donde se encontró la tropa con mayor número de monos tití y se determinó la menor riqueza de especies arbóreas, se obtuvo un alto porcentaje de especies consumidas por los monos tití como la guabilla (*Inga vera*) y el sotobosque fue dominado por un arbusto (*Alchornea*

costarricensis) descrito como hospedero de larvas de mariposas (DeVries 1987), que son utilizadas como alimento por estos primates (Boinski 1986, Wong 1990b). Se debe tener en cuenta que este estudio no consideró especies de insectos consumidas, ítem importante en la dieta del mono tití en todos los sitios de bosque (observación personal) y que podría estar influenciando también el tamaño de tropas, y en los resultados de este estudio.

Además, Boinski *et al.* (2003) sugieren que el riesgo de depredación al cual están expuestas las tropas de mono tití influye en el tamaño de sus tropas y que la estructura de la vegetación de un determinado tipo de hábitat a su vez influye sobre el riesgo de depredación. Todos los sitios de bosque fueron utilizados en el estrato medio y bajo y sus árboles poseyeron alturas bajas entre los 5 y 15 mts. El uso de estos estratos podría estar relacionado con la protección contra aves rapaces y otros depredadores

jas, entre otros) (MacArthur y MacArthur 1961 [en MacArthur, 1972]).

Árboles más altos (mayores a 15 m) fueron usados ocasionalmente, cuando las tropas se desplazaban de un sitio de forrajeo hacia otro, o debido a la presencia de una amenaza terrestre. La influencia de potenciales amenazas hacia los monos tití sobre el tamaño de la tropa se debe considerar en próximos estudios también.

Tamaño y composición de las tropas

En la península de Osa, en el área de estudio, los tamaños de tropa variaron de 9 a 28 individuos; en estudios recientes (Morera 2007), en el sector del área de amortiguamiento del Parque Nacional La Amistad-Pacífico (21.307 ha) se encontró grupos de entre 7 y 68 individuos por tropa. Además, se encontró un mayor porcentaje de hembras, seguido por los juveniles, semejante a lo encontrado en este



Mono tití

Eduardo Carrillo

naturales existentes en la zona, por existir mayor cantidad de obstáculos para el vuelo de las aves y el paso de depredadores. También, en los estratos medios y bajos de los bosques secundarios existe gran cantidad de árboles medianos y hay mayor disponibilidad de alimento (insectos, murciélagos y lagarti-

estudio. Sin embargo, existen diferencias marcadas en la composición de tropas en las diferentes investigaciones realizadas en el área de distribución del género *Saimiri* (Rodríguez 1999). Algunos autores sugieren que existen errores de apreciación por parte de los investigadores en la distinción de la edad y el sexo y que para evitar estos sesgos es recomendable

estudios a largo plazo (Baldwin y Baldwin 1981, Rodríguez 1999). Boinski y Sirot (1997) sugieren que una tropa debe estar compuesta por 40% de hembras adultas, 10% de machos adultos, 25% de juveniles y 25% de crías.

El promedio de individuos por tropa en los sitios de bosque evaluados en este estudio fue de 19,3, promedio menor al reportado para una sola tropa dentro del área protegida PNC, que fue de 41 individuos (Boinski 1986). Para *S. o. oerstedii* se ha reportado en Panamá 18,5 individuos por tropa (Rodríguez 1999), con un mínimo de cuatro y un máximo de 48 individuos. En áreas fragmentadas del Pacífico Central de Costa Rica se han detectado promedios de tropas de 32 individuos para *S. o. citrinellus* con un rango de 15 a 80 individuos por tropa y un promedio de tres crías por tropa (9% a 25% crías por tropa) (Sierra *et al.* 2003) y de 14 a 80 individuos por tropa en estudios más recientes (Sáenz y Sáenz 2007).

En estos agropaisajes del Pacífico Central se ha reportado tamaños promedio de tropas de 19 individuos en plantación de frutales y de 23 en plantaciones de palma africana, estando estos promedios siempre dentro del rango encontrado en parches de bosque (29,14 \pm 13,9 individuos) (Estrada *et al.* 2005). Sáenz y Sáenz (2007) en el Pacífico Central concluyen que los tamaños de tropa no fueron diferentes de los reportados para áreas continuas o bosques protegidos, lo cual hace viable la conservación de los primates en áreas fragmentadas, siempre y cuando existan bosques continuos cercanos y conexión entre los diferentes sitios de bosque utilizados por el mono tití.

Sin embargo, en estos sitios fragmentados y sin protección estatal, donde además los animales son atrapados o cazados, el tamaño de las tropas disminuye debido a la relación que existe entre el tamaño de ellas y la calidad y el tipo de hábitat usado (Baldwin y Baldwin 1981, Wong 1990b, Rodríguez 1999). Por ejemplo, en playa Colibrí, sitio de bosque que resultó ser el sitio más degradado y con mayor influencia humana (composición florística y menor número de árboles que otros sitios), se detectó la tropa de monos tití más pequeña. En este sitio probablemente la disponibilidad de alimento es menor, sumado a la cercanía de las actividades humanas como siembra de cultivos no arbolados de subsistencia (frijoles, maíz, etc.).

En el Pacífico Central, Wong (1990b) detectó 14 tropas que variaron entre 22 y 66 individuos, con un valor promedio de 41 individuos por tropa. Las tropas menos numerosas y la menor densidad se encontraron en las zonas aledañas al Parque Nacional Manuel Antonio (PNMA), fuera de las áreas protegidas, las dos tropas más cercanas a la ciudad de

Quepos. Sin embargo, Wong (1990b) no encontró diferencias entre los tamaños de grupos dentro del Parque Manuel Antonio y los grupos encontrados afuera, que van de 28 a 66 y de 22 a 63 respectivamente. Para el periodo en que se efectuó el estudio, el bosque dentro del PNMA estaba en proceso de regeneración, lo cual seguramente influyó en este resultado. Además, existieron ocho tropas utilizando bosques fuera del Parque mientras que dentro se localizaron seis grupos.

En el área que comprende este estudio, los sitios donde existen tropas de mayor tamaño y mayor número de tropas de mono tití y de las otras tres especies de monos simpátricas, es en aquellos donde el bosque continuo es más cercano y donde existe un menor porcentaje de potreros y cultivos, es decir, en los sitios de bosque de cabo Matapalo hacia Carate. Resultados similares han sido encontrados en Brasil, en un paisaje fragmentado, donde todos los fragmentos de bosque con presencia de monos congo (*Alouatta guariba clamitans*) se localizaron a una distancia no mayor de un kilómetro de otros fragmentos de bosque de galería (Ribeiro y Bicca-Marques 2005).

En Panamá, Rodríguez-Vargas (2003) ha mencionado la vulnerabilidad de los grupos de monos tití en ese país, debido a que algunos grupos no están conectados con otros dentro del paisaje, otros están aislados y esto los torna más vulnerables. Adicionalmente, existe gran controversia sobre cuál es el tamaño mínimo que una población de animales necesita para asegurar su supervivencia en un largo plazo, ya que esto dependerá de cada especie (Chiarello 2000).

Chiarello (2003) remarca la importancia de tomar en cuenta, para cada especie, la movilidad entre sitios de bosque en la matriz circundante. Si las tropas son capaces de utilizar pastos y cultivos para pasar de un sitio de bosque a otro, las subpoblaciones de una metapoblación se mantendrían interconectadas y en ese escenario subpoblaciones de decenas de individuos podrían sobrevivir al estar demográfica y genéticamente en contacto una con otra (Chiarello 2003). Los monos tití, en el área de estudio, fueron observados cruzando por cercas de alambre y cultivos (observación personal); habitantes de las comunidades mencionaron verlos cruzar calles de cinco metros de ancho que dividen sitios de bosque, siempre y cuando no exista tránsito frecuente. Sin embargo, son más vulnerables a ataques por perros o a otras amenazas cuando realizan este tipo de actividad.

Se debe recalcar, además, que a pesar de que todas las especies del género *Saimiri* son ecológicamente similares con respecto a sus preferencias de hábitat y alimento, existen diferencias en la distribu-

ción de los recursos alimenticios a través de su rango de distribución geográfica, lo que ha influenciado la divergencia de su organización social y la forma en que compiten por los recursos (Terborgh 1983, Boinski 1987b, Boinski 1989, Wong 1990 a y b, Cropp *et al.* 2002). Esto a su vez puede influenciar las diferencias en los tamaños de tropas de Centroamérica con respecto a sus congéneres de Suramérica, además de considerar el tamaño de los bosques utilizados y la interconexión entre ellos; y las enfermedades, componentes críticos a considerar en la biología de la conservación de las especies (Baldwin y Baldwin 1971, Anderson 1979, May 1998, Scott 1998, Laboratorio de Primatología de los Tuxtlas 2004).

Por otro lado, el riesgo de depredación es otro factor que puede estar influyendo en el tamaño de las tropas de mono tití (Colishaw 1997, Boinski *et al.* 2003). En la zona, uno de los principales depredadores son las águilas grandes, sobre todo las blancas y/o crestadas (Boinski *et al.* 2003), las cuales fueron más comunes en las zonas colindantes con la Reserva Forestal Golfo Dulce y hacia cabo Matapalo y Carate (observación personal). En estos sitios se encontraron tropas más grandes, lo cual se ha relacionado con una reducción del riesgo de depredación. Sin embargo, tamaños de tropa más grandes aumenta la competencia por recursos alimenticios, entre otras cosas (Boinski *et al.* 2003). Estudios acerca de las amenazas potenciales y los depredadores son necesarios para llegar a conclusiones más determinantes en este sentido.

Implicaciones para el manejo y conservación del mono tití

Los monos tití están habitando sitios de bosque con una composición florística diferente entre sí. Esta diversidad de bosques secundarios, compuesta por el 50% de los árboles descritos en la península de Osa, debe ser protegida. El uso de herramientas de conservación privada (pago de servicios ambientales, servidumbres ecológicas) debe ser incentivado en la zona por organizaciones no gubernamentales locales e instituciones gubernamentales.

Se debe conservar al menos un sitio boscoso de cada poblado para preservar la diversidad florística de la península. Sitios como Cabinas Tití, Danta Logde, Osa Palma, Fela, cabo Matapalo y El Bambú, son prioritarios para la conservación de la diversidad florística y, además, contienen tropas con importante número de individuos. Algunos de estos sitios se encuentran en régimen de conservación voluntaria, lo que facilita su conservación. Los sitios

de bosque El Bambú y Fela son sitios donde aún falta incentivar y/o fortalecer herramientas de conservación voluntaria para asegurar la existencia de estos bosques a largo plazo.

Es necesario manejar los bosques secundarios y agropaisajes fuera de áreas protegidas con el fin de mantenerlos en regeneración, debido a su importancia como hábitat para los monos tití y otros primates, así como otros mamíferos. Las plantaciones forestales de melina, teca, amarillón, entre otras, así como las plantaciones de palma aceitera, cumplen un rol muy importante para la conservación del mono tití: proveen conexión entre diferentes sitios boscosos, son hábitat de insectos parte de la dieta de los monos tití y brindan protección a las tropas mientras se desplazan de un sitio a otro, por lo que su aprovechamiento debe ser regulado estrictamente, asegurando no perder la conectividad entre los sitios boscosos utilizados por el mono tití.

Estudios futuros deben enfocarse en el enriquecimiento y mejoramiento de la calidad de hábitat de bosques secundarios jóvenes y mejorar conexiones entre sitios boscosos, así como el estudio del uso de los bosques primarios como parte del hábitat necesario para el buen desarrollo de las tropas de monos tití encontradas durante este estudio.

Referencias bibliográficas

- Ander-Egg, E. 1987. *Técnicas de investigación social*. El Ateneo. México.
- Anderson, R. "Parasite pathogenicity and the depression of host population equilibria", en *Nature* 279, 1979.
- Arauz, J. 1993. *Estado de conservación del mono tití (Saimiri oerstedii citrinellus) en su área de distribución original*. Tesis de Maestría en Vida Silvestre. Programa Regional de Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Costa Rica.
- Baldwin, J. y J. Baldwin. "Squirrel Monkeys (*Saimiri*) in natural habitats in Panamá, Colombia, Brasil and Perú", en *Primates*. 12 (1), 1971.
- Baldwin, J. y J. Baldwin. "The ecology and behavior of squirrel monkeys (*Saimiri oerstedii*) in natural forest in western Panamá", en *Folia Primatologica* 18, 1972.
- Baldwin, J. y J. Baldwin. "The squirrel monkey, genus *Saimiri*", en Coimbra-Filho, A. y R. Mittermeier (eds.). 1981. *Ecology and behavior of neotropical primates*. Vol. 1. Academia Brasileira de Ciencias.
- Barrantes, G. y J. Lobo. "Conservación y deforestación", en Lobo, J. y F. Bolaños (eds.). 2005. *Historia Natural de Golfito*. Editorial Inbio. Costa Rica.
- Bicca-Marques, J. C. "How do howling monkeys cope with fragmentation?", en Marsh, L. (ed). 2003. *Primates in Fragments. Ecology and conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. USA.
- Boinski, S. 1986. *The Ecology of Squirrel Monkey in Costa Rica. Dissertation. Presented to the Faculty of the Graduate School of The University of Texas at Austin*. United States.
- Boinski, S. "Status of the squirrel monkey (*Saimiri oerstedii citrinellus*) in Costa Rica", en *Primate Conservation* 8, 1987a.
- Boinski, S. "Habitat use by squirrel monkeys (*Saimiri oerstedii*) in Costa Rica", en *Folia Primatologica* 49, 1987b.



Mono tití

Luis Diego Alfaro

Boinski, S. "The positional behavior and substrate use of squirrel monkeys: Ecological Implications", en *J. Hum Evol* 18, 1989.

Boinski, S. y L. Siro. "Uncertain conservation status of squirrel monkeys in Costa Rica, *Saimiri oerstedii oerstedii* and *Saimiri oerstedii citrinellus*", en *Folia Primatol.* 68, 1997.

Boinski, S. et al. "Squirrel monkeys in Costa Rica: drifting to extinction", en *Oryx* 32, 1998.

Boinski, S. et al. "Are vigilance, risk from avian predators and group size consequences of habitat structure? A comparison of three species of Squirrel monkey (*Saimiri oerstedii*, *S. boliviensis*, and *S. sciureus*)", en *Behaviour* 140, 2003.

Chapman, C. y L. Chapman. "Survival without dispersers? Seedling recruitment under Parents", en *Cons. Bio.* 9, 1995.

Chapman, C. A. y D. A. Onderdonk. "Forests without primates: Primate/plant Codependency", en *Am. J. Primatol.* 45, 1998.

Chapman, C. et al. "Primate survival in community-owned forest fragments: Are metapopulation models useful amidst intensive use?", en Marsh, L. (ed). 2003. *Primates in Fragments. Ecology and conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. USA.

Chiarello, A. G. "Density and Population Size of Mammals in Remnants of Brazilian Atlantic Forest", en *Conservation Biology* 14(6), 2000.

Chiarello, A. G. y F. R. de Melo. "Primate Population Densities and sizes in Atlantic Forest. Remnants of Northern Espirito Santo, Brazil", en *International Journal of Primatology* 22, 2001.

Chiarello, A. G. 2003. "Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival", en Marsh, L. K. (ed.) 2003. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer/Plenum Press. New York.

Cropp, S., S. Boinski y W. Li. "Allelic Variation in the Squirrel Monkey X-Linked Color Vision Gene: Biogeographical and Behavioral Correlates", en *J Mol Evol* 54, 2002.

Dominy, N. J. y B.W. Duncan. "Seed-spitting Primates and the Conservation and Dispersion of Large-seeded Trees", en *International Journal of Primatology* 26(3), 2005.

DeVries, P. J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history*. Princeton University Press. Princeton NJ.

Estrada, A. et al. 2005. "Primates in agroecosystems: conservation value of some agricultural practices in Mesoamerican Landscape", en Estrada, A. et al. (eds.). *New perspectives in the study of mesoamerican primates: Distribution, ecology, behavior and conservation*. Kluwer/Springer Press.

Hanski, I. "Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models", en Hanski, I. y M. E. Gilpin (eds.). 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. London Academic.

Franklin, I. R. y R. Frankham. "How large must population be to retain evolutionary potential?", en *Animal Conservation* 1, 1998.

Janzen, D. y T. Schoener. "Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season", en *Ecology* 49, 1968.

Kunz, T., C. Wemmer y V. Hayssen. "Sex, Age, and Reproductive Condition of Mammals" (Appendix 5), en Wilson, D. et al. (eds). 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press. Washington.

Laboratorio de Primatología de los Tuxtlas. 2004. www.primatesmx.com/inicio.html.

Li, Y. "The effect of forest clear-cutting on habitat use in Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Shennongjia Nature Reserve", en *China Primates* 45, 2004.

Louman, B., A. Mejía y L. Núñez. "Inventarios Especiales", en Orozco, L. y C. Brumer. 2002. *Inventarios Forestales para Bosques Latifoliados en América Central*. CATIE. Costa Rica.

Maldonado, T. 1997. *Uso de la Tierra y Fragmentación de Bosques. Algunas Áreas Críticas en el Área de Conservación Osa, Costa Rica*. Centro de Estudios Ambientales y Políticas. Fundación Neotrópica. San José.

Marsh, L. K. "Wild Zoos: Conservation of Primates in situ", en Marsh, L. K. (ed.) 2003a. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer/Plenum Press. New York.

Marsh, L. K. "The Nature of Fragmentation", en Marsh, L. K. (ed.) 2003b. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer/Plenum Press. New York.

- MacArthur, R. 1972. *Geographical Ecology. Patterns in the Distribution of Species*. Princeton University Press. New Jersey.
- McCune, B. y J. Mefford. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analyses of Ecological Data. Version 4.34*. Oregon.
- Morrison, M. L. 2002. *Wildlife Restoration. Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring*. Island Press. Washington.
- Morera, R. 2007. *Análisis de la situación del mono tití en el área de amortiguamiento del Parque Internacional La Amistad. II Simposio de Primates en Costa Rica: Estrategia Nacional para su Conservación. Libro de resúmenes*. San José.
- Ostro, L. E. T. *et al.* "Ranging behavior of translocated and established groups of black howler monkeys *Alouatta pigra* in Belize, Central America", en *Biological Conservation* 87, 1999.
- Ostro, L. E. T. *et al.* "Habitat selection by translocated black howler monkeys in Belize", en *Animal Conservation* 3, 2000.
- Quesada, F. J. *et al.* 1997. *Árboles de la península de Osa*. Inbio-Sida. Costa Rica.
- Ribeiro, S. y J. C. Bicca-Marques. "Landscape characteristics and their influence on the occurrence of Brown howling monkeys (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera) in forest fragments in the Vale do Taquari, RS – Brazil", en *Naturaza & Conservacao* 3(2), 2005.
- Rodríguez, A. 1999. *Estatus de la Población y Hábitat del Mono Tití, Saimiri oerstedii, en Panamá*. Tesis de Maestría en Vida Silvestre. Programa Regional de Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Costa Rica.
- Rodríguez-Toledo, E., S. Mandujano y F. García-Orduña. "Relationships between forests fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern Veracruz, México", en Marsh, L. K. (ed.) 2003. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer/Plenum Press. New York.
- Rodríguez-Vargas, A. "Analysis of the hypothetical population structure of the Squirrel Monkey (*Saimiri oerstedii*) in Panamá", en Marsh, L. K. (ed.) 2003. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. Kluwer/Plenum Press. New York.
- Rosero-Bixby, L., T. Maldonado-Ulloa y R. Bonilla-Carrión. 2002. "Bosque y población en la Península de Osa, Costa Rica", en *Rev. Biol. Trop.* 50(2), 2002.
- Rundran, R. *et al.* "Observational Techniques for Nonvolant Mammals" (Chapter 6), en Wilson, D. *et al.* (eds). 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Sáenz, J. y P. Sáenz. "Influencia de las variables de hábitat y paisaje sobre la presencia-ausencia del mono tití y mono carablanca en un área fragmentada del Pacífico Central de Costa Rica", en Harvey, C. y J. Sáenz, (eds). 2007. *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Inbio. Costa Rica.
- Saunders, D., R. Hobbs y C. Margules. "Biological consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review", en *Conservation Biology* 5(1), 1991.
- Sierra, C. *et al.* "New Data on the Distribution and Abundance of *Saimiri oerstedii citrinellus*", en *Primate Conservation* 19, 2003.
- Solano-Rojas, D. 2007. *Evaluación del hábitat, paisaje y la población del mono tití (Cebidae, Plathyrrini: Saimiri oerstedii oerstedii) en la Península de Osa, Costa Rica*. Tesis de Maestría. Instituto Internacional de Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Costa Rica.
- Terborgh, J. 1983. *Five New World primates: A study in comparative ecology*. Princeton University Press. Princeton NJ.
- Turner, M., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer Science-Business Media Inc. USA.
- Wong, G. 1990a. *Ecología del mono tití (Saimiri oerstedii citrinellus) en el Parque Nacional Manuel Antonio, Costa Rica*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional. Costa Rica.
- Wong, G. 1990b. *Uso de hábitat, estimación de la composición y densidad poblacional del mono tití (Saimiri oerstedii citrinellus) en la zona de Manuel Antonio, Quepos, Costa Rica*. Tesis de Maestría. Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Costa Rica.
- Wong, G. "Mono tití en extinción", en *Ambientico* 107, 2000.
- Wong, S., T. Saj y P. Sicotte. "Comparison of habitat quality and diet of *Colobus vellerosus* in forest fragments in Ghana", en *Primates* 47, 2006.
- Zamora, N. y T. D. Pennington. 2001. *Guabas y cuajiniquiles de Costa Rica (Inga spp.)*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Costa Rica.

Entrevistas

Aguilar, R. 2006. Comunicación Personal.