



PRIMATOLOGÍA EN COLOMBIA: *AVANCES AL PRINCIPIO DEL MILENIO*

Editores:

Victoria Pereira-Bengoá / Pablo R. Stevenson / Marta Lucía Bueno / Fernando Nassar-Montoya



PRIMATOLOGÍA EN COLOMBIA: AVANCES AL
PRINCIPIO DEL MILENIO

PRIMERA EDICIÓN

PRIMATOLOGÍA EN COLOMBIA: AVANCES AL PRINCIPIO DEL MILENIO

Editores:

Victoria Pereira-Bengoa
Pablo R. Stevenson
Marta Lucía Bueno
Fernando Nassar-Montoya



**Victoria Pereira-Bengoa, Pablo R. Stevenson, Marta Lucía Bueno,
Fernando Nassar-Montoya**

Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio sin autorización escrita del editor.

Copyright © 2010 Fundación Universitaria San Martín
Derechos reservados conforme a la ley
Primera edición
Bogotá, Colombia

ISBN libro impreso 978-958-721-020-0
ISBN libro versión digital 978-958-721-021-7

Impresión
Gráficas San Martín

Fundación Universitaria San Martín

Dr. Mariano Alvear Sofan- Presidente

Dra. Gloria Orozco de Alvear

Dr. José Santiago Alvear Orozco

Dr. Martín Eduardo Alvear Orozco

Dr. Arturo Ocampo

Rector: Dr. Jaime Villamizar Lamus

Vicepresidente: Dr. Armando González Quintero

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia

Decano: Dr. Fernando Nassar Montoya

Vicedecano: Dr. Juan Pablo Cabrera

Docente Fauna Silvestre: Victoria Pereira-Bengoa

Asociación Colombiana de Primatología 2005 (Organizadora del Primer Congreso Colombiano de Primatología y de la publicación del libro)

Presidente: Victoria Pereira-Bengoa

Vicepresidente: Iván Manuel Sánchez

Secretario: Carlos del Valle

Tesorero: Claudia Brieva

Editora: Marta Lucia Bueno

Vocales: Ana Milena Echeverri

Mauricio García

DISEÑO GRÁFICO PORTADA

Otto Nassar Tejedor

ottonassar.com

DISEÑO GRÁFICO Y DIAGRAMACIÓN GENERAL

Victoria Pereira-Bengoa

FOTO PORTADA

Victoria Pereira-Bengoa

INFORMACIÓN SOBRE AUTORES

Zulima Álvarez. Biol.
WCS Colombia
zalvarez@gmail.com

Diana Marcela Barrera. MV
Fundación Araguatos
Universidad de La Salle
Bogotá-Colombia.
dianamarcelabarrera@gmail.com

Jorge Eduardo Botero. PhD
Cenicafé
Manizales, Colombia
jorge.botero@cafedecolombia.com

Marta Lucía Bueno. Biol, MsC
Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia
Bogotá- Colombia.
mlbuenoa@unal.edu.co

Claudia Isabel Brieva C. MV, MSc
Unidad de Rescate y Rehabilitación de Fauna Silvestre URRAS
Universidad Nacional
Bogotá-Colombia
cibrieva@gmail.com/cibrieviar@unal.edu.co

Diana Cardona Ramírez
Universidad de Caldas
d_cardonaramirez@yahoo.com

Xyomara Carretero. Biol. MsC(c)
Ciencias Biológicas
Pontificia Universidad Javeriana
xyocarretero@yahoo.es/ xyocarretero@gmail.com

Sandra Milena Correa Montoya. Biol.
Fundación Ecolombia
Zoológico Santa Fé de Medellín
sandraeduzoo@yahoo.com

Jaime Causado. Licen. Ciencias Agropecuarias
Fundación Proyecto Tití
JaimeCausado@aol.com

John Harold Castaño. MVZ
Cenicafé
Manizales, Colombia
jhcastano@gmail.com

Thomas R. Defler. Ph.D
Departamento de Biología
Universidad Nacional
Bogotá- Colombia
trdefler@unal.edu.co

Benoit de Thoisy. Ph.D
Asociación Kwata
Guayana Francesa
thoisy@nplus.gf/bdethoisy@pasteur-cayenne.fr

Vladimir Galindo. MV
Universidad Nacional
Bogotá-Colombia
vgalindo@unal.edu.co

Paula Giraldo. Biol
Fundación EcoAndina
Cali, Colombia
palgira@yahoo.com

Carolina Gómez-Posada. Biol. MsC. Ph.D (c)
WCS Colombia/Fundación EcoAndina
Cali, Colombia
carogomezposada@yahoo.com

Marcos González. Biol. MsC.
Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena
Universidad de Los Andes
Bogotá, Colombia.
marcosdelcocuy@gmail.com

Gustavo Kattan. Ph.D
Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas
Universidad Javeriana Cali
Cali, Colombia.
gustavokattan@gmail.com

Vincent Lacoste
Institut Pasteur de la Guyane
Guyana Francesa

Anne Lavergne
Centre de Primatologie de l'Institut Pasteur de la Guyane
Guyana Francesa
alavergne@pasteur-cayenne.fr

Fernando Nassar-Montoya. MV, MsC.
Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia
Fundación Universitaria San Martin
Bogotá, Colombia
fernando.nassar@sanmartin.edu.co

Jesús Martínez

Fundación EcoAndina
Cali, Colombia
Jesusmartinez2000@hotmail.com

Ana Cristina Palma. Biol, MsC.

Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena
Universidad de Los Andes
Bogotá, Colombia.
anacpalma@gmail.com

Victoria Pereira-Bengo. MV. MsC. Ph.D(c)

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia
Fundación Universitaria San Martín
Facultad de Medicina Veterinaria
Universidad de La Salle
vpereira40@yahoo.es

Manuel Ruiz-García. Ph.D

Departamento de Biología
Pontificia Universidad Javeriana
Bogotá, Colombia
mruizgar@yahoo.es

Anne Savage. Ph.D

Fundación Proyecto Tití
Conservation Biologist
anne.savage@disney.com.co

Luis Soto. Biol.

Fundación Proyecto Tití
LuisSotofpt@aol.com

Pablo Stevenson. Ph.D

Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena
Universidad de Los Andes
Bogotá, Colombia.
pstevens@uniandes.edu.co

Len Thomas. Ph.D

Centre for Research into Ecological and Environmental Modelling
School of Mathematics and Statistics
University of St. Andrews
Escocia
len@mcs.st-and.ac.uk

Néstor Varela N. MV. Dipl.

Zoológico de Matecaña
Pereira, Colombia
nestorvarela@veterinariosvs.org

CONTENIDO

Información sobre autores.....	i
Abreviaturas.....	vi
Páginas Web citadas	vi
Prefacio	vii
BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA	1
Comparación de los patrones de movimiento diario, actividad y dieta, reportados para los micos churucos (<i>Lagothrix lagothricha</i>): diferencias producto de la oferta de frutos y de la metodología usada. ■ Marcos González y Pablo R. Stevenson	3
Dispersión de semillas por monos araña en la estación biológica Cocha Cashu, Perú. ■ Ana Cristina Palma y Pablo R. Stevenson	19
Evaluación de las poblaciones de mono aullador (<i>Alouatta seniculus</i>) en dos localidades en Quindío y Risaralda, Colombia. ■ Carolina Gómez-Posada, Paola Giraldo Chavarriaga y Zulima Álvarez.....	37
Patrón de actividad y dieta del mono aullador rojo. ■ Jesús Martínez-Gómez, Carolina Gómez-Posada, Paula Giraldo y Gustavo Kattan	57
Ecología del mono nocturno andino (<i>Aotus lemurinus</i>) en fragmentos de bosque subandinos de Colombia. ■ John Harold Castaño, Diana Cardona Ramírez y Jorge Eduardo Botero.....	69
Uso de cercas vivas como corredores biológicos por primates en los Llanos Orientales. ■ Xyomara Carretero Pinzón	91
Investigación preliminar de la población del tití cabeciblanco (<i>Saguinus oedipus</i>) en el noroccidente colombiano (departamentos de Atlántico y Bolívar. ■ Anne Savage, Len Thomas, Luis Soto y Jaime Causado	99
SISTEMÁTICA Y TAXONOMÍA	111
Está presente <i>Callicebus lugens</i> en Colombia? ■ Marta L. Bueno y Thomas R. Defler.....	113
Taxonomía y filogenia de micos ardilla (género <i>Saimiri</i>) a partir de un análisis del gen del citocromo b ■ Anne Lavergne, Manuel Ruiz-García, Vincent Lacoste y Benoît de Thoisy	127
MEDICINA	145
Evaluación de la salud de una población natural de tití cabeza blanca (<i>Saguinus oedipus</i>), Hacienda El Ceibal, Colombia ■ Fernando Nassar-Montoya, Victoria Pereira-Bengoa, Anne Savage, Luis Soto, Humberto Giraldo, Francisco García y Olga Cecilia Ramírez.....	147

Parásitos en una población natural de tití cabeza blanca (<i>Saguinus oedipus</i>), Hacienda El Ceibal, Colombia ■ <i>Diana Barrera, Victoria Pereira-Bengoa, Fernando Nassar-Montoya, Anne Savage, Luis Soto, Humberto Giraldo, Francisco García y Olga Cecilia Ramírez</i>	161
Causas de morbilidad y mortalidad en primates de la Unidad de Rescate Y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS) entre 1996 y 2003 ■ <i>Néstor Varela, Claudia Brieva C. y Vladimir Galindo</i>	171
MANEJO Y CONSERVACIÓN	191
Prioridades en investigación y conservación de primates Colombianos ■ <i>Thomas R. Defler y Marta L. Bueno</i>	193
Monos en Guyana Francesa: diversidad y abundancia en relación con los hábitats y sus amenazas ■ <i>Benoit de Thoisy</i>	215
Efectos de la fragmentación y de la producción de frutos en comunidades de primates neotropicales ■ <i>Pablo R. Stevenson</i>	229
Programa de educación ambiental para la conservación del mono aullador rojo (<i>Alouatta seniculus</i>) en el municipio de La Pintada, Antioquia ■ <i>Sandra Milena Correa Montoya</i>	249
Índice.....	257

ABREVIATURAS

IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
CITES	Convención sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
com. pers.	Comunicación personal
Ha	Hectárea
Km	Kilómetro
M	Metro
Gr	Gramos
H	Horas
ml	Mililitros
Rpm	Revoluciones por minuto
AST	Aspartato aminotransferasa
ALT	Alanino aminotransferasa
Cm	Centímetros
Mg	Miligramos
UI	Unidades internacionales
NUS	Nitrógeno ureico en sangre
dl	Decilitro
Mm	Micrómetros
μ	Micras
DAP	Diámetro a la altura del pecho

PÁGINAS WEB CITADAS EN EL LIBRO

IUCN: www.iucn.org

Proyecto Tití: www.proyectotiti.com

DISTANCE (Software): <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

CITES: www.cites.org

Fundación Proaves: www.proaves.org

Información sobre el Tití cabeciblanco Centro de Primatología de Wisconsin:
http://pin.primate.wisc.edu/factsheets/entry/cotton-top_tamarin/cons

Lista Roja de animales amenazados de la IUCN: www.iucnredlist.org

PREFACIO

Este libro reúne una parte importante de los trabajos presentados durante el Primer Congreso Colombiano de Primatología realizado en noviembre del 2005 en Bogotá. En diez y seis artículos de proyectos de investigación desarrollados en diferentes partes de nuestro país y de la Guayana francesa y Perú, se abarcan aspectos de la biología, ecología, sistemática, filogenética, medicina, manejo y conservación de los primates.

Se aborda la importancia y la necesidad de emplear metodologías estándares para estudios de biología y ecología de primates *In situ* que permitan realizar comparaciones válidas (por ejemplo estimar patrones de actividad y dieta, González & Stevenson); así como estrategias que posibilitan censar especies tímidas y con frecuencia subestimadas en el país (Savage *et al*).

Se presentan aspectos de la ecología de primates de la región andina poco conocidas - probablemente por ser de hábitos nocturnos- como lo es el *Aotus lemurinus* (Castaño *et al*) y de otras mas conspicuas (*Alouatta seniculus*) en áreas intervenidas de esta cadena montañosa (Gómez-Posada *et al* y Martínez Gómez *et al*).

Se evalúa el rol ecológico que realizan los primates en la dispersión de semillas (Palma & Stevenson) y cómo algunas especies se adaptan a los cambios ocasionados por la intervención del hombre en sus áreas de distribución natural (Carretero-Pinzón).

Cómo algunas metodologías modernas contribuyen en la identificación, diferenciación y esclarecimiento taxonómico de las especies de primates, se pueden encontrar en los trabajos de Bueno & Defler en Colombia y Lavergne *et al* en la Guyana francesa.

La importancia de la valoración de la salud poblacional en ambientes naturales (Nassar *et al*); la complejidad en la identificación taxonómica de los macroparásitos externos e internos de Callitrichidos (Barrera *et al*); y la casuística de las patologías de primates que son mantenidos en cautividad como consecuencia del tráfico ilegal de fauna (Varela *et al*), hacen parte de la sección de Medicina de este volumen.

Finalmente, se identifican y priorizan las especies de primates que requieren una atención especial por encontrarse amenazadas (Defler & Bueno); se evalúa el efecto que dichas amenazas producen en las comunidades de primates en ambientes tropicales (Stevenson y de Thoisy) y se enfatiza la necesidad de las campañas de educación y sensibilización ambiental como parte de los programas de conservación focalizados en especies (Correa-Montoya).

Esperamos que esta compilación importante de trabajos de investigadores de formación disciplinar diversa, contribuya para el fortalecimiento de la Primatología en el país y en otras zonas de latinoamerica; y permita vislumbrar el amplio horizonte de trabajo para la generación de conocimiento que aún tenemos que realizar si queremos conservar la primato-fauna en la región neotropical americana.

Los editores

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

**COMPARACIÓN DE LOS PATRONES DE MOVIMIENTO DIARIO,
ACTIVIDAD Y DIETA, REPORTADOS PARA LOS MICOS CHURUCOS
(*Lagothrix lagothricha*): DIFERENCIAS PRODUCTO DE LA OFERTA DE
FRUTOS Y DE LA METODOLOGÍA USADA**

Marcos González y Pablo R. Stevenson

RESUMEN

Durante un año (julio de 2004 - junio de 2005) se realizó un seguimiento de una manada de churucos (*Lagothrix lagothricha*) en la Estación Biológica Caparú (Vaupés, Colombia). Se estimaron sus patrones de movimiento diario, actividades y dieta, y se correlacionaron con la oferta de frutos. Después, se comparó esta información con datos obtenidos por otras investigaciones.

Los resultados muestran grandes variaciones entre los patrones determinados por este estudio y los determinados por otros. Las variaciones con respecto a los estudios hechos en el mismo sitio son imputables al uso de una metodología de observación distinta. Las diferencias con estudios realizados en otros lugares están relacionadas con una oferta de frutos y una estrategia de alimentación distintas.

Los estudios que usan metodologías de barrido tienden a sobrestimar los comportamientos más conspicuos, como movimiento y alimentación de frutos, y a subestimar los menos conspicuos, como descanso y alimentación de artrópodos. Al parecer, la metodología más eficaz para estimar patrones de actividad y dieta en estos primates es realizar observaciones instantáneas sobre individuos focales.

La distancia diaria recorrida y el rango de hogar en cada sitio están negativamente correlacionados con la productividad del bosque. Sin embargo, al estudiar cada lugar por separado se encuentran patrones donde los cambios temporales en la distancia diaria recorrida no se encuentran, en todos los casos, correlacionados con la oferta de frutos. Esto posiblemente refleja el uso de estrategias de alimentación diferentes en cada sitio. La alta variación mensual en la oferta de frutos en Caparú parece afectar a los churucos, quienes optan por una estrategia generalista compensatoria en la que aumentan su consumo de otros recursos cuando la oferta de frutos es baja.

Palabras claves: *Lagothrix*, churucos, dieta, patrones de actividad, oferta de frutos, barrido, focal.

ABSTRACT

During 12 months (July 2004 - June 2005) the patterns of daily movement, activity and diet of a group of woolly monkeys in the Biological Station Caparú (Vaupés) were registered, these data were correlated with fruit supply and compared with reported information for this and other places. The results show that the patterns are strongly variable between the different studies, mainly due to differences in fruit supply and the use of different methodologies. Studies in which scan sampling was used tend to overestimate conspicuous behaviors such as movement and fruit feeding and underestimate less conspicuous ones, as resting and arthropod feeding. Apparently the best method to estimate activity patterns and diet in these primates is to carry out instantaneous observations on focal individuals.

When comparing between different places it is observed that the daily distance traveled and the home range are negatively correlated with the productivity of the forest. Nevertheless when studying each place separately there are different patterns, which reflects the use of different strategies in each site. The high monthly variation of fruit supply in Caparú seems to affect the woolly monkeys, who choose a compensatory generalistic strategy in which they increase their consumption of other resources when fruit supply is low.

Key words: *Lagothrix*, woolly monkey, diet, activity patterns, supply of fruits, scan sampling, focal.

INTRODUCCIÓN

Los frutos son un recurso cuya disponibilidad tiene una gran variación espaciotemporal. Por lo tanto, se puede esperar que las estrategias ecológicas de los frugívoros estén sujetas a cambios producto de las variaciones en la oferta de recursos (Charnov 1976). Los churucos son un buen objeto de estudio para probar esta hipótesis porque son primates frugívoros de gran tamaño (6-9Kg machos adultos, Defler 2003) que han sido estudiados a largo plazo en lugares con diferencias marcadas en la oferta de frutos.

Las características básicas de la ecología de los churucos (rango de hogar, dieta, patrones de movimiento diario y actividad) han sido estudiadas a largo plazo por Defler (1996) y Defler & Defler (1996), en la Estación Biológica Caparú; por Stevenson *et al* (1994) (1998) y Stevenson (2000), (2002), (2006), en el Parque Tinigua; por Peres (1994) en el Rio Urucu; y por Di Fiore (2004) y Di Fiore & Rodman (2001), en Yasuní. Todos ellos coinciden en que los churucos son animales principalmente frugívoros que complementan su dieta con hojas (casi

exclusivamente hojas jóvenes), flores, artrópodos y algunos vertebrados pequeños. Todos coinciden en afirmar que sus recorridos diarios y rangos de hogar son relativamente grandes, comparados con los de otros primates neotropicales. Sin embargo, los datos reportados por estos investigadores varían considerablemente entre sí y resultan muy disímiles los presupuestos de actividades. Estas variaciones han estado tradicionalmente asociadas con las diferencias en productividad y oferta de frutos entre los lugares de estudio (Defler 1996). Pero podrían existir otras explicaciones. Como han reportado Stevenson & Quiñones (2004), la metodología escogida puede tener dramáticos efectos en los resultados obtenidos, tanto al determinar la dieta como el presupuesto de actividades de los churucos.

El objetivo de este trabajo es examinar si las diferencias reportadas en patrones de actividad y dieta se deben al uso de metodologías distintas o si reflejan diferencias en la oferta de frutos entre cada sitio de estudio. Con este objeto, se tomaron datos en la Estación Biológica Caparú (EBC), se relacionaron con la oferta de frutos en el bosque y se compararon con los reportados en otros estudios.

SITIO DE ESTUDIO

La Estación Biológica Caparú, también conocida como *Mosiro Itajura*, se ubica al suroriente del departamento del Vaupés, municipio de Taraira, Colombia. La Estación se encuentra en las riberas del Lago Taraira un antiguo meandro del río Apaporis, a 69°31'2.9" de longitud oeste y 1°04'21.8" de latitud sur y aproximadamente a 200m de altitud (Defler 1999).

La Estación se sitúa sobre una terraza de origen pleistocénico, presenta un clima cálido superhúmedo, con un régimen de lluvias bimodal (ligeramente estacional) (Rangel & Luengas 1997). La precipitación media anual es de 4000mm (Defler 1996). El mes que presenta máximas precipitaciones es mayo (386.3mm) y el mes más seco es septiembre (258mm) (Palacios & Rodríguez 1995). La temperatura media anual es de 25.1°C, con leves variaciones a lo largo del año (Defler 1996). En general, los suelos son superficiales, ácidos, de baja fertilidad y textura arcillosa.

PROTOCOLO DE MUESTREO

Los datos que se presentan en este trabajo fueron colectados entre julio de 2004 y junio de 2005. Durante estos meses, se siguió a los churucos durante 12 horas diurnas 5 días al mes, durante los cuales se registraron las siguientes variables:

1. *Distancia diaria recorrida*: Se dibujó el recorrido diario de la manada, usando un mapa a escala 1:12500, gracias a un sistema cuadrulado de trochas ubicadas cada 100m en un área total de 7km².

2. *Rango de hogar*: Se consideró parte del rango de hogar cualquier cuadrante de una hectárea en el que se vio a la manada al menos una vez en el año. Para producir una curva de acumulación de esfuerzo se determinó la posición de la manada una vez cada media hora.

3. *Patrones de actividad*: Se realizaron observaciones instantáneas cada 10 minutos sobre un individuo focal (Altmann 1974). Como individuo focal se escogía al primer mico que se observaba. Se seguía al individuo durante 5 minutos antes de registrar su actividad y durante estos 5 minutos previos se determinaba a qué categoría de sexo y edad pertenecía. Después se procedía a registrar su actividad. En caso de perder de vista al individuo durante este periodo se escogía de manera similar a otro mico de la manada. Las categorías de actividad que se tuvieron en cuenta fueron las siguientes: descanso, alimentación, movimiento e interacciones sociales. Las categorías de sexo y edad usadas fueron: a./ macho adulto; b./ hembra adulta con cría dependiente; c./ hembra adulta sin cría dependiente; y d./ juvenil. En esta última categoría se agruparon tanto a juveniles como a sub-adultos de ambos sexos.

4. *Dieta*: Para determinar la composición de la dieta se usaron muestreos instantáneos de actividad. Las cuatro categorías en que se dividió la dieta fueron: frutos, hojas, artrópodos y otros (flores y vertebrados). Para información adicional de metodología y de criterios usados para definir las categorías de actividad y dieta ver González (2006).

5. *Oferta de frutos*: Una vez por mes se estimó la oferta de frutos en el bosque. La metodología usada consistió en recorrer 10400m de trochas en busca de frutos que se encontraran en el piso. Una vez encontrado un fruto, con la ayuda de binoculares se identificaba el árbol parental y se calculaba el tamaño aproximado de la cosecha (cantidad promedio de frutos en varias ramas y extrapolación al número total de ramas). Además, se registraba qué proporción de la cosecha se encontraba madura, y la distancia perpendicular del fuste del árbol a la trocha. Finalmente, se recolectaban 10 frutos para ser secados y pesados. Con esta información se calculaba la oferta de frutos en el bosque en unidades de gramos de peso seco/(hectárea*mes). Para más detalles de esta metodología ver Stevenson (2004).

RESULTADOS

Grupos de estudio

Durante el estudio, se observaron al menos 4 grupos de churucos en la zona. Las observaciones se llevaron a cabo exclusivamente en dos de ellos. Estos grupos fueron llamados Barcelona y Selección Colombia. Barcelona es un grupo relativamente pequeño de cerca de 15 individuos, en el que hay al menos 2 hembras con cría. En este grupo se identificaron 6 individuos usando los

patrones naturales de manchas en la punta del pene y en el clítoris, y características distintivas como dedos rotos y cicatrices. Solo el 16% de las observaciones se hicieron siguiendo a este grupo, el 84% restante se realizaron siguiendo a Selección Colombia. Selección Colombia es un grupo muy grande. Debido a su tamaño y a que era común que el grupo se dividiera en subgrupos, nunca fue posible hacer un conteo minucioso, sin embargo, nuestras estimaciones y las de nuestros asistentes coinciden en que pueden ser cerca de 40 individuos. En este grupo, se observaron al menos 4 hembras adultas con cría dependiente. También se identificaron 15 machos adultos y 11 hembras adultas (sin cría dependiente).

Oferta de frutos

La oferta de frutos varía considerablemente en los diferentes meses del año ($F=9.84$, $P<0.001$, $N=12$, figura 1), existiendo un periodo de escasez muy marcado (octubre - enero) y un pico en la producción de frutos entre abril y mayo, lo que coincide con las observaciones de Defler (1996) y Palacios & Rodríguez (2001). La oferta de frutos estimada para un año fue de 106.29kg ha⁻¹, valor muy pequeño si se compara con los 930kg ha⁻¹ reportados por Stevenson (datos sin publicar) para el Parque Tinigua.

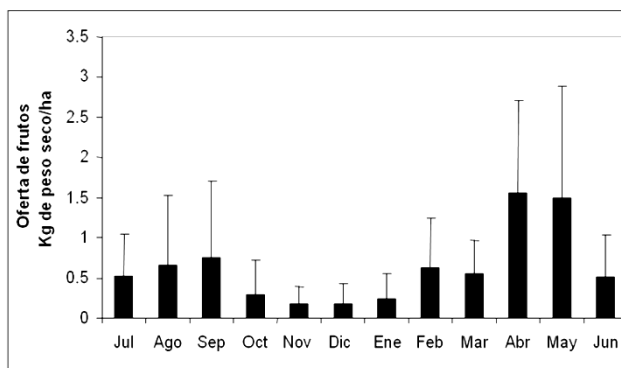


Figura 1. Variación mensual en la oferta de frutos en Caparú.

Distancia diaria recorrida

Aunque la distancia diaria recorrida (DDR) promedio fue mayor para el grupo más grande, los análisis indicaron que no existen diferencias significativas (Selección Colombia: 2539m \pm 778 DS, $N=50$; Barcelona: 2125m \pm 637 DS, $N=6$, $F=1.56$, $P=0.22$). Tradicionalmente se ha documentado que manadas más grandes de primates frugívoros necesitan recorrer distancias mayores para poder suplir sus requerimientos energéticos (Janson & Goldsmith 1995, Stevenson 2006). Luego, tiene sentido que el grupo más grande recorra en promedio más metros por día que el pequeño. Es posible que la falta de

significancia estadística de esta relación se deba al N muestral bajo del grupo pequeño (N= 6). El valor de 2539m para Selección Colombia es un valor relativamente alto comparado con lo reportado en otros estudios (tabla 1).

La DDR varía significativamente a lo largo del año (F= 4.7, P= 0.0001, n= 56). Al correlacionarla con la oferta de frutos se encontró una tendencia a una relación negativa cercana al nivel de significancia (F= 3.45, P= 0.09, R²= 0.26).

Rango de hogar

La figura 2 muestra que la metodología de registrar la posición cada media hora durante 56 días a lo largo de un año resulta insuficiente para determinar el rango de hogar del principal grupo de estudio. Por lo tanto, el rango de hogar de la Selección Colombia es definitivamente superior a las 334 hectáreas registradas usando únicamente estos muestreos instantáneos. Para obtener un estimativo más cercano a la realidad se tuvieron en cuenta todas las hectáreas usadas por la Selección Colombia (aquellas en que se vio a los churucos al menos una vez, sin importar si los muestreos de ubicación registraron esa hectárea). Así, el estimativo es de 440ha, que corresponderían al rango de hogar mínimo para esta manada. Pero para registrar el rango de hogar total de este grupo se requiere un esfuerzo mayor de muestreo. Una aproximación que tal vez sea más cercana al verdadero rango de hogar se obtendría mediante el uso del método del Mínimo Polígono Convexo (Mohr 1974). Usando este método, el rango de hogar estimado fue de 596 hectáreas.

Patrones de actividad

Usando los muestreos instantáneos realizados sobre animales focales, se encontró que los churucos descansan el 50% (SD 6.2) del tiempo, se mueven el 29.5% (SD 5.8), se alimentan el 18% (SD 3.5) y el 2.5% (SD 1) del tiempo lo invierten en comportamientos sociales. Los patrones de actividad varían a lo largo del año (G= 126.1, P< 0.0001, N= 4320) encontrándose una correlación positiva significativa (R²= 0.53, P= 0.007) entre la oferta de frutos y el tiempo invertido en alimentación.

Los patrones de actividad también varían significativamente entre las diferentes categorías de sexo y edad (X²= 46.8, P< 0.0001); siendo los machos y las hembras con cría los grupos que más descansan y los juveniles el grupo que más tiempo invierten en interacciones sociales (típicamente jugando).

Dieta

Usando exclusivamente los muestreos instantáneos tomados cada 10 minutos se encontró que el 69% (SD= 22.9) de los instantáneos que cayeron en alimentación fueron de alimentación en frutos. El segundo recurso más usado fueron las hojas (16% SD= 7.2), seguidas de cerca por los artrópodos (13% SD= 5.9). Sólo un 2% (SD= 2) de los registros de alimentación fueron en recursos

diferentes a estas 3 categorías (ej. ranas, flores, líquenes, y agua tomada de una bromelia).

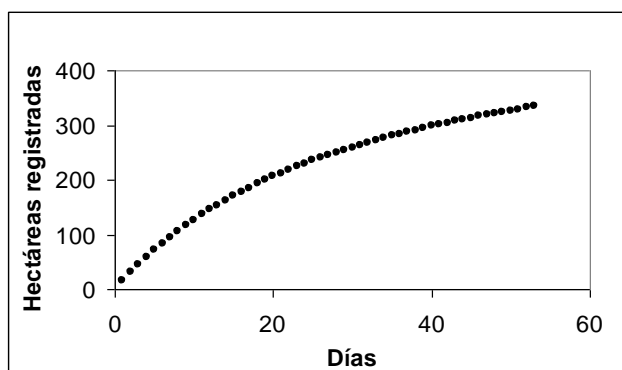


Figura 2. Curva de acumulación de hectáreas usadas por los churucos, datos obtenidos usando los instantáneos de ubicación tomados cada media hora. (Curva obtenida luego de 50 simulaciones usando el programa EstimateS Calwell 1994-2004).

Estos porcentajes varían mucho a través del año. Por ejemplo, en noviembre (época de escasez) la alimentación de frutos es superada por la alimentación en hojas y artrópodos ($G= 195$, $P < 0.01$, $N= 804$, fig.3). La composición porcentual de la dieta no varió significativamente entre las diferentes categorías de sexo y edad ($\chi^2= 7.7$, $P= 0.56$).

Se encontraron correlaciones positivas entre la alimentación en frutos y la oferta de frutos ($P= 0.015$, $R^2= 0.46$) y entre el número de minutos invertidos alimentándose y la oferta de frutos ($P= 0.08$, $R^2= 0.27$). Se encontraron correlaciones negativas entre la oferta de frutos y la alimentación de artrópodos ($P= 0.12$, $R^2= 0.21$) y de otros ($P= 0.12$, $R^2= 0.22$).

DISCUSIÓN

Oferta de frutos

La producción anual de frutos encontrada en Caparú (106.29kg/ha-1) lo muestra como un bosque muy pobre comparado con el del Parque Tinigua, donde se determinó la oferta de frutos durante tres años usando la misma metodología que en este estudio (Stevenson 2004). En promedio ($N= 3$) la oferta anual estimada en Tinigua fue de 930 (SD= 104.8) kg/ha-1 (Stevenson, datos sin publicar). Este resultado concuerda con que la oferta de frutos en un bosque está directamente correlacionada con la fertilidad del suelo (Defler 1996). La baja fertilidad y consecuente baja oferta de frutos en Caparú se debe a la mayor edad de los suelos, la mayor pluviosidad que reciben y a que se encuentran asociados a cuencas de aguas negras de origen amazónico que son

pobres en nutrientes. Los suelos del Parque Tinigua están asociados a cuencas de aguas blancas de origen andino que son ricas en nutrientes (Botero 1998).

Efectos de la oferta de frutos y del tamaño de la manada en el rango de hogar y la distancia diaria recorrida

Se ha postulado que la distancia diaria recorrida y el rango de hogar de manadas de primates frugívoros son directamente proporcionales al tamaño de la manada e inversamente proporcionales a la oferta de frutos (Defler 1996, Palacios & Rodríguez 2001, Stevenson 2006).

A pesar de existir diferencias en la distancia diaria recorrida entre este estudio (2539m) y el de Defler 1996 (2880m) realizado también en Caparú, sigue existiendo un patrón que muestra que los churucos en Caparú recorren distancias superiores que los estudiados por Stevenson *et al* (1994) en el Parque Tinigua (2001m) sin importar el tamaño de grupo (ver tabla 1). Este estudio sugiere que este patrón no obedece a diferencias en los tamaños de grupo, sino a diferencias ecológicas entre los dos lugares. Un análisis similar puede hacerse al hecho de que los rangos de hogar reportados en Caparú sean mayores que los reportados para el Parque Tinigua. Stevenson (2006) estimó el rango de hogar para una manada de entre 14 y 30 individuos estudiados durante tres años en 200 hectáreas. Este valor es muy inferior a las 440 hectáreas que se definieron como el rango de hogar mínimo en este estudio, o las 760ha reportadas por Defler (1996) para un grupo de 24 individuos.

Los resultados de esta investigación apoyan la hipótesis de que la distancia diaria recorrida y el rango de hogar están negativamente correlacionados con la oferta de frutos. En cuanto a la correlación positiva con el tamaño de manada los datos no son concluyentes. En primer lugar, no se logró determinar con total precisión el rango de hogar para la manada y además, aunque la distancia diaria recorrida fue efectivamente mayor para el grupo más grande, los análisis estadísticos indicaron que no existen diferencias significativas, posiblemente por un insuficiente muestreo para un grupo.

Tabla 1. Comparación de la distancia diaria recorrida y del rango de hogar de los churucos en 3 estudios.

	DDR (m)	SD	Distan. mín.	Distan. máx.	Rango de hogar (ha)	N (días)	Tamaño de grupo
Caparú (1987) ¹	2880	836	2016	3582	760	60	24
Tinigua ²	2001	431			200	149	14-30
Caparú (2004- 2005) ³	2539	778	1125	4375	>440	50	~ 41

¹ Defler (1996); ² Stevenson (2006); ³ Este estudio

Stevenson *et al* (1994) y Defler (1996) estudiaron cómo las variaciones temporales en la oferta de frutos afectan variables como el recorrido diario o los patrones comportamentales. Por una parte Defler no encontró correlación alguna entre el número de kilómetros diarios recorridos, o los patrones de actividad, y la oferta de frutos. Por su parte, Stevenson y colaboradores reportan que los churucos pasan la mayor parte del día descansando en la época de escasez, misma época en la que los recorridos diarios son significativamente más cortos.

En este estudio, la DDR varía significativamente a lo largo del año ($F= 4.7$, $P= 0.0001$, $n= 56$) y no está fuertemente determinada por la oferta de frutos ($F= 3.45$, $P= 0.09$, $R^2= 0.26$ tendencia negativa). En contraste, Stevenson *et al* (1994) reportaron que los micos se movían menos en la época de escasez, patrón que concuerda con lo predicho por Strier (1992). Los modelos que correlacionan la DDR con la oferta de recursos dependen de las características de los parches de alimentación, tanto del tamaño de los parches como de la distancia entre ellos. Al comparar estas dos variables entre los bosques de Caparú y Tinigua, vemos que tanto en los meses de alta como de baja productividad el tamaño de los parches en Tinigua es mayor que en Caparú (tabla 2). De igual manera, la distancia entre parches es mayor en Caparú.

Tabla 2. Comparación de las características de los parches de alimentación de frutos entre los bosques de Tinigua y Caparú, tanto en los meses de alta oferta como los meses de escasez de frutos.

	Tamaño (Kg)	# árboles/Km
Tinigua alta oferta	0.46	33.0
Tinigua escasez	0.42	1.0
Caparú alta oferta	0.16	14.0
Caparú escasez	0.07	0.01

Como indicador del tamaño de los parches se usó el peso seco promedio de la cosecha por árbol. Y como indicador de la distancia entre parches se empleó un estimativo de la densidad de parches, el número de árboles en fruto por kilómetro muestreado. Se promediaron los dos meses con más y con menos oferta frutos.

El resultado más interesante que nos muestra esta comparación es que el tamaño promedio de los parches en Tinigua no varía significativamente entre los meses de alta oferta (0.46Kg) y los meses de escasez (0.42Kg), mientras que en Caparú la diferencia si es muy grande (0.16kg en los meses de alta oferta y 0.07kg en los meses de escasez). Es decir, la diferencia entre los meses de alta y baja oferta de número de frutos en Tinigua está dictada por la cantidad de árboles en fruto (parches) pero no por el tamaño promedio de la cosecha, mientras que en Caparú, durante la época de escasez, no sólo la cantidad de

parches es pequeña, si no que el tamaño de éstos es mucho menor que durante la época de alta productividad. Este patrón podría explicar por qué los churucos en Caparú se mueven más durante la época de escasez: la cantidad de frutos que les da un solo parche no es suficiente, luego deben visitar muchos árboles por día y la distancia entre árboles es grande. El patrón observado en Tinigua se puede explicar porque los churucos (debido a las características de los parches de alimentación) acumulan energía durante la época de alta productividad visitando muchos parches grandes y gracias a esta reserva energética pueden minimizar su gasto energético durante la época de escasez (Strier 1992).

Efectos de la metodología usada en los patrones de actividad y dieta

Las tablas 3 y 4 comparan los patrones de actividad y dieta de los churucos reportados en diferentes estudios realizados en distintos lugares, con variaciones en la oferta de frutos y en los que se usaron diferentes metodologías. Se observa que estos patrones difieren mucho entre sí, creemos que estas variaciones obedecen principalmente a la metodología escogida y a diferencias en la oferta de frutos. Para intentar determinar el efecto de cada variable se analizaron los datos en pares independientes. Se compararon primero las diferencias encontradas entre Defler (1995) y este trabajo, los dos realizados en Caparú. Las diferencias más evidentes son que, en los datos de Defler, movimiento, alimentación y actividades sociales tienen frecuencias mayores que en este estudio. Igual, ocurre con la alimentación de frutos. Por su parte descanso y alimentación de artrópodos son mucho menos comunes en los datos de Defler que en los nuestros.

Tabla 3. Comparación del presupuesto de actividades de los churucos en 4 estudios (en porcentajes del tiempo usado en cada categoría).

	Movimien %	Descanso %	Alimentación %	Social %	Metodo- logía
Caparú (1987) ¹	38.8	29.9	25.8	5.5	Barrido
Tinigua ²	26	35	36	3	Focal
Caparú (2004-2005) ³	29.5	50	18	2.5	Focal
Yasuní (Ecuador) ⁴	34.5	23.2	36.2	6.1	Barrido

¹ Defler (1995); ² Stevenson (2006); ³ Este estudio; ⁴ Di Fiore & Rodman (2001)

Tabla 4. Comparación de la dieta reportada para churucos en 5 estudios.

	Frutos %	Hojas %	Artrópodos %	Otros %	Metodología
Caparú (1987) ¹	84	11	4	1	Barrido
Tinigua ²	61	13	25	1	Focal
Río Urucu (Brasil) ³	81	16	<0.1	3	Barrido

PATRONES DE MOVIMIENTO, ACTIVIDAD Y DIETA EN CHURUCOS

	Frutos %	Hojas %	Artrópodos %	Otros %	Metodología
Caparú (2004-2005) ⁴	69	16	13	2	Focal
Yasuní (Ecuador) ⁵	77	8	9	6	Barrido

¹ Defler & Defler (1996); ² Stevenson (2006); ³ Peres (1994); ⁴ Este estudio; ⁵ Di Fiore (2004)

Una primera explicación de estas diferencias podría deberse a cambios temporales en las condiciones y recursos del hábitat. Sin embargo, Stevenson (2006) probó que la variación inter-anual en los comportamientos de una manada de churucos es baja, lo que hace pensar que ésta explicación pueda ser insuficiente para entender las diferencias encontradas.

Una segunda explicación, tiene que ver con el uso de protocolos de muestreo diferentes. Como se mencionó en la sección de protocolo de muestreo, en este estudio se determinó el patrón de actividades usando muestreos instantáneos sobre individuos focales (para detalles ver González 2006). Defler por su parte usó una metodología de barrido lento (Altmann 1974) (Defler 1995). Según Altmann (1974), Harcourt & Stewart (1984), Martin & Bateson (1993) y Stevenson & Quiñones (2004) la metodología de barrido usada para determinar los patrones de actividad en manadas grandes de primates en estado silvestre, donde resulta imposible observar la totalidad de la manada, subestima los comportamientos poco conspicuos y sobreestima los más evidentes y fáciles de observar. Por lo tanto, el movimiento, la alimentación (en particular de frutos) y las actividades sociales (comportamientos conspicuos) serán sobrestimados por esa metodología. Como se mencionó arriba y como se ve en las tablas 3 y 4, precisamente esos comportamientos son más frecuentes en los datos de Defler. Lo que muy posiblemente ocurre con la metodología de barrido es que sistemáticamente se deja de observar una porción del grupo en cada barrido y es mucho más probable dejar de ver a un churuco que está durmiendo que uno que está saltando entre árboles o que está realizando despliegues agresivos. Registrar la actividad instantánea de un individuo focal evita este problema.

Las diferencias entre los datos de Defler (1995) y los reportados en este estudio pueden, por lo tanto, deberse principalmente a diferencias metodológicas y en menor medida a variables ecológicas. Di Fiore & Rodman (2001) también usaron la metodología de barrido y se observa al igual que el caso de Defler que movimiento, alimentación, actividades sociales y alimentación de frutos son más frecuentes que los reportados en este estudio o por Stevenson (2006) quien usó muestreos instantáneos sobre individuos focales.

Por lo anterior, sugerimos para futuros estudios que pretendan determinar el patrón de actividades de un grupo de primates silvestres, el uso de la

metodología de registros instantáneos sobre un individuo focal. Sin embargo, vale la pena aclarar que para grupos pequeños de primates en los que resulta posible observar e identificar la totalidad del grupo en un lapso pequeño, la metodología de barrido podría resultar adecuada, si se evitan problemas de pseudorreplicación.

Al igual que con el patrón de actividades, la dieta reportada en este estudio difiere considerablemente de la reportada por otros investigadores. En la tabla 4 se comparan las dietas reportadas por 4 investigadores con la obtenida en este estudio.

La alimentación en frutos es un comportamiento más conspicuo que la de hojas y ésta es a su vez mucho más conspicua que la de artrópodos. Luego, se espera que los estudios en que se usen metodologías de barrido, la alimentación de artrópodos sea subvalorada. La tabla 4 confirma que en todos los estudios que usan metodología de barrido (Defler & Defler 1996, Peres 1994, Di Fiore 2004) la alimentación de artrópodos es menor que la reportada por los estudios que usan animales focales (Stevenson 2006, este estudio). La diferencia es aun más clara si se comparan sólo los datos de Defler & Defler (1996) con los de este estudio (los dos realizados en el mismo lugar).

Un punto a resaltar es que según los reportes de Peres (1994) los churucos invierten menos del 1% de su dieta en artrópodos. Nuestros resultados se acercan a un promedio del 10%, un tiempo diez veces superior al reportado por Peres, lo cual sugiere que los artrópodos son parte significativa de la dieta de los churucos. Este resultado apoya la hipótesis de los sesgos metodológicos, ya que Peres utilizó el barrido rápido (menos tiempo en cada barrido), lo que en teoría incrementaría las observaciones de comportamientos más conspicuos.

Efectos de la oferta de frutos en los patrones de actividad y dieta

La figura 3 muestra una fuerte variación en las proporciones de los diferentes ítems en la dieta a través del tiempo de estudio. La oferta de frutos explica parcialmente esta variación. El descenso en alimentación de frutos (octubre-diciembre) obedece a la baja oferta de frutos en el bosque ($F= 11.3$ $P= 0.007$, $R^2= 0.53$). Durante el comienzo de la época de escasez de frutos (septiembre-octubre) se produce un aumento en el consumo de hojas, periodo en el cual Defler & Defler (1996) y Palacios & Rodríguez (2001) reportan que suele haber un pico en la producción de hojas jóvenes. Durante la segunda parte de la época de escasez (noviembre-febrero) se produce un aumento en el consumo de insectos. Estos dos hechos muestran una posible estrategia compensatoria en la que los churucos consumen más de otros ítems (hojas y artrópodos) en el periodo en que no hay frutos disponibles, lo que coincide con lo reportado por Stevenson *et al* (1994). Esto mostraría a los churucos como unos frugívoros

oportunistas, que varían la composición de su dieta dependiendo de la oferta del bosque.

La existencia de una fuerte correlación entre la oferta de frutos y la cantidad de tiempo invertida en alimentación ($P= 0.015$ $R^2= 0.46$) fue también reportada por Stevenson *et al.* (1994) pero no por Di Fiore (2004) quien reporta una correlación muy pequeña no significativa. Una explicación posible a esto es que la variación temporal de la oferta de frutos en Yasuní es mucho menor que en Caparú o en Tinigua, así que los churucos en Yasuní, a diferencia de los de Caparú y Tinigua, no se ven obligados a tener estrategias particulares que les permitan adaptarse a los periodos de escasez.

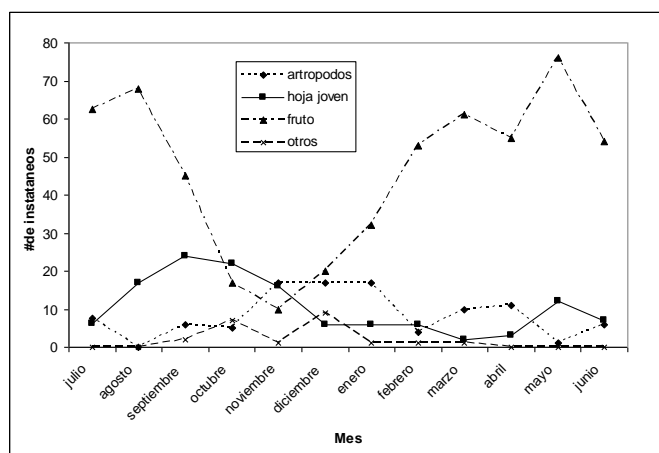


Figura 3. Variación anual en la cantidad de registros instantáneos presentados en las diferentes categorías de alimentación.

Stevenson (2006) utilizó una metodología muy similar a la de este trabajo y aún así se ven diferencias en la dieta y en los patrones de actividad de los grupos estudiados. Según los datos de Stevenson (2006) los churucos pasan más tiempo alimentándose, menos descansando e invierten más tiempo en alimentación de artrópodos que los estudiados en este trabajo. Estas variaciones pueden estar asociadas a diferencias en la oferta de frutos entre los dos sitios de estudio. Como ya se mencionó, el bosque en el Parque Tinigua es más productivo que el de Caparú (930kg/(ha*año) vs. 106 kg/(ha*año) respectivamente). Por lo tanto, es correcto suponer que los churucos en Caparú deban invertir más tiempo moviéndose para poder satisfacer sus necesidades alimentarias. También es esperable que en un bosque con menos recursos los churucos inviertan menos tiempo en alimentación, porque hay menos comida. Además, es posible que los churucos en Caparú se muevan todo lo que

necesitan para optimizar su toma de alimento y que el resto del tiempo descansen para no desperdiciar energía. La significativa correlación positiva entre el tiempo que pasan alimentándose y la oferta de frutos soporta ésta explicación, ya que muestra que los churucos invierten más tiempo en alimentación cuando la oferta de frutos es mayor.

CONCLUSIONES

La producción de frutos anual estimada fue de 106 kilogramos por hectárea. Cifra muy pequeña comprada con la del bosque del Parque Tinigua. La poca productividad del bosque se puede explicar por factores asociados a la baja fertilidad del suelo (origen y tipo de suelo, pluviosidad, etc.). Y a su vez esta baja productividad puede explicar varios de los patrones encontrados para los churucos en Caparú, como los grandes rangos de hogar y las grandes distancias diarias recorridas, o el poco tiempo invertido en alimentación.

Más allá de las diferencias en las dietas reportadas, existen algunos patrones generales que podemos extraer y que son independientes de la metodología y del sitio de estudio. Todos los estudios, inclusive este, muestran que los churucos son primates principalmente frugívoros que se alimentan secundariamente de hojas jóvenes. La importancia de otros recursos alimenticios (artrópodos, por ejemplo) está aún por definirse y requiere de estudios más detallados que se enfoquen en la importancia de cada ítem en la dieta, más allá del tiempo invertido en su consumo. Adicionalmente, sería importante tener en cuenta variables como la biomasa consumida y la composición nutricional de cada ítem. Estos estudios son relevantes con respecto a la conservación de la especie tanto en libertad como en cautiverio.

La dieta de los churucos en Caparú cambia significativamente a lo largo del año y está correlacionada con la oferta de frutos, reflejando una estrategia oportunista, en la que los churucos procuran compensar su dieta consumiendo más hojas y artrópodos durante el periodo de escasez de frutos.

La metodología escogida para estimar los patrones de actividad y la dieta tiene grandes consecuencias en los resultados obtenidos. La metodología de barrido tiende a subestimar los comportamientos poco conspicuos como descanso y alimentación de artrópodos, razón por la cual recomendamos el uso de la metodología de muestreos instantáneos sobre individuos focales, especialmente en grupos grandes y poco cohesivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo económico y logístico de varias personas e instituciones: Conservación Internacional, Centro Ambiental de La

Pedrerá, Idea Wild, Primate Conservation Inc, Mal Asociados, Erwin Palacios, Radio Exterior de España, Ivonne Vargas, Edgar Yucuna y Laura Clavijo.

LITERATURA CITADA

Altmann J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior* 49: 227-267.

Botero P. 1998. Paisajes fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia (ORAM), Colombia *Análisis Geográficos* 27-28: 1-137.

Calwell. 1994-2004. Estimates: statistical estimation of species Richness and shared species from samples. Version 7. URL Permanente <purl.oclc.org/stimates>

Charnov EL. 1976. Optimal foraging: the marginal value theorem. *Theoretical Population Ecology* 9: 129-136.

Defler T. 1995. The time budget of a group of wild woolly monkeys (*Lagothrix lagotríchica*). *International Journal of Primatology* 6: 107-120.

Defler T. 1996. Aspects of the ranging patterns in a group of wild woolly monkeys (*Lagothrix lagotríchica*). *American Journal of Primatology* 38: 289-302.

Defler T. 1999. Estación Biológica Caparú, Colombian Amazon. *Neotropical Primates* 7: 24-26.

Defler T. 2003. *Primates de Colombia*. (Ed.) Rodríguez JV. Serie de guías tropicales de Colombia 4. Conservación Internacional, Bogotá.

Defler T & Defler S. 1996. Diet of a group of *Lagothrix lagotríchica lagotríchica* in southeastern Colombia. *International Journal of Primatology* 17: 161-190.

Di Fiore A. 2003. Molecular genetic approaches to the study of primate behavior social organization and reproduction. *Year book of physical anthropology* 46: 62-99.

Di Fiore A. 2004. Diet and feeding ecology of woolly monkeys in a western Amazonian rain forest. *International Journal of Primatology* 25: 767-801.

Di Fiore A & Rodman P. 2001. Time allocation patterns of lowland woolly monkeys (*Lagothrix lagotríchica poeppigii*) in a neotropical terra firma forest. *International Journal of Primatology* 22: 413-480.

González M. 2006. Patrones de uso de hábitat, actividades y dieta de los micos churucos (*Lagothrix lagotríchica*) en la estación biológica Caparú (Vaupés, Colombia). Tesis de Pregrado. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia.

Harcourt AH & Stewart KJ. 1984. Gorillas time feeding: Aspects of methodology, body size, competition and diet. *African Journal of Ecology* 22: 207-215.

Martin P & Bateson P. 1993. *Measuring behaviour: An introductory guide* (2nd edition). Cambridge. Cambridge University Press.

Mohr CO. 1974. Table of equivalent population of North American mammals. *The American Midland Naturalist* 37: 223-249.

Palacios EA & Rodríguez A. 1995. Caracterización de la dieta y comportamiento alimentario de *Callicebus torquatus lugens*. Tesis de Pregrado. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Palacios EA & Rodríguez A. 2001. Ranging pattern and use of space in a group of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in Southeastern Colombia. *American Journal of Primatology* 55: 233-251.

Peres CA. 1994. Diet and feeding ecology of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha cana*) in central Amazonia: Comparisons with other atelines. *International Journal of Primatology* 15: 332-372.

Rangel E & Luengas B. 1997. Clima y aguas. En: Zonificación Ambiental para el Plan Modelo Colombo-Brasilero (eje Apaporis-Tabatinga: PAT) (ed. IGAC), pp: 49-68. Bogotá. Editorial Linotipia Bolívar.

Stevenson PR. 2000. Seed Dispersal by Woolly Monkeys at Tinigua National Park, Colombia: dispersal distance, germination rates and dispersal quantity. *American Journal of Primatology* 50: 275-289.

Stevenson PR. 2002. Frugivory and Seed Dispersal by Woolly Monkeys at Tinigua National Park, Colombia. PhD. Dissertation. Interdepartmental Program in Anthropological Sciences. State University of New York at Stony Brook. Stony Brook.

Stevenson PR. 2004. Phenological patterns of woody vegetation at Tinigua National Park, Colombia: metodological comparisons with emphasis on fruit production. *Caldasia* 26: 125-150.

Stevenson PR. 2006. Activity and ranging patterns of Colombian Woolly Monkeys in North-Western Amazonia. *Primates* 47: 239-247.

Stevenson PR & Quiñones MJ. 2004. Sampling methods used to quantify activity patterns and diet: a comparative example using woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*). *Field Studies of Fauna and Flora at La Macarena, Colombia* 14: 21-28.

Stevenson PR, Quiñones MJ & Ahumada J. 1994. Ecological strategies of woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) at Tinigua National Park, Colombia. *American Journal of Primatology* 32: 123-140.

Stevenson PR, Quiñones MJ & Ahumada J. 1998. Effects of fruit availability on the feeding subgroup size and spacing patterns in four primate species at Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology* 19: 313-324.

Strier KB. 1992. Atelinae Adaptations-Behavioral Strategies and Ecological Constraints. *American Journal of Physical Anthropology* 88: 515-524.

DISPERSIÓN DE SEMILLAS POR MONOS ARAÑA EN LA ESTACIÓN BIOLÓGICA COCHA CASHU, PERÚ

Ana Cristina Palma y Pablo R. Stevenson

RESUMEN

Los monos araña pueden dispersar semillas de muchas especies diferentes de plantas, pero aún son pocos los trabajos científicos cuantificando su papel como dispersores. En este trabajo nos propusimos cuantificar distancias de dispersión de semillas generadas por estos primates en la Estación Biológica Cocha Cashu, Perú. El propósito fue corroborar si los machos, que tienen distancias diarias recorridas más amplias, dispersan semillas más lejos que las hembras. Realizamos seguimientos de animal focal y utilizamos sistemas de información geográfica para estimar las distancias de dispersión. Adicionalmente, cuantificamos el comportamiento, la dieta y los patrones de dispersión de semillas. Encontramos que durante el periodo de estudio (enero-junio de 2006), los monos araña basaron su dieta en frutos maduros (ca. 90%) y no hubo diferencias estadísticas en dieta o actividades entre machos y hembras. De las 62 especies de plantas usadas, 47 fueron utilizadas por sus frutos y de 36 de ellas se encontraron semillas en las 89 muestras fecales recolectadas. Las especies para las cuales los monos manipularon más semillas en actividades de consumo fueron a su vez las más dispersadas. Únicamente especies con semillas muy grandes (> 5 gr) fueron consumidas por los monos y sus semillas dejadas debajo de los árboles parentales. Las distancias de dispersión fueron en promedio de 414m, pero no se detectaron diferencias entre machos y hembras, posiblemente porque las rutas usadas por ellos son curvas. Estimamos que la población de monos araña estaría dispersando cerca de 400000 semillas al día por km², sin embargo este valor puede estar subestimado. Los resultados de éste estudio ratifican el excelente papel que cumplen como dispersores de semillas los monos de la subfamilia Atelinae.

Palabras Claves: Dieta, diferencias entre sexos, distancias de dispersión, frugivoría, patrones de actividad.

ABSTRACT

Spider monkeys have been reported to be efficient seed dispersers, but there are still few studies quantifying their dispersal roles. The main aim of this study was to estimate seed dispersal distances to test the hypothesis that males, which travel farther than females, disperse seeds at greater distance than females. We used focal animal sampling and geographic information systems to estimate dispersal distances and additionally we recorded behavior, diet, and seed dispersal patterns for a population in Estación Biológica Cocha Cashu, Perú. During the study (January-June 2006), we observed spider monkeys consuming mainly ripe fruits (ca. 90% of their feeding time), and we did not find differences in diet and activity between males and females. Out of 62 plant species used during the study, 47 were consumed for their fruits and 36 of them were registered intact in fecal samples (N= 89). The species with high representation in the diet, in terms of the number of seeds manipulated, were also frequently dispersed. Only for few species with large seeds (> 5gr) the monkeys consumed the fruits and left the seeds under the parental plant. On average, dispersal distances were 414m, and there were no differences between males and females, probably because of the curved travel patterns in the forest. We estimated that the population of spider monkeys is dispersing about 400000 seeds.day⁻¹ km⁻², however this value may be underestimated. The results of this study verified the excellent seed dispersal roles performed by Atelinae monkeys.

Key words: Activity patterns, diet, dispersal distance, frugivory, sex differences.

INTRODUCCIÓN

La dispersión de semillas es uno de los procesos iniciales que determina la distribución final de los individuos de plantas dentro de una población y permite la colonización de nuevos hábitats (Schupp 1988, Sist 1989, Nathan & Muller-Landau 2000). Este proceso, además, afecta las tasas de flujo genético y la estructura genética de las poblaciones de plantas (Hamrick *et al* 1993, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993). Los procesos de dispersión también se ven involucrados en las dinámicas de regeneración de los bosques, y por lo tanto en el mantenimiento a largo plazo de las comunidades de plantas (Lambert & Garber 1998, Webb & Peart 2001).

Los animales frugívoros tienen un papel muy importante en estos procesos de dispersión en bosques húmedos tropicales. Por una parte, la gran mayoría de especies de plantas en estos ambientes producen frutos carnosos para atraer dispersores (Howe & Smallwood 1982, Chapman 1995) y así, diseminar sus semillas. Adicionalmente, es bien reconocido que las plantas en estos

ambientes se ven beneficiadas por los procesos de dispersión, debido a que su éxito reproductivo aumenta al colonizar lugares adecuados para su desarrollo y/o evitar procesos densodependientes negativos (Augspurger 1983, Clark & Clark 1984, Wills *et al* 1997, Terborgh *et al* 2002, Stevenson 2006). En última instancia, el futuro de las semillas depende de la eficacia de los frugívoros que las dispersan (Schupp 1993). Janzen (1970) y Connell (1971) sugieren que la alta densidad de semillas y plántulas bajo parentales atrae depredadores, lo que disminuye la probabilidad de supervivencia de semillas y plántulas. Del mismo modo, según la teoría, bajo los parentales y conespecíficos se puede presentar una mayor competencia intra-específica y una mayor probabilidad de contagio de patógenos entre plántulas (Connell 1971, Augspurger 1983). Esta alta mortalidad cerca de los parentales o conespecíficos podría favorecer la alta diversidad de las comunidades vegetales ya que las semillas de especies poco abundantes tienen mayor probabilidad de regeneración lejos de conespecíficos, que las semillas de especies abundantes, las cuales tendrán un reclutamiento más limitado puesto que la probabilidad de que queden lejos de un conespecífico y puedan regenerar es menor (Schupp 1992).

La relación entre una planta con frutos y los animales dispersores de sus semillas es un mutualismo dinámico. El animal usa la fruta como alimento, mientras la planta depende de los procesos de frugivoría para diseminar sus semillas (Howe 1986). Los primates constituyen un gran componente de la biomasa de frugívoros en algunas comunidades tropicales (Terborgh 1983) y consumen grandes cantidades de semillas con los frutos que ingieren, semillas que después de ser defecadas suelen seguir siendo viables (Chapman 1989, Stevenson 2000). La dispersión comienza una vez el primate manipula el fruto y sus semillas pueden ser destruidas, tiradas bajo el parental, escupidas, o pueden ser tragadas y ser depositadas en las heces a cierta distancia del parental (Corlett & Lucas 1990, Lambert 1997).

En bosques neotropicales, Chapman (1989) y Julliot (1996) han reportado la importancia del papel de *Ateles geoffroyi*, *Alouatta palliata*, *A. seniculus* y *Cebus capuccinus* como dispersores de semillas. Sin embargo, la mayor dificultad es saber qué tan efectivamente son dispersadas diferentes semillas, ya que la eficiencia de la dispersión depende de una serie de procesos como la calidad y la cantidad de dispersión (Schupp 1993), que deberían ser evaluados sobre el éxito reproductivo de las plantas a largo plazo. La cantidad de la dispersión de semillas se refiere al número total de semillas removidas del árbol parental. La calidad de la dispersión depende de dos factores principales: 1./ el tratamiento que recibe la semilla, que puede afectar la capacidad de germinación después de pasar por el tracto digestivo y 2./ la densidad de semillas en la deposición y otras características del sitio de deposición que deben ser adecuadas para el

desarrollo de la plántula, como buenas condiciones de luz (Schupp 1993). Trabajos recientes han determinado que la gran mayoría de los primates neotropicales que ingieren intactas las semillas, ejercen un tratamiento benévolo sobre ellas y las dispersan usualmente a distancias mayores a 50m (Stevenson 2000), donde los procesos denso y distancia-dependientes negativos no operan (Hubbell *et al* 2001). Por lo tanto, la mayor diferencia que se puede encontrar en la eficiencia de dispersión por parte de estos primates, radica en la identidad de especies que dispersan y la cantidad de semillas diseminadas (Ramos 2007).

Diferencias en el tamaño corporal de los primates, la dieta, los patrones de movimiento, la morfología oral y digestiva, resultan en diferentes patrones de distancia y distribución de las semillas (Lambert & Garber 1998). Los Atelinos son dispersores de semillas muy efectivos en términos de cantidad de semillas dispersadas (Chapman 1989, 1995, Julliot 1996, Stevenson 2000). Los monos araña (*Ateles* spp.) son los frugívoros más especializados dentro de la subfamilia (Peres 1994). En Cocha Cashu, los monos araña emplean el 75 por ciento de su tiempo de alimentación consumiendo frutos (Symington 1988). Andresen (1999) encontró que, de junio a noviembre, los monos araña en Cocha Cashu tragaron y dispersaron semillas de 71 especies de plantas y no observó ningún evento de depredación de semillas (e.g., destruidas al ser masticadas o consumidas inmaduras), lo que hace pensar que *Ateles belzebuth chamek* es un importante dispersor en esta comunidad. Sin embargo, en su estudio no se cuantificaron las distancias a las que fueron depositadas las semillas de los parentales, entonces, aunque se sabe que dispersaron gran cantidad de semillas, no se sabe qué tan efectiva fue la dispersión en términos de alejar las semillas del parental. Russo (2004) reporta patrones agregados de dispersión de estos *Ateles* en el sitio de estudio, sin embargo, este estudio se basó únicamente en una especie de planta (*Virola calophylla*). Por lo tanto, aún no se han respondido preguntas claves con respecto a la cantidad de semillas que los monos araña pueden dispersar y las distancias de dispersión que generan los monos en este lugar.

Como todos los monos araña, *Ateles belzebuth chamek* tiene un sistema social de fisión-fusión, donde los individuos viajan en sub grupos que pueden cambiar en composición de día a día o incluso de hora a hora (Symington 1988). Es decir, el tamaño y la composición del subgrupo no están rígidamente estructurados. Adicionalmente, se ha encontrado que las hembras de *Ateles* tienen patrones de movimiento diferentes a los de los machos. Las hembras minimizan sus gastos de búsqueda de alimento usando pocos árboles que brinden grandes cantidades de frutos, mientras los machos, que no se encuentran bajo las mismas restricciones fisiológicas (embarazo, lactancia o cuidado de las crías),

pueden minimizar el tiempo empleado en cada árbol y recorren mayores distancias, incrementando así las oportunidades de encontrarse con diferentes hembras y de patrullar los límites del rango de hogar del grupo (Muskin & Fischgrund 1981, Van Roosmalen & Klein 1988). Chapman (1990) encontró que los machos de *Ateles geoffroyi* usan más territorio y lo usan más uniformemente que las hembras, quienes tienden a restringir su área de movimiento cuando tienen crías y evitan las fronteras del territorio. Así mismo Shimooka (2005) encontró para *Ateles belzebuth* que los machos consumen más frutos y viajan mayores distancias entre árboles de alimentación que las hembras. En Cocha Cashu los patrones de uso de rango de hogar también difieren entre machos y hembras (Symington 1988). Las hembras concentran la mayoría de sus movimientos en una reducida porción (20-33%) del área de hogar total del grupo. Los machos por su parte, distribuyen sus movimientos sobre una mayor proporción del área total de hogar.

De acuerdo a características como el tamaño de los animales, y su comportamiento social y de movimientos, las especies de primates difieren en sus patrones de defecación, afectando así los patrones de dispersión de semillas. Los *Ateles* en general, debido a su particular sistema social, representan un interesante grupo de estudio. Por medio de este trabajo se quiere, primero, cuantificar los patrones de dispersión de semillas de *Ateles belzebuth chamek* y segundo, determinar si las diferencias de movimientos y uso del espacio entre machos y hembras tienen repercusiones significativas en la distribución espacial de las semillas y en las distancias a las que estas son alejadas de los parentales.

También se ha documentado que puede haber diferencias intra-específicas en los papeles de dispersión de semillas. Por ejemplo, en los micos churucos se ha evidenciado que individuos juveniles, por su tamaño pequeño, dispersan semillas menos anchas que las que dispersan los adultos (Stevenson *et al* 2005). A partir de estas observaciones, se puede predecir que el patrón de dispersión no debe diferir entre machos y hembras de *Ateles*, dado que el grado de dimorfismo en tamaño corporal es muy bajo en monos araña (Peres 1994).

Por lo tanto, el objetivo general del trabajo fue estudiar la dispersión de semillas de *Ateles belzebuth chamek* en la Estación Biológica de Cocha Cashu, para responder tres preguntas principales: 1./ ¿Cuántas semillas son dispersadas por los *Ateles*, de las diferentes especies de plantas que ellos usan para consumir frutos? 2./ ¿Cuál es el efecto de estos micos en la calidad de la dispersión de semillas, en términos de las distancias del parental a las que son depositadas las semillas, y qué tipo de especies sufren depredación de semillas? 3./ ¿Hay diferencias significativas entre la dispersión de machos y hembras?

Para este último interrogante se tendrán en cuenta tres variables: cantidad de semillas dispersadas, tamaño de semilla dispersada y distancia de dispersión.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en la Estación Biológica Cocha Cashu, Perú. La Estación se encuentra ubicada en el Parque Nacional Manú, al sur este de Perú (11°51'S, 71°19'W), en la región de Madre de Dios. La estación está ubicada en una terraza alta dentro de un plano de inundación que soporta selva húmeda tropical. La precipitación anual es de aproximadamente 2600mm y presenta estaciones de lluvia marcadas (Terborgh 1983).

METODOLOGÍA

El estudio se realizó de enero a junio de 2006, cubriendo la época de abundancia de frutos (enero-abril) (Symington 1988). Se realizaron seguimientos de animales focales pertenecientes a un grupo de *Ateles* de la zona (Grupo del Lago 1) y se tomaron registros instantáneos cada 5 minutos donde se registró la actividad del animal focal y su posición espacial (Altmann 1974). Cuando el animal focal entró a un árbol de alimentación se midió la totalidad del tiempo empleado en alimentación, se estimó la cantidad de frutos ingeridos y se anotó el tipo de alimento (frutos, hojas, flores, o tierra) y las partes consumidas. Cuando el animal focal consumió frutos, se hicieron observaciones sobre la manipulación del fruto y las semillas. Para los análisis de dispersión de semillas y de patrones de actividad sólo se usaron los días completos de seguimientos (5:30-18:30) o medios días, de este modo se colectaron 215 horas de observaciones focales. En total, el tiempo de observación de machos fue de 137 horas y el de hembras de 78h.

Para cuantificar la dispersión de semillas se determinó la cantidad (biomasa) de frutos removidos y la cantidad de semillas dispersadas por día, a partir de las heces colectadas de los individuos focales. Las muestras fecales fueron lavadas y posteriormente se cuantificó el número de semillas de cada especie. Las semillas de más de 3mm de tamaño fueron contadas individualmente y para las más pequeñas su número en las deposiciones fue estimado en categorías (Stevenson 2000). Para comparar el número de semillas dispersadas y el de manipuladas, se cuantificaron tasas de manipulación de frutos, contando la cantidad de frutos consumidos durante 30 segundos, y se pesaron frutos de cada especie consumida (n= 5) para tener un peso promedio y así estimar la biomasa de frutos ingeridos.

Se registraron las posiciones de los árboles de alimentación para poder determinar qué tan lejos fueron llevadas las semillas de los parentales. Las distancias rectas entre el árbol de alimentación y el lugar de deposición se calcularon sobre mapas hechos en AutoCad, las trochas fueron mapeadas y

todos los árboles de alimentación y sitios de colecta de heces ubicados. Para aceptar una distancia válida de dispersión se siguió el protocolo propuesto por Stevenson (2000), donde sólo se tienen en cuenta casos en los que el individuo focal se alimenta solamente una vez de un individuo de la especie de planta determinada, cuando no han salido semillas de esa especie en las horas iniciales del muestreo de muestras fecales, y cuando ya se llevan varias horas siguiendo al individuo focal (para saber su historia reciente de alimentación).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tanto para hembras como para machos los frutos fueron el principal componente de la dieta, seguido por hojas jóvenes. Los patrones de actividad fueron muy similares entre machos y hembras (tabla 1). No encontramos diferencias significativas en el tiempo empleado en el consumo de frutos entre sexos ($F= 0.93$, $p= 0.34$, $N= 24$), ó de los otros ítems (incluyendo hojas, tierra/madera y hongos) ($F= 3.80$, $p= 0.07$, $N= 17$). Por lo tanto, estos resultados apoyan estudios anteriores donde se resalta la alta especificidad de los monos araña por frutos maduros (Terborgh 1983, van Roosmalen & Klein 1988, Andresen 1999). Sin embargo, vale la pena recalcar que el estudio se realizó durante épocas generales de abundancia de frutos y por lo tanto, los porcentajes presentados acá podrían variar si se hubiera tenido en cuenta un período más largo de muestreo (Stevenson 2003).

Tabla 1. Porcentaje de instantáneos en los que los individuos focales fueron observados en distintas actividades y porcentaje de tiempo empleado en alimentación y en los diferentes ítems, para hembras y machos de monos araña observados en la Estación Biológica Cocha Cashu.

Actividad/Dieta	Hembra	Macho	N
Movimiento	26.5 ± 10.1	20.7 ± 6.3	4
Descanso	46.0 ± 11.2	53.2 ± 9.0	4
Otras	0.5 ± 0.2	1.4 ± 1.4	4
Alimentación	27.0 ± 17.2	24.7 ± 14.6	4
Fruto	83.1 ± 9.2	90.2 ± 6.6	4
Hojas	8.1 ± 9.6	1.1 ± 2.2	4
Semillas	1.1 ± 2.3	0.0 ± 0.0	4
Madera/Hongos	7.7 ± 7.0	8.7 ± 8.0	4

Se incluye la desviación estándar a partir de cuatro meses de muestreo.

Durante el período de estudio se observó el uso de 62 especies de plantas, de las cuales la gran mayoría (47) fueron usadas por sus frutos (apéndice 1). Aunque algunos frutos sólo fueron registrados para machos y otros para hembras (tabla 2), por fuera del muestreo se pudo observar que no hubo

ninguna especie de fruto que fuera consumida exclusivamente por los machos ó las hembras.

Se cuantificó la cantidad de semillas dispersadas por los animales focales. Un total de 89 muestras fecales fueron lavadas y analizadas. En total, fueron dispersadas 20952 semillas. La gran mayoría de estas semillas corresponde a semillas pequeñas, menores de 2.0mm (3 especies de *Ficus*). Si no se incluyen estas especies, un total de 1916 semillas relativamente grandes fueron dispersadas.

Tabla 2. Principales especies de plantas consumidas por sus frutos, indicando su peso y la biomasa que se estimó que ingirieron machos y hembras de monos araña durante el periodo de estudio en la Estación Biológica Cocha Cashu.

Especie	Peso (g)	Machos (kg)	Hembras	Total
<i>Matisia cordata</i>	87.1	2.3	14.8	17.1
<i>Jacaratia digitata</i>	73.4	4.7	6.6	11.3
<i>Micropholis melinoniana</i>	5.4	9.1	1.4	10.4
<i>Ficus killipii</i>	0.3	7.2	1.2	8.3
<i>Attalea cephalotes</i>	112.6	5.6	2.1	7.8
<i>Celits iguanaeus</i>	0.9	3.5	2.5	6.0
<i>Sloanea obtusifolia</i>	1.7	2.7	2.3	5.0
<i>Casearia fasciculata</i>	4.9	4.3		4.3
<i>Iriartea deltoidea</i>	4.5	2.1	0.2	2.2
<i>Ziziphus cinamomum</i>	4.8	1.9		1.9
<i>Unonopsis mathewsii</i>	7.9	1.9		1.9
<i>Iryanthera jurensis</i>	66.0	0.8	0.6	1.4
<i>Ocotea longifolia</i>	3.0	0.5	0.8	1.3
<i>Passiflora nitida</i>	36.9	0.8	0.4	1.3
<i>Sorocea pileata</i>	1.7	1.0	0.3	1.3
<i>Agonandra brasiliensis</i>	8.8	1.2		1.2
<i>Rollinia centrantha</i>	16.3		1.2	1.2
<i>Heisteria nitida</i>	0.9	0.3	0.7	1.0
<i>Brosimun alicastrum</i>	3.6		1.0	1.0
<i>Richeria grandis</i>	0.8	0.5	0.5	1.0
<i>Socratea exorrhiza</i>	5.2	0.9		0.9

No se encontraron diferencias significativas entre número total de semillas dispersadas por machos y hembras ($F= 0.44$, $p= 0.50$, $N= 50$). Es evidente que el número de semillas en las muestras varía mucho, dependiendo principalmente de la cantidad de semillas pequeñas (tabla 3). Sin embargo, tampoco encontramos diferencias entre las semillas dispersadas mayores a 3.0mm ($F= 0.07$, $p= 0.7$, $N= 46$). Tanto machos como hembras dispersaron semillas de una variedad de pesos y tamaños (figura 1). Aunque para algunas categorías de peso de semilla hay diferencias en la biomasa dispersada, estas diferencias posiblemente se deben a las diferencias en especies particulares que se

registraron durante los muestreos, y no necesariamente a preferencias particulares por machos y hembras.

Usando el valor medio de las semillas encontradas en cada muestra fecal, se estimó que un sólo individuo dispersa un promedio de 174.6 semillas ($> 2.0\text{mm}$) por día. Teniendo en cuenta la densidad de individuos ($29.5 \text{ ind}/\text{km}^2$, Symington 1988), se estima que son dispersadas 5152 semillas ($> 2.0\text{mm}$) al día/ km^2 . Estos valores están calculados a partir de las semillas colectadas en las heces, sin embargo, la eficiencia de recolección no es óptima. Usando los factores de corrección que Stevenson (2007) propone para disminuir las fallas en la colecta, se encuentra que los *Ateles* en Cocha Cashu estarían dispersando cerca de 400000 semillas al día/ km^2 . De estas, cerca de 12000 corresponderían a semillas relativamente grandes ($> 2.0\text{mm}$).

Tabla 3. Número de semillas dispersadas por hembras y machos durante el periodo de estudio (promedio \pm desviación estándar).

Dispersión en números	Hembras	Machos	Total
No. de semillas/muestra	217.5 \pm 382.5	264.2 \pm 391.8	248.8 \pm 347
Semillas/muestra > 2.0	27.9 \pm 17.3	18.5 \pm 16.3	21.6 \pm 17.2
No. Total spp	23	27	36
Promedio spp por muestra	2.31	2.13	2.2
N	30	59	89

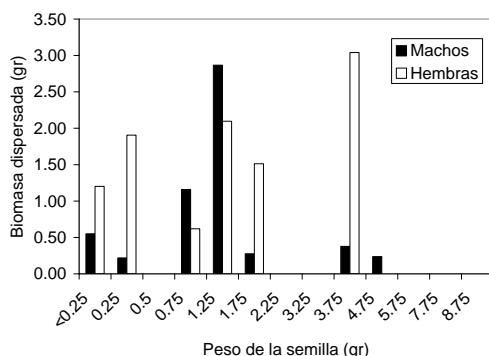


Figura 1. Variación de biomasa dispersada por monos araña según el sexo en la Estación Biológica Cocha Cashu.

Aunque estos estimativos de dispersión a nivel de la población son muy altos, en un estudio con una metodología similar, Stevenson (2007) encontró que una población de monos churucos dispersa cerca de un millón de semillas al día/ km^2 . No descartamos que los estimativos para Cocha Cashu puedan estar subvalorados debido a que en el presente estudio se usaron correcciones de

recuperación de semillas usadas en otro estudio. Es posible que la capacidad de recuperación de semillas en Cocha Cashu sea menor, debido a que el trabajo se realizó durante la época de lluvias. En ésta época una buena parte de la zona se inunda y esto dificulta aún más el encuentro de las muestras fecales, causando una subestimación de las tasas de recuperación de semillas.

Las especies de plantas más dispersadas por los monos araña en términos de cantidad fueron siempre especies de semillas muy pequeñas del género *Ficus* (tabla 4). Sin embargo, al cuantificar por biomasa de semillas dispersadas, se encontró un patrón muy diferente en el cual las especies dispersadas más importantes concuerdan con las que fueron más ingeridas (tablas 2 y 4).

Tabla 4. Principales especies de plantas dispersadas por los monos araña durante el periodo de estudio, en términos de biomasa húmeda dispersada (gr) y número de semillas colectadas durante el muestreo.

Especie	Biomasa	Especie	Número
<i>Matisia cordata</i>	106.4	<i>Ficus killipii</i>	17500
<i>Zizyphus cinnamomum</i>	80.5	<i>Ficus insipida</i>	1900
<i>Protium sp</i>	67.9	<i>Ficus sp.</i>	600
<i>Ocotea longifolia</i>	61.6	<i>Celtis iguanaeus</i>	315
<i>Sloanea obtusifolia</i>	60.5	Indeterminada R.v.	294
<i>Micropholis melinoniana</i>	50.0	<i>Jacaratia digitata</i>	212
<i>Brosimum alicastrum</i>	41.0	<i>Sapium marmieri</i>	202
<i>Oxandra acuminata</i>	39.4	<i>Allophylus divaricatus</i>	118
Indeterminada R.v.	29.4	<i>Oxandra acuminata</i>	96
<i>Celtis iguanaeus</i>	22.1	<i>Protium sp</i>	87
<i>Sapium marmieri</i>	18.2	<i>Zizyphus cinnamomum</i>	66
<i>Inga edulis</i>	14.7	<i>Allophylus glabratus</i>	59
<i>Socratea exorrhiza</i>	13.9	<i>Sloanea obtusifolia</i>	55
<i>Rollinia centratha</i>	12.2	<i>Micropholis melinoniana</i>	49
<i>Jacaratia digitata</i>	10.6	<i>Duguetia quitarensis</i>	46
<i>Duguetia quitarensis</i>	9.7	<i>Ocotea longifolia</i>	38
<i>Iryanthera juruensis</i>	9.6	<i>Rollinia centratha</i>	38
<i>Euterpe precatoria</i>	7.0	<i>Brosimum alicastrum</i>	32
<i>Xylopia ligustrifolia</i>	6.3	<i>Inga edulis</i>	30
<i>Pourouma cecropifolia</i>	5.4	<i>Matisia cordata</i>	28

Los frutos consumidos fueron en su mayoría ingeridos junto con las semillas, sólo en una especie de palma *Attalea cephalotes*, en todas las ocasiones, fue consumida la pulpa sin la semilla probablemente por el gran tamaño de esta (8.4 de largo x 5.5 ancho en promedio, N= 5). Para los casos de *Agonandra brasiliensis*, *Batocarpus amazonicus*, *Buchenavia grandis*, *Socratea exorrhiza* y *Zizyphus cinnamomum*, en algunas ocasiones escupían las semillas, pero en la mayoría de los casos eran tragadas. Sólo las semillas de *Brosimum alicastrum*

pueden ser consideradas depredadas ya que en algunas ocasiones los micos mordieron algunos frutos verdes dejando caer la semilla inmadura al suelo. Al analizar las heces no se encontraron semillas dañadas, mordidas o en pedazos. De manera concordante con estas observaciones, encontramos una asociación positiva entre el número de semillas manipuladas y dispersadas por los monos (figura 2). En este caso se encontró la pendiente de la recta, para predecir el número de semillas dispersadas a partir de las semillas manipuladas, con un valor de 0.69, muy similar al reportado para monos churucos (Stevenson 2007). Esto sugiere que cuantitativamente ambos géneros cumplen papeles similares en la dispersión. Cabe anotar que se ha reportado que los churucos depredan más semillas que los monos araña (6% vs. <1%). Sin embargo, este patrón también puede cambiar si se incluyeran épocas de escasez de frutos en el estudio, cuando los primates suelen aumentar el consumo de semillas (Stevenson *et al* 2000).

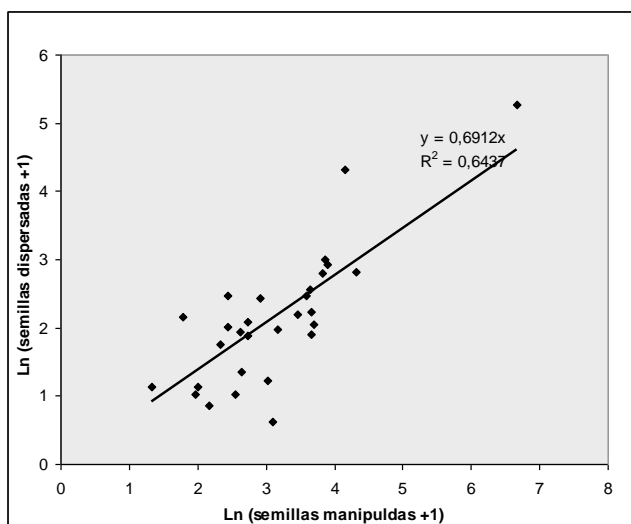


Figura 2. Asociación entre semillas manipuladas y dispersadas por monos araña en la Estación biológica Cosha Cashu.

Cuando el animal focal fue seguido durante todo el día y se pudo estimar con certeza a que árbol pertenecían las semillas encontradas en las heces, se calcularon las distancias de dispersión. Se pudieron determinar las distancias de dispersión para 17 especies de fruto consumidas por machos y hembras (tabla 5). El promedio de las distancias de dispersión calculadas fue de 414m, similar al reportado por Link & Di Fiore (2006) para los *Ateles* de Yasuní (443m). Es interesante que a pesar de que sólo se pudo calcular la distancia de dispersión

para un reducido número de especies (17), se puede observar que los *Ateles* cumplen un papel importante en alejar las semillas de los parentales.

Tabla 5. Distancias de dispersión de semillas de diferentes especies de plantas, calculadas para machos y hembras de monos araña en la Estación Biológica Cocha Cashu, Perú.

Especie	Machos	N	Hembras	N
<i>Micropholis melinoniana</i>	282 ± 112	5		
<i>Matisia cordata</i>	406	1	910 ± 22	2
<i>Protium sp</i>	119	1		
<i>Ocotea longifolia</i>	15	1	414 ± 80	2
<i>Jacaratia digitata</i>	579 ± 494	3	274 ± 248	2
<i>Zizyphus cinnamomum</i>	99	1		
<i>Dugetia quitarensis</i>	519	1		
<i>Iryanthera juruensis</i>	229 ± 11	2		
<i>Passiflora nítida</i>	157	1		
<i>Ficus killipii</i>	231 ± 345	8	295 ± 51	2
<i>Allophylus scrobiculatus</i>	452	1	332	2
<i>Sloanea obtusifolia</i>	208	1	332 ± 38	2
<i>Inga edulis</i>			496	1
<i>Virola calophylla</i>			721	1
<i>Richeria grandis</i>			758	
<i>Celtis iguanaeus</i>			578 ± 43	2
<i>Allophylus divaricatus</i>			937 ± 86	5

Realizamos una ANOVA para determinar si había diferencias entre las distancias de dispersión de machos y hembras, y no se encontraron diferencias significativas ($F= 0.44$, $p= 0.50$, $N= 47$). La hipótesis planteada, relacionada con que los machos usan una mayor proporción del área de hogar y recorren mayores distancias, predecía mayores distancias de dispersión para machos que para hembras, sin embargo, esto probablemente no ocurrió por la interacción entre el tiempo de retención de las semillas en el tracto digestivo y los patrones espaciales de movimiento de los micos. Por ejemplo, Stevenson y García (2003), encontraron para monos churucos que cuando los tiempos de retención son largos y en estos periodos la ruta de los micos en el espacio es curva, entonces no se esperaría una relación positiva entre distancia recorrida y distancia de dispersión. Posiblemente esto mismo este ocurriendo con los monos araña.

En el caso de este estudio se encontró que la mayoría de las semillas dispersadas son alejadas considerablemente de los individuos parentales, lo que puede repercutir favorablemente en el reclutamiento de las plantas (Wills *et al* 1997, Terborgh *et al* 2002, Hubbell *et al* 2001). Este trabajo confirma estudios anteriores en los cuales se ha encontrado que la mayoría de los primates neotropicales son muy eficientes alejando las semillas dispersadas (Stevenson 2000). En particular los monos araña parecen ser primates que

logran grandes distancias de dispersión (ej. 1130m), lo que se debe en parte a sus habilidades de desplazamiento.

LITERATURA CITADA

Altmann J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior* 49: 227-267.

Andresen E. 1999. Seed dispersal by monkeys and the fate of Dispersed sedes in a Peruvian rain forest. *Biotropica* 31: 145-158.

Augsburger CK. 1983. Offspring recruitment around tropical trees: changes in cohort distance with time. *Oikos* 40: 189-196.

Chapman CA. 1989. Primate seed dispersal: The fate of dispersed seeds. *Biotropica* 21: 148-154.

Chapman CA. 1990. Association patterns of spider monkeys: the influence of ecology and sex on social organization. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 409-414.

Chapman CA. 1995. Primate seed dispersal: Coevolution and Conservation Implications. *Evolutionary Anthropology* 4: 74-82.

Clark DA & Clark DB. 1984. Spacing Dynamics of a Tropical Rain-Forest Tree - Evaluation of the Janzen-Connell Model. *American Naturalist* 124: 769-788.

Connell JH. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees. En: *Dynamics of numbers in populations* (eds. de Boer PJ. & Gradwell GR), pp: 298-312. PUDOC, Wageningen.

Corlett RT & Lucas PW. 1990. Alternative seed-handling strategies in primates: Seed-spiting by long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*). *Oecologia* 82: 166-171.

Hamrick JL, Murawski DA & Nason JD. 1993. The influence of seed dispersal mechanisms on the genetics structure of tropical tree populations. *Vegetatio* 107/108: 281-297.

Howe HF. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. En: *Seed Dispersal* (ed. Murray DR), pp.123-190. Sydney Academic Press.

Howe HF & Smallwood J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-218.

Hubbell SP, Ahumada JA, Condit R & Foster RB. 2001. Local neighborhood effects on long-term survival of individual trees in a neotropical forest. *Ecological Research* 16: 859-875.

Janzen DH. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104: 501-527.

Julliot C. 1996. Seed dispersal by red howling monkeys (*Alouatta seniculus*) in the tropical rain forest of French Guiana. *International Journal of Primatology* 17: 239-258.

Lambert J. 1997. Digestive strategies, fruit processing, and seed dispersal in the chimpanzees (*Pan troglodytes*) and redtail monkeys (*Cercopithecus aescanius*) of Kibale, National Park, Uganda. Ph.D. dissertation, University of Illinois, Urbana-Champaign.

Lambert J & Garber P. 1998. Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. *American Journal of Primatology* 45: 9-28.

Link A & Fiore A. 2006. Seed dispersal by spider monkeys and its importance in the maintenance of neotropical rain-forest diversity. *Journal of Tropical Ecology* 22: 235-246.

Martínez-Ramos M. & Soto-Castro A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetatio* 107/108: 299-318.

Muskin A & Fischgrund AJ. 1981. Seed dispersal of *Stemmadenia* (Apocynaceae) and sexually dimorphic feeding strategies by *Ateles* in Tikal, Guatemala. *Biotropica* 13: 78-80.

Nathan R & Muller-Landau HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 278-285.

Peres CA. 1994. Diet and feeding ecology of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha cana*) in Central Amazonia-Comparisons with other atelines. *International Journal of Primatology* 15: 333-372.

Ramos J. 2007. Comparación de la cantidad y el tipo de semillas dispersadas por *Cebus apella* y *Alouatta seniculus* en un bosque fragmentado, San Martín; Meta. Tesis de Pregrado. Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad de Los Andes.

Russo SE. 2004. Aggregated seed dispersal by spider monkeys limits recruitment to clumped patterns in *Virola calophylla*. *Ecology Letters* 7: 1058-1067.

Shimooka Y. 2005. Sexual Differences in Ranging of *Ateles belzebuth belzebuth* at La Macarena, Colombia. *International Journal of Primatology* 26: 385-406.

Shupp EW. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and treefall gaps. *Oikos* 51: 71-78.

Schupp EW. 1992. The Janzen-Connell model for tropical tree diversity: Population implications and the importance of spatial scale. *The American Naturalist* 140: 526-530.

Shupp EW. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 108: 15-29.

- Sist P. 1989. Demography of *Astrocaryum sciophilum*, an understory palm of French Guiana. *Principes* 33: 142-151.
- Stevenson PR. 2000. Seed dispersal by woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) at Tinigua National Park, Colombia: Dispersal distance, germination rates, and dispersal quantity. *American Journal of Primatology* 50: 275-289.
- Stevenson PR. 2003. Como medir la dieta natural de un primate: variaciones interanuales en *Lagothrix lagothricha lugens*. En: *Primatología del Nuevo Mundo* (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 3-22. Bogotá. Centro de Primatología Araguatos.
- Stevenson PR. 2007. A test of the escape and colonization hypotheses for zoochorous tree species in a Western Amazonian forest. *Plant Ecology* 190: 245-258.
- Stevenson PR. 2007. Estimates of the number of seeds dispersed by a population of primates in a lowland forest in western Amazonia. En: *Seed dispersal: Theory and its application in a changing world* (eds. Dennis AJ, Schupp EW, Green RJ & Westcott DW), pp: 340-362. Wallingford. CAB International.
- Stevenson PR, Quiñones MJ & Ahumada JA. 2000. Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica* 32: 533-544.
- Stevenson PR & García C. 2003. Modelos para predecir las distancias de dispersión por micos churucos (*Lagothrix lagothricha*): Aportes de estudios en campo y en cautiverio. *Universitas Scientiarum* 8: 13-22.
- Stevenson PR, Pineda M & Samper T. 2005. Influence of seed size on dispersal patterns of woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) at Tinigua Park, Colombia. *Oikos* 110: 435-440.
- Symington-McFarland M. 1988. Demography, ranging patterns, and activity budgets of black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*) in the Manu National Park, Peru. *American Journal of Primatology* 15: 45-67.
- Terborgh J. 1983. *Five New World Primates*. Princeton, NJ. Princeton University Press.
- Terborgh J, Pitman N, Silman M, Schicheter H & Nuñez VP. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. En: *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (eds. Levey DJ, Silva WR & Galetti M), pp: 1-17. UK. CAB International.
- Van Roosmalen MGM & Klein LL. 1988. The spider monkey, Genus *Ateles* (eds. RA Mittermeir, AB Rylands, AB Coimbra-Filho and GAB Fonseca). *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*, vol. 2. World Wildlife Fund-US, Washington D.C.
- Webb CO & Peart DR. 2001. High seed dispersal rates in faunally intact rain forest: theoretical and conservation implications. *Ecology Letters* 4: 491-499.

Wills C, Condit R, Foster RB & Hubbell SP. 1997. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 1252-1257.

Apéndice 1. Total de ítems consumidos por *Ateles* durante el periodo de estudio, incluyendo observaciones de consumidas por otros dos grupos de *Ateles* en la Estación Biológica Cocha Cashu, Perú. *= fuera de muestreo, d= evidencia extra de dispersión.

Especie	Item
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Fruto
<i>Allophylus scrobiculatus</i>	Fruto
<i>Allophylus divaricatus</i>	Fruto
<i>Anamospermum chlorantum</i>	Fruto
<i>Annona neglecta</i> ^d	Fruto
Areacea	Hojas
<i>Attalea cephalotes</i>	Fruto
<i>Brosimum cf. lactescens</i> *	Fruto
<i>Brosimum alicastrum</i>	Fruto
<i>Buchenavia grandis</i>	Fruto
<i>Ceiba saumama</i>	Hojas
<i>Celits iguanaeus</i>	Fruto
<i>Celtis schippii</i>	Fruto
<i>Clarisia racemosa</i> *	Fruto
<i>Coccoloba sp.</i>	Fruto
<i>Crematosperma leiophylla</i> *	Fruto
<i>Dipteryx micrantha</i> *	Fruto
<i>Duguetia quitarensis</i>	Fruto
<i>Euterpe precatória</i>	Fruto
<i>Ficus erythrostieta</i> *	Fruto
<i>Ficus insipida</i>	Fruto
<i>Ficus killipii</i>	Fruto
<i>Ficus pertusa</i> *	Fruto
<i>Heisteria nitida</i>	Fruto
Indeterminado 1	Fruto
<i>Hyperbaena domingensis</i>	Fruto
<i>Inga edulis</i>	Fruto
<i>Inga sp.</i>	Fruto
<i>Iriartea deltoidea</i>	Fruto
<i>Iryanthera juruensis</i>	Fruto
<i>Jacaratia digitata</i>	Fruto
Indeterminados 1 y 2	Hojas
<i>Matayba sp</i> *	Fruto
<i>Matisia cordata</i>	Fruto
<i>Micropholis melinoniana</i>	Fruto
<i>Myrcia sp</i>	Fruto
<i>Ocotea longifolia</i>	Fruto
<i>Ocotea oblonga</i> * ^d	Fruto
<i>Otoba parvifolia</i>	Fruto

DISPERSIÓN DE SEMILLAS POR MONOS ARAÑA EN COCHA CASHU

Especie	Item
<i>Oxandra acuminata</i>	Fruto
<i>Pacouria boliviensis</i>	Fruto
<i>Passiflora nitida</i>	Fruto
<i>Philodendron cf. panduriforme</i>	Hojas
<i>Poulsenia armata</i>	Hojas
<i>Protium SP</i>	Fruto
<i>Richeria grandis</i>	Fruto
Indeterminada R.v.	Fruto
<i>Rollinia centrantha</i>	Fruto
<i>Sapium marmeiri</i>	Fruto
<i>Sapotaceae no. 3*</i>	Fruto
<i>Sloanea guianensis</i>	Fruto
<i>Sloanea obtusifolia</i>	Fruto
<i>Socratea exorrhiza</i>	Fruto
<i>Sorocea pileata</i>	Fruto
<i>Spondias mombin</i>	Fruto
<i>Theobroma cacao*</i>	Fruto
<i>Triplaris americana</i>	Hojas
<i>Unonopsis mathewsii</i>	Fruto
<i>Virola calophylla</i>	Fruto
<i>Xylopia ligustrifolia *^d</i>	Fruto
<i>Xylopia cuspidata</i>	Fruto
<i>Ziziphus cinamomum</i>	Fruto

EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE MONO AULLADOR (*Alouatta seniculus*) EN DOS LOCALIDADES EN QUINDÍO Y RISARALDA, COLOMBIA

Carolina Gómez-Posada, Paola Giraldo Chavarriaga y Zulima Álvarez

RESUMEN

Evaluamos el estado poblacional del mono aullador rojo en dos localidades en los Andes Centrales de Colombia (2000m de altitud). Una de las localidades es un bosque de 150ha conectado hace 25 años aproximadamente con otra población de aulladores. La otra localidad tiene dos fragmentos aislados de 19 y 122ha, inmersos en plantaciones forestales comerciales de 228ha. Evaluamos densidad, composición de grupos y estado del bosque según los requerimientos de los aulladores. En el bosque continuo estimamos una densidad de 18.7 indv/km², ubicada cerca del límite inferior del rango normalmente reportado para tierras bajas. La composición grupal por sexo y edad fue característica de esta especie, con una alta proporción de individuos inmaduros. En el fragmento grande solamente se encontró un individuo, y en el fragmento pequeño se encontraron cuatro aulladores. Únicamente se registró un individuo inmaduro. La población del bosque continuo sugiere estar en crecimiento y ser viable a largo plazo, porque el bosque está en buenas condiciones, protegido y conectado a otra población de monos. Por el contrario, los aulladores encontrados en los fragmentos aparentemente son los últimos miembros de una población en extinción. Estos monos están en peligro por el aislamiento y las pobres condiciones de estos fragmentos desprotegidos. Estas dos localidades se encuentran en medio de los cuatro núcleos poblacionales de aulladores más grandes en el eje cafetero; y con un adecuado programa de manejo del paisaje que incluya las plantaciones, podrían servir para incrementar la conectividad entre estos.

Palabras claves: fragmentación, eje cafetero, estado poblacional, manejo del paisaje.

ABSTRACT

We evaluated the population status of howler monkeys at two localities in the central Andes of Colombia at elevations of 2000m. One site is a 150ha forest that was reconnected over 25 years ago with a continuous forest with howler populations. The other site has two isolated fragments of 19 and 122ha (in the middle of commercial conifer plantations of 228ha). We evaluated density, group composition and the status of the forest according to the monkey's requirements. At the continuous forest site, we estimated a density of 18.7 indv/km², which is in the low limit of the normal range reported for continuous forest. Group composition by sex and age were characteristic for this species, with a high proportion of immature individuals. In the small fragment we only found four individual, and one in the larger fragment, with the males in bad physical conditions. There was only one immature individual. The population in the continuous forest site is apparently growing and viable, because the forest is in good condition, protected, and connected to a larger population. In contrast, the monkeys found in the fragments are apparently the last members of a dwindling population. These monkeys are endangered because of the isolation and poor condition of these unprotected forest fragments. These two localities are in the middle of the four larger population nuclei of howlers in the coffee growing region, and with an adequate landscape management program that includes the plantations; they could serve to increase connectivity among all regional populations.

Key words: fragmentation, poblational status, landscape management, coffee district.

INTRODUCCIÓN

El mono aullador rojo, *Alouatta seniculus*, es uno de los primates neotropicales de mayor tamaño corporal (~7kg), con una amplia distribución, desde el norte de los Andes colombianos hasta el sur de Bolivia (Defler 2003). En Colombia se encuentra desde 0 hasta 2300m de altitud, con registros hasta los 3200m, en un amplio rango de hábitats: bosques secundarios, de galería, lluviosos tropicales, de sabana y andinos (Hernández-Camacho & Cooper 1976). Es una especie muy versátil, utiliza diferentes tipos de hábitat y puede subsistir en bosques intervenidos y pequeños fragmentos (Freese *et al* 1982, Rylands & Keuroghlian 1988, Schwarzkopf & Rylands 1989). A pesar de la reconocida capacidad de esta especie para soportar la fragmentación e intervención de sus hábitats, su presencia no garantiza la estabilidad o viabilidad de sus poblaciones a largo plazo (Rylands & Keuroghlian 1988).

Dentro de los hábitats donde se encuentran estos monos en Colombia, la región cafetera en particular, ha sufrido una drástica alteración del paisaje, transformando gran parte de sus bosques en matrices antrópicas (Kattan & Álvarez-López 1996). La zona cafetera en Colombia abarca la franja altitudinal entre los 1000 y los 2000m en la Cordillera Central, comprendiendo los departamentos de Quindío, Risaralda y Caldas, principalmente. Como resultado de la desaparición del bosque, en la región persisten muy pocas poblaciones de aulladores, la mayoría en fragmentos aislados, pequeños y sin protección (Gómez-Posada 2006).

A pesar de ser una especie ampliamente estudiada en zonas bajas (apéndice 1), se encuentra muy poca información sobre las poblaciones de aulladores de montaña, desconociéndose casi por completo el estado de las mismas; cómo han respondido a la alteración de los bosques y si se encuentran en densidades normales y en unidades sociales típicas. Con el propósito de establecer el estado de las poblaciones remanentes de aulladores en el eje cafetero, se desarrolló un proyecto regional que evaluó diez localidades (Gómez Posada *et al* 2005, Gomez Posada *et al* 2006). Esta información se utilizó para diseñar el plan de conservación de esta especie en la zona (Valderrama & Kattan 2006).

En el presente trabajo se describe el estado poblacional de los aulladores en dos de las diez localidades evaluadas: Reserva Natural La Patasola (Quindío) y cuenca alta del río Barbas (Quindío y Risaralda). Ambas localidades debieron pertenecer en el pasado a una misma franja de bosque y fueron sometidas a similares procesos de colonización y cambios en el uso del suelo durante los siglos pasados. Estas dos localidades limitan con otras poblaciones de aulladores: la cuenca media del río Barbas, el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya y el Parque Regional Ucumarí (figura 1). Este último, a su vez, es contiguo al Parque Municipal Campoalegre, con presencia confirmada de monos. Es decir, que las dos localidades evaluadas, constituyen un posible puente para conectar el núcleo más grande de aulladores rojos de montaña en la zona andina, actualmente separados entre sí por ecosistemas antrópicos.

MÉTODOS

Área de estudio: La Reserva Natural La Patasola, propiedad de la gobernación del Quindío, cuenta con 150ha de bosque protegido (desde hace aproximadamente unos 25 años). Está ubicada entre los 1900 y los 2600m de altitud, en la zona de influencia de la quebrada Boquía, vertiente occidental de la cordillera Central, municipio de Salento (4°41'N 75°33'W) (figura 1). La reserva se encuentra en zona de bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB) y cuenta con coberturas de bosque maduro intervenido, bosque secundario

avanzado y áreas en sucesión temprana (Franco & Bravo 2005). La Patasola se encuentra separada del Parque Regional Ucumarí por la ladera sur occidental de la cuenca de la quebrada Boquía; y de la cuenca alta del río Barbas por plantaciones y potreros (de 300 a 600m de ancho) para ganadería.

El río Barbas es el límite natural entre Quindío y Risaralda. Rodeando la cuenca alta de este río, se encuentran dos fragmentos de bosque de propiedad privada, denominados La Cha-San Bernardo y Charco Negro (también conocido como Morro Azul) (figura 1). Los dos bosques se encuentran separados entre sí por potreros de ganadería tecnificada, a una distancia mínima de 250m. La autopista del Café, entre Armenia y Pereira, aísla la cuenca alta de la cuenca media del río Barbas.

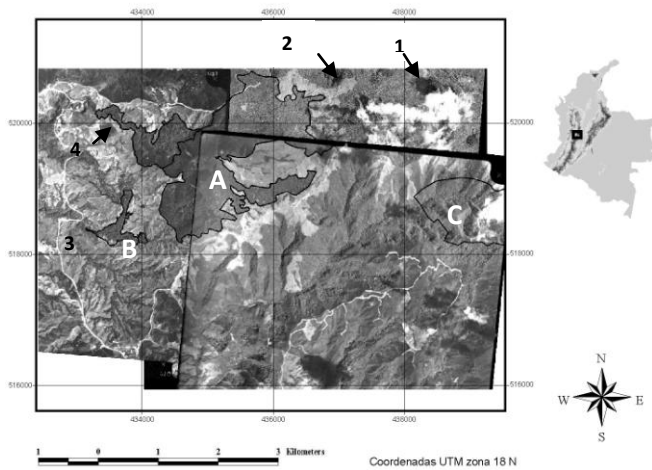


Figura 1. Cuenca alta del río Barbas y Reserva de la Patasola. Fotografías aéreas 1991. A. Charco Negro. El costado occidental fue el área evaluada. B. La Cha – San Bernardo, perímetro corregido julio 2005. C. Reserva de La Patasola. 1. Parque Ucumarí. 2. Santuario Otún Quimbaya. 3. Autopista del Café Armenia-Pereira. 4. Río Barbas.

La Cha-San Bernardo se encuentra totalmente aislado, tiene un área de 19.2ha y una relación área perímetro de 1: 25. Es un bosque montano bajo (1950m de altitud), muy intervenido, ubicado en la vereda Las Cruces, municipio de Filandia (Quindío) ($4^{\circ} 41' N$, $75^{\circ} 35' W$). Este bosque protege el nacimiento de la quebrada Bolillos, afluente del Barbas. El segundo fragmento, Charco Negro, protege el nacimiento del río Barbas y se encuentra sobre límites de la vereda El Manzano (municipio de Pereira, Risaralda) con la vereda Las Cruces (municipio de Filandia, Quindío) ($4^{\circ} 42' N$ y $75^{\circ} 35' W$). Tiene 350ha, de las cuales 122ha (35%) son de bosque natural intervenido en diferentes estados de sucesión y las 228ha restantes son plantaciones comerciales de pino y eucalipto. En este

estudio, se evaluaron 52ha (correspondientes al 15% del fragmento), de las cuales 36ha son de bosque natural y 16ha de plantaciones. El área total, tiene una relación área: perímetro de 1: 6; pero excluyendo las plantaciones que se explotan con tala a ras, periódicamente, la relación para la zona de bosque natural es: 1: 16.

Historia de conectividad, uso del suelo y tamaño del bosque: Fueron analizadas fotografías aéreas e imágenes satelitales de diferentes años¹, para determinar el tamaño de los bosques evaluados, su forma, pérdida o recuperación de la cobertura boscosa y los cambios relacionados con la conectividad con otros bosques. También se realizaron entrevistas informales a propietarios y entidades ambientales.

Estimación de la densidad de aulladores: El estudio se efectuó entre febrero y septiembre de 2005. Para la Reserva Natural La Patasola, se efectuaron censos por transectos lineales repetidos (Peres 1999). Se trabajó en ocho transectos con longitud promedio de 775m y distancia mínima de 300m entre uno y otro, abarcando aproximadamente 100ha de bosque natural. En los censos sólo se incluyeron los registros visuales de los monos (éstos fueron ubicados por observación directa o por audición), empleando binóculos 8X42. Cada transecto fue recorrido a una velocidad promedio de 0.3 km/h. Los censos se iniciaron a las 0830 horas, con un recorrido inverso del mismo transecto a las 1400 horas. Estos horarios corresponden a los picos de mayor actividad de los aulladores en bosques de montaña (Martínez 2003). Para cada transecto, se calculó independientemente la densidad de grupos, con la fórmula $D = n / (z * X * L)$ (Franzreb 1981), donde n es el número total de avistamientos en cada transecto, X la distancia de detección (distancia perpendicular del grupo de monos observados al transecto) y L la distancia recorrida durante los censos por el transecto. Fue considerada 30m como la distancia de detección efectiva, a partir de la cual se contaron muy pocos avistamientos. Se estimó la densidad ecológica (Smallwood & Schonewald 1996), ya que se tuvieron en cuenta únicamente seis transectos, en los cuales los aulladores fueron detectados al menos una vez durante los censos o fuera de éstos. En los transectos donde no hubo registros durante los censos, pero se confirmó la presencia de aulladores, la densidad se estimó tomando $n = 0$. La densidad de grupos para el área fue obtenida como el promedio entre las densidades de los seis transectos; y la

¹ Vuelos IGAC: C444-1946 fotografía # 186; C-730-23-1954 fotografía # 63, 65 y 66; C1768-30-1977 fotografías # 222 y 223; C2118-20-1984 fotografías # 208, 209 y 311; R-1193-23.9-1991 fotografía # 308; R-1193-23-1991 fotografías # 348, 349 y 350. Imagen Landsat 09-57-1997, georeferenciada SIRAP-EC WWF Colombia / WCS Colombia.

densidad de individuos fue estimada multiplicando la densidad de grupos por el tamaño promedio de las tropas encontradas.

En los bosques de La Cha–SanBernardo y Charco Negro, por ser tan angostos (y de tamaño pequeño en el caso de la Cha-San Bernardo), se efectuó conteo directo de grupos e individuos. Se hicieron recorridos diarios entre las 0800 horas y 1700 horas para buscar e identificar las tropas de aulladores presentes.

Estructura y composición de los grupos de aulladores: Durante la observación y seguimiento de las tropas de monos se determinó, en lo posible, el número de individuos de la tropa, su sexo y edad, teniendo en cuenta las características morfológicas utilizadas por Soini (1992) y Defler (1981): adulto, subadulto, juvenil e infante.

Determinación de la estructura y composición vegetal: Se trazaron parcelas de 50x4m; diez en La Patasola y cinco en cada uno de los fragmentos de la cuenca alta del Barbas. Se contaron los árboles con DAP mayor a 10cm, y se registraron su altura, área de la copa, DAP y especie. Se estimó la cobertura del dosel utilizando un densiómetro. Estos datos fueron tomados en seis puntos, distribuidos a lo largo de la parcela, con una distancia de 10m entre un punto y el siguiente. En cada uno de ellos se tomaron cuatro datos, correspondientes a cada uno de los puntos cardinales, calculando luego el promedio aritmético de ellos (Estrada & Coates-Estrada 1996). Se registraron las especies vegetales consumidas por los aulladores en cada bosque. Estas observaciones fueron complementadas con semillas provenientes de muestras fecales. Además, se resaltaron las especies reportadas en la dieta de los monos en otros estudios.

RESULTADOS

Historia de conectividad, uso del suelo y tamaño del bosque: Los registros fotográficos permitieron establecer que hacia la mitad del siglo XX, el área actual de la reserva La Patasola se encontraba altamente deforestada (finca La Betulia); aproximadamente el 50% estaba constituido por potreros dedicados a la ganadería y la agricultura, evidenciándose entresaca activa en los pocos manchones de bosque (figura 2). No se puede hablar de un completo aislamiento físico en esta época para la parte de la reserva; sin embargo, la fuerte actividad antrópica pudo haber causado un confinamiento de la fauna en las zonas más pendientes, que en aquella época fueron las menos intervenidas. Por los conflictos sociales en la región, los terrenos fueron abandonados entre las década de 1970 y 1980. Los potreros empezaron a regenerarse de forma natural y alrededor de lo que hoy es la reserva se reforestó con plantaciones comerciales de pino y eucalipto. Para la década de 1990, el área de la reserva ya había sido destinada para la protección de la cuenca. En este mismo período, La Patasola se conectó con el Parque Ucumarí (donde se encuentra una población

residente de aulladores) gracias a la recuperación natural de los bosques y a la conectividad temporal que ofrecen las plantaciones forestales (figura 1). La mayoría de las personas entrevistadas desconoce la presencia de los aulladores en la reserva. Incluso antiguos propietarios (década de 1960) afirmaron que en esos bosques no existían anteriormente aulladores.

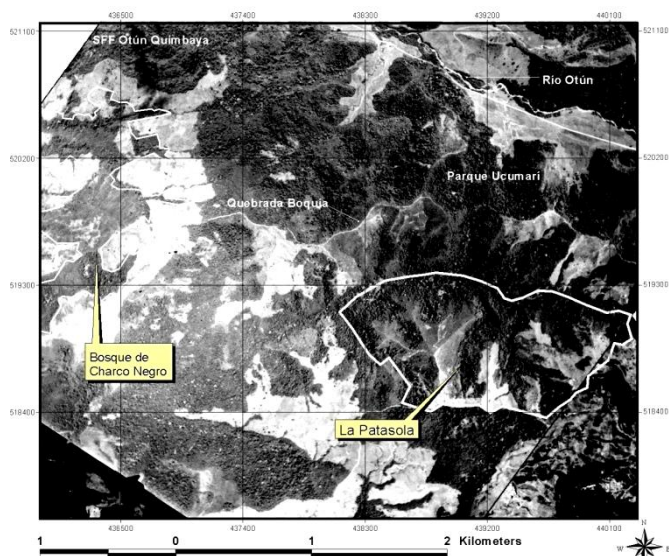


Figura 2. La Betulia, actual reserva de La Patasola. Fotografía aérea de 1954. En colores oscuros se observan los bosques naturales. En gris claro y blanco, los potreros y cultivos.

En la década de 1930 fue construida la carretera Armenia-Pereira que separó la cuenca alta de la cuenca media del río Barbas (CRQ 2001). La cuenca alta se encontraba altamente deforestada hacia la mitad del siglo XX (figura 3). El bosque de la Cha-San Bernardo ya era un fragmento aislado de 44ha, con fuertes señales de entresaca. Este fragmento fue disminuyendo paulatinamente de tamaño, dando paso a potreros para la ganadería intensiva, hasta alcanzar las 19ha que presenta en la actualidad. En este mismo período, el bosque de Charco Negro estaba totalmente aislado por potreros y fuertemente entresacado (figura 2 y 3). Gracias a la reforestación con plantaciones comerciales, la zona ganó cobertura boscosa en los últimos 20 años (figura 1). Sin embargo, la franja de bosque natural de Charco Negro disminuyó desde los años 50 hasta la década de los 90 en un 45%. Actualmente ambos bosques son entresacados (extracción de semillas, bejucos y maderas para elaboración de artesanías) y no cuentan con figuras de protección. Los pobladores de la zona no tienen clara la presencia de aulladores. En muy pocas ocasiones los han

observado en los bosques de Charco Negro; mientras que en La Cha-San Bernardo desconocen su presencia.

Densidad, estructura y composición de los grupos de aulladores: Durante 75 días en la Reserva La Patasola, se efectuaron 93 censos simples, recorriendo 72.6Km. Se observaron grupos de aulladores solamente en nueve ocasiones, cuatro de éstas fuera de los censos. Estos registros se limitaron a las zonas profundas de la cuenca, entre los 1940 y los 2000m de altitud. La densidad estimada fue de 2.2 ± 2 grupos/km². Fueron identificados dos tropas de aulladores (tabla 1) con un tamaño promedio de 8.4 ± 2.5 individuos. Con estos datos se calculó una densidad de 18.6 ± 17.2 individuos/km².

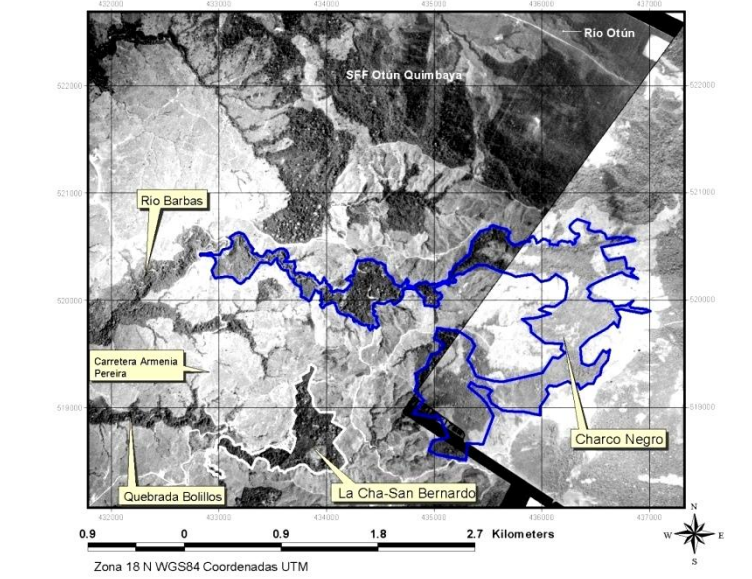


Figura 3. Cuenca alta del río Barbas. Fotografía aérea de 1946. En colores oscuros se observan los bosques naturales. En gris claro y blanco, los potreros y cultivos.

Los dos grupos identificados, presentaron tamaño y composición característicos de la especie (Defler 2003), con una proporción machos adultos: hembras adultas de 1: 2, siendo igual que la proporción hembras adultas: inmaduros (infantes + juveniles). La identificación de otros grupos se dificultó debido al terreno, a la topografía empinada y a lo poco habituados que están los monos a la presencia de observadores.

En el bosque de La Cha-San Bernardo se encontró un único grupo de aulladores (345 horas de búsqueda), conformado por cuatro individuos: un macho adulto (que presentaba los testículos poco desarrollados, dando la impresión de ser juvenil), dos hembras adultas y una hembra juvenil. La proporción hembras a machos adultos fue 2: 1, al igual que la proporción de hembras adultas a

inmaduros. Estos individuos al parecer aúllan muy esporádicamente y por lo tanto su presencia en el bosque pasa desapercibida. En Charco Negro se completaron 200 horas de búsqueda y fue encontrado un solo individuo, macho subadulto, con una fuerte deformidad en el área de la boca y las orejas; delgado y con pelaje escaso. Con solo cinco individuos no se puede hablar de una población residente y estable, por lo cual, no se calculó la densidad poblacional en estos fragmentos.

Tabla 1. Tamaño y composición de dos grupos de monos aulladores en la Reserva Natural La Patasola

	♂ A	♀ A	♂ SA	♀ SA	♂ J	I	Indet	
Tropa 1	1	3	1		2	3		10
Tropa 2	1	1	1	1		1	2	7
Total	2	4	2	1	2	4	2	17
Promedio	1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	2.0		8.5

♂: macho, ♀: hembra, A: adulto, S: subadulto, J: juvenil, I: infante, indet.: indeterminado

Estructura y composición vegetal: En las parcelas de La Patasola se registraron 30 familias y 59 especies de plantas. Según el número de individuos, la familia más abundante fue Rubiaceae, seguida por Melastomataceae. Los géneros más abundantes fueron *Miconia* (Melastomataceae), *Guettarda* (Rubiaceae) y *Ocotea* (Lauraceae). Las especies más abundantes: *Cecropia telealba* (Cecropiaceae), *Aegiphila bogotensis* y *Axinaea macrophylla* (Melastomataceae).

En La Cha-San Bernardo se registraron 17 familias y 39 especies de plantas. La especie más abundante fue *Wettinia kalbreyeri* (Arecaceae) y las familias con mayor número de especies e individuos fueron Lauraceae y Moraceae. En Charco Negro se registraron 15 familias y 30 especies. La especie con mayor número de individuos fue la palma *W. kalbreyeri* y las familias Arecaceae y Melastomataceae.

En la tabla 2 se presentan los promedios de las variables evaluadas en cada bosque. La Patasola presentó los valores más altos en la mayoría de los casos. En esta reserva es posible encontrar árboles de gran porte, que son muy escasos en la cuenca alta del Barbas. Se encontró además una amplia variedad de recursos consumidos por los aulladores (Giraldo *et al* 2007). Por ejemplo, *Ficus tonduzii*, *C. telealba*, *Allophylus mollis*, *Morus insignis*, *Inga* spp., *Miconia* spp. y *Pseudolmedia* sp., de los cuales consumen frutos maduros, las hojas, y ocasionalmente las flores. También son consumidos los frutos inmaduros de *W. kalbreyeri*.

Por el contrario, en los fragmentos de la cuenca alta, se registraron pocas especies consumidas por los monos. En Charco Negro se encontró la palma *W. kalbreyeri*, pocos yarumos blancos (*C. telealba*), *A. mollis*, *Inga* sp. y *Miconia* sp.

No se registraron especies de la familia Moraceae. En la Cha-San Bernardo fueron registradas tres especies de *Ficus* (*F. cuatrecasana*, *F. mutisii* y *Ficus* sp.), yarumo blanco (*C. telealba*), *Inga* sp., *Miconia* sp.1 y *W. kalbreyeri*.

Tabla 2. Variables evaluadas sobre la vegetación (promedio de las parcelas).

Bosque	DAP	Altura	Copa	#	# Especies	Cobertura
La Patasola	30.4	11.9	19.7	13.7	10.8	84.5
La Cha-San	25.1	9.6	19.3	19.2	10.0	82.4
CharcoNegro	20.7	9.4	16.3	14.2	8.6	82.1

DISCUSIÓN

La zona comprendida entre los municipios de Salento, Filandia y Pereira hizo parte del camino de las Indias, Real o Nacional, es decir, que fue un paso obligado de viajeros, desde épocas prehispánicas. Sin embargo, la colonización de esta región no se dio hasta la mitad del siglo XIX, sufriendo una rápida y vertiginosa desaparición de sus bosques, especialmente a principios del siglo XX con el auge cafetero (CRQ 2001).

En la reserva La Patasola, hasta hace aproximadamente 10 años, aún se extraía madera del bosque y se cazaban animales pequeños esporádicamente, sin tenerse registros de caza de aulladores (Fundasilvestre 2004). Actualmente estas prácticas de caza son, en general nulas, debido a la intervención de entidades ambientales y a la toma de conciencia por parte de la comunidad. Los bosques de La Patasola se encuentran en proceso de recuperación desde hace unos 25 años aproximadamente. La población de monos de la zona no presenta amenaza por cacería o reducción del hábitat. Por el contrario, los monos y el bosque, en general, están en buenas condiciones, las cuales tienden a mantenerse e incluso mejorarse en los próximos años por ser un área destinada a la conservación y uso sostenible de los recursos.

Los pobladores locales afirman que los aulladores no habitaban la región de la reserva hasta hace unos 10 años. Partiendo de la historia de la colonización humana en esta región, se podría pensar que la explotación de los bosques hacia finales del siglo XIX y comienzos del siglo XX, disminuyó drásticamente la fauna silvestre y, presumiblemente, causó la extinción local de los aulladores (POT Salento 2000). Se puede suponer que la población es nueva y se encuentra en proceso de colonización y establecimiento en el área. Desafortunadamente no existe un estudio previo a la declaración del área como reserva natural, para comprobar si los aulladores no habitaban la zona a mediados del siglo XX y si hubo una inmigración o un incremento poblacional tras la protección del bosque. Es probable que los monos llegaran a la zona provenientes de la cuenca del Otún (teniendo en cuenta que estos bosques se han conectado

recientemente), donde la densidad poblacional es alta (Gómez-Posada *et al* 2007). Sin embargo, entre la cuenca del Otún y la cuenca de Boquía se alcanzan alturas cercanas a los 3000m y este podría ser un límite natural para una dispersión más efectiva. Aunque existen registros antiguos de aulladores rojos a 3200m (Hernández-Camacho & Cooper 1976), en la actualidad, en el eje cafetero no se ha encontrado ninguna población por encima de los 2300m de altitud (Gómez-Posada 2006). La población de aulladores de La Patasola podría estar en crecimiento, siguiendo la recuperación de los bosques naturales y el incremento temporal de la cobertura boscosa que ofrecen las plantaciones forestales. En otras localidades, las poblaciones de aulladores han crecido rápidamente tras procesos de recuperación de bosques. Por ejemplo, en Costa Rica, una población de aulladores negros (*Alouatta palliata*) se multiplicó siete veces en 28 años, gracias a la protección e incremento de los bosques (Fedigan & Jack 2001).

La densidad estimada en La Patasola se encuentra dentro de los valores normales reportados para la especie en bosques continuos, aunque se ubica hacia el límite inferior (Crockett & Eisenberg 1987, Chapman & Balcomb 1998); y es similar a la reportada en otros estudios en Colombia en tierras bajas (Defler 1981, Stevenson *et al* 1991, Palacios & Rodríguez 2001) (apéndice 1).

En cuanto a bosques montanos, la densidad en La Patasola es similar a la estimada por Gaulin & Gaulin (1982) a 2300m (Huila), en un bosque continuo y poco intervenido: *c.a.* 15 indv/km². En la cuenca del río Nima (Valle del Cauca), zona de bosque nativo y plantaciones forestales a 2000m, se reportó una densidad de aulladores de 22.6 indv/km². Al igual que en La Patasola, los bosques del Nima llevan alrededor de dos décadas de recuperación, tras el abandono de las fincas por conflictos sociales (Gómez-Posada *et al* 2005). En el Santuario Otún Quimbaya a 1900m, se estimó una densidad de 72 indv/km² (Gómez-Posada *et al* 2007). El Santuario tiene una historia de 50 a 60 años de recuperación de potreros, y crecimiento y protección de los bosques.

La composición grupal en La Patasola fue similar a la reportada para la especie (Izawa 1988, Soini 1992, Isawa 1997). En los dos grupos identificados se encontró una mayor proporción de hembras frente a machos adultos y el número de inmaduros duplica el de las hembras adultas. Una alta proporción de inmaduros en una población puede indicar que el número está siendo reemplazado o que la población se está expandiendo (Heltne *et al* 1976 en Defler 1981). Este resultado apoya la hipótesis de una población de aulladores en crecimiento.

En el bosque de La Cha-San Bernardo, solamente se encontraron cuatro individuos, con una baja proporción de inmaduros. Según Heltne y

colaboradores (1976 en Defler 1981) un mayor número de hembras adultas y pocos inmaduros puede indicar que la población está en dificultades o en disminución. El único macho presentaba testículos poco desarrollados, tal como lucen aulladores subordinados o que no copulan frecuentemente (P. Stevenson com pers.). A pesar del tamaño tan pequeño, el bosque de la Cha-San Bernardo presentó una buena diversidad de especies vegetales y una buena oferta de alimento para aulladores. Los higuerones y yarumos proporcionan un suministro constante de alimento (hojas nuevas y frutos), dada la fenología asincrónica de éstos (Bronstein *et al* 1990). Este suministro constante de alimento seguramente ha contribuido a la persistencia de aulladores en este pequeño fragmento aislado (Terbogh & Winter 1980, Terbogh 1986).

En el bosque de Charco Negro solamente se encontró un individuo de *A. seniculus* con deformaciones físicas. En bosques altamente intervenidos como éste, donde la diversidad vegetal es baja, la presencia de árboles de producción asincrónica como los yarumos (*Cecropia* spp.) y los higuerones (*Ficus* spp.) podría llegar a ser un recurso limitante (Rylands & Keuroghlian 1988, Schwarzkopf & Rylands 1989, Estrada & Coates-Estrada 1996, Gómez-Posada *et al* 2005). La familia Moracea y en especial el género *Ficus* ha sido reconocida por su importancia en la dieta de los monos, especialmente en bosques intervenidos (Julliot & Sabatier 1993, Serio-Silva *et al* 2002, Giraldo *et al* 2007). Es llamativo que en este fragmento donde solamente se encontró un individuo de aullador, no se registraron moráceas y se encontraron muy pocos yarumos (*Cecropia* sp.), cuya importancia como alimento ya ha sido registrada en poblaciones de montaña y fragmentos del eje cafetero (Londoño 2004, Vélez 2005, Zarate 2005, Giraldo *et al* 2007).

Charco Negro se encuentra contiguo a los bosques del Santuario Otún Quimbaya y de la cuenca de Boquía, donde hay aulladores. La capacidad de dispersión de estos monos ha sido documentada, ya que pueden atravesar ríos, carreteras, potreros, cultivos, plantaciones forestales, cercas vivas y puentes artificiales (Izawa & Lozano 1990, Crockett 1998, Horwich 1998). Por lo tanto, se esperaba que las plantaciones hubieran permitido un mínimo de colonización del bosque de Charco Negro. Fue común observar los aulladores en los límites del Santuario Otún Quimbaya, en el borde de las plantaciones de eucalipto. Esto implica que los aulladores del Santuario no cruzan hasta el bosque de Charco Negro, a pesar de que la plantación en esa zona limítrofe tiene solamente 300m de ancho (en promedio). El corto periodo en que son explotadas estas plantaciones altamente tecnificadas (5 a 7 años en promedio) podría ser insuficiente para que los aulladores las empezaran a utilizar. En otras zonas como la cuenca del río Nima (Valle) donde las plantaciones son usufructuadas en periodos mayores a 10 años, los aulladores se han establecido en éstas,

usándolas como corredores de conexión entre parches de bosque natural y como dormitorios (Gómez Posada *et al* 2005). Es probable que el fuerte deterioro al que fueron sometidos estos bosques, la ausencia de árboles de importancia en la dieta de los aulladores, un dosel bajo y poco diverso y el corto período temporal en que son taladas las plantaciones, reduzca o impida la dispersión de los monos. Podría pensarse en Otún Quimbaya como una fuente de aulladores, mientras que Charco Negro sería un sumidero (Chapman *et al* 2003, Rodríguez-Toledo *et al* 2003).

En los dos fragmentos de la cuenca alta del río Barbas solamente se encontraron cinco individuos. Teniendo en cuenta que los bosques de la cuenca alta se encuentran aislados por potreros tecnificados de ganadería y por el paso de la autopista desde hace varias décadas, y que al parecer las plantaciones forestales no han permitido una conectividad efectiva con los bosques cercanos, se sugiere que estos monos son remanentes de una población previamente existente. No se pudo establecer una fecha de aislamiento de estos bosques, pero es posible que la población de aulladores haya quedado confinada desde finales del siglo XIX. Se puede suponer que existieran eventos de dispersión con la cuenca media del río Barbas antes de la ampliación de la carretera Armenia–Pereira en la década de 1970. Siendo así, llevarían aislados al menos unos 30 años. Con tanto tiempo de aislamiento, el grado de entrecruzamiento podría ser muy alto y producir un sinnúmero de efectos negativos que conllevan al colapso de la población (Estrada & Cotes-Estrada 1996). Por ejemplo el número poblacional tan bajo, la ausencia de individuos inmaduros y las deformidades de los machos. Sin embargo, los datos no permiten asegurar que estos problemas sean causa directa del aislamiento.

En esta zona, el ganado representa una amenaza indirecta a los aulladores, puesto que tiene acceso al bosque llegando incluso hasta muy cerca de las quebradas, donde la vegetación está mejor conservada. El ganado pisotea, compacta y deteriora el suelo, truncando el crecimiento de nueva vegetación; de hecho, se encuentra muy poco sotobosque en estos bosques. De otro lado, el contacto con la fauna doméstica y con las comunidades humanas puede ser perjudicial para los monos. El género *Alouatta* es muy susceptible a la fiebre amarilla y al parasitismo por larvas de moscas barrenadoras del ganado (Crockett 1998).

Los bosques de la cuenca alta son angostos, con una baja relación área: perímetro, y están muy expuestos a los efectos de borde. Los fuertes vientos durante el tiempo de estudio, derribaron varios árboles, dejando espacios considerables en el dosel. Los pocos árboles grandes, en estas condiciones de baja diversidad y aislamiento se convierten en recursos importantes para los

aulladores (no solo recursos alimenticios, también para dormitorios, ya que estos monos utilizan principalmente árboles de gran porte). La caída de árboles causa desorientación y estrés en los aulladores, además de la pérdida del recurso como tal (Estrada & Coates-Estrada 1996, Horwich 1998, Rodríguez-Toledo *et al* 2003).

En términos generales, el bosque mejor conservado es, sin duda, el de la Reserva Natural La Patasola, encontrándose además una mayor oferta alimenticia para los aulladores. Los otros bosques, en especial Charco Negro, no se encuentran en tan buenas condiciones. Por ejemplo, la altura promedio de los árboles puede usarse como indicativo del estado de conservación del bosque. En La Patasola el promedio de altura fue mayor a 10m, mientras en los otros bosques fue menor a este valor. Algunos autores consideran el primer caso como evidencia de un bosque relativamente bien conservado, y el segundo, como señal de un bosque más perturbado (Rodríguez-Toledo *et al* 2003). En general, los aulladores prefieren los estratos superiores del bosque, con buena continuidad de dosel y árboles de gran porte (Schwarzkopf & Rylands 1989, Soini 1992, Stevenson *et al* 2000, Defler 2003) que, por lo general, presentan gran DAP, grandes copas y alturas considerables. Estas variables fueron siempre mayores en La Patasola.

En La Patasola no se identificaron mayores amenazas y el plan de manejo y conservación de esta reserva (Fundasilvestre 2004) garantiza, en cierta medida, el mantenimiento y bienestar de la población de monos. Para la cuenca alta del río Barbas, el aislamiento es la principal amenaza, sumado a que los bosques han sido entresacados, presentan un manejo inadecuado y se observan consecuencias negativas como el efecto de borde. Esta población de la cuenca alta puede considerarse en peligro. Sin embargo, actualmente se lleva a cabo el proyecto de declaratoria y plan de manejo del Parque Regional del cañón del río Barbas (Valencia & Valderrama 2006), el cual incluye los dos fragmentos de la cuenca alta.

Teniendo en cuenta que tres de las poblaciones de aulladores de Risaralda (Campo Alegre, Otún Quimbaya y Ucumari), y las de la cuenca media del río Barbas se encuentran aisladas entre sí, la cuenca alta y La Patasola, podrían funcionar como un gran “puente”. En esta zona de la cordillera se encuentran los últimos y más grandes bloques de bosques montanos, que protegen no solamente a los monos aulladores. Dada la reconocida capacidad de dispersión de esta especie, se puede pensar en un manejo a nivel de paisaje: dentro del área total se tendría un grupo de subpoblaciones, entre las cuales pueda ocurrir algún evento de migración, ayudada por reforestaciones (incluso bajo los puentes de la autopista del café), corredores, puentes de dosel y un diseño

cuidadoso para explotar las plantaciones forestales. Este sería un posible escenario de metapoblación, la cual una vez definida y usada consistentemente, cuando es combinada con ecología del paisaje, dinámica de poblaciones y ecología del comportamiento, puede proveer una de las bases más viables para la conservación de primates en el siglo XXI (Marsh 2003).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Smurfit Cartón de Colombia, FundaSilvestre y propietarios de fincas, por el apoyo logístico. A Diego Duque de CRQ, por la colaboración e interés; a Jorge Mario Londoño por la ayuda en campo; a Humberto Álvarez-López por sus correcciones; Leonor Valenzuela, Carlos Valderrama y Yesid Lozano por el apoyo con el SIG; Paula Giraldo, Paola Olaya, Margarita Ríos, Andrés Felipe Castaño y Phillip Silverstone Sopkins por la determinación de especímenes vegetales. A Gustavo Kattan y Carolina Murcia, por la asesoría, dirección y apoyo. El trabajo fue financiado por La Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología, Banco de la República y John D. and Catherine T. MacArthur Foundation

LITERATURA CITADA

- Bronstein JL, Gouyon PH, Gliddon C, Kjellberg F & Michaloud G. 1990. Ecological consequences of flowering asynchrony in monoecious figs: a simulation study. *Ecology* 71: 2145-2156.
- Chapman C & Balcomb S. 1998. Population characteristics of howlers: ecological conditions or group history. *International Journal of Primatology* 19: 385-403.
- Chapman C, Lawes MJ, Naughton-Treves L & Gillespie T. 2003. Primate survival in community-owned forest fragments: are metapopulations model useful amidst intensive use? En: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (ed. Marsh L), pp: 63-78. New York. Kluwer Academic/Plenum Publisher.
- Corporación Autónoma Regional del Quindío. 2001. Evaluación preliminar del estado de los recursos naturales en el Departamento del Quindío. Armenia. CRQ.
- Crockett C. 1998. Conservation biology of the genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology* 19: 549-579.
- Crockett C & Eisenberg J. 1987. Howlers: variations in group size and demography. En: *Primate Societies* (eds. Smuts B, Cheney D, Seyfarth R, Wrangham R & Struhsaker T), pp: 54-68. Chicago. The University of Chicago Press.
- Defler T. 1981. The density of *Alouatta seniculus* in the eastern llanos of Colombia. *Primates* 22: 564-569.

Defler T. 2003. Primates de Colombia. Serie de Guías Tropicales de Colombia 4. Conservación Internacional, Bogotá.

Estrada A & Coates-Estrada R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17: 759-783.

Fedigan L & Jack K. 2001. Neotropical primates in a regeneration Costa Rica dry forest: a comparison of howler and capuchin population patterns. *International Journal of Primatology* 22: 689-713.

Franco AM & Bravo G. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Colombia. En: *Áreas Importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*, (eds. Boyla K & Estanda A.), pp: 117-281. Quito. Serie de Conservación de Birdlife N° 14. Birdlife Internacional.

Franzreb KE. 1981. The determination of avian densities using the variable-strip and fixed-width transect surveying methods. *Studies in Avian Biology* 6: 139-145.

Freese C, Heltne PG, Castro N & Whitesides G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Perú and Bolivia, with notes on distributions. *International Journal of Primatology* 3: 53-90.

Fundasilvestre. 2004. Conservación de la avifauna en el AICA La Patasola a través de una estrategia de zonificación y formulación de plan de manejo. Armenia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Gaulin S & Gaulin C. 1982. Behavioral ecology of *Alouatta seniculus* in Andean cloud forest, Colombia. *International Journal of Primatology* 3: 1-32.

Giraldo P, Gómez-Posada C, Martínez J & Kattan G. 2007. Resource use and seed dispersal by red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in a Colombian Andean Forest. *Neotropical Primates* 14: 55-62.

Gómez-Posada C. 2006. Biología y estado de conservación. En: *Plan de Conservación del Mono Aullador (*Alouatta seniculus*) en la Región del Sirap-EC y Valle del Cauca* (eds. Valderrama C & Kattan G), pp: 13-40. Bogotá. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Fundación EcoAndina/WCS Colombia.

Gómez-Posada C, Giraldo P, Álvarez Z & Londoño JM. 2006. Evaluación de la densidad poblacional del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en bosques del eje cafetero. Informe final presentado a la Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología, Banco de la República. Cali. Fundación EcoAndina/WCS Colombia.

Gómez-Posada C, Martínez J, Giraldo P & Kattan G. 2007. Density, habitat use and ranging patterns of red howler monkey in Andean forest. *Neotropical Primates* 14: 2-10.

Gómez-Posada C, Roncancio N & Hincapié P. 2005. Evaluación de las poblaciones de mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*: Primates) en fragmentos de bosque en el Valle del Cauca. Informe Técnico presentado a la Corporación Regional del Valle del Cauca CVC. Cali. Fundación EcoAndina/WCS Colombia.

Heltne PG, Turner DC & Scott Jr NC. 1976. Comparison of census on *Alouatta palliata* from Costa Rica and Panamá. En: Neotropical Primates: Field Studies and Conservation (eds. Thorington R & Heltne PG), pp: 10-19. Washington D. C. National Academy of Science.

Hernández-Camacho J & Cooper R. 1976. The nonhuman primates of Colombia. En: Neotropical Primates: Field Studies and Conservation (eds. Thorington R & Heltne PG), pp: 35-69. Washington DC. National Academy of Sciences.

Horwich R. 1998. Effective solutions for howler conservation. International Journal of Primatology 19: 579-599.

Izawa K. 1988. Preliminary reports on social changes on red howlers (*Alouatta seniculus*). Field Studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia 1: 29-33.

Izawa K. 1997. Stability of the home range of red howler monkeys. Field studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia 11: 41-46.

Izawa K & Lozano H. 1990. River crossing by a wild howler monkey (*Alouatta seniculus*). Field Studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia 3: 29-33.

Julliot C & Sabatier D. 1993. Diet of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in French Guiana. International Journal of Primatology 14: 527-550.

Kattan G & Álvarez-López H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscape in the Colombian Andes. En: Forest Patches in Tropical Landscape (eds. Schelhas J & Greenberg R), pp: 3-18. Washington D.C. Island Press.

Londoño JM. 2004. Dieta del mono aullador (*Alouatta seniculus*) en la reserva La Montaña del Ocaso, Quimbaya, Quindío. Tesis de pregrado en Ecología. Popayán, Colombia. Fundación Universitaria de Popayán.

Marsh L. 2003. The Nature of fragmentation. En: Primates in Fragments: Ecology and Conservation (ed. Marsh LK), pp: 1-10. New York. Kluwer Academic/Plenum Publisher.

Martínez J. 2003. Rango vital y patrón de actividad de *Alouatta seniculus* en el Santuario de Fauna y Flora Otún – Quimbaya, Risaralda, Colombia. Tesis de pregrado en Biología. Cali, Colombia. Universidad del Valle.

Palacios E & Rodríguez A. 2001. Ranging pattern and use of space in a group of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in a southeastern Colombian rainforest. American Journal of Primatology 55: 233 – 251.

Peres C. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7: 11-16.

Plan de Ordenamiento Territorial. 2000-2007. Municipio de Salento. Departamento del Quindío.

Rodríguez-Toledo EM, Mandujano S & García-Orduña F. 2003. Relationships between forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern Veracruz, México. En: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (ed. Marsh LK), pp: 79-97. New York. Kluwer Academic / Plenum Publisher.

Rylands A & Keuroghlian A. 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragments in Central Amazonia. *Acta Amazonica* 18: 291-307.

Schwarzkopf L & Rylands A. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation* 48: 1-12.

Serio-Silva JC, Rico-Gray V, Hernández-Salazar LT & Espinosa-Gómez R. 2002. The role of *Ficus* (Moraceae) in the diet and nutrition of a troop of Mexican howler monkeys, *Alouatta palliata mexicana*, released on an island in southern Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 18: 913-928.

Smallwood KS & Schonewald C. 1996. Scaling population density and spatial pattern for terrestrial mammalian carnivores. *Oecologia* 105: 329-335

Soini P. 1992. Ecología del coto mono (*Alouatta seniculus*, Cebidae) en el río Pacaya, Reserva Pacaya - Saimiria, Perú. *Folia Amazónica* 4: 103-118.

Stevenson PR, Quiñones M & Ahumada J. 2000. Influence of fruit availability on ecological overlap among four neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica* 32: 533-544.

Stevenson PR, Quiñones M & Ahumada J. 1991. Relación entre la abundancia de frutos y las estrategias alimenticias de cuatro especies de primates en el río Duda, Macarena. Informe final presentado a la Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología, Banco de la República, Bogotá.

Terborgh J & Winter B. 1980. Some causes of extinction. En: *Conservation Biology, An Evolutionary – Ecological Perspective* (eds. Soulé M & Wilcox B), pp: 119-134. Sunderland, Massachusetts. Sinauer Associates.

Terborgh J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. En: *Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity* (ed. Soulé M), pp: 330-344. Sunderland, Massachusetts. Sinauer Associates.

Valderrama C & Kattan G. 2006. Plan de conservación del mono aullador (*Alouatta seniculus*) en la región del SIRAP -EC y el Valle del Cauca. Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt y Fundación EcoAndina/WCS Colombia, Cali.

Valencia MY & Valderrama C. 2006. Estado de Protección. En: *Plan de Conservación y Manejo del Mono Aullador (Alouatta seniculus) en la Región del*

POBLACIONES DE MONO AULLADOR EN QUINDÍO Y RISARALDA

Sirap-EC y Valle del Cauca (eds. Valderrama C & Kattan G), pp: 41-50. Bogotá, D.C. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Fundación EcoAndina/WCS Colombia.

Vélez A. 2005. Preferencias alimenticias de *Alouatta seniculus* en la Reserva del bosque de Yotoco, Valle, Colombia. Tesis de pregrado en Biología. Bogotá, Colombia. Universidad de Los Andes.

Zárate D. 2005. Patrón de actividad general y comportamiento alimenticio de dos tropas de monos aulladores (*Alouatta seniculus*), en la reserva Bosque de Yotoco, Colombia. Tesis de pregrado en Biología. Bucaramanga, Colombia.

Apéndice 1. Densidad poblacional de *A. seniculus* en diferentes localidades.

Densidad	Altura msnm	Fuente	
25.6	<500	Braza	(1978)
54		Braza <i>et al</i>	(1981)
36	73 - 100	Crockett	(1984)
50	73 - 100	Crockett & Eisenberg	(1987)
85	73 - 100	Eisenberg	(1979)
61 a 118	73 - 100	Neville	(1972)
23 a 29	<200	Defler	(1981)
30.5	100-1000	Freese <i>et al</i>	(1982)
21.9	100 – 375	Green	(1978)
20.3	250 – 350	Klein & Klein	(1976)
12 a 29		Neville	(1976)
10.5		Ryland & Keuroghlian	(1988)
4	200	Palacios & Rodríguez	(2001)
10-30	350 – 450	Stevenson <i>et al</i>	(1991,
37	1500 – 2400	De la Cruz <i>et al</i>	(2004)
15	2300	Gaulin & Gaulin	(1982)
72.6	1850 – 2100	Gómez-Posada <i>et al</i>	(2007)
22.6	1800 – 2200	Gómez-Posada <i>et al</i>	(2005)

Tomado de Crockett & Eisenberg (1987), Chapman & Balcomb (1998).

PATRÓN DE ACTIVIDAD Y DIETA DEL MONO AULLADOR ROJO EN UN BOSQUE ANDINO

Jesús Martínez-Gómez, Carolina Gómez-Posada, Paula Giraldo y Gustavo Kattan

RESUMEN

En las poblaciones de montaña, los patrones de actividad y dieta de los monos aulladores rojos (*Alouatta seniculus*) pueden verse afectados por factores correlacionados con la elevación como las bajas temperaturas y la disminución en la productividad primaria y la diversidad vegetal. En este estudio presentamos los patrones de actividad y dieta de tres grupos de monos aulladores en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya a 1900-2100m de elevación en la cordillera Central de Colombia. Los tres grupos utilizaron distintos tipos de hábitat, que incluyeron combinaciones de bosque maduro, bosque secundario y plantaciones de urapán (*Fraxinus chinensis*). La rutina diaria consistió en una alternación de periodos de alimentación, descanso y desplazamiento hacia nuevos árboles de alimentación. En conjunto los tres grupos dedicaron 58% del tiempo al descanso, 21% a la alimentación, 15% al desplazamiento entre sitios de alimentación y 6% a las interacciones sociales, con algunas diferencias entre grupos posiblemente relacionadas con el tipo de hábitat. El tiempo dedicado al descanso disminuyó hacia el mediodía y volvió a incrementarse al final de la tarde. La dieta consistió principalmente de follaje (49%) y frutos (45%). Otros elementos como flores fueron consumidos en baja proporción. Se encontraron diferencias en la composición de la dieta entre los tres grupos, probablemente relacionadas con los recursos disponibles en los tipos de hábitat que abarcaba cada área de acción. En general los monos no iniciaron sus actividades hasta bien entrada la mañana (8:00 a 9:00) particularmente en las frías y lluviosas. Las interacciones sociales consistieron principalmente en sesiones de juego entre infantes y juveniles. Se observaron unas pocas sesiones de acalamiento mutuo de corta duración. La plasticidad conductual de los monos aulladores les permite ajustar su actividad y dieta a condiciones muy variadas, pero en general sus patrones de actividad son conservadores, lo cual se relaciona con su dieta altamente folívora y estilo de vida sedentario.

Palabras clave: *Allouatta*, patrón de actividad, dieta, ecología, mono aullador.

ABSTRACT

In montane populations, activity budgets and diet of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) may be affected by factors correlated with elevation, such as low temperatures and reduced primary productivity and plant species diversity. We report on the activity budgets and diet of three red howler troops at elevations of 1900-2100m at Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya in the Central Cordillera of Colombia. The three troops used different habitat types that included combinations of old-growth and secondary forest, and Chinese ash (*Fraxinus chinensis*) plantations. The daily routine consisted in an alternation of feeding and resting periods, and traveling among feeding trees. The three groups spent 58% of their time resting, 21% feeding, 15% traveling to feeding trees, and 6% in social interactions, with some differences among groups possibly related to habitat type. Time spent resting decreased towards noon and increased again at the end of the day. The diet was composed mainly of foliage (49%) and fruits (45%). We found differences in diet composition among troops, probably related to the types of resources found in their home ranges in each habitat type. Monkeys initiated their activities late (8:00-9:00), particularly in cold and rainy mornings. Social interactions consisted mostly of play sessions involving infants and juveniles. We observed few allogrooming sessions of short duration. The behavioral plasticity of howler monkeys allows them to adjust their time budgets and diet to varied conditions, but in general their activity patterns are conservative, which is related to their highly folivorous diet and sedentary lifestyle.

Key words: time budget, howler monkey, diet, primate ecology, *Allouatta*.

INTRODUCCIÓN

El patrón de actividad o la manera como un animal distribuye su tiempo entre las diferentes actividades que lleva a cabo durante el ciclo diario ("time budget"), es a menudo una respuesta adaptativa a las condiciones ambientales (Altman 1974). Esta respuesta depende de características intrínsecas al animal como sus adaptaciones fisiológicas y de factores extrínsecos como la distribución y abundancia de los recursos, o la presencia de competidores o depredadores, entre otros (Cant & Temering 1984).

Los monos aulladores (*Alouatta* spp.) tienen una dieta frugívora-folívora, ingiriendo frutos y follaje en proporciones que varían geográfica y estacionalmente, pero frecuentemente la proporción de follaje en la dieta es del 50% o más. Debido a la alta ingestión de follaje, el cual es de lenta digestión y aporta poca energía, y a la ausencia de adaptaciones específicas para la

folivoría en los aulladores (Milton 1998), estos monos dedican largos periodos de tiempo al descanso durante el día (Gaulin & Gaulin 1982, Soini 1992, Milton 1998, Estrada *et al* 1999, Stevenson *et al* 2000). Su estrategia consiste en minimizar el tiempo invertido en movimiento, desplazándose a través de rutas dirigidas a sus árboles de alimentación.

La ecología del mono aullador rojo se ha estudiado en varios tipos de bosques de tierras bajas, pero es poco lo que se sabe sobre las poblaciones de montaña, en particular en lo referente a sus patrones de actividad. Un estudio pionero es el de Gaulin & Gaulin (1982), quienes siguieron un grupo de aulladores durante un año, a una elevación de 2300m en la Cordillera Central de Colombia. Este grupo dedicó 78% del tiempo al descanso, 6% a la locomoción y 13% a la alimentación. La dieta de este grupo estuvo constituida en un 50% por hojas. Hay varios factores correlacionados con la elevación que podrían influir en los patrones de actividad de los aulladores. Primero, la temperatura disminuye en promedio 0.6°C por cada 100m que se asciende en elevación, lo cual afecta los requerimientos energéticos de los animales. Segundo, la diversidad de plantas y la productividad primaria disminuyen con la elevación, lo cual puede afectar la disponibilidad de recursos, particularmente de frutos y de hojas jóvenes. En este artículo presentamos los resultados de un estudio de seis meses de seguimiento a tres grupos de aulladores en un bosque húmedo premontano de la Cordillera Central de Colombia. Los objetivos fueron determinar la densidad y estructura poblacional y documentar el uso de recursos y los patrones de actividad. El presente artículo se enfoca en los patrones de actividad. Los otros aspectos del estudio se presentan en Gómez-Posada *et al* (2007) y Giraldo *et al* (2007).

AREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (SFFOQ; 4° 45' N, 75° 46' W), a elevaciones de 1800-2100m en el municipio de Pereira, departamento de Risaralda. El área del SFFOQ es de 489ha, pero hay continuidad con los bosques del Parque Regional Ucumará, el cual tiene 3980ha entre 1700 y 2600m. Ambos parques protegen la cuenca media del río Otún. El régimen de precipitación es bimodal, con picos de lluvia en abril y octubre y una media anual de 2700mm y una temperatura media anual de 15°C (Estación meteorológica de El Cedral; Cenicafé).

Durante las primeras décadas del siglo 20, la cuenca media del Otún fue parcialmente deforestada y se extrajeron las maderas finas. Esta zona se empezó a proteger y recuperar a partir de 1960, cuando se inició un programa de reforestación para estabilización de suelos. En el área actualmente ocupada por el SFFOQ se sembraron lotes de algunas especies exóticas como urapán (*Fraxinus chinensis*) y algunas coníferas y especies nativas como roble andino

(*Quercus humboldtii*). La mayor parte del área, sin embargo, se abandonó a regeneración natural, a partir de lluvia de semillas proveniente de los remanentes de bosque que quedaron en las pendientes más pronunciadas. Estos bosques secundarios, que varían entre 15 y 40 años, forman un mosaico de parches de distintos tamaños entremezclados con las plantaciones.

El estudio se llevó a cabo entre julio y diciembre de 2001 en un área de 113ha del SFFOQ. Durante las primeras semanas se identificaron once grupos de monos en esta área, identificados con letras de la A a la K (Gómez-Posada *et al* 2007). De estos seleccionamos tres grupos (C, D y E) para observaciones intensivas. Se hicieron observaciones con binoculares 8X40, siguiendo cada grupo desde las 06:00 hasta las 18:00, procurando seguir cada grupo de 3 a 4 días por mes. Sin embargo, la dificultad del terreno impidió el seguimiento de los grupos según se había planeado, por lo que para el grupo C (total de 18 días y 119.4 horas de observación) no se obtuvieron datos en diciembre, para D (19 días y 136.4 horas) no se obtuvieron datos en octubre, y el grupo E (15 días y 132 horas) sólo se observó en julio, agosto, octubre y diciembre.

El área de actividad de la tropa C (8ha) estaba inmersa en bosque maduro. La de la tropa D (14ha), conformada por un mosaico de bosque secundario y pequeñas áreas de plantaciones de urapán, roble y ciprés, estaba cerca al río Otún. La tropa E (8.7ha) empleó principalmente una plantación de urapán y una pequeña área de bosque secundario. Gómez-Posada *et al* (2007) presentan una descripción detallada de las áreas de actividad y distancias recorridas por estos grupos.

Cuantificamos las actividades de los monos mediante el método de observación de barrido lento (Altman 1974, modificado por Robinson 1986). Cada 15 minutos y por un periodo de 10 minutos, se registraron las actividades de los integrantes del grupo. Estas actividades fueron: 1./ desplazamiento, 2./ descanso, 3./ alimentación y 4./ interacciones sociales. Esta última categoría incluyó acicalamiento, vocalizaciones, agresiones, deposiciones (como actividad grupal), juego y apareamiento.

RESULTADOS

Obtuvimos un total de 388.3 horas de observación efectiva de los tres grupos estudiados. Los grupos tenían la composición típica de un macho y dos o tres hembras adultas, un número variable de subadultos y juveniles de ambos sexos y los infantes (tabla 1).

Para los tres grupos obtuvimos un total de 7781 registros de actividad, de los cuales 58.3% fueron dedicados al descanso, 21.1% a la alimentación, 14.8% al desplazamiento y 5.8% a las interacciones sociales. El tiempo dedicado a las distintas actividades mostró diferencias significativas entre grupos ($G= 19.3$, $df=$

6, $P < 0.01$; figura 1). El grupo E, cuya área de actividad estaba contenida casi en su totalidad en una plantación de urapán, dedicó un poco más de tiempo al descanso y menos al desplazamiento que el grupo C, cuya área de actividad consistía en una mezcla de bosque maduro y secundario. El ciclo diario de actividad siempre comenzó con una sesión grupal de deposiciones iniciada por el macho alfa. A continuación el macho alfa o una hembra adulta iniciaron el desplazamiento hacia un árbol de alimentación, donde después de un periodo de ingestión de alimento siguió una sesión de descanso. La rutina diaria consistió en un patrón secuencial de desplazamiento, alimentación y descanso. Las actividades sociales se dieron entremezcladas con los periodos de alimentación y descanso. Al finalizar el día la tropa se dirigió a un árbol dormitorio donde pasaron la noche.

Tabla 1. Composición por categorías de edad y sexo de los tres grupos de monos aulladores rojos estudiados en la cordillera Central de Colombia.

Grupo	Adulto		Subadulto		Juvenil		Infantil	Total
	♂	♀	♂	♀	♂	♀		
C	1	2	-	-	-	1	1	5
D	1	3	1	1	1	1	2	10
E	1	2	1	1	1	-	2	8

♂ Macho; ♀ Hembra

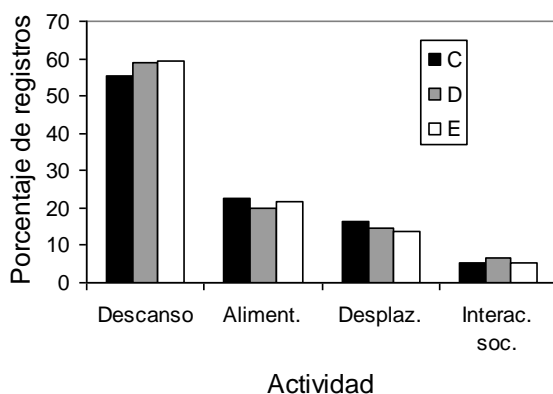


Figura 1. Proporción del tiempo, expresado como porcentaje del total de registros de eventos de actividad observados, que dedican tres grupos de monos aulladores rojos (C, D, y E) en un bosque montano a cuatro actividades: descanso, alimentación, desplazamiento, e interacciones sociales.

Los monos iniciaron lentamente sus actividades entre las 06:00 y 08:00 (figura 2). El primer periodo de alimentación ocurrió en el mismo árbol dormitorio o uno cercano a él. Hacia las 09:00 y hasta las 16:00, el descanso ocupó entre 40 y 55% del tiempo, con un pequeño aumento entre 11:00 y 12:00. A partir de las 16:00 los periodos de descanso se volvieron más extendidos, hasta llegar al árbol dormitorio entre 17:00 y 18:00. Las interacciones sociales mostraron un pico de actividad hacia la media mañana (12%) y disminuyeron durante la tarde (figura 2).

Los infantes y juveniles participaron en actividades de juego principalmente durante los periodos de descanso. Se observaron pocos casos de acalamiento entre individuos y en todos los casos estas sesiones duraron menos de un minuto.

El consumo de hojas representó el 49.2% de un total de 1643 registros de alimentación para los tres grupos. La proporción de frutos maduros fue de 39.2% y de frutos inmaduros de 5.9%. La ingesta de flores sólo se registró en las tropas C y D y se concentró principalmente en *Macrolobium colombianum* (Leguminosae), la cual produce floraciones copiosas. Las flores representaron globalmente el 5.7% de la dieta de los aulladores. Las proporciones de los cuatro tipos de alimento variaron para cada uno de los grupos ($G = 328.7$, $df = 6$, $P < 0.01$; figura 3). El grupo E consumió más frutos que hojas durante el periodo de estudio, debido a un árbol de *Ficus killipii* que produjo una cosecha abundante. Además, no comió flores (no detectamos árboles de *M. columbianum* en la urapanera). Las tres tropas consumieron un total de 48 especies de plantas, de las cuales 38 correspondieron al consumo de follaje, 11 de frutos maduros, 3 de frutos inmaduros y una especie de flor. El consumo de follaje durante este estudio se concentró principalmente en *Ficus* spp., *Cecropia telealba*, *Paullinia* sp. (Sapindaceae) y *M. columbianum*. El uso de recursos por estos monos aulladores se describe en detalle en Giraldo *et al* (2007).

En la primera sesión de alimentación del día, los monos ingirieron principalmente frutos maduros (figura 4), frecuentemente en el mismo árbol que eligieron para dormir, por lo que no necesitaron desplazarse. En general el consumo de frutos predominó durante las horas de la mañana, mientras que en la tarde predominó el consumo de follaje y aumentó hacia el atardecer en un patrón opuesto al consumo de frutos.

DISCUSIÓN

Los ciclos diarios de actividad de los monos aulladores consisten en una rutina de alternación de periodos de desplazamiento, alimentación y descanso. El tiempo dedicado al descanso es bastante variable, pero normalmente es más del 50% en *A. seniculus* y otras especies de aulladores (tabla 2). Las

interacciones sociales generalmente ocupan una pequeña proporción del tiempo (< 10%) y se presentan principalmente durante los periodos de descanso. Este estilo de vida refleja la dieta altamente folívora de estos monos, en el que la inactividad es una manera de mantener un balance energético positivo (Milton 1998).

Tabla 2. Comparación de los porcentajes de tiempo dedicados a cuatro actividades por los monos aulladores rojos en distintas localidades.

Actividad	Localidad			
	Andes(a)	Andes(b)	Amazonia(c)	Amazonia(d)
Descanso	78.0	58.3	59.0	67.5
Alimentación	5.6	21.1	23.0	22.2
Desplazamiento	12.7	14.8	15.0	8.8
Interacciones sociales	3.7	5.8	3.0	1.5

a. Gaulin & Gaulin (1982), b. Este estudio, c. Stevenson *et al* (2000), d. Santamaría (2003).

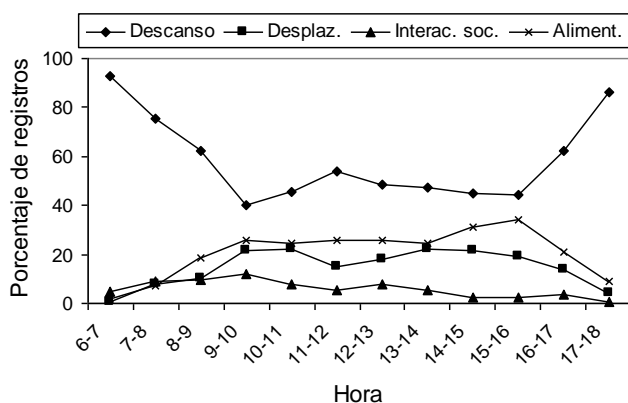


Figura 2. Patrón diario de actividad, expresado como el porcentaje de registros observados para cuatro actividades (descanso, desplazamiento, interacciones sociales y alimentación), de tres grupos de monos aulladores rojos en un bosque nublado de la cordillera Central.

En bosques montaños, las bajas temperaturas probablemente influyen en los periodos de actividad. En estudios efectuados en tierras bajas en Venezuela y Colombia, los monos aulladores rojos inician actividades entre 5:30 y 6:30, cuando se desplazan hacia los árboles de alimentación (Braza *et al* 1981, Cuervo *et al* 1986, Stevenson *et al* 2000). En nuestra área de estudio, donde las temperaturas al amanecer pueden bajar a 10°C, los monos iniciaron sus actividades mucho más tarde. En mañanas frías y lluviosas las actividades no comenzaban hasta bien entrada la mañana (8:00 a 9:00, a veces hasta las

11:00). Con frecuencia los monos comieron su primera comida del día en el mismo árbol dormitorio, lo cual les evita tener que iniciar el día con un desplazamiento. Además, generalmente comenzaron el día comiendo frutos (figura 4), los cuales proveen más energía por unidad de masa ingerida y más rápidamente asimilable.

Una diferencia importante entre bosques montaños neotropicales y bosques de tierras bajas, es que en los primeros no parecen presentarse periodos de escasez severa y generalizada de frutos, como ocurre en tierras bajas (Giraldo 1990, Ataroff 2001, Cavelier *et al* 2001, Giraldo *et al* 2007). En nuestra área de estudio, aunque hay variaciones en la cantidad de frutos y de biomasa disponible y en la identidad de las especies, el número de especies en fruto permanece relativamente constante a lo largo del año (Giraldo *et al* 2007, Muñoz *et al* 2007). Sin embargo, la disponibilidad de frutos es variable espacialmente (Muñoz *et al* 2007), por lo que sí pueden presentarse periodos de escasez localizados en las áreas de actividad de los grupos. En este sentido, los árboles de los géneros *Ficus* y *Cecropia* son importantes en la dieta de los aulladores, pues debido a su fructificación asincrónica pero constante a lo largo del año, se aumentan las probabilidades de encontrar un árbol en fruto dentro de las áreas de actividad de los monos. En conjunto las hojas y frutos de *Ficus* y *Cecropia* representaron entre 30% y 70% de la dieta de estos tres grupos durante este estudio.

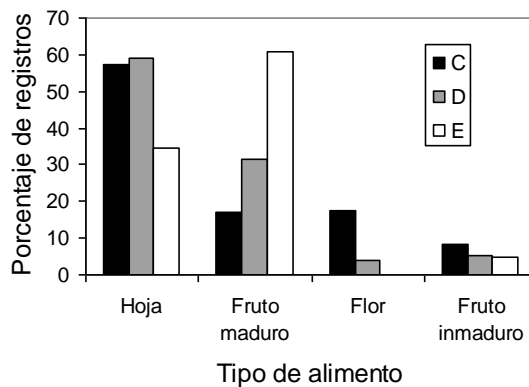


Figura 3. Porcentaje del total de registros de eventos de alimentación observados, que dedican tres grupos de monos aulladores rojos (C, D y E) en un bosque montaño, al consumo de cuatro tipos de alimento; hojas, frutos maduros e inmaduros y flores.

PATRÓN DE ACTIVIDAD Y DIETA DE MONO AULLADOR EN BOSQUE ANDINO

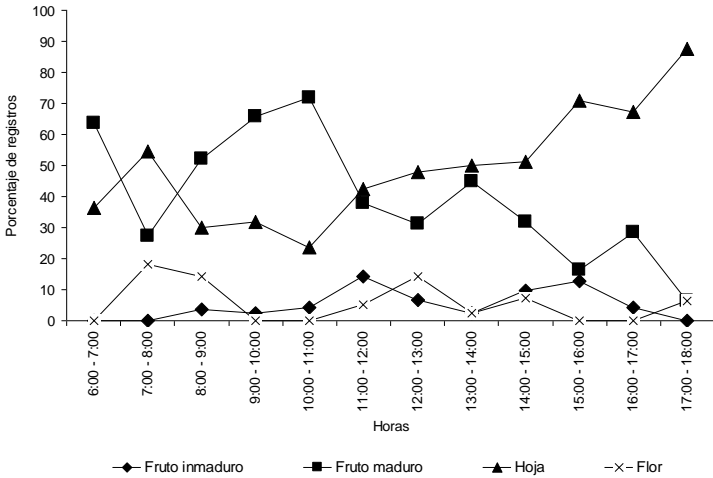


Figura 4. Patrón diario de consumo de cuatro tipos de alimento (frutos maduros e inmaduros, hojas y flores), expresado como porcentaje de los eventos de alimentación observados, para tres grupos de monos aulladores rojos en un bosque nublado de la Cordillera Central. La figura muestra el promedio de registros para cada hora del día para los tres grupos.

Otro aspecto importante de los bosques húmedos montanos es que la producción de hojas jóvenes es relativamente constante, ya que hay pocas especies caducifolias y los árboles tienden a remplazar su follaje gradualmente. Por lo tanto, este recurso también está disponible de forma relativamente constante. Sin embargo, los monos no limitan su ingestión de follaje a las hojas tiernas y la folivoría es lo que les confiere la capacidad de mantener áreas de actividad pequeñas y por consiguiente sobrevivir en fragmentos de bosque pequeños (Gómez-Posada 2006).

Los tres grupos de monos estudiados utilizaron distintas combinaciones de tipos de hábitat (mezcla de bosque maduro y secundario en el grupo C, bosque secundario y urapanera en el grupo D y principalmente urapanera con poco bosque secundario en el grupo E). Aunque no podemos hablar de efectos del tipo de hábitat por la ausencia de réplicas, se esperaría que el tipo de hábitat tenga alguna influencia sobre los patrones de actividad debido a la disponibilidad de recursos. Durante este estudio, el grupo E dependió principalmente de dos árboles de *Ficus* y uno de *Cecropia* que se encontraban en la urapanera. En cambio, el grupo C utilizó ocho árboles de *Ficus* y uno de *Cecropia* y el grupo D utilizó un *Ficus* y cuatro *Cecropia*. Por otra parte, los grupos D y E comieron frutos inmaduros de urapán (el cual es una samara), lo cual refleja su plasticidad para aprovechar los recursos que tienen disponibles.

Sin embargo, las diferencias en dieta (figura 3) no se reflejaron en diferencias muy marcadas en los tiempos dedicados por cada grupo a las distintas actividades (aunque hay diferencias estadísticamente significativas; figura 1).

La dieta y los patrones de actividad de los monos aulladores rojos son bastante conservadores, a pesar de que pueden vivir en una enorme variedad de tipos de hábitat y condiciones ambientales. Estos hábitats varían marcadamente en composición florística, estructura de la vegetación, diversidad de especies, patrones fenológicos y régimen climático. Los monos tienen suficiente plasticidad para ajustar su dieta y patrones de actividad a las condiciones locales, pero en términos generales estos patrones de actividad se ciñen a un estilo de vida sedentario dictado por su estrategia de mínimo gasto energético.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Carolina Murcia y a todos los investigadores de Fundación EcoAndina por su apoyo y a Vladimir Rojas por sus sugerencias. Gracias a la Unidad de Parques Nacionales y a los funcionarios del Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya por el apoyo logístico. Este estudio fue financiado por The John D. and Catherine T. MacArthur Foundation y Wildlife Conservation Society.

LITERATURA CITADA

Altman J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.

Ataroff M. 2001. Venezuela. En: Bosques Nublados del Neotrópico (eds. Kapelle M & Brown A), pp: 397-442. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad.

Braza F, Álvarez F & Azcárate T. 1981. Behavior of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in the Llanos of Venezuela. *Primates* 22: 459-473.

Cant J & Temerin A. 1984. A conceptual approach to foraging adaptation in primates. En: Adaptations for Foraging in Nonhuman Primates (eds. Roodman P & Cant J), pp: 316-339. New York. Columbia University Press.

Cavelier J, Lizcano D & Pulido MT. 2001. Colombia. Bosques Nublados del Neotrópico (eds. Kapelle M & Brown A), pp: 443-496. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad.

Cuervo A, Barbosa C & De La Ossa J. 1986. Aspectos etológicos y ecológicos de primates con énfasis en *Alouatta seniculus* (Cebidae), de la región de Colosó, serranía de San Jacinto (Sucre), costa norte de Colombia. *Caldasia* 14: 709-741.

Estrada A, Solano S, Ortiz T & Coates-Estrada R. 1999. Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 48: 167-183.

- Gaulin JC. & Gaulin C. 1982. Behavioral ecology of *Alouatta seniculus* in Andean cloud forest. *International Journal of Primatology* 3: 1-32.
- Giraldo J. 1990. Estudio fenológico de una comunidad vegetal en bosque nublado húmedo de la cordillera Occidental. *Cespedesia* 16-17:53-75.
- Giraldo P, Gómez-Posada C, Martínez J & Kattan G. 2007. Resource use and seed dispersal by red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in a Colombian Andean forest. *Neotropical Primates* 14: 55-65.
- Gómez-Posada C. 2006. Biología y estado de conservación. En: Plan de Conservación del Mono Aullador (*Alouatta seniculus*) en la Región del Sirap-EC y Valle del Cauca (eds. Valderrama C & Kattan G), pp: 13-40. Bogotá. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Fundación EcoAndina/WCS Colombia.
- Gómez-Posada C, Martínez J, Giraldo P & Kattan G. 2007. Density, habitat use and ranging patterns of red howler monkeys in a Colombian Andean forest. *Neotropical Primates* 14: 2-10.
- Milton K. 1998. Physiological ecology of howlers (*Alouatta*): energetic and digestive considerations and comparison with the Colobinae. *International Journal of Primatology* 19: 513-548.
- Muñoz MC, Londoño GA, Rios MM & Kattan GH. 2007. Diet of the Cauca Guan: exploitation of a novel food source in times of scarcity. *Condor* 109: 842-852.
- Robinson JG. 1986. Seasonal variation in use of time and space by the wedge capuchin monkey, *Cebus olivaceus*: implications for foraging theory. *Smithsonian Contributions to Zoology* 431: 1-60.
- Soini P. 1992. Ecología del mono coto (*Alouatta seniculus*, Cebidae) en el río Pacaya, Reserva Nacional Pacaya-Saimiria, Perú. *Folia Amazonica* 4: 103-118.
- Santamaría M & Rylands AB. 2003. Ecología básica de un grupo de *Alouatta seniculus* en la Amazonia central-Brasil. En: *Primatología del Nuevo Mundo; Biología, Medicina, Manejo y Conservación* (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F, Savage A), pp: 96-111. Bogotá. Centro de Primatología Araguatos.
- Stevenson P, Quiñones M & Ahumada J. 2000. Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica* 32: 533-544.

ECOLOGÍA DEL MONO NOCTURNO ANDINO (*Aotus lemurinus*) EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SUBANDINOS DE COLOMBIA

John Harold Castaño, Diana Cardona Ramírez y Jorge Eduardo Botero

RESUMEN

El mono nocturno andino (*Aotus lemurinus* l. Geoffroy 1843) es una especie de primate poco conocida de los Andes de Colombia y Venezuela, que ha sido clasificada como vulnerable a la extinción. Con el fin de investigar la ecología básica de este primate se estudiaron cinco grupos familiares en cuatro fragmentos de bosque pre-montano en paisajes agrícolas de la cuenca media del río Cauca, Colombia. Desde diciembre de 2004 hasta mayo de 2005, se dedicaron 42 noches para estudiar el tamaño y composición de los grupos, patrón de actividades, movimientos y hábitos alimenticios. Se usaron los métodos de barrido y observaciones *ad limitum* para estimar el presupuesto de actividades e identificar los alimentos consumidos y se mapearon los recorridos nocturnos para estimar distancia recorrida y área de ocupación. Los grupos tuvieron un tamaño que varió entre tres y cinco individuos y estuvieron compuestos por una pareja de adultos y una, dos o tres crías. Durante su ciclo de actividades nocturnas, los grupos se desplazaron por rutas habituales en los estratos medio y superior del bosque, recorrieron distancias entre 298m y 890m y ocuparon áreas entre 0.5 y 1.5ha. Los monos dedicaron el 50.6% del tiempo al forrajeo, 39.6% al movimiento, 4.9% al reposo, 1.7% a vocalizaciones, 1% a actividades sociales y 2.2% a otras actividades. Del tiempo dedicado a forrajeo, los monos invirtieron 65.8% de éste para alimentarse de frutos, 28.2% de artrópodos, 4.2% de flores y menores porcentajes de cogollos y semillas. Utilizaron como alimento 29 especies de plantas de 16 familias, las más consumidas fueron *Cecropia telealba*, *Ficus* cf. *maitin* y *Ficus* cf. *palmicida*. Este es el primer estudio de la ecología del mono nocturno andino en la naturaleza. Nuestros estudios indicarían que esta especie es adaptable y tolera la fragmentación y la presencia humana. Es sin embargo importante continuar los estudios sobre la ecología de esta especie en paisajes rurales para evaluar su viabilidad e identificar y desarrollar herramientas que aseguren su conservación.

Palabras clave: *Aotus*, dieta, comportamiento, ecología, presupuesto de actividades, primates, paisaje rural, mono nocturno.

ABSTRACT

The Andean Owl Monkey (*Aotus lemurinus l. Geoffroy 1843*) is a poorly known species of primate from the Andes of Colombia and Venezuela that has been classified as vulnerable to extinction. In order to investigate its basic ecology, we studied five family groups present in four sub-Andean forest patches in rural landscapes in the middle Cauca River basin, Colombia. From December 2004 to May 2005, we dedicated 42 nights to study group size and composition, activity budgets, movements, and feeding habits. We used the scan sampling method and *ad libitum* observations to estimate activity budgets, and identify food items; and mapped nocturnal movements to measure distances and home range. Groups varied in size from three to five individuals, that included two adults and one, two or three offspring. During their nocturnal active cycle, they followed customary pathways in the upper and middle forest strata, moved distances between 238 and 890m, and occupied areas between 0.5 and 1.5ha. Of a total of 122 effective sampling hours, groups dedicated 50.5% of the time to foraging, 39.6% to moving, 4.9% to resting, 1.7% to vocalising, 1% to social activities, and 2.2% to other activities. Of the time dedicated to foraging, groups invested 65.8% to feeding on fruit, 28.2% on arthropods, 5.2% on flowers, and smaller percentages on buds and seeds. They used 29 different plant species, belonging to 16 families. The most consumed species were *Cecropia telealba*, *Ficus cf. maitin* and *Ficus cf. palmicida*. This is the first ecological study of the Andean Owl Monkey in the wild. Our studies would indicate that this is an adaptable species that tolerates fragmentation and the human presence. However, it is important to continue studying the ecology of the groups in rural landscapes to evaluate their viability and identify and apply conservation measures that ensure their survival.

Key words: Andean Owl Monkey, behaviour, diet, ecology, activity budget, primates, rural landscape.

INTRODUCCIÓN

El mono nocturno andino (*Aotus lemurinus l. Geoffroy 1843*) es un primate neotropical poco conocido, que habita los Andes colombianos y presumiblemente también los venezolanos (Defler *et al* 2001, Defler 2003, Defler *et al* 2003). Pero aunque su área de distribución parecería ser amplia, su hábitat natural, los bosques andinos y subandinos por encima de 1000m, ha sido reducido drásticamente y transformado en zonas agrícolas y urbanas en gran parte de su área de distribución. Excepto por uno pocos parques, reservas

naturales y algunas áreas remotas, éste ha sido reducido a pequeños fragmentos (Kattan & Álvarez-López 1996). La magnitud de la transformación de su hábitat posiblemente ha causado que las poblaciones naturales del mono nocturno andino se hayan reducido, por lo cual la especie ha sido categorizada como vulnerable a la extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Cowlshaw & Dunbar 2000, Defler *et al* 2003). Recientemente, sin embargo, se han encontrado poblaciones naturales de este primate en hábitats que comprenden no sólo extensiones considerables de bosques, sino también, pequeños fragmentos inmersos en matrices agrícolas y semiurbanas (Villavicencio 2003, Castaño & Cardona 2005). Este descubrimiento abre posibilidades para su conservación. Aunque se conocen estudios de la ecología de otras especies de *Aotus* (Wright 1978, 1994, Aquino & Encarnación 1986, 1994, Wilson 2001, Fernández-Duque & Huntington 2002, Fernández-Duque 2006), los estudios sobre el mono nocturno andino se han concentrado principalmente en aclarar su taxonomía (Defler *et al* 2001). Existen pocos estudios sobre su ecología. El conocimiento de las necesidades de esta especie y la forma en que usa los hábitats transformados podría utilizarse en el desarrollo de planes de conservación.

En este artículo se presentan resultados de observaciones realizadas sobre la ecología y comportamiento de cinco grupos familiares del mono nocturno andino en cuatro fragmentos de bosque en una región agrícola y semiurbana en la zona cafetera de la cuenca media del río Cauca, en los Andes colombianos. Esta información se refiere principalmente al tamaño y composición de los grupos, presupuesto de actividades y hábitos alimenticios y fue obtenida en parte, como trabajo de tesis de pregrado de Cardona DM en la línea de investigación en biología de la conservación que lidera el Jardín Botánico de la Universidad de Caldas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en cuatro fragmentos de bosque inmersos en una matriz primordialmente agrícola, situados en la cuenca media del Río Cauca. Tres de ellos en la vertiente occidental de la Cordillera Central y el cuarto en la vertiente oriental de la Cordillera Occidental. Tres de ellos estuvieron situados entre 1700 y 1900m de altura y el otro a 920m. El tamaño de los fragmentos fue calculado entre 1.5ha y 42.0ha.

El bosque de las Ánimas: es un pequeño fragmento de 1.5ha de extensión formado por vegetación secundaria en avanzado estado de sucesión. Está localizado a 1793m de altura en la vertiente occidental de la Cordillera Central, al noroccidente del departamento de Caldas, en el corregimiento de Samaria en

jurisdicción del municipio de Filadelfia ($05^{\circ} 14' N$ $75^{\circ} 34' W$). Corresponde a la zona de vida “bosque muy húmedo premontano” (bmh-PM) (IGAC 1977), también denominado orobioma subandino de la cordillera central (Rodríguez *et al* 2004). El nivel de humedad relativa varía entre 60% y 70%, la precipitación media anual es 1700mm y la temperatura promedio es $18^{\circ}C$ (Cenicafé 2006). La topografía es de colinas suaves, con pendientes entre 10° y 20° de inclinación. En este fragmento encontramos árboles de hasta 30m de altura y abundantes lianas. Se encuentra rodeado de cafetales a libre exposición, pastizales utilizados para la ganadería y algunas viviendas del casco urbano del corregimiento de Samaria. Aunque este fragmento es de propiedad privada, es atravesado por caminos usados frecuente por personas de la zona. Además, está sometido a presión por la extracción de leña.

El bosque Alto de Plumas: es un fragmento de bosque secundario que alcanza un área de 40ha y esta ubicado a 1800m de altura en la vertiente oriental de la Cordillera Occidental, en el Municipio de Santuario en el Departamento de Risaralda ($05^{\circ} 02' N$ y $75^{\circ} 57' W$). Este bosque presenta las mismas características climáticas que el anterior (Cenicafé 2006), pero la topografía es predominantemente escarpada con pendientes entre 20° y 45° de inclinación. Este fragmento presenta niveles bajos de intervención humana y está rodeado por cultivos de café al sol. Es un área de propiedad privada, pero también de interés para el Municipio de Santuario, ya que protege la microcuenca que abastece el acueducto de la vereda la Marina.

El Bosque Los Naranjos: con una extensión de 8.6ha, es uno de los pocos remanentes de bosque húmedo tropical que aún se conservan en le municipio de Manizales. Está ubicado a 920m de altura sobre la vertiente occidental de la Cordillera Central, en la vereda Kilómetro 41, al suroccidente del Municipio de Manizales en el Departamento de Caldas ($05^{\circ} 07' N$ $75^{\circ} 40' W$). Por sus condiciones climáticas y topográficas, este fragmento esta situado en la zona de vida bosque húmedo tropical (bh-T). Tiene una precipitación promedio de 1000mm anuales, temperaturas entre los $22^{\circ}C$ y $24^{\circ}C$ (Cenicafé 2006) y una topografía plana ondulada. Es un bosque secundario e intervenido, con un 10% de su cobertura dominada por guadales (*Guadua angustifolia*), entre los que se presenta el crecimiento de otras especies vegetales típicas de estos bosques, especialmente de individuos de la familia Moraceae (Botero *et al* 2001). El bosque esta rodeado por una matriz de pastos para ganadería.

El Bosque Los Caracoles: es un fragmento de bosque secundario intervenido, en un estado de sucesión intermedia. Tiene un área de 42ha y se encuentra a 1943m de altura en la vertiente occidental de la Cordillera Central, en la periferia del casco urbano del Municipio de Manizales, en el Departamento de

Caldas (05°C 07' N 75°C 40' W). La zona de vida en esta localidad corresponde al bosque muy húmedo premontano (bmh-PM) (IGAC 1977), también denominado orobioma subandino de la cordillera central (Rodríguez *et al* 2004). Tiene una temperatura promedio anual de 18°C y una precipitación anual entre 1957 y 1710mm (Cenicafé 2006). La topografía es predominantemente quebrada. Está inmerso en una matriz semiurbana, rodeado por viviendas y un hospital, además de algunos potreros. Este bosque recibe el vertimiento de las aguas residuales y desechos sólidos producidos por el hospital y algunas de las viviendas aledañas.

Técnicas de observación

Las observaciones del comportamiento de los monos nocturnos se llevaron a cabo desde octubre de 2004 hasta mayo de 2005. En total se dedicaron 42 noches al seguimiento de los grupos y se lograron 122.2 horas efectivas de observación (tabla 1). El período de observación en cada localidad estuvo influenciado por las condiciones climáticas, la fisiografía de las áreas de estudio y el entrenamiento de los observadores en el seguimiento de los monos en la noche. Se estudió un grupo por fragmento, excepto en el bosque Los Naranjos en donde se encontraron dos grupos.

En cada período de observación, se dedicó la primera noche a la búsqueda del grupo de monos nocturnos presentes en el fragmento estudiado, tomando como punto de partida, el sitio donde el grupo fue previamente observado (Castaño *et al* 2003, Castaño & Cardona 2005). Los monos fueron detectados por la reflexión de la luz de las linternas en sus ojos, sus vocalizaciones y los ruidos característicos que producen durante las actividades alimenticias y de locomoción. Después de localizar los monos en cada fragmento de bosque, se dedicaron cinco noches consecutivas para su seguimiento y observación directa. Las observaciones se realizaron en lo posible desde las 18:00h hasta las 06:00h, tratando de seguir al grupo desde el momento de inicio hasta el final del período de actividades nocturnas fuera del dormitorio. En las observaciones, empleamos linternas frontales de 3 vatios para tomar las notas e iluminar el sendero mientras se seguían los animales y linternas de mano de 6v para iluminar a los monos; utilizamos binoculares (8x40 no infrarrojos) para observar detalles de su comportamiento.

Para estimar la estructura y el tamaño de los grupos, contamos el número de individuos por grupo y examinamos la categoría de edad a la cual pertenecían: adultos, subadultos, juveniles e infantes. Para asignar las categorías de edad se definieron como adultos aquellos animales con una mancha oscura en la base ventral de la cola, en posición caudal a los genitales. Esta coloración es provocada por la secreción de la glándula subcaudal (Aquino & Encarnación

1994). Se definieron como subadultos aquellos individuos de tamaño similar a los adultos, pero con la región subcaudal pobremente coloreada; como juveniles a los individuos sin coloración subcaudal, de tamaño inferior a los adultos y que se movilizaban independientemente y como infantes aquellos individuos sin coloración subcaudal, con la mitad o menos del tamaño de los adultos y que dependieron parcial o totalmente para su desplazamiento de uno de ellos. No fue posible diferenciar el sexo de los individuos observados, ya que los monos nocturnos no presentan dimorfismo sexual obvio a distancia (Ford 1994, Fernández-Duque *et al* 2001).

Para determinar distancias de recorrido y áreas de ocupación de los grupos, elaboramos mapas a partir de la información obtenida en el campo. En cada fragmento de bosque se trazaron transectos, por lo general siguiendo senderos existentes en el interior o periferia del bosque, y a lo largo de éstos se marcaron puntos de referencia. Con la ayuda de una brújula, un clinómetro y una cinta métrica, se identificaron y marcaron puntos en cada bosque, con los cuales posteriormente se construyeron mapas en papel milimetrado a escala 1:1000. Para medir los recorridos de los monos se registró la posición del grupo con base en la distancia y acimut a los puntos de referencia. Estos recorridos se trazaron sobre los mapas y a partir de ellos se estimaron las distancias recorridas. El tamaño del área ocupada por los grupos se determinó al marcar en los mapas el perímetro de todos los recorridos, utilizando una malla de puntos (Mendieta & Valencia 2005). Para estimar la distancia recorrida por noche, sólo se tuvo en cuenta la información obtenida en noches en las que fue posible seguir los grupos durante las doce horas continuas, que corresponde a su período completo de actividad nocturna. Esto sólo ocurrió en un total de seis noches, pues en la mayoría de los casos la continuidad en las observaciones no fue posible debido a que los grupos desaparecían de la vista de los observadores o tomaban trayectorias de difícil acceso.

Para estimar el patrón de actividades se registró la actividad predominante de todos los individuos del grupo a intervalos de cinco minutos, siguiendo el método de "barrido" (Altmann 1974). Se consideraron seis clases de actividades, las cuales se definieron de la siguiente manera: 1./ reposo cuando los animales permanecían en posición inmóvil o cuando los animales no podían ser vistos y no se escuchaba ningún movimiento, pero se conocía su ubicación; 2./ forrajeo cuando hubo manipulación, ingestión o búsqueda de alimento; 3./ desplazamiento cuando se presentó cualquier actividad de desplazamiento decidido como caminar, correr, trepar, saltar entre árboles o en un mismo árbol; 4./ actividades sociales cuando observamos interacciones directas entre dos o más individuos del grupo, que incluían juego, acicalamiento, contacto o actividades agonísticas como peleas o agresiones; 5./vocalizaciones cuando los

animales emitían sonidos vocales; y 6./ como otras actividades cualquier actividad relativamente corta en duración e infrecuente que no fuera definida dentro de categorías anteriores, como por ejemplo micción, defecación y marcación de árbol. Para medir el patrón de actividades de los grupos, se contabilizó el número de registros de cada una de las actividades para todos los grupos en conjunto y para cada grupo separadamente. Se hicieron además registros “*ad libitum*” de todas las ocurrencias de comportamientos inusuales.

Para estudiar los hábitos alimenticios, se prestó especial atención a las actividades de forrajeo, las cuales incluyeron la búsqueda, manipulación e ingestión de diferentes tipos de alimentos de origen vegetal y animal. Calculamos el tiempo dedicado por los monos a consumir diferentes alimentos, con base en el número de registros del método de “barrido” dedicados a cada tipo de alimento. Se hicieron además observaciones “*ad limitum*” cuando el comportamiento de forrajeo fue breve y no quedó incluido en el registro de barrido.

Se identificó el tipo de alimento consumido, como frutos, flores, artrópodos y hojas. Cuando los monos consumieron alimentos de origen vegetal, se identificó la parte consumida (frutos, semillas, cogollos, flores y néctar) y el estado de madurez y la forma de vida de la planta (epífita, liana y árbol). El reconocimiento de las plantas usadas como alimento se facilitó por la caída de los restos de frutos, semillas y flores. Cada especie vegetal utilizada como alimento por los monos se marcó con una cinta plástica, para su identificación y medición a la mañana siguiente. Se midió la circunferencia a la altura del pecho para calcular el DAP y se midió la altura de los árboles con un clinómetro. En lo posible se tomaron fotografías de los ítems consumidos y se colectaron muestras del material vegetal. Cada muestra fue debidamente herborizada, secada y prensada para su posterior identificación. Estas muestras se depositaron en el Herbario FAUC de la Universidad de Caldas, en Manizales.

Cuando los monos consumieron alimentos de origen animal, se trató de identificar el tipo de alimento consumido. Se asumió que los monos se dedicaban al forrajeo de artrópodos cuando se observaron en una búsqueda activa, sin que se confirmara el consumo de material vegetal ya sea por observación directa de su consumo o por la caída de flores, frutos o semillas. En esos casos, sus movimientos parecían ser más rápidos al desplazarse de un sector a otro de un árbol y permanecían por un corto tiempo en un mismo árbol.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura y tamaño de grupos

El tamaño de los cinco grupos estudiados varió entre tres y cinco individuos

(tabla 1), con un promedio de cuatro. Cada grupo estuvo invariablemente compuesto por dos adultos, además de uno, dos o tres juveniles o infantes y sólo en una ocasión un subadulto. La composición de estos grupos fue semejante a la documentada para otras especies del género *Aotus*, con grupos familiares compuestos por una pareja heterosexual y un número no mayor a tres crías (Wright 1978, 1994, Aquino & Encarnación 1994, Fernández-Duque & Huntington 2002, Defler 2003, Fernández-Duque 2006).

En este estudio no se observaron individuos solitarios, como ha sido reportado por otros autores (Fernández-Duque & Huntington 2002, Villavicencio 2003, Fernández-Duque 2006). Los individuos solitarios son posiblemente aquellos que al llegar a la edad adulta deben abandonar su grupo familiar en busca de parejas y nuevos territorios (Fernández-Duque & Huntington 2002). Aunque durante nuestro periodo de estudio no se observó individuos solitarios, uno de los integrantes del grupo GE1 desapareció por cuatro noches. Sin embargo, el número original de integrantes de este grupo fue observado nuevamente en el dormitorio en la última mañana del período de observación. Se puede suponer que después de varios días, el individuo se integró al grupo nuevamente. Es también posible que ese individuo se haya mantenido alejado del grupo durante los recorridos y por esta razón no haya sido percibido por los observadores.

Tabla 1. Período de observación, patrón de actividades, tamaño y estructura de grupo, área de vida y distancia de los recorridos diarios de mono nocturno andino (*Aotus lemurinus*) en fragmentos de bosque.

	GE1	GE2	GE3a	GE3b	GE4	Total
Noches de observación	18	5	6	4	9	42
Horas de observación	64.8	8.7	17.4	19.1	12.3	122.3
Registros de barrido	778	105	207	229	148	1467
Forrajeo	50.3%	28.6%	53.6%	69.9%	33.8%	50.6%
Movimiento	41.0%	71.4%	41.1%	20.1%	37.8%	39.6%
Reposo	4.4%		1.0%	5.7%	15.5%	4.9%
Social	1.2%		0.5%	0.9%	2.0%	1%
Vocalizaciones	1.5%		2.4%	1.3%	3.4%	1.7%
Otra	1.7%		1.4%	2.2%	7.4%	2.2%
Bosque	Las Ánimas	Alto de Plumas	Los Naranjos	Los Naranjos	Los Caracoles	
Tamaño del grupo	5	4	3	4	4	
Estructura de grupo*	A/A/Sa/ J/J	A/A/J/I	A/A/J	A/A/J/I	A/A/J/I	
Área de vida (ha)	1.5	> 0.7	0.5	> 0.62	1.4	
Distancia recorrida (m)	854	>150	238-479	>360	890	

*A: adulto, Sa: subadulto, J: juvenil, I: infante. > Este símbolo indica que posiblemente las medidas están subestimadas.

El proceso de dispersión en los monos nocturnos puede ser una etapa crítica de alta mortandad, especialmente en poblaciones que habitan bosque aislados en matrices agrícolas con alto grado de fragmentación. En ese caso, individuos que abandonan los grupos pueden verse obligados a atravesar zonas de cultivos en busca de otros fragmentos de bosque. Si no existen corredores de bosque o rutas de dispersión a través de árboles, los monos se verían obligados a descender al suelo, donde pueden ser presa fácil de los predadores tanto silvestres como domésticos. Durante el período de este estudio, se pudo registrar la muerte de dos individuos posiblemente durante su intento por emigrar de los fragmentos. Uno de ellos murió a causa de un ataque por perros domésticos y el otro murió electrocutado al cruzar por una línea de transmisión eléctrica (JH Castaño *obs. pers.*). Ambas observaciones fueron realizadas en fragmentos diferentes a los de este estudio.

En ausencia de franjas de bosque que puedan ser usadas como corredores de dispersión, las cercas vivas parecen ser utilizadas por los monos como vías de movilización. En ese caso, éstas podrían ser consideradas como verdaderas herramientas de conservación para esta especie, al permitir su desplazamiento entre fragmentos de bosque. Durante este estudio, se tuvo evidencia del uso regular de cercas vivas por parte de los grupos GE3a y GE4, que fueron observados usándolas para su desplazamiento. El grupo GE3a fue visto varias veces desplazarse a lo largo de una hilera de árboles de matarratón (*Gliricidia sepium*), de aproximadamente 20m, desde el borde del bosque hasta un árbol de aguacatillo (*Cinnamomum triplinervia*) del cual se alimentaban. El grupo GE4 se desplazó diariamente por una hilera de árboles de urapán (*Fraxinus uhdei*) entre su dormitorio y el bosque donde permanecían toda la noche.

Área de ocupación y distancia recorrida

Durante nuestro período de observación, se registraron áreas de ocupación de los grupos entre 0.5 y 1.5ha y distancias de recorrido nocturno entre 238 y 890mt (tabla 1). Ya que el seguimiento continuo durante todo el período de actividad nocturna fue solamente posible durante seis noches, es probable que estos valores estén subestimados para las áreas de ocupación y distancia de recorrido. Las áreas de ocupación observadas en este estudio son las áreas más pequeñas registradas para grupos de monos nocturnos del género *Aotus*. Sin embargo, las distancias de recorrido nocturno calculadas en este estudio son similares a las reportadas para otras especies del género en hábitats prístinos, donde ocupan áreas entre 3.1 y 17.5ha (Wright 1978, 1994, Fernández-Duque 2006). A pesar del pequeño tamaño de los fragmentos, los grupos GE1 y GE3 recorrieron activamente su territorio, haciendo uso de toda el área del fragmento.

Es muy probable que las áreas de ocupación de los grupos GE2, GE3a, GE3b y GE4 hayan sido subestimadas debido a la corta duración de las observaciones. Sin embargo en el caso de GE1, esta sí debió ser el área de ocupación real (1.5ha) pues corresponde al tamaño del fragmento por ellos ocupado; el fragmento Las Ánimas tiene una extensión de 1.5ha, está aislado de otros fragmentos de bosque cercanos y rodeado por una matriz de pastos y café sin sombra. Durante el periodo de estudio, nunca se observó a este grupo salir del fragmento de bosque y parece entonces poco probable que se aventurara regularmente a salir fuera del fragmento a través de los cultivos.

Los grupos observados visitaron en días sucesivos determinado número de especies arbóreas, desplazándose por rutas habituales en los estratos medio y superior de los árboles; incluso fue posible observar como repetían la misma ruta arbórea, o tramos de la misma, durante la noche. El desplazamiento de los monos fue generalmente ordenado y en fila. En la mayoría de los casos uno de los adultos fue seguido por el resto de los individuos, los que rara vez se apartaron más de 10m.

Las rutas usadas por los grupos posiblemente eran marcadas con olor. Los adultos fueron vistos frotar la región perineal en las ramas de los árboles y ocasionalmente lavar sus manos con orina. Estas marcas olfativas parece que facilitan su orientación en la oscuridad (Wright 1994). Durante las noches más claras de luna llena, los monos parecían movilizarse más desordenadamente. En esas noches, se vieron salir de sus rutas habituales y desplazarse por los árboles periféricos. Además, parecieron estar más atentos en busca de artrópodos, que también son parte de su dieta. Es posible, como lo indicarían estas observaciones, que la oscuridad imponga restricciones al comportamiento de los monos nocturnos andinos (Wright 1994, Fernández-Duque & Erkert 2006).

Durante el periodo de estudio se observaron tres dormitorios: dos de ellos fueron usados por el grupo GE1 y otro por el grupo GE4. El primer dormitorio del grupo GE1 estuvo situado a 14m de altura, entre el follaje apretado y denso de un árbol de *Theobroma cacao* (DAP: 49.8, altura: 16m). El acceso y la salida a este sitio se facilitaron por la presencia de abundantes lianas y ramas de árboles vecinos. El segundo dormitorio utilizado por el grupo GE1 consistió en una concavidad subaxial ubicada a 13m de altura, formada entre el tronco principal y una rama de un árbol de *Heliconia popayanensis* (DAP: 14.9, altura: 13m). El acceso y la salida de este dormitorio también se facilitaron por la presencia de lianas. Ambos dormitorios estuvieron ubicados en la zona central del fragmento a una distancia entre ellos de 13m. El dormitorio usado por el grupo GE4 estuvo ubicado en el interior de una densa aglomeración de bambú (*Bambusa vulgaris*, altura 16m). El punto exacto donde durmieron los monos no fue identificado,

debido a que estaba protegido por el follaje poliaxial denso y apretado de esta gramínea, la cual ocupaba un área de 10m² aproximadamente y estaba ubicada en la periferia del fragmento de bosque, contiguo a una cancha de fútbol. Es interesante anotar que no se encontraron dormitorios en cavidades de troncos, que es el tipo más frecuentemente utilizado por los monos del género *Aotus* (Wright 1978, Aquino & Encarnación 1986, 1994, Wilson 2001).

Patrones de actividad

Según el análisis, del total de registros de comportamiento (1467) acumulados por el método de barrido para los cinco grupos estudiados, cerca del 90% del tiempo fue invertido en forrajeo (742 registros, 50.6%) y desplazamiento (581 registros, 39.6%) (tabla 1). El resto del tiempo fue dedicado a reposo (72 registros, 4.9%), vocalizaciones (25 registros, 1.7%), actividades sociales (15 registros, 1%) y otras actividades (32 registros, 2.2%). En general la actividad de todos los miembros del grupo estuvo sincronizada, tal como se ha mencionado para otras especies del género *Aotus* (Wright 1978). Los grupos permanecieron unidos y en la mayoría de las ocasiones, realizaron la misma actividad.

Como la ocurrencia de actividades sociales, vocalizaciones y otras actividades fueron relativamente cortas en duración, presumimos que los registros cada cinco minutos del método de medición usado no reflejaron su frecuencia real. Las actividades sociales que se registraron fueron acicalamiento mutuo, agresiones o comportamiento agonista, juego entre juveniles e inspección olfativa del área genital entre adultos. Durante el estudio no se observó comportamiento reproductivo.

El análisis de los patrones de actividad para cada grupo indicaron que todos ellos invierten la mayor parte de su tiempo en forrajeo y desplazamiento (tabla 1). El forrajeo fue la actividad principal en los grupos GE1, GE3a y GE3b y el movimiento en los grupos GE2 y GE4. En estos dos últimos casos, los resultados pueden estar influenciados por el corto tiempo de observación que se les pudo dedicar, especialmente para el grupo GE2 con el cual se lograron sólo 8.7 horas efectivas de observación. Es posible que la duración del período de observación de los grupos haya sido afectada por la inexperiencia de los observadores, por la falta de habituación de los monos a los observadores y a factores como la topografía abrupta que en ocasiones dificultó el seguimiento en forma continua y silenciosa. Es posible además que en nuestro estudio, el patrón de actividades esté sesgado a favor de forrajeo y desplazamiento, ya que los animales son percibidos más fácilmente por el movimiento del follaje de los árboles mientras se desplazan o buscan alimento entre las ramas. A su vez, es posible que el tiempo que los monos nocturnos andinos dedican al descanso este subestimado

ya que cuando los monos permanecían inmóviles fue más difícil percibir su presencia.

Durante el tiempo de observación se logró escuchar por lo menos cinco tipos diferentes de vocalizaciones que podrían ser definidas como gemido, trino bajo, estornudo-gruñido, gruñido resonante y chirrido de infante (Defler 2003). Las vocalizaciones de gemido, trino bajo y estornudo-gruñido fueron emitidas frecuentemente por los monos de los grupos GE1, GE2, GE4. Los dos grupos GE3a y GE3b no emitieron ni gemido ni trino bajo. El gemido es un sonido breve (entre 1 y 3 segundos) y suave como un susurro, que asciende en tono. Parecería ser una voz usada para mantener el contacto entre los individuos del grupo. El trino bajo es una serie de 3 a 10 trinos guturales a modo de burbujeo que ascienden en intensidad; son emitidos con la boca cerrada y parecen estar relacionada con el hallazgo de recursos alimenticios. El estornudo-gruñido es una serie de uno a tres sonidos secos, metálicos, que parecen servir como una señal de alerta; es emitido en situaciones de peligro o cuándo están en búsqueda de artrópodos. El gruñido resonante fue una serie de 15 a 20 tonos bajos y resonantes, en contexto agonista; fue registrado sólo en dos ocasiones en el grupo GE1. Mientras los animales emitían el gruñido resonante descendieron al suelo, se mostraron muy inquietos, rompieron y sacudieron ramas y se movieron con mucha rapidez de un lado para otro. Es posible que este comportamiento fuese una agresión hacia el subadulto del grupo como presión para que abandonara el grupo. El chirrido de infante fue un sonido agudo emitido por los infantes de los grupos GE2, GE3b y GE4.

Hábitos alimenticios

De acuerdo con el análisis de las observaciones, el forrajeo es una de las principales actividades nocturnas (1467 registros, 50.6% del total). Sin embargo, el porcentaje de dedicación a forrajeo fue diferente entre los grupos, desde valores cercanos a 30% en los grupos GE2 y GE4 y un máximo de 69.9% en el grupo GE3b (tabla 1). Estas discrepancias podrían deberse a las diferencias en la disponibilidad de alimento en cada uno de los fragmentos de bosque, al tamaño o calidad del fragmento o al tiempo de observación dedicado a cada grupo. Sin embargo, otros estudios sobre el comportamiento alimenticio de otras especies del género *Aotus* también han mostrado que el forrajeo es la actividad más importante (Wright 1978, Puertas *et al* 1992, Fernández-Duque 2006).

No en todas las ocasiones fue posible identificar el tipo de alimento, a pesar de que el comportamiento de los monos reflejaba actividades de forrajeo. Del total de registros de forrajeo, en 10.9% de ellos no fue posible hacer esa identificación. Ese porcentaje corresponde a 15.6% del número de registros en el grupo GE1, 4% del GE3a y 11.3% del GE4. Considerando sólo aquellos casos

en los que fue posible identificar el tipo de alimento consumido, la mayor parte del tiempo fue dedicado a obtener y consumir alimentos de origen vegetal (71.8%), el resto a la búsqueda y consumo de artrópodos (28.2%) (tabla 2). Los alimentos de origen vegetal pudieron ser discriminados en frutas (65.8%), flores y néctar (4.2%), semillas inmaduras (1.8%) y cogollos o yemas (0.2%). Para todos los cinco grupos se registró un porcentaje mayor de dedicación al consumo de frutos, variando entre un mínimo de 50.2% en el grupo GE1 y un máximo de 100% en el grupo GE2; en este último grupo, este resultado es muy probablemente un efecto del poco tiempo de observación. Ya otros investigadores han reportado también que los monos nocturnos son principalmente frugívoros (Arditi 1992, Puertas *et al* 1992, Wright 1985, 1994, Fernández-Duque *et al* 2002, Giménez & Fernández-Duque 2003, Solano 2005). Además, estos mismos estudios indican que los insectos también forman parte de la dieta, pero su consumo pocas veces ha sido cuantificado. Para todos los grupos en este estudio, las frutas fueron el principal tipo de alimento consumido. Para tres de ellos, los artrópodos fueron el segundo tipo de alimento, con una inversión en tiempo entre cerca de 30 y 40% del tiempo dedicado a su forrajeo.

Tabla 2. Porcentaje de tiempo invertido en cada uno de los tipos de alimentos consumidos por los grupos de monos nocturnos con base en los registros de barrido.

Parte Consumida	Porcentaje de tiempo invertido (%)					Todos
	GE1	GE2	GE3a	GE3b	GE4	
Cogollos					2.1	0.2
Flores	6.1			4.9		4.2
Frutos	50.3	100	68.5	93	63.8	65.8
Artrópodos	40.9		30.6	2.1	29.8	28.2
Semillas	2.7				6.4	1.8

Alimentos de origen vegetal

Los monos nocturnos se observaron comiendo frutos, cogollos, flores y néctar de 29 especies de plantas pertenecientes a 16 familias y 21 géneros (tabla 3). De éstas, 24 especies estuvieron representadas por 35 árboles, cuatro especies por lianas y una especie por una planta epífita. Los árboles de los que obtuvieron alimentos presentaron una altura promedio de 16.7m (rango = 5 – 39m) y un DAP promedio de 30cm (rango = 9 – 86cm). La familia de plantas más utilizadas fueron Moraceae, con 52.6% de los registros en forrajeo, seguida por Cecropiaceae con 18.9% (tabla 4); juntas abarcaron más del 70.0% de los registros. La especie que tuvo mayor consumo fue *Ficus cf. maitin*, con cerca de un cuarto (25%) de todos los registros (tabla 5). Otras tres especies, *Ficus cf. palmicida*, *Cecropia telealba* y *Morus insignis* tuvieron más de 10% de los

registros. Las 10 especies más importantes en la dieta (tabla 5), recibieron un 88.4% del tiempo total de alimentación de origen vegetal registrado. De manera similar, otros estudios también han documentado que los monos nocturnos utilizan un elevado número de especies de plantas, entre las cuales sobresalen las de la familia Moraceae como una importante fuente de recurso alimenticio (Puertas *et al* 1992, Wright 1978). Ninguna de las 29 especies de plantas registradas como alimento fue consumida por todos los cinco grupos (tabla 3). Sólo la especie, *Cecropia telealba*, fue consumida por tres de los grupos y sólo tres especies más, *Cecropia peltata*, *Croton cf. smithianus* y *Guapira myrtiflora* fueron consumidas por dos grupos.

Frutos

Las frutas fueron el recurso alimenticio más importante para los diferentes grupos de monos nocturnos. En el periodo de estudio, se reconocieron 19 especies de plantas de 10 familias diferentes utilizadas para el consumo de frutas; sin embargo, se encontró que cada grupo consumió diferentes especies de frutas (tabla 3). El GE1 consumió frutas de 17 plantas de siete especies; cuatro de las cuales, *Morus insignis*, *Cecropia telealba*, *Maripa nicaragüensis* y *Cecropia peltata*, fueron consumidas en el 90.3 % de los registros al consumo de frutos. El grupo GE2 tomó frutas de tres árboles de dos especies, de las cuales *Myrsine coriacea* (Myrcinaceae) recibió el 73.3% del tiempo invertido a la alimentación de frutos. El grupo GE3a usó como fuente de alimento frutas de tres plantas de tres especies, entre las que sobresale el *Ficus cf. palmicida*, con 80.2% de los registros de consumo de frutas. El grupo G3b usó 11 plantas de seis especies diferentes, de estas *Ficus cf. maitin* contribuyó con 84.4% del tiempo consumiendo frutos. Finalmente, el grupo GE4 consumió 12 plantas de siete especies; entre las que sobresalieron *Cecropia telealba* y un aguacatillo de la familia Lauraceae que no pudo ser identificado por falta de caracteres diagnósticos. El consumo de estas dos especies fue registrado en el 76.6% del tiempo de alimentación.

Tabla 3. Especies de plantas consumidas por los grupos de monos nocturnos andinos.

FAMILIA-Especie	Número de registros de barrido					Parte consumida	Hábito Planta
	GE1	GE2	GE3a	GE3b	GE4		
ARACEAE							
<i>Mostera spruceana</i>				Al		m/s	Epífita
<i>Philodendron montanum</i>					1	co	Liana
BOMBACACEAE							
<i>Spirotheca rhodostyla</i>	17					fl	Árbol
CECROPIACEAE							
<i>Cecropia peltata</i>	25				2	e/m/s	Árbol
<i>Cecropia telealba</i>	47			1	13	e/m/s	Árbol
CONVOLVULACEAE							

ECOLOGÍA DE MONO NOCTURNO EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SUBANDINO

FAMILIA-Especie	Número de registros de barrido					Parte consumida	Hábito Planta
	GE1	GE2	GE3a	GE3b	GE4		
<i>Maripa nicaragüensis</i>	29					m	Liana
EUPHORBIACEAE							
<i>Croton magdalenensis</i>	1					s	Árbol
<i>Croton cf. mutisianus</i>					2	s	Árbol
<i>Croton cf. purdai</i>					Al	s	Árbol
<i>Croton cf. smithianus</i>	8				1	s	Árbol
LAURACEAE							
<i>Cinnamomum cf.</i>			15			e/m	Árbol
Indeterminada sp1	1					e/m	Árbol
Indeterminada sp2					10	e/m	Árbol
MELASTOMATACEAE							
<i>Miconia notabilis</i>					1	e/m/s	Árbol
MIMOSOIDEAE							
<i>Inga cf. glacialior</i>	3					fl	Árbol
MORACEAE							
<i>Brosimum alicastrum</i>				3		e/m/s	Árbol
<i>Ficus cf. maitin</i>				114		e,/m/s	Árbol
<i>Ficus cf. palmicida</i>			65			e/m/s	Árbol
<i>Morus insignis</i>	48					e/m/s	Árbol
<i>Sorocea cf. affinis</i>	1					e/m	árbol
<i>Sorocea trophoides</i> W.	14					e/m	Árbol
MYRSINACEAE							
<i>Myrsine coriacea</i>		22				e/m	Árbol
MYRTACEAE							
<i>Myrcia complicata</i>				9		e/m	Árbol
<i>Psidium guajava</i>					1	e/m/s	Árbol
NYCTAGINACEAE							
<i>Guapira myrtiflora</i>			1	7		fl	Árbol
PIPERACEAE							
<i>Piper aduncum</i>					2	e/m/s	Árbol
RUBIACEAE							
<i>Genipa americana</i>			Al			m	Árbol
SOLANACEAE							
<i>Solanum colombianum</i>					2	e/m/s	liana
CAMPANULACEAE							
<i>Burmeistera sp.</i>				Al		fl	liana

Al: Ad libitum; fl: flores y néctar; co: cogollos; e: epicarpio; m: mesocarpio; s: semillas.

Los frutos generalmente fueron consumidos en estado maduro, aunque también consumieron frutos inmaduros como *Brosimum alicastrum* (por el grupo GE3b), *Miconia notabilis* y *Psidium guajava* (por el grupo GE4), pertenecientes a las familias Moraceae, Melastomataceae y Myrtaceae respectivamente. Los monos consumieron todo el fruto, cuando este se caracterizó por presentar el pericarpio blando, delgado y las semillas diminutas como *Solanum colombianum* y *Piper aduncum*. Cuando los frutos fueron drupoides y con una sola semilla dura de mayor tamaño, los monos

aprovecharon sólo la pulpa (mesocarpio). Fueron vistos dejando caer las semillas al piso después de separar de ellas la mayor cantidad de pulpa posible, como en los frutos de *Myrcia complicata* y *Sorocea affinis*. Para consumir los frutos con pericarpios fuertemente coriáceos y semillas leñosas, como los de *Genipa americana* (Rubiaceae) y *Maripa nicaragüensis* (Convolvulaceae), los monos usaron sus dientes para romper el ápice del pericarpio y luego ingieren la pulpa, descartando luego las semillas enteras. Con *Mostera spruceana* (Araceae) los monos removieron los escudos del péndulo de la infrutescencia y dejaron descubiertos los frutos. Referente al sabor, la mayoría de los frutos consumidos fueron desde ácidos hasta muy dulces y agradables, y solamente en muy pocas ocasiones, cuando inmaduros, fueron insípidos.

Tabla 4. Porcentaje del tiempo invertido en cada familia de plantas consumida por los cinco grupos de monos nocturnos andinos.

Familia	Porcentaje de tiempo
Moraceae	52.6
Cecropiaceae	18.9
Convolvulaceae	6.2
Lauraceae	5.6
Myrcinaceae	4.7
Bombacaceae	3.6
Euphorbiaceae	2.6
Myrtaceae	1.9
Nyctaginaceae	1.7
Mimosoideae	0.6
Piperaceae	0.4
Solanaceae	0.4
Araceae	0.2
Campanulaceae	0.2
Melastomataceae	0.2
Rubiaceae	0.2

Semillas

En total, los cinco grupos de monos nocturnos invirtieron el 1.8% del tiempo total de alimentación al consumo de semillas inmaduras (tabla 2). Sin embargo, el consumo de semillas sólo fue registrado en los grupos GE1 y GE4. Cuatro especies fueron usadas como fuentes de semillas, todas pertenecientes a la familia Euphorbiaceae. *Croton cf. smithianus* contribuyó el mayor número de registros, seguido de *C. cf. mutisianus*, *C. magdalenensis* y *C. cf. purdaeii*. Las semillas de esta familia son libres y oleaginosas, posiblemente con un alto contenido alimenticio. El consumo de semillas en los monos nocturnos no ha sido reportado antes. Sin embargo, es probable que los datos reportados por Wright (1978), Puertas *et al* (1992), Arditi (1992), Fernández-Duque *et al* (2002),

Giménez & Fernández-Duque (2003) y Fernández-Duque (2006) para el consumo de frutas incluya también la predación de semillas, puesto que estos reportes no hacen diferenciación entre el consumo de pulpa y semillas.

Flores y néctar

Los monos nocturnos consumieron flores y néctar sólo de cuatro especies de plantas en dos fragmentos de bosque (GE1 y GE3) (tabla 4). De tres especies, *Guapira myrtiflora*, *Inga cf. glacialior* y *Burmeistera sp.*, consumieron la corola. De *Spirotheca rhodostyla* (Bombacaceae) desprendieron toda la flor con las manos, mordieron e ingirieron las partes más maduras del cáliz y consumieron el néctar, pero descartaron el resto de la flor. Con base en este comportamiento observado, los monos podrían ser considerados como ladrones de néctar. Durante el periodo de estudio, el porcentaje de registros dedicados al consumo de flores fue bajo (4.2%) (tabla 2), sin embargo, sería necesario confirmar la importancia de los diferentes ítems consumidos por los monos a lo largo del año. *A. a. azarai*, en Paraguay y Argentina se alimentan rutinariamente de flores de *Tabebuia ipe* en los meses de agosto y septiembre, cuando la disponibilidad de fruta es baja (Fernández-Duque 2006).

Tabla 5. Las 10 especies de plantas más frecuentemente consumidas por todos los grupos de monos nocturnos y tiempo de consumo de esa especie con base en los registros del scan sampling.

Especies	Tiempo total de consumo (%)
<i>Ficus cf. maitin</i> (Moraceae)	24.5
<i>Ficus cf. palmicida</i> (Moraceae)	13.9
<i>Cecropia telealba</i> (Cecropiaceae)	13.1
<i>Morus insignis</i> (Moraceae)	10.3
<i>Maripa nicaragüensis</i> (Convolvulaceae)	6.22
<i>Cecropia peltata</i> (Cecropiaceae)	5.79
<i>Myrsine coriácea</i> (Myrcinaceae)	4.72
<i>Cinnamomum cf. triplinervia</i> (Lauraceae)	3.22
<i>Spirotheca rhodostyla</i> (Bombacaceae)	3.6
<i>Sorocea trophoides</i> (Moraceae)	3
Total	88.4

Hojas

El consumo de hojas solamente fue registrado en una ocasión. Los miembros del grupo GE4 fueron observados comiendo las hojas tiernas o cogollos de *Philodendron montanum* (tabla 3). Otros estudios, sin embargo, han encontrado que para otras especies de monos nocturnos el consumo de hojas es importante (Arditi 1992, Giménez & Fernández-Duque 2003). Para *A. a. azarai*, en Argentina y Paraguay, se ha reportado que dedica más del 40% del tiempo al consumo de hojas (Arditi & Placci 1990). En otros dos estudios sobre esta

misma especie se ha reportado consumos de hojas cerca del 30% del tiempo en un parche de bosque espinoso y de 15% en un bosque donde las frutas fueron abundantes (Giménez 2004). Parecería que las especies de monos nocturnos tienen hábitos alimenticios que se adaptan a las condiciones del hábitat y los recursos alimenticios disponibles.

Alimentos de origen animal

No fue posible determinar en todos los registros el tipo de alimento de origen animal que los monos estaban ingiriendo. Sin embargo se observó el consumo de arácnidos, orugas, mariposas y polillas (Lepidópteros), cigarras (Cícadas) y larvas de Coleóptera. Aunque los insectos son indudablemente parte de la dieta de los monos nocturnos (Solano 1995, Fernández-Duque 2006), pocas veces se ha cuantificado su consumo. En este estudio se reporta que en total, los monos nocturnos dedicaron el 28.4% (185 registros) al forrajeo de artrópodos. Se presentaron, sin embargo, marcadas diferencias en el tiempo invertido por los diferentes grupos (tabla 2). Para los grupos GE1, GE3a y GE4, el tiempo dedicado al consumo de artrópodos fue desde cerca de 30% hasta un poco más de 40%. Otros estudios en monos nocturnos han confirmado que ellos pueden comer mamíferos pequeños y huevos de aves (Hladik *et al* 1971), sin embargo este comportamiento no fue observado en este estudio.

Los monos nocturnos fueron observados cazando artrópodos en arbustos y árboles a la altura del subdosel y usaron tres tipos de estrategias para su búsqueda, manipulación e ingestión: 1./ atrapando insectos encontrados con la mano, 2./ usando las manos y la boca para buscar activamente en las hojas, especialmente las hojas enrolladas y 3./ saltando o abalanzándose sobre las presas al vuelo. El grupo GE1, que recibió el mayor número de horas de atención en este estudio, fue observado dedicarse al forrajeo de artrópodos siguiendo la periferia del fragmento. A pesar que para algunas especies de bosque, la presencia de borde puede tener consecuencias negativas sobre las poblaciones (Kattan 2002), para los monos nocturnos, o al menos para los individuos del grupo GE1, el borde del bosque parecería que presenta condiciones más adecuadas que en el interior del bosque para la cacería de artrópodos.

CONCLUSIONES

1. Este podría ser considerado como el primer estudio detallado sobre la ecología del mono nocturno andino en estado silvestre. Es además el primero que presenta información cuantificada sobre el tamaño y composición de los grupos, patrón de actividades y dieta, sin embargo, aún no se conoce la variación de importancia de los diferentes ítems consumidos por los monos a lo largo del año.

2. Los datos obtenidos en este estudio sugieren que el mono nocturno andino es una especie muy adaptable. Esa adaptabilidad les permite vivir y reproducirse en fragmentos altamente alterados, aislados y de tamaños pequeños y utilizar diversos recursos alimenticios, posiblemente de acuerdo a su disponibilidad en cada fragmento. Y aunque se desconoce si estos grupos son viables y se ignora cuál es su tasa de reproducción o si tienen posibilidades para la dispersión, todos los grupos incluyeron juveniles e infantes, como pruebas de actividad reproductiva.

3. Las áreas de ocupación de los grupos en este estudio son las más pequeñas registradas para las especies del género *Aotus*. Sin embargo, este estudio no permite evaluar las condiciones de salud de los grupos, variabilidad genética, sobrevivencia en esos fragmentos de bosque o posibilidades de dispersión.

4. En estas regiones rurales, los monos nocturnos andinos parecen tener una alta tolerancia a la presencia humana. Pueden incluso ocupar fragmentos de bosque cercanos a viviendas humanas o usar dormitorios cercanos a lugares con alta actividad humana. Es interesante anotar que a pesar de esa cercanía a las comunidades humanas y de que su presencia es conocida por habitantes de esas regiones, la especie haya pasado desapercibida a investigadores y conservacionistas. Podría decirse que su supervivencia es un caso de conservación a ciegas.

5. Los grupos de monos nocturnos andinos estudiados parecen invertir la mayor parte del período nocturno en actividades de forrajeo y desplazamiento. Se ignora si este es un comportamiento típico o si es debido a las limitaciones impuestas por el tamaño, calidad del fragmento o baja disponibilidad de alimento.

6. A pesar de ser este un estudio preliminar, nuestros datos de la dieta del mono nocturno andino son los primeros y más detallados para la región andina. En términos generales, estos resultados indican semejanzas con las dietas de otras especies del género *Aotus*: es una especie omnívora, pero primordialmente frugívora, que además consume artrópodos en proporciones significativas.

7. Las diferencias en la composición de la dieta entre bosques sugiere que los monos nocturnos no son selectivos con respecto a las especies de plantas consumidas, aprovechando los recursos particulares que ofrece cada bosque. Esto confirmaría su adaptabilidad y carencia de especialización en la dieta; sin embargo, es necesario confrontar estos datos con estudios de la oferta alimenticia.

RECOMENDACIONES

Es necesario continuar con estudios a largo plazo que permitan evaluar la supervivencia de esta especie en la región.

La conservación y restauración de los fragmentos de bosque, así como la creación de conexiones entre fragmentos sería una herramienta de conservación de urgente necesidad para asegurar la dispersión de individuos y el flujo genético.

Determinar cuál es el área mínima de ocupación y los factores que influyen en su tamaño serviría para formular herramientas de conservación y manejo del paisaje que favorezcan la permanencia de esta especie en paisajes rurales y fragmentados.

AGRADECIMIENTOS

Cenicafé proporcionó el apoyo logístico y económico para el estudio “Comportamiento e historia natural de *Aotus lemurinus* en fragmentos de bosque de la cuenca media del río Cauca”. Se agradece a Luís Alfonso Quintero por su colaboración en las observaciones en el campo y a Eduardo Fernández-Duque por su desinteresada asesoría sobre los métodos de campo. A investigadores del Jardín Botánico y el Herbario FAUC de la Universidad de Caldas, especialmente a David Sanín Robayo, Natalia Castaño y a Nestor Fabio Alzate por su colaboración en la identificación del material vegetal. Finalmente, agradecemos a los propietarios y vecinos de los fragmentos de bosques por alojarnos y permitirnos realizar las observaciones en sus predios.

LITERATURA CITADA

Altmann SA. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behavior* 49: 227-267.

Aquino R & Encarnación F. 1986. Characteristics and use of sleeping sites in *Aotus* (Cebidae: Primates) in the Amazon Lowlands of Perú. *American Journal of Primatology* 11: 319-331.

Aquino R & Encarnación F. 1994. Owl monkey populations in Latin America: field work and conservation. En: *Aotus: The Owl Monkey* (eds. Baer J, Weller R & Kakoma I), pp: 59-95. Estados Unidos. Academic Press.

Arditi SI. 1992. Variaciones estacionales en la actividad y dieta de *Aotus azarai* y *Alouatta caraya* en Formosa, Argentina. *Boletín Primatológico Latinoamericano* 3: 11-30.

Arditi SI & Placci LG. 1990. Hábitat y densidad de *Aotus azarai* y *Alouatta caraya* en Riacho Pilagá, Formosa. *Boletín Primatológico Latinoamericano* 2: 29-47.

Botero JE, Verhelst JC, Orrego O, Pfeifer AM, Pulido F, Rodríguez JC, López JA & Franco VM. 2001. La biodiversidad en el Municipio de Manizales: inventario y diagnóstico del patrimonio biótico. Cenicafé, Chinchiná, Colombia. 214 pp.

- Castaño JH, Muñoz-Saba Y, Botero JE & Vélez JH. 2003. Mamíferos del Departamento de Caldas-Colombia. *Biota Colombiana* 4: 247-259.
- Castaño JH & Cardona DM. 2005. Presencia del mono nocturno andino (*Aotus lemurinus* l. Geoffroy-St. Hilaire, 1843) en fragmentos de bosque de la cuenca media del Río Cauca. *Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas* 9: 111-120.
- Cenicafé. 2006. Anuario meteorológico cafetero 2004. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. Chinchiná, Colombia.
- Cowlishaw G & Dunbar R. 2000. *Primate Conservation Biology*. The University of Chicago Press. Chicago and London.
- Defler TR. 2003. *Primates de Colombia, Serie de Guías Tropicales de campo* 4. Conservación Internacional, Bogotá D.C.
- Defler TR, Bueno ML & Hernández-Camacho JI. 2001. Taxonomic status of *Aotus herskovitzi*: its relationships to *Aotus lemurinus lemurinus*. *Neotropical Primates* 9: 37-52.
- Defler TR, Rodríguez-M JV, Hernández-Camacho JI. 2003. Conservation priorities for colombian primates. *Primate Conservation* 19: 10-18.
- Fernández-Duque E. 2006. The Aotinae: social monogamy in the only nocturnal haplorhines. En: *Primates in Perspective* (eds. Campbell CJ, Fuentes A, MacKinnon KC, Panger M, Bearder S), pp: 139-154. Oxford. Oxford University Press.
- Fernández-Duque E & Huntington C. 2002. Disappearances of individuals from social groups have implications for understanding natal dispersal in monogamous owl monkeys (*Aotus azarai*). *American Journal of Primatology* 57: 219-225.
- Fernández-Duque E & Erkert HG. 2006. Cathemerality and lunar periodicity of activity rhythms in Owl Monkeys of the Argentinian Chaco. *Folia Primatologica* 77: 123-138.
- Fernández-Duque E, Rotundo M & Sloan C. 2001. Density and population structure of owl monkeys (*Aotus azarai*) in the argentinean Chaco. *American Journal of Primatology* 53: 99-108.
- Ford S.1994. Taxonomy and distribution of the owl monkey. En: *Aotus: The Owl Monkey* (eds. Baer J, Weller R & Kakoma I), pp: 1-57. Estados Unidos. Academic Press.
- Giménez MC. 2004. Dieta y comportamiento en verano e invierno del mono Mirikiná (*Aotus azarai azarai*) en bosques secos y húmedos del Chaco Argentino. Bsc. Tesis. Departamento de Biología, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Giménez M & Fernández-Duque E. 2003. Summer and winter diet of night monkeys in the gallery and thorn forests of the Argentinian Chaco. *Revista de Etología* 5 (suplemento):164.

- Hladik CM, Kladič A, Bousset J, Valdegbouze P, Viroben G & Delort-Lawal J. 1971. Le régime alimentaire del primate de l'oele de Barro Colorado (Panama): résultats des analyses quantitatives. *Folia Primatologica* 16: 85-122.
- IGAC. 1977. Zonas de vida o formaciones vegetales de Colombia. Ministerio de Hacienda y Crédito público. Bogotá, Colombia.
- Kattan G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales* (eds. Guariguata MR y Kattan G), pp: 561-590. Costa Rica. Editorial LUR.
- Kattan GH & Álvarez-López H. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. En: *Forest Patches in Tropical Landscapes* (eds. Schelhas J & Greenberg R), pp: 3-18. Washington D.C.
- Mendieta JA & Valencia RE. 2005. *Cartografía Básica Aplicada*. Editorial Universidad de Caldas. Manizales.
- Puertas PE, Aquino R & Encarnación F. 1992. Uso de alimentos y competición entre el mono nocturno *Aotus vociferans* y otros mamíferos, Loreto, Perú. *Folia Amazónica* 4: 135-144.
- Rodríguez N, Armenteras D, Moralez M & Romero M. 2004. *Ecosistemas de los Andes Colombianos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Solano C. 1995. Patrón de actividad y área de acción del mico nocturno *Aotus brumbacki* Hershkovitz, 1993 (Primates: Cebidae), Parque Nacional Natural Tinigua, Meta, Colombia. Tesis, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. Colombia.
- Villavicencio JM. 2003. Distribución geográfica de los primates del género *Aotus* en el Departamento de Norte de Santander, Colombia. En: *Primatología del Nuevo Mundo: Biología, Medicina, Manejo y Conservación* (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 264-271. Bogotá. Centro de Primatología Araguatos Ltda.
- Wright P. 1978. Home range, activity pattern, and agonistics encounters of a group of night monkeys (*Aotus trivirgatus*) in Perú. *Folia Primatologica* 29: 43-55.
- Wright P. 1994. The behavior and ecology of the owl monkey. En: *Aotus: The Owl Monkey* (Baer J, Weller R & Kakoma I), pp: 97-112. Estados Unidos. Academic Press.
- Wilson MR. 2001. The influence of land-use history on the habitat preferences of the night monkey (*Aotus lemurinus*) on Isla Tigre, Panamá. Ms. Thesis. The Florida State University.

USO DE CERCAS VIVAS COMO CORREDORES BIOLÓGICOS POR PRIMATES EN LOS LLANOS ORIENTALES

Xyomara Carretero Pinzón

RESUMEN

La habilidad de las especies de primates para usar la matriz que rodea los fragmentos de bosque puede influir en la presencia y permanencia de las mismas. Las observaciones reportadas aquí forman parte de un estudio de ocho meses (enero a agosto de 2006) sobre el comportamiento y la ecología de *Saimiri sciureus albigena* en fragmentos de bosque de galería en San Martín (Meta). Mediante el método de barrido, cada 5 minutos, se determinó el tiempo durante el cual el grupo de monos ardilla utilizó las cercas vivas como parte de su área vital y como corredores biológicos entre fragmentos de bosque. El 24% del tiempo de observación del grupo correspondió al tiempo que emplearon usando cercas vivas. Este porcentaje varió entre los meses de estudio, alcanzando entre un 50- 53% en los meses de mayo y junio. Estos datos sugieren que para esta especie las cercas vivas son importantes dentro de su rango de hogar, especialmente como corredores biológicos para pasar de un fragmento de bosque a otro. Además se registraron las veces en las cuales se observaron otras especies de primates (*Cebus apella*, *Alouatta seniculus* y *Callicebus cupreus ornatus*) empleándolas también.

Palabras Claves: Cercas Vivas, monos ardilla (*Saimiri sciureus albigena*), conservación primates, monos aulladores (*Alouatta seniculus*), monos maiceros (*Cebus apella*), monos zocay (*Callicebus cupreus ornatus*).

ABSTRACT

Permanence of primates in forest fragments depends on their ability to use the matrix around forest patches. As part of an ecological study of eight months (January to August 2006) of a group of squirrel monkeys (*Saimiri sciureus albigena*) in gallery forest fragments in San Martín (Meta department, Colombian Llanos). Using scan samplings every five minutes I determined time of fence-row use by the study group as part of their home ranges or as biological corridors between forest fragments. Study group was observed 24% of observation time spending in fence rows. This percentage varies between study months from 50–53%, in May and June. This data suggest that fence rows

are important for this specie as part of their home range, especially as biological corridor from one fragment to another. Four primates were seen using live fence-rows: red howler monkeys, *Alouatta seniculus*, tufted capuchin monkeys, *Cebus apella*, squirrel monkeys, *Saimiri sciureus albigena* and dusky titis, *Callicebus ornatus*.

Key words: fence-row use, forest fragments, *Saimiri sciureus*, *Alouatta seniculus*, scan samplings, squirrel monkeys.

INTRODUCCIÓN

El proceso de fragmentación implica la reducción del hábitat natural disponible para los primates; en los bosques tropicales esta reducción es más rápida respecto a otros biomas (Mash 2003). Adicionalmente, la forma en la cual estas especies puedan usar la matriz que rodea los fragmentos de bosque afecta la probabilidad de permanencia y viabilidad de la metapoblación a largo plazo (Marsh 2003). El aislamiento es uno de los principales efectos que determinan las características de los fragmentos (Saunders *et al* 1991). Se ha demostrado que la presencia y permanencia de las especies de primates en fragmentos de bosque está determinada por la habilidad de estas especies para usar la matriz que rodea los fragmentos (Bicca-Marques 2003, Chapman *et al* 2003, Chiarello 2003, Gilbert 2003, McCann *et al* 2003, Ramos-Fernandez & Ayala-Orozco 2003, Reynolds *et al* 2003, Umapathy & Kumar 2003). En Colombia una de las principales amenazas para las especies de primates es la pérdida de hábitat debida a la fragmentación (Defler 2004). El objetivo de este artículo es describir en forma cuantitativa el uso de cercas vivas por un grupo de *Saimiri sciureus albigena*, como parte de un estudio de ocho meses (enero a agosto 2006) sobre el comportamiento y la ecología de esta especie en fragmentos de bosque de galería en San Martín (Meta).

SITIO DE ESTUDIO

Las fincas Santa Rosa y Arrayanes están localizadas cerca al municipio de San Martín (3°3'30"N y 73°35'40"W, a 350msnm, Meta; figura 1). Estas fincas tienen fragmentos de bosque de galería rodeados de potreros, usados para la ganadería. Algunos de estos potreros están rodeados por cercas vivas principalmente de 10 a 15m de altura, las cuales conectan fragmentos de bosque de diferente tamaño. En estos bosques habitan simpátricamente cinco especies de primates, micos maiceros (*Cebus apella*), monos aulladores (*Alouatta seniculus*), monos ardilla (*Saimiri sciureus albigena*), monos zocay o rizoteros (*Callicebus cupreus ornatus*) y monos nocturnos (*Aotus brumbacki*; Carretero-Pinzón, datos sin publicar). Para este sitio se ha definido una época seca (diciembre – marzo) y una época de lluvias (abril–noviembre). La temperatura

promedio anual es de 26°C. Presenta suelos ácidos y pobres en nutrientes, con buen drenaje y desarrollo (Caro & Ardila, datos sin publicar).

METODOLOGÍA

Durante cinco meses (agosto–diciembre de 2005), se habituó e identificó un grupo de monos ardilla (*Saimiri sciureus albigena*). Posteriormente, se realizaron seguimientos de dicho grupo de 6:00–18:00 horas, por un periodo de ocho meses (enero a agosto de 2006); cada mes se realizaron seguimientos de mínimo 50 horas de observación del grupo. Mediante el método de barrido (Altmann 1974), cada 5 minutos, se determinó el tiempo durante el cual el grupo de monos ardilla utilizó las cercas vivas como parte de su área vital y como corredores biológicos entre fragmentos de bosque de galería. Además se registraron las veces en las cuales se observaron otras especies de primates (*Cebus apella*, *Alouatta seniculus* y *Callicebus cupreus ornatus*) usando cercas vivas.

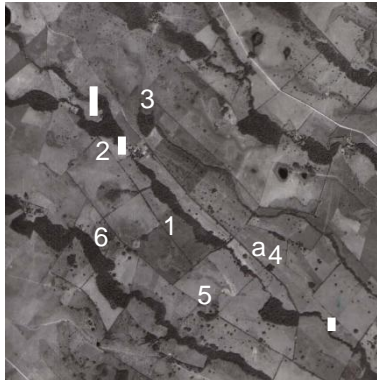


Figura 1. Sitio de Estudio (fotografía aérea tomada en 1997, escala 1:46000). Las líneas gruesas muestran los sitios donde actualmente está fragmentado el bosque. Los números corresponden a los fragmentos que están conectados por cercas vivas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De un total de 734 horas de observación del grupo (8808 barridos), 177 horas (2124 barridos) fueron empleadas en cercas vivas (24%). Este porcentaje varió entre los meses de estudio, alcanzando entre un 50-53% en los meses de mayo y junio (figura 2). Estos porcentajes corresponden a los meses en los cuales el grupo se alimentó especialmente de especies vegetales en fruto, presentes en cercas vivas dentro de su área vital. Estos datos sugieren que para esta especie las cercas vivas son importantes, especialmente como corredores biológicos para pasar de un fragmento de bosque a otro (sin embargo, es posible que debido a las condiciones de visibilidad dentro del bosque respecto a las cercas vivas, este valor se eleve, aunque las proporciones siguen siendo altas para la

especie de estudio); así como para acceder a recursos alimenticios que no están disponibles en los fragmentos de bosque o que están presentes pero en menor cantidad, como en el caso de árboles del género *Ficus* sp. (7 árboles en cercas vivas y 3 dentro del fragmento de bosque).

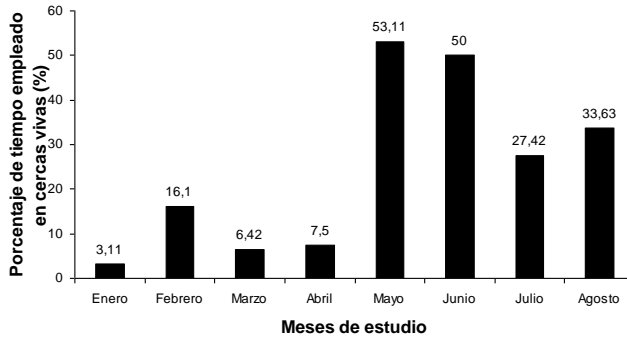


Figura 2. Porcentaje de tiempo empleado por el grupo de monos ardilla (*Saimiri sciureus albigena*) en cercas vivas en las finas de San Martín- Meta de enero a agosto de 2006.

Cuatro de las cinco especies de primates presentes en el área de estudio, han sido observados usando las cercas vivas de diferentes formas, principalmente como parte de su área vital. La tabla 1 muestra el número de días en que cada especie de primate fue observada utilizando cercas vivas y el uso que le estaban dando. El uso dado a las cercas se definió de dos formas: área vital, cuando las cercas eran usadas como parte del territorio del grupo, como vía de acceso a parches pequeños usados como dormitorios o sitios de alimentación y donde se observó grupos de primates. Las cercas vivas se definieron como corredores cuando la especie de primate fue observada usándola solo para su desplazamiento entre fragmentos y cuando las especies observadas eran individuos solitarios. La especie con un mayor número de días de observación en cercas vivas fue *S. s. albigena*, ya que es la especie en la cual se enfocó este estudio; seguido de *C. apella*, especie con la que *S. s. albigena* frecuentemente se encuentra asociado formando tropas poliespecíficas (Carretero 2000, Carretero & Ahumada 2002).

Por otro lado, los monos aulladores (*Alouatta seniculus*) usan las cercas vivas como parte de su área vital y como corredores entre fragmentos de bosque de galería para la dispersión de individuos. Al menos uno de los grupos presentes en el sitio de estudio utiliza cercas vivas como parte de su área vital conectando un fragmento pequeño (< 10ha) con uno mediano (< 50ha; figura 1, letra a). Aunque los aulladores han sido observados usando los potreros para pasar de

un fragmento a otro en zonas donde aún persisten predadores, las cercas vivas usadas como corredores les proporcionan no solo sitios para esconderse sino árboles en fruto, incluso de especies importantes como los estranguladores (*Ficus* sp.).

Tabla 1. Número de días en que fueron observadas la especies de primates utilizando las cercas vivas y el uso que le estaban dando al observarlos.

Especie	No de días observados en cercas vivas	Uso
<i>Alouatta seniculus</i>	12	Corredor* -área vital
<i>Cebus apella</i>	18	Corredor- área vital
<i>Callicebus cupreus ornatus</i>	2	Corredor
<i>Saimiri sciureus albigena</i>	50	Corredor- área vital
<i>Aotus brumbacki</i>	0	Posiblemente corredor

***corredor**: únicamente paso entre fragmentos, **área vital**: desarrollo de otras actividades como alimentación.

Esto mismo sucede con los monos maiceros (*Cebus apella*) y monos ardilla (*Saimiri sciureus albigena*), los cuales utilizan las cercas vivas como parte de sus áreas vitales y como corredor para acceder a recursos importantes, como árboles estranguladores localizados en potreros cerca de los fragmentos de bosque. En el área de estudio, al menos seis grupos de monos maiceros utilizan cercas vivas como parte de su rango de hogar. Por otro lado, los monos ardilla pueden pasar casi la totalidad del día alimentándose sólo en cercas vivas, especialmente cuando la oferta de frutos se reduce en el bosque (Carretero-Pinzón datos sin publicar). Esta también puede ser una razón para que esta especie sea capaz de persistir en fragmentos de bosque de tamaño pequeño y mediano, especialmente si se tiene en cuenta los altos requerimientos de espacio encontrados en otros estudios para esta especie en bosques continuos (Colombia: 240ha para *S.s.albigena*, (Carretero-Pinzón 2000); Costa Rica: 80ha para *S. oerstedii* (Boinski *et al* 1997); Perú: 250–560ha para *S. b. peruviansis* (Terborgh 1983, Mitchell 1990); Brasil: 110–123ha para *S. sciureus* (Stone 2007)). Por otro lado, los monos zocay o rizoteros (*Callicebus cupreus ornatus*) fueron observados usando cercas vivas solo dos veces como corredor para la dispersión de individuos (un subadulto). Esto puede estar influenciado por el comportamiento críptico de la especie que hace difícil observarlos en este tipo de sitios. Aunque no se observó el uso de cercas vivas por monos nocturnos (*Aotus brumbacki*), es necesario realizar observaciones nocturnas para determinar si esta especie usa o no las cercas vivas.

La altura de las cercas vivas usadas fue diferente dependiendo de la especie de primate. Los monos aulladores fueron observados principalmente en cercas vivas con árboles altos (10-15m), mientras que los monos ardilla y maicero

usaron cercas vivas con árboles altos y bajos (<10m). Los monos zocay fueron observados usando cercas vivas con árboles altos las dos veces en que fueron observados.

IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN DE PRIMATES

Aunque estas observaciones necesitan ser realizadas más sistemáticamente para todas las especies, sugieren que los corredores son una herramienta importante para la conservación de las especies de primates que persisten en fragmentos de bosque de galería en los llanos orientales colombianos y en otras partes del mundo con condiciones similares. En la zona de estudio la mayoría de fincas son ganaderas y este tipo de cercas no representa una disminución grande en la producción. Un ejemplo de esto es su uso tradicional en la mayoría de las fincas presentes en el área. Las cercas vivas facilitan la movilización de casi todas las especies de la zona, lo que potencialmente puede influir en la persistencia de las especies de primates. Sin embargo, también es importante cuantificar los posibles riesgos que puedan tener los primates en esas condiciones (por ejemplo, tasa de depredación en cercas y al interior de los fragmentos). Además, las cercas vivas han sido propuestas como uno de los arreglos importantes en estudios de agroforestería y silvopastoriles. Por otro lado, este tipo de cercas vivas no solo es usado por primates sino también por especies de aves y mamíferos en el sitio de estudio, como osos hormigueros (*Myrmecophaga trydactyla*) y armadillos (*Dasypus septemcinctus*) (Pers. Obs.)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los dueños de las fincas Santa Rosa y Arrayanes, Alberto Sánchez, Lucy Rey y Eleodoro y Gilma Novoa, así como a los dueños y encargados de las fincas vecinas por los permisos de entrada y la logística de este estudio. También quiero agradecer a German Espinosa y Yolima González por su apoyo en el campo. Agradezco a Idea Wild por los equipos y materiales que ha suministrado a este y otros proyectos en la zona.

LITERATURA CITADA

Bicca-Marques JC. 2003. ¿How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 283–303. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Carretero PX. 2000. Un Estudio Ecológico de *Saimiri sciureus*, y su asociación con *Cebus apella* en la Macarena, Colombia. Trabajo de grado. Departamento de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Carretero PX. & Ahumada JA. 2002. *Saimiri sciureus* – *Cebus apella* associations at La Macarena, Colombia. Poster presentation. Caring for primates. Abstracts of the XIXth Congress. The International Primatological Society. Mammalogical Society of China. Beijing, China. P 322.

Chapman C, Lawes MJ, Naughton-Treves L & Gillespie T. 2003. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 63–78. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Chiarello AG. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 99–122. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Defler TR. 2004. *Primates of Colombia*. Conservación Internacional. Tropical Field Guide Series 5. Rodríguez- Mahecha, JV.; Rylands, A. & Mittermeier, RA. (eds). pp 218 – 229. Bogotá, Colombia.

Gilbert KA. 2003. Primates and fragmentation of the Amazon Forest. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 145-158. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Hobbs RJ & Yates CJ. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. Australian Journal of Botany 51: 471-488.

Marsh LK. 2003. The Nature of fragmentation. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 1-10. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

McCann C, Williams-Guillén K, Koontz F, Roque-Espinoza AA, Martínez-Sánchez JC & Koontz Ch. 2003. Shade coffee plantations as wildlife refuge for mantled howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Nicaragua. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 321–342. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Ramos-Fernandez G & Ayala-Orozco B. 2003. Population size and habitat use of spider monkeys at Punta Laguna, Mexico. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 191-210. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Reynolds V, Wallis J & Kyamanywa R. 2003. Fragments, sugar, and chimpanzees in Masindi District, Western Uganda. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 309-320. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Saunders DA, Hobbs RJ & Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. Conservation Biology 5: 18–32.

Terborgh J. Five new world primates: a study in comparative ecology. Princeton: Princeton University Press.

Umamathy G & Kumar A. 2003. Impacts of Forest fragmentation on lion-tailed macaque and Nilgiri Langur in Western Ghats, South India. En: Primates in Fragments: ecology in conservation (ed. Marsh L), pp: 163-190. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

**INVESTIGACIÓN PRELIMINAR DE LA POBLACIÓN DEL TITI
CABECIBLANCO (*Saguinus oedipus*) EN EL NOROCCIDENTE
COLOMBIANO (DEPARTAMENTOS DE ATLÁNTICO Y BOLÍVAR)**

Anne Savage, Len Thomas, Luis Soto y Jaime Causado

RESUMEN

El tití cabeciblanco (*Saguinus oedipus*) es una especie catalogada como en peligro de extinción (EN) y que se encuentra distribuida únicamente en Colombia. Se diseñó una técnica de investigación que maximiza la probabilidad de encontrar titís en el medio natural y que garantiza una valoración de su población. Se presentan los datos preliminares de la investigación en los departamentos de Atlántico y Bolívar, los cuales sugieren que hay aproximadamente 450 titis en esta región. También se observó que la cantidad de bosque apto para conservar poblaciones de ésta especie está en riesgo crítico y por esto es urgente aunar esfuerzos para proteger al tití cabeciblanco y su hábitat.

Palabras clave: Censo, vocalizaciones, endémico, tití, extinción, transecto.

ABSTRACT

Cotton-top tamarins are an endangered species found only in the country of Colombia. We designed a survey technique to maximize the probability of encountering cotton-top tamarins in the wild to insure an accurate estimation of their population. We present data from our preliminary survey in Atlántico and Bolívar that suggest there are approximately 450 cotton-top tamarins in this region. We also observed that the amount of forested habitat suitable to maintain a cotton-top tamarin population is at critical risk. Efforts to protect this species and its critical habitat are of urgent concern.

Key words: Cotton-top tamarins, endemic, vocalizations, transects.

INTRODUCCIÓN

El tití cabeciblanco (*Saguinus oedipus*) es un primate del nuevo mundo de la familia Callitrichidae (Herskovitz 1977). Esta especie es endémica del noroccidente colombiano y es considerada en peligro según la Unión

Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) en el Listado Rojo sobre especies amenazadas del año 2003 (Rylands 2003). Históricamente, su captura y la destrucción del bosque a largo plazo, han causado un significativo declive en la población silvestre. La adaptación de terrenos en gran escala para agricultura, ganadería, explotación de madera y la minería son las principales causas de amenaza para estos bosques. Colombia se encuentra entre los 10 países que padecen una significativa pérdida de áreas forestales (Mast *et al* 1993) con una tasa anual de destrucción del 0.5% (Braatz 2001).

El tití cabeciblanco tiene una distribución muy localizada dentro del noroccidente colombiano (Hernández Camacho & Cooper 1976, Herskovitz 1977, Mast *et al* 1993) haciéndolos muy vulnerables a los efectos de destrucción de su hábitat. Se encuentra en los departamentos de Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó (figura 1). Además de encontrarse en terrenos privados dentro de estos departamentos, también se encuentran en áreas protegidas tales como el Parque Nacional Natural Paramillo (Córdoba y Antioquia), el Santuario de Flora y Fauna Los Colorados (Bolívar) y la Reserva Forestal Montes de María (Sucre).

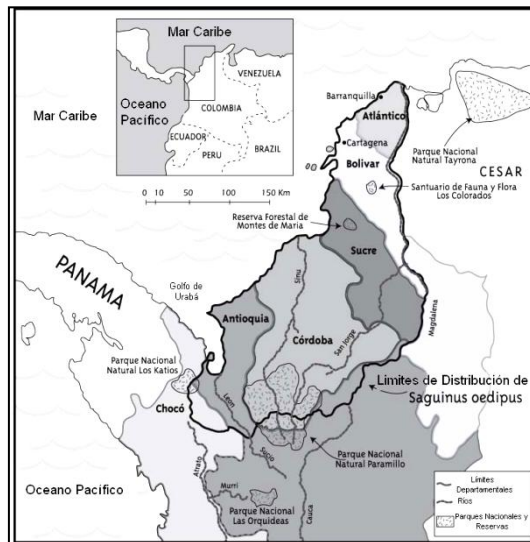


Figura 1. Distribución histórica del tití cabeciblanco en Colombia (Mast *et al* 1993).

Este pequeño primate ha sido observado además en las Islas del Rosario, el Parque Nacional Natural Tayrona y en la Sierra Nevada de Santa Marta (Mast *et al* 1993, Savage & Giraldo obs. personal) a partir de animales que fueron liberados en estas áreas (Mast *et al* 1993) fuera de su territorio de distribución natural.

Usando datos de Landsat Thematic Mapper TM, Miller y colaboradores (2004) examinaron los remanentes de áreas boscosas dentro del areal natural de distribución del tití cabeciblanco. Encontraron que se presentaba una disminución del 31% del hábitat del tití entre los años 1990 a 2000. Estimaron que más del 43% de los bosques en los departamentos de Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba, Antioquia y Chocó han desaparecido. Esta información apoya los reportes de UNCED (Conferencia de la ONU para el Medio Ambiente y el Desarrollo) (1992) según la cual afirma que más de 40000ha de bosque seco tropical y bosque húmedo tropical son destruidos anualmente en Colombia.

Este estudio fue desarrollado examinando los remanentes de bosques dentro del areal de distribución natural del tití cabeciblanco. Se aplicaron rigurosas técnicas de muestreo que dieron estimaciones confiables sobre la población del tití. La información presentada en este artículo es preliminar ya que solo se han censado áreas boscosas en Atlántico y Bolívar. Estudios futuros nos permitirán calcular la población restante en los otros departamentos. El tener estimaciones de la población de tities, conjuntamente con datos más precisos de los bosques, serán útiles para asesorar entidades estatales y privadas en dar prioridad a sus planes para la conservación de esta especie.

METODOLOGÍA

Muestreo de distancias

Desarrollar métodos eficaces para muestrear poblaciones requiere de la comprensión de la estadística y de la metodología de la investigación, sugerimos a los investigadores interesados en estos temas visitar la página www.creem.st-and.ac.uk, para aprender más sobre los métodos de muestreo DISTANCE y las publicaciones relacionadas con estas metodologías de investigación (Buckland *et al* 2001, Borchers *et al* 2002).

Probabilidad de detección

Mientras que muchos científicos que investigan fauna confían en los recorridos mediante transectos para localizar visualmente los animales cercanos al área de muestreo, este método subestima mucho la tasa de encuentro con los titís ya que son animales algo temerosos y evitan el contacto con los humanos siempre que les sea posible. Dado su tamaño pequeño (400-450g) y que viven en el estrato medio y superior del bosque, los titís a menudo son muy difíciles de observar.

Los titís tienen un repertorio vocal complejo (Cleveland & Snowdon 1982) y utilizan las vocalizaciones para conocer la localización de otros grupos de tities. McConnell y colaboradores (1986) utilizaron vocalizaciones de llamado de larga distancia (long calls) para simular cercanía territorial en *Saguinus oedipus* en cautiverio.

Existen investigaciones que utilizan vocalizaciones grabadas como método para atraer a los animales y así estimar su abundancia (Mills *et al* 2001) en el medio natural. Para lograr el avistamiento de los grupos de titís en los bosques se implementó la metodología de atraerlos mediante sus propias vocalizaciones. Se grabaron vocalizaciones de llamado (long calls) y vocalizaciones agresivas (mobbing calls) (Cleveland & Snowdon 1982) de titís en cautiverio. Cada grabación de las vocalizaciones consta de 30 segundos de estímulo seguida de 12 segundos de silencio. Se probó la eficacia de este método con grupos de titís que la Fundación Proyecto Tití investiga en el medio natural en la hacienda El Ceibal (Santa Catalina, Bolívar). Se colocaron las vocalizaciones usando un reproductor de sonido Bose Acoustic Wave© a un volumen de 96 dB, que es el máximo volumen en el cual se escuchaban las vocalizaciones sin distorsión, con el fin de identificar con qué tipo de vocalización respondían con mayor celeridad los titís dirigiéndose hacia el estímulo sonoro. Una vez identificado el estímulo sonoro con mejor respuesta se procedió a realizar ensayos a diferentes distancias (50, 100, 150, 200, 250 y 300m), para determinar el máximo trayecto al cual respondían los grupos a la grabación. La distancia máxima a la respuesta se realizó con el fin de desarrollar la formulación matemática para determinar cuántos transectos eran necesarios, la distancia entre transectos para evaluar la población y la distancia entre los dos equipos de trabajo que portarían los estímulos sonoros, en cada recorrido.

Diseño de transectos

Dado que los titís respondieron a los estímulos sonoros a 200 metros de distancia o menos, se diseñaron los transectos de 1500m de longitud con los equipos de campo separados 200m (figura 2).

Al usar este método se garantiza que se puedan detectar todos los animales que estén dentro de la franja de los 200m y usar esta información para estimar la población.

Cada equipo de campo estaba conformado por cuatro personas: un abridor de trochas, conocedor de la región; un orientador encargado de mantener el equipo sobre el curso del transecto mediante GPS o brújula y registrar la información en formatos de campo; otra persona que porta el equipo reproductor de las vocalizaciones y el observador encargado de contar los titís que se aproximan al estímulo sonoro y medir la distancia/orientación de los titís en la línea del transecto. Solamente los animales encontrados dentro de la franja del transecto se utilizaron en el análisis para estimar la población. Los dos equipos recorrieron transectos paralelos entre sí a la misma velocidad y se comunicaron por radio constantemente, de tal manera que cuando se presentara avistamiento de titís, solamente un equipo de observadores los

contara, evitándose así sobreestimar el número de animales durante los recorridos.

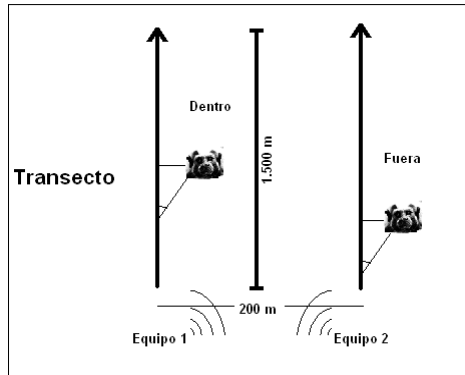


Figura 2. Diseño de los transectos para censar poblaciones de *Saguinus oedipus*.

Dado que los titís tienen territorios entre 2 y 20ha (Savage 1990), todos los transectos marcados fueron distantes entre sí 700m evitándose así el conteo del mismo grupo varias veces (figura3).

Área de estudio

Para definir los sitios en los cuales se realizarían los transectos se utilizaron las imágenes satelitales de Miller y colaboradores (2004); se identificaron áreas de bosque cercanas a 100 o más hectáreas. Las imágenes satelitales originales indicaron la existencia de varias zonas boscosas extensas en los departamentos de Atlántico y Bolívar, sobre las cuales se programaron los transectos; posteriormente se confirmaron en campo los sitios donde realmente existían manchas boscosas representativas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En una primera fase se recorrieron 64 puntos (figura 4) entre los meses de julio y agosto de 2005. En el departamento del Atlántico (Municipios de Baranoa, Puerto Colombia, Juan de Acosta, Galapa, Luruaco, Piojó, Repelón, Tubará y Usiacurí), y en el departamento de Bolívar (Municipios de Santa Catalina, Santa Rosa, Villanueva y San Estanislao de Kostka). De estos 64 sitios sólo 12 presentaron cierto grado de conservación en bosques. Los 52 puntos restantes no aptos, presentaron rastrojos altos, rastrojos bajos, bosque muy seco tropical, pastizales, ganadería, explotación de carbón vegetal, vías, canteras, viviendas rurales, erosión, basureros, terrenos parcelados, agricultura (maíz, yuca, ñame, melón, ajonjolí, guandul, millo, ají, papaya, palma africana, limón, cacao, níspero, guanábana, ciruela, plátano, limoncillo, patilla, ahuyama, batata) (figura 5).

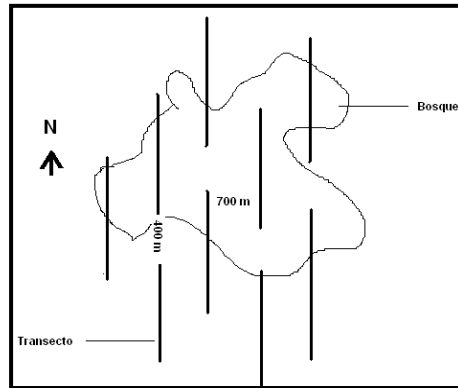


Figura 3. Diseño de las distancias entre transectos para censar poblaciones de *S. oedipus*.

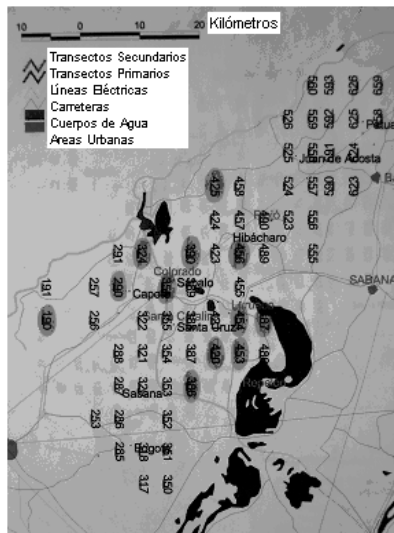


Figura 4. Transectos para confirmar la presencia de titis en el bosque seco tropical del los departamentos de Atlántico y Bolívar.

Se registraron datos acerca de relictos del seco tropical (Bs-T) talados durante el reconocimiento en campo; información obtenida de campesinos de la región, propietarios y administradores de fincas. Entre estos se encontraron 1200ha taladas en 1996 en el corregimiento de Paluato (Municipio de Galapa,

Atlántico), 105ha taladas en el año 2001 en la vía Santa Rosa–Villanueva (Bolívar), 6ha taladas en el año 2005 en la vía Zipacoa–Santa Rosa (Bolívar) y 180ha taladas en el año 2005 en la vía Pendales–Luruaco (Atlántico).



Figura 5. Izquierda: Fraccionamiento del bosque seco tropical para ganadería; **Derecha:** tala, quema, erosión y explotación de piedra caliza.

Los 12 sitios que se escogieron para realizar los censos se caracterizaron por presentar relictos de bosques secundarios, bien dentro de la línea del transecto o cercanos a ellos. Solo un transecto (punto 356; figura 4) en la hacienda El Ceibal presentó bosque en buen estado de conservación en gran parte de su recorrido. Los demás se caracterizaron por tener parcialmente bosque secundario intervenido o bosque secundario cercano conectado con rastrojos, pastizales o cultivos.

Fue común encontrar en estos bosques tala selectiva, dejando muy pocos árboles de más de 15m de altura como *Simauroba amara* (indio en cuero), *Canavillesia platanifolia* (macondo) y *Spondias mombin* (hobo). Se sabe que los titís utilizan los rastrojos temporalmente para conseguir fuente de proteína a través de insectos que cazan o a través del consumo de frutos y luego ingresan al bosque que es su sitio de residencia permanente. En los 12 sitios seleccionados se realizaron los censos en transectos de 1500m de longitud (tabla 1).

Tabla 1. Resultados de censo en sitios escogidos entre Julio y Agosto de 2005, según imagen satelital 2004.

Transecto	Sitio	Hábitat	Dpto.	Municipio	Grupo
190	Rancho Bonito	RA-P	Bolívar	Sta. Catalina	0
290	Santa Catalina	BC-RA-P	Bolívar	Sta. Catalina	0
324	Las Maravillas	BI-RA-AG-P	Bolívar	Sta. Catalina	0
356	El Ceibal	BC-BI-RA-P	Bolívar	Sta. Catalina	3
386	Totumo	BI-RA-RB-AG-P	Atlántico	Repelón	0

Transecto	Sitio	Hábitat	Dpto.	Municipio	Grupo
390	San Benito	BC-BI-RA-AG-P	Atlántico	Luruaco	0
420	Las Parcelas	BI-RA-RB-AG-P	Atlántico	Repelón	0
425	La Patoquera	BI-RA-RB-AG-P	Atlántico	Piojó	0
453	La Laguna	BI-RA-RB-AG-P	Atlántico	Repelón	0
454	Maíz Blanco	BI-RB-AG-P	Atlántico	Luruaco	0
456	Aguas Hediondas	BI-RA-P	Atlántico	Luruaco	0
487	Puerto Rico	RB-P	Atlántico	Repelón	0

AG: agricultura; **BC:** Bosque Conservado; **BI:** Bosque intervenido; **P:** Pastizal; **RA:** Rastrojo Alto; **RB:** Rastrojo Bajo

Solo se obtuvo respuesta positiva a las llamadas grabadas en un sitio con contacto visual de tres grupos para un total de trece individuos (10 adultos, 1 juvenil y 2 críos). Esta baja tasa de avistamientos pudo ser debida a las condiciones de los bosques investigados. Los relictos de la mayoría de los sitios carecían de árboles de más de 15m de altura o eran muy escasos. Se sabe que es de vital importancia para la sobrevivencia de los titís, árboles de gran porte que les garantizan su seguridad, ya que son estos los que escogen para la dormida, evitando así ser predados por mamíferos como zorro guache o taira (*Eira barbara*), perro de monte (*Potos flavus*), gato pardo o gato mojoso (*Herpailurus yagouaroundi*), tigrillo (*Felis wiedii*), reptiles como boa (*Boa constrictor*), esterera o canastera (*Spilotes pullatus pullatus*) o aves rapaces como gavilanes. Por nuestras observaciones de campo sabemos que los árboles escogidos para la dormida de los titís se caracterizan por su gran altura o por presentar espinas en sus troncos, que dificultan el ascenso de predadores potenciales, o por poseer en las copas gran cantidad de lianas o bejucos que les sirven para refugiarse. Los relictos de bosques que se muestrearon no tenían más de 10ha; se sabe que un grupo de titís necesita un territorio con un promedio de 20ha (Savage 1990).

Así, la capacidad para estimar la población con tan baja proporción de avistamientos nos conduciría a una información no confiable. Dado los resultados en esta primera fase y teniendo en cuenta que las imágenes satelitales no presentan el grado de resolución necesario para identificar a plenitud los bosques o las áreas con cobertura realmente boscosa, se decidió ejecutar una segunda fase consistente en seleccionar solamente relictos boscosos que se aproximaran a las 100ha o más para la investigación.

Entre los meses de octubre a diciembre de 2005, se encontraron 2 municipios en Atlántico y 4 municipios en Bolívar, que cumplían con este requisito dando como resultado un área total de 4937ha examinadas. Se realizaron 65 transectos en esta área, de los cuales sólo uno correspondió al sistema de áreas protegidas: el Santuario de Flora y Fauna Los Colorados (tabla 2).

Tabla 2. Resultados del censo adelantado en bosques de ± 100 hectáreas entre octubre a diciembre de 2005.

Sitio	#Transecto	Dpto.	Municipio	# Ha	# de grupos
Patoquera I	3	Atlántico	Piojó	256	2
Patoquera II					
Río Dulce	16		Luruaco	1.297	4
La Gloria					8
El Ceibal	11	Bolívar	Santa Catalina	675	4
Rancho Grande	1			75	0
Sta. Catalina	4			256	6
Altamira	3			146	1
Canalete	4		Bayunca	328	0
Los Colorados	23		San Juan Nepomuceno	1.904	17
Los Chivos					
La Laguna					
TOTAL	65	2	6	4.937	42

La proporción de avistamiento de titís fue significativamente más alta que en la primera fase de investigación, con el encuentro de 42 grupos durante los recorridos en 25 de los transectos. Utilizando la estimación de la varianza descrita por Buckland y colaboradores (2001), se estimó que hay aproximadamente 450 titís (392-516, CI del 95%) en Atlántico y Bolívar.

Entender el tamaño de la población de una especie catalogada en peligro, es de vital importancia para desarrollar a largo plazo planes de conservación, tendientes a asegurar su sobrevivencia. Este estudio demuestra que la población del tití cabeciblanco está extremadamente amenazada, por la cantidad de hábitat perdido en los departamentos de Atlántico y Bolívar. Mientras que Miller y colaboradores (2004) estimaron que habían aproximadamente 400000ha de hábitat viable para la especie en estos departamentos, este estudio ha encontrado que esa cantidad fue significativamente sobreestimada. Se examinaron la mayoría de áreas forestales que tenían parches de bosque cercanos a las 100ha encontrándose solamente un total de área menor a las 5000ha. A su vez hay mucho remanente de bosque menor a 100ha que no son hábitat favorable para sostener una población de *S. oedipus* a largo plazo. Así, el estado de conservación del tití en Atlántico y Bolívar es uno de los temas de gran preocupación.

Actualmente se está en el proceso de completar la investigación en Sucre, Córdoba y Antioquia, y de esta manera poder tener un entendimiento cabal del hábitat disponible para esta especie. Una vez realizada la investigación en estos

departamentos tendremos una valoración más ajustada a la realidad de la población actual del tití cabeciblanco en Colombia.

CONCLUSIONES

En las pruebas para conocer la actitud de *Saguinus oedipus* a los estímulos sonoros con vocalizaciones previamente grabadas, las de llamado largo (long calls) fueron con las que mostraron una mejor respuesta al dirigirse hacia la fuente de sonido con mayor celeridad.

Conocer la máxima distancia a la cual se movilizaban los titís hacia el estímulo sonoro fue de gran importancia para el diseño de los transectos en la presente investigación.

El método de atraer los grupos de titís mediante sus vocalizaciones es una técnica confiable y de gran utilidad para su avistamiento en estudios de densidad poblacional.

Son pocos los relictos boscosos de más de 100ha que aún quedan y que son hábitat apropiado para la sobrevivencia del tití cabeciblanco.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestros auxiliares de campo F. Medina, L. Olivares, F. Ochoa y a las numerosas personas en las diferentes localidades que nos proporcionaron su colaboración durante los recorridos de campo. Agradecemos a L. Miller y K. Leighty por su asesoría en el análisis de las imágenes satelitales y análisis de los datos. A H. Giraldo por sus servicios de traducción. A CARDIQUE y CRA por proporcionarnos su asesoría para realizar la investigación. También agradecemos a los numerosos propietarios de fincas y administradores por permitirnos investigar en sus bosques. Esta investigación fue realizada bajo el convenio especial de cooperación suscrito entre fundación Proyecto titi – Cardique.

LITERATURA CITADA

Braatz SM. 2001. The state of the world's forests 2001. Rome, Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Borchers DL, Buckland ST & Zucchini W. 2002. Estimating Animal Abundance. Closed Populations, Springer-Verlag.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake L, Borchers DL & Thomas L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations, Oxford University Press.

Cleveland J & Snowdon CT. 1982. The complex vocal repertoire of the adult cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus oedipus*). Zeitschrift fuer Tierpsychologie 58: 231-270.

Hernández CJ & Cooper RW. 1976. The nonhuman primates of Colombia. En: Neotropical Primates: Field Studies and Conservation (eds. Thorington RW & Heltne PG), pp: 35-69. Washington, DC. National Academy of Sciences.

Hershkovitz P. 1977. Living New World Monkeys (*Platyrrhini*). Chicago, IL. University of Chicago Press.

Mast RB, Rodríguez JV & Mittermeier RA. 1993. The Colombian cotton-top tamarin in the wild. En: A Primate Model for the Study of Colitis and Colonic Carcinoma: the Cotton-top Tamarin (*Saguinus oedipus* (ed. Clapp NK), pp: 3-43. Boca Ratón, Florida. CRC Press.

McConnell PB & Snowdon CT. 1986. Vocal interactions between unfamiliar groups of captive cotton-top tamarins. *Behaviour* 97: 273-296.

Miller L, Savage A & Giraldo H. 2004. Quantifying the remaining forested habitat within the historic distribution of the cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) in Colombia: implications for long-term conservation. *American Journal of Primatology* 64: 451-457.

Mills MG, Juritz JM & Zucchini W. 2001. Estimating the size of spotted hyena (*Crocuta crocuta*) population through playback recordings allowing for non-response. *Animal Conservation* 4: 335-343.

Rylands A. 2003. *Saguinus oedipus* 2003 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN.

Savage A. 1990. The Reproductive Biology of the Cotton-top Tamarin in Colombia. Ph.D. Dissertation, University of Wisconsin.

UNCED. 1992. Colombia National Report for UNCED.

SISTEMÁTICA Y TAXONOMÍA

¿ESTÁ PRESENTE *Callicebus lugens* EN COLOMBIA?

Marta L. Bueno y Thomas R. Defler

RESUMEN

Hershkovitz (1990) divide el complejo *Callicebus torquatus* en seis subespecies: *torquatus*, *purinus*, *medemi*, *lucifer*, *regulus* y *lugens*. Posteriormente, en una población brasilera del complejo, se encontró un cariotipo muy reducido, con solo 16 cromosomas en una población al este del río Negro que Hershkovitz había adscrito a *Callicebus t. lugens*. Como esta población del este del río Negro es, diferenciable cariológicamente de las demás poblaciones de *Callicebus torquatus* (sensu Hershkoivtiz 1990) que se han descubiertas tienen complementos cromosómicos de 20 -22 cromosomas, sin duda las poblaciones con $2n= 16$ corresponden a un taxón diferente por su reducido número cromosómico. Esta población es *Callicebus lugens*.

En este trabajo se encontró el cariotipo de $2n= 20$, en una hembra de *Callicebus torquatus lugens* (sensu Hershkovitz 1990) procedente del departamento del Caquetá, (Colombia), en el extremo occidental de la distribución de la especie, en un ejemplar de procedencia desconocida del Zoológico de Pereira (Colombia) y se encontró el mismo cariotipo en una hembra de *Callicebus torquatus lucifer* del trapecio amazónico colombiano. Desde el punto de vista citogenético, estos cariotipos son muy similares en todos sus componentes al descrito originalmente para *Callicebus torquatus* por otros investigadores (no fue asignada una subespecie particular en este reporte).

Estos datos plantean la necesidad de redefinir la taxonomía y área de distribución de las especies del grupo *torquatus* en Colombia, considerando que si *Callicebus lugens* ($2n= 16$) se encuentra únicamente en el este del río Negro, barrera eficaz para muchos taxa de primates, es indispensable la caracterización cromosómica para la correcta identificación taxonómica de los *Callicebus torquatus* colombianos, localizando biogeográficamente las poblaciones con 20 cromosomas, que incluye las subespecies *mendemi*, *lucifer*, *torquatus* y una nueva subespecie, como *lugens no sería disponible para Callicebus torquatus*.

Palabras Clave: Citotaxonomía, cariotipo, *Callicebus*, *Callicebus lugens*, *Callicebus torquatus*, distribución, complejo *torquatus*, Colombia.

ABSTRACT

Hershkovitz (1990) divided the complex *Callicebus torquatus* into six subspecies: *torquatus*, *purinus*, *medemi*, *lucifer*, *regulus* and *lugens*. The discovery of a reduced karyotype in the Brazilian populations east of the Río Negro of *Callicebus torquatus lugens* (*sensu* Hershkovitz 1990), representing the new lowest karyotype known for primates surely proves the existence of a separate species from the rest of the complex, and they have been called *Callicebus lugens*. The new karyotype of $2n= 16$ differs in important respects from the other karyotypes known for the group ($2n= 20, 22$) at this time.

We found a karyotype $2n= 20$ in a female *Callicebus torquatus lugens* (*sensu* Hershkovitz 1990) from Caquetá Department, Colombia on the western extreme for the species distribution and from a specimen in a Colombian zoo, which origin is unknown, that is similar in all respects to the karyotype described originally for *Callicebus torquatus* (subspecies unreported). We found the same karyotype from a female *Callicebus torquatus lucifer* (*sensu* Hershkovitz 1990). The implication of these data is that *Callicebus lugens* ($2n= 16$) may be found only east of the proven barrier Río Negro, while west of the Río Negro *Callicebus torquatus* (with at least three subspecies) may reign. Our data suggest the necessity of redefining the taxonomy and the area of distribution of these species, as well as providing a more complete karyomorphic description of Colombian *Callicebus torquatus*, including biogeographic designations of all populations with $2n= 20$ chromosome numbers, which may include at least three subspecies (*lucifer*, *medemi*, *torquatus* and a new subspecies, since *lugens* would no longer be available as a subspecies of *Callicebus torquatus*).

Key word: Cytotaxonomy, karyotype, *Callicebus*, *Callicebus lugens*, *Callicebus torquatus*, Distribution *torquatus* complex, Colombia.

INTRODUCCIÓN

Durante su viaje al río de Orinoco en 1801, von Humboldt coleccionó un pequeño primate que designó como *Simia lugens*, llamado también "viudita" por los nativos, "por el velo, el pañuelo para el cuello y los guantes blancos de la viuda enlutada" (von Humboldt 1811). La localidad típica nunca fue designada explícitamente, aunque, por su informe podría ser de los bosques alrededor del Casiquiare y del Río Guaviare cerca de San Fernando de Atabapo, o provenir de los bosques que rodeaban por la parte de atrás a la misión de Santa Bárbara

[Venezuela]². No existe ningún holotipo, pero la descripción del tipo del animal es como sigue: "*Simia lugens*, cola, imberbe, oscura, cara blanca, garganta nívea, frente de las manos blancas, negras posteriormente. Cabeza redondeada, cubierta con pelos oscuros. Frente humanoide bastante desnuda, con un parche cuadrado blanco-azulado que se extiende a los ojos, nariz y boca. La parte superior del parche se torna cenicienta, enmarcada por el borde nevado. Línea horizontal blanca, líneas detrás de los ojos que se extienden hacia los temporales. Las orejas humanoideas, más bien desnudas, cubiertas con los vellos bastante esparcidos. Ojos oscuros a verdosos. Narinas amplias. Pelos negros ralos alrededor de la boca. El cuerpo, la cola, piernas y brazos, negros cubiertos con bastante pelo ondulado y brillante. La garganta marcada con una banda cruzada blanca, partida en dos. Pies negros. Manos extremadamente blancas en el lado superior, con las uñas negras muy convexas, en el interior muy oscuras, sin pelos. Cola lanuda, oscura, non-prensil, cubierta con pelos, un poco más largos que los del cuerpo. Un color purpúreo se mezcla con los vellos que cubren la cima de la cabeza" (Ureña 1944).

Hershkovitz (1963) en su primera revisión del género reconoció sólo tres especies de *Callicebus*, sin separar a *C. t. lugens* de *C. t. lucifer*. Siguiendo esta revisión, Hernández-Camacho & Cooper (1976) consideran dos subespecies de *C. torquatus* para Colombia (*C. t. lugens* y *C. t. medemi*), aunque mencionan dos especímenes en la colección colombiana colectados cerca de Puerto Leguízamo, que coinciden con la descripción de *C. t. lucifer* proporcionada por Thomas (1914), cuando describió este taxón.

Hershkovitz (1990) realiza una nueva y completa revisión del género, que incluye una clave con caracteres diagnósticos para todos los 16 taxones conocidos en esa época. Se diferencian en ella 13 especies y 17 subespecies, seis de éstas como subespecies de *C. torquatus* (*C. t. lucifer*, *C. t. lugens*, *C. t. medemi*, *C. t. purinus*, *C. t. regulus* y *C. t. torquatus*). Por primera vez, se incluyen entre los caracteres diagnósticos los números cromosómicos descritos para *Callicebus* hasta 1990, que muestran una diferencia clara entre los dos grandes grupos: *torquatus* con número muy reducido de cromosomas ($2n= 20$), en tanto que las especies del grupo *moloch* con números cromosómicos más altos ($2n= 46-50$).

Van Roosmalen *et al* (2002), con un enfoque completamente diferente del "concepto biológico de especie" usado por Hershkovitz (1990) en las

² "Sin ejemplar tipo, el nombre está basado en un animal cautivo observado por Humboldt durante sus viajes a la parte alta del Río Orinoco. Localidad tipo: - "Cerca de San Fernando de Atabapo, en la confluencia de los ríos Orinoco y Guaviare, Amazonas, Venezuela "(Hershkovitz 1990)

descripciones de especies, realizan cambios radicales en la taxonomía del género, eliminando todas las subespecies, a las que eleva a la categoría de especies. Sin embargo él no presenta argumentos fuertes para justificar esta nueva clasificación y no define el concepto de especie utilizada. Su propuesta parece influenciada por el “concepto filogenético de especie” de Cracraft (1983), claramente defendido por Groves (2001) y adoptado por otros primatólogos. Adicionalmente Van Roosmalen *et al* (2002) presentan características no diagnósticas para *C. t. lucifer* y en esta revisión introducen, indudablemente, algunos errores en las distribuciones ya que extienden la distribución de *C. t. torquatus* hasta el río Apaporis en Colombia y *Callicebus t. medemi* hasta el río Napo.

Los autores de este artículo consideran que pequeñas diferencias fenotípicas no son suficientes evidencias para elevar a nivel de especie a las subespecies, dado que con esta acción se ignora el polimorfismo dentro de las especies. Se reconoce, sin embargo, que en los primates Neotropicales existe gran variabilidad oculta en las poblaciones acompañada de fenotipos muy similares.

A partir del descubrimiento de la amplia variación cariológica en el género *Callicebus* ($2n$ entre 16 hasta 50, tabla 1), los cariotipos constituyen uno de los argumentos de mayor peso en la taxonomía del grupo y han incidido notablemente en la tendencia actual de elevar las subespecies a nivel de especie. Bueno *et al* 2006, emplean argumentos citogenéticos para diferenciar *Callicebus ornatus* de *Callicebus discolor* como especies biológicas con barreras reproductivas.

Trabajos recientes con citogenética tradicional y técnicas de hibridización *in situ* (Zoo-FISH) han mostrado un nuevo cariotipo para *Callicebus lugens*, $2n= 16$, (Bonvicino *et al* 2003, Stanyon *et al* 2003). Este es el más bajo número cromosómico hasta ahora registrado en primates y representa una evidencia contundente para considerar a *Callicebus lugens* (del Estado de la Amazonía brasilera del este del río Negro) como una especie diferente del resto del complejo *C. torquatus* caracterizado por ser un grupo con bajo número cromosómico ($2n= 20-22$, tabla 1).

Bueno *et al* 2006, encuentran en ejemplares cautivos colombianos, determinados como *Callicebus t. lugens*, por fenotipo y distribución de acuerdo con Defler (2003), el cariotipo $2n= 20$, muy similar al publicado previamente para *Callicebus torquatus* (Benirschke & Bogart 1976) pero se aparta indudablemente del cariotipo descrito para los *C. lugens* del margen norte del río Negro, en la amazonia brasilera (Bonvicino *et al* 2003, Stanyon *et al* 2003).

Esta nueva evidencia revela un problema taxonómico pues lo que se ha considerado *lugens* en Colombia, teniendo en cuenta la revisión del género de

Herskovitz (1990), las observaciones en campo (Palacios & Rodríguez 1995, Defler *et al* 2003), las colecciones de pieles dentro de nuestros museos; la distribución propuesta en Defler (2003) y los cariotipos de ejemplares de fenotipo “*lugens*” (Bueno *et al* 2006), evidentemente las poblaciones Colombianas no pertenecen al taxón *Callicebus lugens* (2n= 16).

Tabla 1. Variación cromosómica publicada para el género *Callicebus*.

Posible nombre del taxón*	Cariotipo					Autor	Taxón referido en la publicación
	2n	M+S*	A**	X	Y		
<i>C. torquatus lugens</i>	16	8	6	M	?	Bonvicino <i>et al</i> (2003), Stanyon <i>et al</i> (2003)	<i>C. lugens</i>
<i>C. torquatus torquatus</i>	20	8	10	S	?	Egozcue (1969)	<i>C. torquatus torquatus</i>
<i>C. torquatus torquatus</i>	20	8	10	S	?	Benirschke & Bogart (1976)	<i>C. torquatus torquatus</i>
<i>C. torquatus spp.</i>	20	8	10	S	?	Bueno <i>et al</i> (2006)	<i>C. torquatus</i>
<i>C. torquatus spp.</i>	22	8	12	M	?	Barros <i>et al</i> (2000)	<i>C. torquatus</i>
<i>C. personatus nigrifrons</i>	42	28	12	S	M	Nagamachi <i>et al</i> (2003)	<i>C. personatus nigrifrons</i>
<i>C. personatus ssp</i>	44	26	16	S	?	Rodríguez <i>et al</i> (2004)	<i>C. personatus</i>
<i>C. cupreus ornatus</i>	44	16	26	M	M	Bueno <i>et al</i> (2006)	<i>C. cupreus ornatus</i>
<i>C. cupreus cf discolor</i>	46	16	28	M	M	Bueno <i>et al</i> (2006)	<i>C. cupreus discolor</i>
<i>C. moloch? C. cupreus</i>	46	20	24	M	?	Bernirschke & Bogart (1976), De Boer (1974), Egozcue (1969)	<i>C. moloch cupreus</i>
<i>C. brunneus</i>	48	20	28	S	M	Minezawa <i>et al</i> (1989)	<i>C. moloch brunneus</i>
<i>C. donacophilus pallescens</i>	50	18	30	S	M	Barros <i>et al</i> (2003)	<i>C. donacophilus pallescens</i>
<i>C. donacophilus</i>	50	22	26	S	M	Minezawa & Valivia-Borda (1984)	<i>C. moloch donacophilus</i>

sensu* Herskovitz (1990), *Número de autosomas con dos brazos, **M: metacéntricos, **S**: submetacéntricos, ** Número de autosomas con un brazo, **A**: acrocéntricos

Es necesario reevaluar la distribución geográfica de *C. lugens* (Humboldt 1811) y caracterizar las poblaciones de *Callicebus* de la Orinoquía y Amazonía colombiana, para esclarecer la sistemática de este grupo con una amplia diferenciación cromosómica acompañada por escasas diferencias fenotípicas,

formando posiblemente complejos de especies crípticas aún no caracterizados. En este estudio se presenta evidencia de que al menos los pocos ejemplares estudiados de la Amazonía colombiana difieren cromosómicamente del taxón *lugens* por lo cual se infiere que al menos en esta región *Callicebus lugens* ($2n=16$) no es la especie presente.

METODOLOGÍA

En el laboratorio de citogenética del Instituto de Genética de la Universidad Nacional se realizó la evaluación citogenética de tres hembras: un ejemplar obtenido por decomiso por Corporinoquia en la ciudad de Florencia y que de acuerdo con la información dada por el secuestre, fue comprado como juvenil en el 2004 y aún está viva. Esta hembra adulta presenta un fenotipo concordante con los caracteres diagnósticos de *C. lugens* presentados por Defler (2003) y por Hershkovitz (1990). El segundo ejemplar, hembra estudiada en 1997 remitida como *Callicebus torquatus* por el zoológico de Pereira, no existe espécimen de referencia ni datos fenotípicos. Recientemente (2007), se estudió una hembra procedente de La Libertad, Amazonas, con fenotipo de *Callicebus torquatus lucifer* determinada por Defler, de acuerdo con los criterios de Hershkovitz (1990).

Con los ejemplares sedados con Ketamina-Xilacina, se extrajeron 2- 2.5ml de sangre de la vena femoral con una jeringa de 3 ml empleando como anticoagulante 0.01 ml de Liquemine (ROCHE). Las muestras fueron transportadas en nevera por avión hasta el laboratorio de Citogenética del Instituto de Genética de la Universidad Nacional de Colombia, en Bogotá. Se realizaron dos cultivos de linfocitos siguiendo el protocolo clásicos de Moorhead *et al* (1960) modificado por nosotros con el uso de extracto crudo de favina (lectina extraída del haba *Vicia fava*, a una concentración final entre 5-20 $\mu\text{g/ml}$ para 0.04ml de sangre) como mitógeno. Para la evaluación de los patrones de replicación tardía (RBH-FPG) se realizó un cultivo con pulsos terminales de BrUd (50 $\mu\text{g/ml}$) en las últimas 7 horas de cultivo (Willard & Latt 1976). En las láminas obtenidas se aplicaron las técnicas de bandedo para identificación cromosómica RBHG-FPG (Goto *et al* 1975); GTG (Seabright 1971); CBG (Arrighi & Hsu 1971, Sumner 1972) y NOR (Goodpasture & Bloom 1975, Howell & Black 1980).

Se tomaron imágenes digitales y en fotografía de papel empleando un fotomicroscopio Zeiss, Axophot y para la elaboración de los cariotipos el programa Lucia (Software Lucia Karyotyping, Laboratory Imagin Ltda).

RESULTADOS

Descripción del fenotipo

Hembra procedente de Florencia departamento del Caquetá.

Hembra adulta, longitud cabeza-cuerpo 46cm, longitud de la cola 56cm; la cara es clara, casi completamente desnuda, con algunos pelos cortos y blancos sobre el mentón y los labios; pelos más escasos, largos y negros en las mejillas. El pelaje sobre la espalda y los flancos es negro, brillante y lustroso, con pelos castaños oscuros. Posee una franja de pelos blancos hasta la base que se extiende por encima del pecho siguiendo la línea del cuello y se prologa casi hasta la orejas (figura 1). Las manos son blancas amarillentas con algunos pelos negros entre los dedos. Las patas son negras.



Figura 1. Hembra procedente de Florencia en el departamento de Caquetá.

Hembra procedente de Mocagua, Amazonas

Esta hembra juvenil tiene el pelaje sobre la espalda rojizo y los flancos negros. El rojizo se extiende hasta la corona de la cabeza. Se contrasta con el negro más oscuro del ejemplar de Florencia, Caquetá. El fenotipo parece asemejarse con el fenotipo de *Callicebus t. lucifer*.

Descripción del cariotipo:

Al analizar el cariotipo del ejemplar decomisado de Florencia, Caquetá, Colombia, con fenotipo "*lugens*", y el de la hembra de *C. t. lucifer* (*sensu* Hershkovitz 1990), ambas portadoras de los caracteres diagnósticos particulares y contrastantes que las diferencian de *Callicebus t. medemi*, se encontró el mismo cariotipo de $2n= 20$, indistinguible una de la otra.

El cariotipo de los tres ejemplares examinados hasta la fecha (hembras) es muy similar al descrito por Benirschke & Bogart (1976) con por 20 cromosomas. El primer grupo cromosómico está conformado por cuatro pares cromosómicos de gran tamaño, metacéntricos y/o submetacéntricos (pares 1-4); cada uno de

los pares presenta patrones de bandas (GTG y RBHG) bien definidos. El segundo grupo tiene cinco pares de acrocéntricos pequeños (pares 5-9), contrastantes en tamaño con el primer grupo. Los cromosomas X son submetacéntricos, de tamaño intermedio, siendo los más cortos dentro de los cromosomas biarmados. Se observó en uno de los X un patrón de replicación tardía con RBHG-FPG. (figura 2, recuadro); aun no se conoce la morfología del Y en esta especie, por no haber tenido acceso a ejemplares machos.

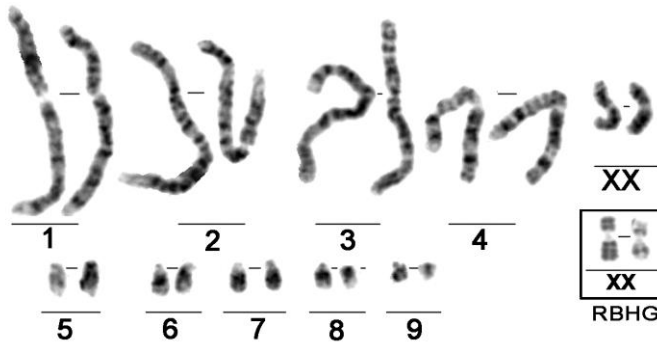


Figura 2. Cariotipo en bandas G (GTG) de la hembra de Florencia, *Callicebus torquatus*. En el recuadro se muestra la replicación tardía de uno de los cromosomas X con pulso tardío de Brud (RBHG = Bandas R con Brud, Hoech y Giemsa).

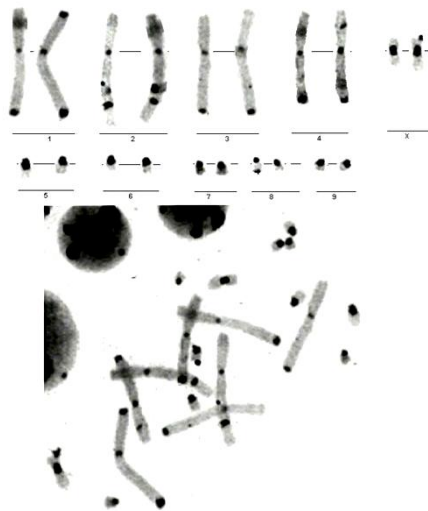


Figura 3. Cariotipo y metafase con Bandas C (CBG), notar los bloques teloméricos e intersticiales en el par dos de los cromosomas grandes.

Con las bandas C (figura 3), se detectó heterocromatina constitutiva en seis partes del complemento 1./ en los centrómeros de todos los pares

cromosómicos; 2./ en los telómeros de los brazos largos de tres de los cuatro pares de cromosomas biarmados; (cromosomas 1q, 3q, 4q). 3./ en los brazos cortos del cromosoma 1 heterocigosis para una banda C+ telomérica, en la hembra de Florencia, que evidencia la presencia de variaciones heterocromáticas individuales o en poblaciones ? 4./ en los brazos largos del cromosoma 2 una banda intersticial distal; 5./ en brazos largos y cortos del cromosoma X, un bloque grande de heterocromatina pericentromérica; 6./ en los pares pequeños (pares 5-9) bloques centroméricos conspicuos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Bender & Mettler (1958) publicaron el primer cariotipo del género para *C. cupreus cupreus* ($2n=46$); posteriormente Egozcue *et al* (1969) con ejemplares del "Oregon Regional Primate Center" en Estados Unidos, confirman un $2n=46$ para un ejemplar de *Callicebus moloch* (= *cupreus*) y registran un nuevo cariotipo, con un número cromosómico muy bajo en un ejemplar de *C. torquatus* ($2n=20$). Bernirschke & Bogart (1976), analizan con bandas G los complementos cromosómicos obtenidos a partir de cultivos primarios de biopsias de piel de dos ejemplares de *Callicebus torquatus* ($2n=20$), donados y/o muertos en el Zoológico de San Diego; estos autores realizan la comparación con cromosomas de *Callicebus moloch cupreus* ($2n=46$) y no encuentran una correspondencia (homología) entre estos dos cariotipos, ni con bandas G ni con C, siendo estas diferencias aún más notorias a nivel de la heterocromatina. Ellos afirmaron que no existen argumentos para considerar el material cromosómico de *C. moloch cupreus* homólogo con *C. torquatus*. La heterogeneidad cariológica encontrada en este grupo de primates puede ser favorecida por sus características monógamas, su territorialidad y su estructura social.

El cariotipo descrito en este trabajo es indiferenciable del encontrado en los ejemplares caracterizados en los centros de investigación biomédica y zoológicos americanos referidos anteriormente, hecho que no es sorprendente dado que gran parte del material que entró a estas instituciones procedía de exportaciones de fauna realizadas desde nuestro país entre los años 1960-1976 (Hernández-Camacho & Cooper 1976).

Por la información obtenida del secuestre, el *Callicebus* de Florencia ($2n=20$), tiene como posible origen el departamento de Caquetá, zona que está incluida en la distribución geográfica establecida para *C. t. lugens*. Esto plantea varios problemas que deben ser resueltos; el principal problema es que *C. torquatus lugens* caracterizado citogenéticamente a partir de ejemplares provenientes de los tributarios del margen norte del río Negro, en Brasil, por Bonvicino *et al* (2003); y Stanyon *et al* (2003) presentan un cariotipo significativamente

diferente con solo 16 cromosomas; estas diferencias cariológicas son evidencia de la presencia de al menos dos especies con dos cariotipos distintos en el área de distribución propuesta para *C. lugens* (Defler 2003, Hershkovitz 1990, van Roosmalen 2002).

Si para *C. lugens* se reconoce como localidad típica la parte alta del río Orinoco, en la confluencia de los ríos Guaviare y Orinoco con el Amazonas, cerca de San Fernando de Atabapo en Venezuela, sería lógico asignar a *C. lugens* a las poblaciones del margen norte del río Negro con $2n=16$, por su relativa cercanía a la localidad típica de la especie. Sin embargo, se desconoce si las poblaciones de esa región también tienen este cariotipo.

Barros *et al* (2000) encontraron en una hembra en cautividad (en el Centro Nacional de Primates de Belém en Pará) de *C. torquatus*, un cariotipo de $2n=22$, este cariotipo presenta el mismo número de cromosomas metacéntricos grandes (4 pares) descritos para *C. torquatus*, pero con un par adicional de acrocéntricos pequeños (para un total de seis pares de acrocéntricos). Estos autores sugieren la presencia de por lo menos dos especies en el complejo *torquatus* (*Callicebus torquatus* y *Callicebus lugens*) y consideran que este ejemplar representa un taxón más primitivo que el caracterizado por un complemento con 20 cromosomas, basándose en la hipótesis de que la reducción numérica en este género ha sido originada por una serie de fusiones en tandem con pérdidas de heterocromatina. El cariotipo de los ejemplares colombianos ($2n=20$) del presente trabajo se diferencia del cariotipo brasileño, por la variación numérica (5 pares de acrocéntricos pequeños) y por la distribución y cantidad de heterocromatina constitutiva, por lo consideramos que puede corresponder a un taxón no descrito.

Como los ejemplares con $2n=16$ (Bonvicino *et al* 2003) fueron colectados en el lado noreste del río Negro, considerado como una barrera biogeográfica eficiente para el aislamiento de los primates (van Roosmalen *et al* 2002), sería razonable pensar que en el lado sur del río Negro y norte del río Solimões estuvieran presentes otras poblaciones con cariotipo diferente, posiblemente los animales con $2n=22$ encontrados por Barros *et al* (2000). Otra posibilidad es que los animales con $2n=22$ vienen del sur del río Solimoes. La zona incluida en la distribución de *torquatus* dada por van Roosmalen (2002); este taxón no está en Colombia de acuerdo con Defler (2003, 2004) (aunque inexplicablemente van Roosmalen (2002) extiende su distribución hasta el río Apaporis en este país). Además, si las poblaciones al este del río Negro son *Callicebus lugens*, *lugens* no está disponible para las poblaciones de $2n=20$ al oeste del río Negro que estaban incluidas por Hershkovitz (1990) en el taxón *Callicebus t. lugens* y deben tener otro nombre nuevo. Si *torquatus* y *lugens* no son los taxones

apropiados para este *Callicebus* colombiano de 20 cromosomas, a cuál taxón corresponden?. Las otras dos especies del grupo *torquatus* presentes en el país son *medemi* y *lucifer*; la primera tiene una distribución local restringida a la zona cercana al río Caquetá, en el departamento del Putumayo y es una especie muy poco conocida; la segunda, tiene una distribución más amplia desde el río Caquetá hasta los ríos Napo y Solimóes, y sabemos ahora que tiene un cariotipo similar a otros *Callicebus torquatus* colombianos, $2n=20$ con características.

Aunque se presume que *medemi* y *lucifer*, son morfológica y biogeográficamente diferenciables, resulta indispensable realizar más estudios citogenéticos en estos taxones, complementados con más estudios ecológicos y comportamentales como el realizado por Palacios & Rodríguez (1995) en un grupo de *C. torquatus* cf. *lugens* en la Estación Biológica de Caparú (Vaupés, Apaporis); estos autores encuentran diferencias en los hábitos alimenticios de los *Callicebus* colombianos, con dieta frugívora-semínívora en tanto que los estudios realizados en los *Callicebus torquatus lucifer* del Perú (Kinzey 1975, 1977a-c, 1978, 1981, Kinzey *et al* 1977) muestran una dieta más frugívora-insectívora; estas diferencias aunadas a caracteres morfológicos, comportamentales y biogeográficos podrían ayudar a esclarecer la verdadera identidad de los *Callicebus* amazónicos en Colombia. Sin embargo, seguimos incluyendo todas estas poblaciones colombianas como *Callicebus torquatus*, incluyendo varias subespecies, basadas en la similitud de su cariotipo de $2n=20$.

Es prioritario esclarecer la distribución real de esta especie (*Callicebus torquatus*) con $2n=20$ y definir claramente el estado de sus poblaciones. Según los criterios actuales de conservación (Defler *et al* 2003), *C. t. lugens* y *C. t. lucifer* son poblaciones de la especie de bajo riesgo de extinción principalmente debido a su amplia distribución; si en vez de una especie, resulta ser un complejo de especies, cada una con distribución más restringida, todas o algunas de estas pueden estar bajo algún grado de amenaza.

AGRADECIMIENTOS

A Carolina Franco, del hogar de paso y a Alexander Velásquez profesor de la Universidad de la Amazonía, Florencia, por su apoyo en las visitas y contactos con la familia asignada como secuestre depositario del ejemplar de Florencia; al personal de apoyo del laboratorio de Citogenética en el Instituto de Genética de la Universidad Nacional, Diana Martínez y Carolina Arango, siempre dispuestas a brindarme su apoyo con estos cultivos de primates; a William Carroll (NYC), por la primera traducción latín-inglés de la descripción original de von Humboldt (1811); a Santiago Díaz por la revisión de la traducción y a Marcela Gómez-Laverde por la lectura y comentarios siempre tan enriquecedores.

A la División de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia que financió esta investigación dentro del proyecto “Valoración cariológica de animales silvestres decomisados: una herramienta más para el conocimiento, manejo y conservación de especies sometidas a comercio”.

LITERATURA CITADA

Arrighi F & Hsu TC. 1971. Localization of the heterochromatin in human chromosomes. *Cytogenetics* 10: 81-86.

Barros RMS, Pieczarka JC, Brigido MDCO, Muniz JAPC, Rodriguez LR & Nagamachi CY. 2000. A new karyotype in *Callicebus torquatus* (Cebidae, Primates). *Hereditas* 133: 55-58.

Bender M & Mettler LE. 1958 Chromosome studies of primates. *Science* 128: 25-34.

Benirschke K & Bogart MH. 1976. Chromosomes of the tan-handed Titi (*Callicebus torquatus*, Hoffmannsegg, 1807). *Folia Primatologica* 25: 25-34.

Bonvicino CR, Penna-Fieme V, do Nascimento F, Lemos B, Stanyon R & Seuánez HN. 2003. The lowest diploid number (2n= 16) yet found in any primates: *Callicebus lugens* (Humboldt 1811). *Folia Primatologica* 74: 141-149.

Bueno ML, Torres OM, Ramírez- Orjuela C & Leibovici M. 2006. Información cariológica del género *Callicebus* en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 30: 109-115.

Cracraft J. 1983. Species concepts and speciation analysis. En: *Current Ornithology*. Vol. 1 (Ed. Johnston RF), pp: 159-187. New York. Plenum Press.

Defler T. 2003. *Primates de Colombia*. (Ed.) Rodríguez JV. Serie de guías tropicales de Colombia 4. Conservación Internacional, Bogotá.

Defler TR, Rodríguez-M JV & Hernández-Camacho J. 2003. Conservation priorities for Colombian Primates. *Primates Conservation* 19: 10-18.

Egozcue J. 1969. Primates. En: *Comparative Mammalian Cytogenetics* (ed. Benirschke K), pp: 357-389. New York. Springer-Verlag.

Goodpasture C & Bloom SE. 1975. Visualization of nucleolar organizer regions in mammalian chromosomes using silver staining. *Chromosoma* 53: 37-50.

Goto K, Akematsu T, Schimazu H & Sugiyama T. 1975. Simple differential giemsa staining of sister chromatids after treatment with photosensitive dyes and exposure to light and the mechanism of staining. *Chromosoma* 53: 223-230.

Groves C. 2001. *Primate taxonomy*. Smithsonian series in comparative evolutionary Biology. Smithsonian Institution Press. Washington & London. pp 170-178.

Hernández-Camacho J & Cooper RW. 1976. The nonhuman primates of Colombia. En: *Neotropical Primates: Field Studies and Conservation* (eds.

Thorington RW & Heltne), pp: 35-69. Washington DC. National Academy of Science.

Herskovitz P. 1963. A systematic and zoogeographic account of the monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae) of the Amazonas and Orinoco river basins. *Mammalia* 27(1): 1-80.

Herskovitz P. 1990. Titi, New World of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary taxonomic review. *Fieldiana Zoology, New Series* 55: 1-109.

Howell WM & Black DA. 1980. Controlled silver-staining of nucleolus organizer regions with a protective colloidal developer: a 1-step method. *Experientia* 36: 1014-1015.

Kinzey WG. 1975. The ecology of locomotion in *Callicebus torquatus*. *American Journal of Physical Anthropology* 42: 312.

Kinzey WG. 1977a. Diet and feeding behaviour of *Callicebus torquatus*. En: *Primate Ecology: Studies of Feeding and Ranging Behavior in Lemurs, Monkeys and Apes* (ed. Clutton-Brock TH), pp: 127- 151. London. Academic Press.

Kinzey WG. 1977b. Positional behavior and ecology in *Callicebus torquatus*. *Yearbook of Physical Anthropology* 20: 468-480.

Kinzey WG. 1977c. Dietary correlates of molar morphology in *Callicebus* and *Aotus*. *American Journal of Physical Anthropology* 47:142.

Kinzey WG. 1978. Feeding behavior and molar features in two species of titi monkey. En: *Recent Advances in Primatology* (eds. Chivers DJ & Herbert J), pp: 373-385. London. Academic Press.

Kinzey WG. 1981. The titi monkeys, genus *Callicebus*. En: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates* (eds. Coimbra-Filho F & Mittermeier A), pp: 241-276. Rio de Janeiro. Academia Brasileira de Ciências.

Kinzey WG, Rosenberger AL, Heisler PS, Prowse D & Trilling J. 1977. A preliminary field investigation of the yellow-handed titi monkey, *Callicebus torquatus torquatus*, en Northern Perú. *Primates* 18: 159-181.

Marks J. 1987. Social and ecological aspects of primate cytogenetics. En: *Primate Models: The Evolution of Human Behavior* (ed. Kinzey G), pp: 139-151, Albany. State University of New York Press.

Minezawa M, Jordan OC & Valdivia-Borda CJ. 1989. Karyotypic study of titi monkeys *Callicebus moloch brunneus*. *Primates* 30: 81-88.

Minezawa M & Valdivia-Borda CJ. 1984. Cytogenetic study of the Bolivian titi and revision of its cytotaxonomic states. *Reports of New World Monkeys-Kyoto University Overseas Research* 4: 39-45.

Moorhead PS, Norwell PC, Mellman WJ, Battips DM & Hungerford DA. 1960. Chromosome preparations of leukocytes cultured from human peripheral blood. *Experimental Cell Research* 20: 613-616.

Nagamachi CY, Rodríguez LR, Galetti jr PM, Mantovani M, Pissinati A, Rissino JD, Barros RMS & Pieczarka JC. 2003. Cytogenetic studies in *Callicebus personatus nigrifrons* (Platyrrhini, Primates). *Caryologia* 56: 47-52.

Palacios-Acevedo E & Rodríguez-Rodríguez A. 1995. Caracterización de la dieta y comportamiento alimentario de *Callicebus torquatus lugens*. Trabajo de Grado, Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Rodríguez LR, Barros RMS, Pissinati A, Pieczarka JC & Nagamachi CY. 2004. A new karyotype of an endangered primate species (*Callicebus personatus*) from the Brazilian Atlantic forests. *Heredity* 140: 87-91.

Seabright M. 1971. A rapid banding technique for human chromosomes. *Lancet* 2: 971-972.

Stanyon R, Bonvicino CR, Svartman M & Seuánez HN. 2003. Chromosome painting in *Callicebus lugens*, the species with the lowest diploid number ($2n=16$) known primates. *Chromosoma* 112: 201-206.

Summer AT. 1972. A simple technique for demonstrating centromeric heterochromatin. *Experimental Cell Research* 75: 304-306.

Ureña R. (traductor) 1944. Memorias sobre los monos de las regiones Amazónicas y de la Nueva Granada. Los Monos que viven en las márgenes del Orinoco, Casiquiare y del Río Negro. Alexander de Humboldt. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 5: 506-527.

Willard H & Latt S. 1976. Analyses of deoxyribonucleic acid replication in human X chromosomes by microscopy fluorescence. *American Journal of Human Genetics* 28: 213-227.

van Roosmalen MGM, van Roosmalen T & Mittermeier RA. 2002. A taxonomic review of the titi Monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates* 10: 1-52.

von Humboldt A. 1811. Recueil d'observations de zoologie et d'anatomie comparée. Paris 1799-1803. Tome I. Sur les singes de l'Orénoque. Theatrvm Orbis Terrarvm LTD. Da Capo Press INC. [reprint Publisher 1972, Plenum Publishing Corporation. New York, Amsterdam. 1972: 319.

TAXONOMÍA Y FILOGENIA DE MICOS ARDILLA (GÉNERO *Saimiri*) A PARTIR DE UN ANÁLISIS DEL GEN DEL CITOCROMO b.

Anne Lavergne, Manuel Ruiz-García, Vincent Lacoste y Benoît de Thoisy

RESUMEN

La posición filogenética de los monos ardilla (género *Saimiri*) dentro del infraorden Platyrrhini es aún debatida. De hecho, hay un gran número de especies y subespecies de este género que tienen mucha plasticidad fenotípica. La taxonomía subgenérica y sistemática de los micos ardilla, basada en varias bases de datos con caracteres morfológicos, de comportamiento, citología y origen geográfico, ha resultado en una clasificación confusa. Revisiones sucesivas llevaron a inferencias disímiles, identificando de una hasta siete especies y 16 subespecies diferentes. Recientemente, los caracteres moleculares han aportado un marco coherente para entender la sistemática de los micos ardilla en el Neotrópico, indicando 4 clados distintos (*Saimiri oerstedii*, *Saimiri sciureus*, *Saimiri boliviensis* y *Saimiri ustus*). Dependiendo del gen de interés (mitocondrial o nuclear), la divergencia entre *S. sciureus* y *S. boliviensis* fue datada en 1.2 a 6.4 millones de años. Nosotros enfocamos nuestro análisis en Individuos de *Saimiri* principalmente de la cuenca amazónica. Sus relaciones filogenéticas fueron inferidas a partir de secuencias de nucleótidos del gen del Citocromo B. Estudiamos 38 micos ardilla salvajes y con un origen geográfico bien definido. Un total de 20 haplotipos diferentes de ADN mitocondrial fueron encontrados, con una divergencia máxima de secuencias del 4.6%, observada entre los individuos bolivianos y de la Guyana. Los diferentes clados descritos por Cropp y Boinski (2000a) fueron confirmados y nuevos grupos fueron evidenciados, correspondiendo a *S. s. macrodon*, *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis*, y *S. s. collinsi*. Nuestros datos concuerdan con la taxonomía propuesta por Hershkovitz (1984) y revela una gran cantidad de diversidad genética dentro del género. Basados en estos análisis moleculares, investigamos hipótesis concernientes a la diversificación y dispersión de los micos ardilla en Sur América. Los resultados sugieren que los ríos (como barreras) y los refugios pueden haber contribuido en la estructuración de estas poblaciones. Futuros análisis moleculares, comportamentales y morfológicos son necesarios para afinar el estatus taxonómico de este género.

Palabras clave: *Saimiri*, taxonomía, filogenia, Citocromo b.

ABSTRACT

The phylogenetic position of Squirrel monkeys (genus *Saimiri*) within the Platyrrhini infraorder is still debated. Indeed, number of species and subspecies with a large morphological plasticity belongs to the taxon *Saimiri*. The subgeneric taxonomy and systematics of Squirrel monkeys relied upon various data sets and characters from morphology, behavior, cytology as well as geographical origin resulting in a confused classification. Successive revisions led to rather conflicting inferences, with one to seven different species and 16 subspecies identified. Recently, molecular characters provided a coherent framework to the systematics of Central and South American *Saimiri* spp. and indicated 4 distinct clades corresponding to *Saimiri oerstedii*, *Saimiri sciureus*, *Saimiri boliviensis* and *Saimiri ustus*. Depending on the gene of interest (mitochondrial or nuclear), the divergence between *S. sciureus* and *S. boliviensis* was dated back 1.2 to 6.4 million years ago. We focused our analysis on *Saimiri* individuals mainly originating from the Amazonian basin. Their phylogenetic relationships were inferred from nucleotide sequences of the Cytochrome *b* mitochondrial gene. We studied 38 wild Squirrel monkeys with a well-defined geographical origin. A total of 20 different mtDNA haplotypes were found, with a maximum sequence divergence of 4.6% observed between the Bolivian and Guyanese Squirrel monkeys. The different clades previously described by Cropp and Boinski (2000a) were confirmed and new groups of Squirrel monkeys corresponding to *S. s. macrodon*, *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis*, and *S. s. collinsi* were evidenced. Our data are in agreement with the taxonomy proposed by Hershkovitz (1984) and revealed a large amount of genetic diversity within the genus. Based on these molecular analyses, we investigated hypotheses concerning the diversification and dispersion of Squirrel monkeys in South America. Our results suggest that river barriers and forest refugia may have contributed to the structuring of these primates. Further molecular, behavioral and morphological analyses are needed to refine the taxonomic status of this genus.

Key words: *Saimiri*, taxonomy, phylogeny, Cytochrome *b*.

INTRODUCCIÓN

Pese a que los hábitats de bosques neotropicales tienen ensambles de mamíferos ricos en especies, se conoce poco sobre la diversidad y estructura genética de las comunidades de fauna en ellos (Voss & Emmons 1996, Patton *et al* 2000, Voss *et al* 2001). Los platirrininos tienen un área de distribución que va desde México hasta el norte de Argentina, y divergieron de los primates

antropoides ancestrales hace 30 o 40 millones de años (Flynn *et al* 1995, Goodman *et al* 1998). Los platirrininos existentes en la actualidad incluyen 15 géneros, clásicamente organizados en 2 familias y 6 subfamilias (Groves en Wilson & Reeder 1993). Estudios morfológicos que incluyen caracteres como tamaño corporal, dentadura, y presencia de gemelos, permitieron agruparlos en 2 o 3 familias (Simpson 1945, Hershkovitz 1977, Ford 1986). A pesar de la alta diversidad genética mostrada recientemente mediante marcadores moleculares (Tagliaro *et al* 1997, Cortez-Ortiz *et al* 2003), el origen y la biogeografía de los monos suramericanos son tópicos todavía debatidos, mientras que la taxonomía y sistemática de varios géneros es todavía incompleta (Medeiros *et al* 1997, Cropp 1998, Cropp *et al* 1999). Dentro de las familias descritas, la mayoría de autores reconoce la existencia de tres clados monofiléticos que corresponden a 3 subfamilias (figura 1): 1./ los Atelinae, o monos grandes con cola prensil, incluyendo *Alouatta*, *Ateles*, *Lagothrix* y *Brachyteles*; 2./ los Pitheciinae, que son granívoros pequeños, con *Pithecia*, *Chiropotes* y *Cacajao*; y 3./ los Callithrichinae o especies trepadoras, incluyendo *Saguinus*, *Leontopithecus*, *Callithrix* y *Cebuella*. Sin embargo las relaciones entre estos tres grupos permanecen ambiguas, bien sea identificadas con caracteres morfológicos y/o moleculares (Goodman *et al* 1998). Además, la posición de los géneros *Saimiri*, *Cebus*, *Aotus*, y *Callicebus* dentro de estos clados es problemática (Singer *et al* 2003).

El género *Saimiri* tiene una distribución geográfica amplia, que abarca latitudes 10°N a 17°S, incluyendo la amazonía, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Venezuela, el escudo guyanés (Guyana Francesa, Surinam y Guyana) además del este de Costa Rica y sur de Panamá. Sugiriendo estas últimas zonas una distribución más amplia en el pasado. La taxonomía y filogenia de los monos ardilla es todavía debatida. De hecho la descripción de los monos ardilla, basada en criterios morfológicos, muestra variación considerable en varios patrones fenotípicos. Distintos autores reconocen de 1 a 7 especies, y hasta 16 subespecies (Hershkovitz 1984, Thorington 1985, Costello *et al* 1993). Algunos caracteres morfológicos autoapomorfos, como el septo infraorbital, el músculo braquiradial doble y la articulación protuberante entre el calcáneo y el hueso navicular, sugieren que *Saimiri* divergió de otros platirrininos hace menos de 15 millones de años (figura 1) (Porter *et al* 1997). Usualmente se consideran 5 especies basándose en caracteres no moleculares (Hershkovitz 1984, Ayres 1985, Thorington 1985):

- *Saimiri boliviensis*, en la parte norte de la cuenca amazónica, al occidente de Brasil, Bolivia y oriente de Perú.
- *Saimiri vanzolinii*, restringido a la confluencia entre los ríos Amazonas y Japura, en el centro occidente de Brasil.

- *Saimiri sciureus*, del oriente de los andes colombianos al noreste de Brasil.
- *Saimiri ustus*, en el sur de la cuenca amazónica y el centro de Brasil.
- *Saimiri oerstedii*, con una distribución limitada a la costa pacífica de Costa Rica y Panamá.

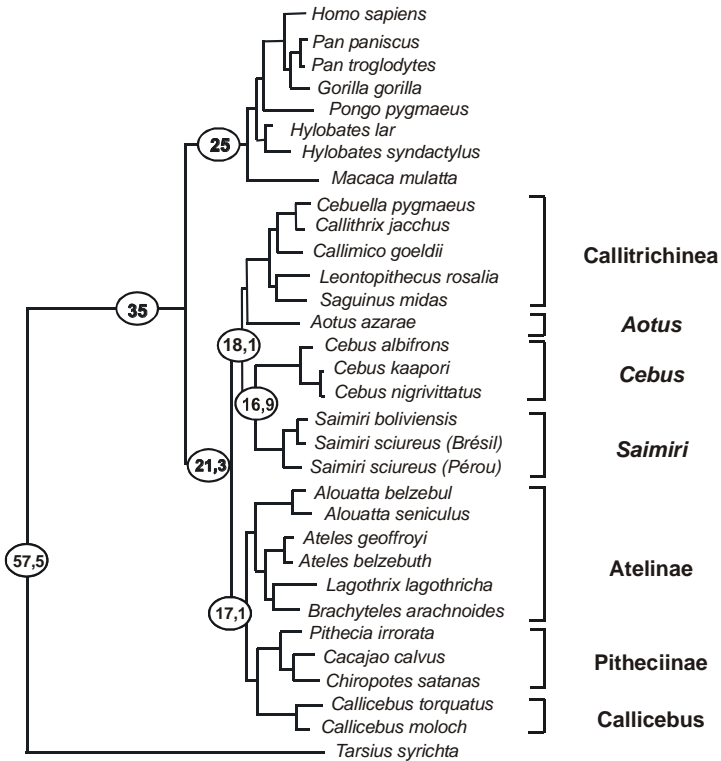


Figura 1. Árbol obtenido por Neighbor-joining para 32 primates basado en alineamientos de la secuencia del locus nuclear para la beta-globina. Números encerrados en círculos en los nodos representan los tiempos estimados de divergencia (en millones de años), basados en una calibración de 35 millones de años para separación Platyrrhine-Catarrhine. Las agrupaciones a la derecha designan siete clados monofiléticos (Adaptado de Porter *et al* (1997)).

La clasificación propuesta por Hershkovitz (1984) se basa en patrones comportamentales, distribución geográfica, caracteres citológicos y patrones morfológicos como el color del pelaje, la forma del arco de las cejas, y el color de la cola. Hershkovitz sugiere que el género *Saimiri* incluiría 4 especies y 9 subespecies, divididas en dos tipos: El tipo Romano (figura 2a): *S. b. boliviensis* y *S. b. peruviensis*, y el tipo Gótico (figura 2b): *S. sciureus* con 4 subespecies (*S. s. sciureus*, *S. s. macrodon*, *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis*), *S. oerstedii* con las 2 subespecies *S. o. oerstedii* y *S. o. citrinellus*, y *S. ustus*.

La clasificación propuesta por Thorington (1985) se basa en patrones de coloración y análisis morfométricos de cráneos y dientes. Él reconoce 2 especies y 5 subespecies. La primera especie *Saimiri sciureus* incluye 4 subespecies *S. s. sciureus*, *S. s. boliviensis*, *S. s. cassiquiarensis* y *S. s. oerstedii* siendo la última *Saimiri madeirae* (= *S. ustus*), que se encuentra entre los ríos Tapajos y Purus. Thorington también sugiere considerar todos los monos ardilla que presentan patrones de coloración similares dentro del grupo de *S. sciureus* dentro de *S. s. sciureus*, aunque otros autores sugieren considerarlos subespecies distintas. Por ejemplo, Osgood (1916) reporta que *S. s. collinsi* en la isla Marajo, en la desembocadura del Amazonas, tiene patrones de coloración similares a *S. s. sciureus* en Guyana; un carácter similar es reportada para *S. caquetensis* en Colombia (Allen 1916).



Figura 2. Ilustración de los tipos Romano y Gótico, descritos por Hershkovitz (1984), Izquierda (2a): *Saimiri boliviensis* representa el tipo Romano. Derecha (2b). *Saimiri sciureus* representa el tipo Boliviano. Ilustraciones por J. Salaud.

La especie *S. vanzolinii* fue descrita por Ayres en 1985. Esta descripción se basa en caracteres morfológicos y su distribución geográfica, restringida al estado del Amazonas, en Brasil. Esta especie pertenece al grupo Romano, pero difiere del grupo de *S. boliviensis* por su color negro en la cabeza y espalda.

Para comprender la relevancia de estas hipótesis taxonómicas y sistemáticas se realizó un estudio comparativo con 179 monos ardilla (F.Catzeflis, sin publicar). El propósito era identificar y cuantificar la variabilidad de los caracteres morfológicos dentro y entre poblaciones silvestres. Las muestras provenían de las colecciones del *Field Museum of Natural History* de Chicago y el *National Museum of Natural History* de Washington. Al menos 3 individuos de los siguientes taxones fueron examinados: *albigena*, *boliviensis*, *collinsi*, *macrodon*, *peruviensis*, *sciureus* y *ustus*. Doce caracteres fueron analizados (tabla 1). La

tabla 2 muestra la variabilidad observada en estos caracteres. Dentro de los 12 caracteres, 8 resultaron polimórficos dentro de una muestra originada en la misma región (por ejemplo la pigmentación dorsal de la cola, carácter 8; o la presencia de una línea medio-dorsal oscura en los *S. boliviensis peruviensis* de la localidad de Loreto en Perú, que está ausente en los monos de las regiones de Huanaco y Ucayali). Esta variabilidad en criterios fenotípicos clásicos explica la confusión y divergencia entre taxonomías propuestas anteriormente (Hershkovitz 1984, Thorington 1985).

Tabla 1. Parámetros morfológicos utilizados para definir subespecies y especies de monos ardilla. La mayoría de los caracteres fue descrita o ilustrada por Hershkovitz (1984).

Caracteres	Descripción
1. Orejas	a=desnudas / b=pelos flecados / c=otro
2. Corona de la cabeza	a=negra / b=gris-oliva
3. Línea medio dorsal que se	a=presente / b=ausente
4. Antebrazo	a=roja, naranja / b=amarilla, cafe-gris
5. Perdida de pelo en la espalda	a=gris, gris-negra / b=naranja, agouti
6. Muslos (P) & hombros (B)	a=gris / b=oliva-gris / c=cafe-oliva
7. Coloración brazos	a=poca (mano) / b=mucha (codo)
8. Cola: pigmentación dorsal	Cinta negra a=presente / b=ausente
9. Cola: penacho distal	a=contrastante / b=no contrastante
10. Mancha supra ocular	a=presente / b=ausente
11. Pelos del tope de la cabeza	a= gris → naranja → negro b= gris → negro → beige / c= gris → blanco sucio → negro / d= gris → amarillo-beige → negro → amarillo- e=café-negro → blanco sucio → negro → blanco
12. Coloración patas traseras	a=poca (pies) / b=mucha (rodilla)

P= extremidades traseras, B= brazos. Los estados (a, b, c...) de los caracteres fueron detectados entre especímenes colectados en diferentes áreas de la amazonía y depositados en las colecciones científicas del *Field Museum of Natural History* (Chicago) y en el *United States Natural History Museum* (Washington).

Estudios recientes con marcadores moleculares (Boinski & Cropp 1999, Cropp & Boinski 2000a) permitieron un acercamiento nuevo al estudio de la sistemática de las especies de *Saimiri*. Análisis de genes nucleares y mitocondriales revelaron 4 grandes clados: 1./ *S. oerstedii* con 2 subespecies, *S. o. oerstedii* y *S. o. citrinellus*; 2./ *S. boliviensis* con 2 subespecies, *S. b. boliviensis* y *S. b. peruviensis*; 3./ *S. ustus* y 4./ *S. sciureus*. Estos resultados son consistentes con la clasificación de Hershkovitz (1984). Entre los marcadores de variabilidad genética relevantes para filogeografía, biosistemática y estructuración genética en poblaciones de mamíferos, el gen mitocondrial Citocromo b es comúnmente utilizado (Patton *et al* 2000, Cortez-Ortiz *et al* 2003). Los tiempos de

divergencia entre *S. sciureus* y *S. boliviensis* fueron estimados entre hace 1 y 6 millones de años, de acuerdo al marcador nuclear o mitocondrial utilizado. Además, la divergencia de *S. oerstedii* fue calculada entre hace 3 y 5 millones de años cuando se utilizó un marcador de ADN mitocondrial (Citocromo *b* y Región control de la mitocondria), y alrededor de hace 260000 y 420000 años al estudiar genes nucleares (ZFX y IRBP) (Cropp & Boinski 2000a). Las relaciones entre varias de las subespecies descritas por Hershkovitz (1984) permanecen sin resolver. Por ejemplo, los taxa *macrodon* reportado en la cuenca amazónica incluyendo Ecuador, Perú y Colombia y *albigena* en Colombia no han sido confirmados utilizando caracteres moleculares. Por esto hemos enfocado nuestro estudio en los monos ardilla de la amazónica, para extender el trabajo de Cropp & Boinski a toda el área de distribución de este género, y proveer de una estimación completa de su taxonomía y filogeografía.

Tabla 2. Matriz de los estados de los 12 caracteres observados en 15 muestras de *Saimiri* spp. referenciadas en la colección del Field Museum of Natural History (Chicago) y en el United States Natural History Museum (Washington).

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Brasil*: Amazonas (3)	<i>S. ustus</i>	b	b	b	a	ab	b	a	a	b	a	d	a
Brasil: Para (5)	<i>S. s. collinsi</i>	b	b	a	a	a	a	b	b	b	b	de	b
Brasil: Para (24)	<i>S. s. sciureus</i>	b	b	b	a	ab	b	b	b	b	ab	e	b
Brasil: Para (5)	<i>S. ustus</i>	a	b	a	a	ab	c	a	a	ab	ab	a	a
Colombia: Caquetá (11)	<i>S. s. macrodon</i>	b	b	b	a	ab	b	a	b	a	ab	e	a
Colombia: Huila (15)	<i>S. s. macrodon</i>	b	b	ab	a	a	a	a	ab	b	b	de	a
Colombia: Meta (11)	<i>S. s. albigena</i>	b	b	b	b	b	a	a	ab	ab	b	e	a
Guyana (19)	<i>S. sciureus</i>	b	b	b	a	ab	b	a	b	a	a	de	a
Perú: Cuzco (6)	<i>S. b. boliviensis</i>	b	a	a	a	b	c	b	a	b	b	c	ab
Perú: Huanoco (14)	<i>S. b. peruviensis</i>	b	ab	b	a	ab	b	b	b	a	b	d	a
Perú: Loreto (8)	<i>S. b. peruviensis</i>	c	ab	a	a	a	c	b	a	b	b	bc	a
Perú: Loreto (22)	<i>S. s. macrodon</i>	b	b	b	a	a	a	a	b	a	ab	be	a
Perú: Ucayali (8)	<i>S. b. peruviensis</i>	c	b	b	a	a	a	b	b	a	b	e	a
Surinam (18)	<i>S. sciureus</i>	b	b	a	a	a	a	b	b	ab	b	de	b
Venezuela: Amazonas	<i>S. sciureus</i>	b	b	b	a	ab	a	b	ab	ab	a	d	a

*Los caracteres y sus estados se describen en la tabla 1.

MATERIALES Y MÉTODOS

Examinamos las variaciones en las secuencias de un fragmento del gen Citocromo *b* de 1140pb, en una muestra amplia (38 animales) incluyendo la mayoría de las especies de *Saimiri* y de subespecies de la cuenca amazónica y el escudo guyanés. La tabla 3 resume la identificación de los animales, de acuerdo con la taxonomía de Hershkovitz (1984), y su origen geográfico. El ADN fue extraído de biopsias de piel, órganos en alcohol al 95%, o pelos según

procedimientos estándar (Sambrook *et al* 1989). Dos fragmentos sobrelapantes de casi 800pb del Citocromo b fueron amplificados por reacción en cadena de la polimerasa (PCR) según lo descrito previamente (Lavergne *et al* 2003). Los productos de PCR fueron cortados de geles de agarosa y secuenciados directamente, en ambas cadenas, con amplificación y cebadores internos usando el paquete comercial *Thermo Sequenase Radiolabelled Terminator Cycle Sequencing Kit* (Amersham life Science, OH, USA). Los análisis filogenéticos se realizaron utilizando métodos de distancia y máxima parsimonia con el programa PAUP 4.0b10 (Software PAUP 4.0b10: Swofford 1998).

Tabla 3. Monos ardilla analizados para el marcador Citocromo b.

Especies y subespecies*	Número de Identificación**	Origen***	Haplotipo de Cyt b♣
<i>S. b. boliviensis</i>	Saim boliviensis T1611	Zoológico: Francia, Réserve de Sigean	A
	Saim boliviensis 53582	Bolivia, Santa Cruz (EMBL U53582)	A
	Saim boliviensis B16	Iquitos	A
	Saim boliviensis 86004	Colonia reproductiva, Instituto	A
	Saim boliviensis 1179	Desconocido	A
	Saim boliviensis 1027	Desconocido	A
	Saim boliviensis 1023	Desconocido	A
	Saim boliviensis 38273	EMBL SSU38273	B
	Saim boliviensis B14	Iquitos	C
<i>S. s. sciureus</i>	Saim sciureus T1862	Guyana francesa	D
	Saim sciureus T1901	Guyana francesa	D
	Saim sciureus 1554	Guyana francesa	E
	Saim sciureus 1781	Guyana francesa	E
	Saim sciureus 1479	Escudo guyanés	E
	Saim sciureus 1543	Escudo guyanés	E
	Saim sciureus 1212	Guyana francesa	F
	Saim sciureus 1703	Guyana francesa	F
	Saim sciureus 22	Guyana	F
	Saim sciureus 14	Guyana	F
	Saim sciureus 1666	Escudo guyanés	F
	Saim sciureus 1720	Escudo guyanés	F
	Saim sciureus 94021	Colonia reproductiva, Instituto	G
	Saim sciureus 91122	Colonia reproductiva, Instituto	H
Saim sciureus 91051	Colonia reproductiva, Instituto	I	
Saim sciureus 1	Guyana	J	
<i>S. s. collinsi</i>	Saim collinsi 95043	Colonia reproductiva, Instituto	K
	Saim collinsi 94130	Colonia reproductiva, Instituto	K
	Saim collinsi 95118	Colonia reproductiva, Instituto	K
<i>S. o. oerstedii</i>	Saimiri oerstedii SMO1	Desconocido	L

Especies y subespecies*	Número de Identificación**	Origen***	Haplotipo de Cyt b♣
<i>S. b. peruviansis</i>	<i>S. boliviensis</i> 5323	Perú N° 1609	M
	<i>S. boliviensis</i> SB-1604	Desconocido	M
	<i>S. boliviensis</i> 5325	Perú N° 45	N
<i>S. s. albigena</i>	<i>S. s. albigena</i> 7	Colombia, Llanos orientales	O
	<i>S. s. albigena</i> 26	Colombia, Llanos orientales	P
<i>S. s. cassiquiarensis</i>	<i>S. s. cassiquiarensis</i>	Colombia N° 24	Q
	<i>S. s. cassiquiarensis</i>	Colombia N° 23	R
<i>S.s. macrodon</i>	<i>S. s. macrodon</i> SS-15	Perú: Iquitos	S
	<i>S. s. macrodon</i> 5324	Perú N° 1875	T
<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Alouatta seniculus</i> T1485	Guyana francesa	
<i>Aotus</i>	M35 <i>Aotus nancymae</i>	Colombia (Leticia)	
<i>Aotus</i>	M26 <i>Aotus nancymae</i>	Colombia (Leticia)	
<i>Saguinus</i>	<i>Saguinus midas</i> 071	Guyana francesa	

*Identificación taxonómica (basada en la clasificación de Hershkovitz 1984), **Números de identificación individual, ***Localidades de captura (para animales silvestres), ♣ Letra de cada haplotipo de citocromo b.

RESULTADOS

Se analizaron un total de 38 secuencias. El Citocromo b mostró alta variabilidad, con 130 sitios variables, 88 de los cuales fueron informativos. Un total de 20 haplotipos distintos de ADNmt fue encontrado (tabla 3). La divergencia intraespecífica promedio varió entre valores pequeños de 0%, 0.06% o 0.24% para *S. s. collinsi*, *S. b. peruviansis* y *S. s. sciureus* respectivamente a 2.63% para *S. s. macrodon*. Las diferencias pareadas muestran una alta heterogeneidad dentro del género, con, por ejemplo, una divergencia promedio de 4.6 +/- 0.14% entre *S. s. sciureus* y *S. b. boliviensis*, y 0.53 +/- 0.16% entre *S. s. albigena* y *S. s. cassiquiarensis* (tabla 4).

El árbol filogenético obtenido fue enraizado con secuencias de *Alouatta seniculus*, *Aotus nancymae*, y *Saguinus midas* (figura 4). El género *Saimiri* es monofilético y diverge de otros primates neotropicales con un soporte de *bootstrap* de 100%. La secuencia del Citocromo b contiene variabilidad genética importante dentro del género *Saimiri*. Los métodos de distancia y máxima parsimonia arrojan resultados similares en los árboles obtenidos, tanto en la ramificación como en el soporte de nodos. Se pueden reconocer tres clados principales: Uno compuesto de *S. s. sciureus* y *S. oesrteidii*, uno incluyendo *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis*, *S. macrodon* y *S. s. collinsi*, y uno con *S. b. boliviensis* y *S. b. peruviansis*. Estos tres grupos son soportados por valores altos

de bootstrap, 74%, 72% y 100% respectivamente. Los animales provenientes Colombia, representados por *S. s. albigena* y *S. s. cassiquiarensis* están asociados con un valor de bootstrap de 99%.

Tabla 4. Divergencias promedio (basadas en todas las sustituciones) entre las diferentes especies y subespecies de monos ardilla. Treinta y ocho individuos de *Saimiri* representando 8 clados distintos fueron analizados.

	<i>sciureus</i> ¹	<i>albigena</i> ¹	<i>cassiquiarensis</i> ¹	<i>macrodon</i> ¹	<i>collinsi</i> ¹	<i>boliviensis</i> ²	<i>peruviensis</i> ²	<i>S. o. oerstedii</i>
<i>sciureus</i> ¹	0.24 +/- 0.26							
<i>albigena</i> ¹	3.57 +/- 0.19	0.09						
<i>cassiquiarensis</i> ¹	3.92 +/- 0.23	0.53 +/- 0.16	0.18					
<i>macrodon</i> ¹	4.38 +/- 0.60	2.50 +/- 0.61	2.41 +/- 0.63	2.63				
<i>collinsi</i> ¹	3.99 +/- 0.13	2.5 +/- 0.05	2.41 +/- 0.14	2.63 +/- 0.38	0			
<i>boliviensis</i> ²	4.60 +/- 0.14	3.57 +/- 0.06	3.84 +/- 0.14	3.96 +/- 0.54	3.70 +/- 0.04	0,039 +/- 0.049		
<i>peruviensis</i> ²	4.41 +/- 0.10	3.52 +/- 0.07	3.79 +/- 0.15	3.92 +/- 0.39	3.54 +/- 0.04	0.87 +/- 0.06	0.06 +/- 0.05	
<i>S. oerstedii</i>	3.68 +/- 0.07	3.64 +/- 0.06	3.99 +/- 0.19	4.12 +/- 0.62	3.68 +/- 0	4.23 +/- 0.04	4.18 +/- 0.05	0

El número bajo la diagonal representa el porcentaje neto de diferencias de nucleótidos entre los distintos haplotipos del citocromo b. 1: *Saimiri sciureus* (la subespecie se presenta en el recuadro); 2: *Saimiri boliviensis* (subespecie en el recuadro)

La agrupación de los dos clados principales constituida de *S. s. sciureus*, *S. oerstedii* y *S. s. macrodon*, *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis* y *S. s. collinsi* es, en contraste, poco soportada por el análisis de bootstrap, con un valor de 55% (método de parsimonia) y 54% (método de distancia).

Aunque las relaciones filogenéticas entre las diferentes especies y subespecies de *Saimiri* no están totalmente resueltas, pueden ser relacionadas a estructuración geográfica. Animales del clado boliviano (*S. b. boliviensis*) están relacionados a animales originados en Perú, y se agrupan juntos en el árbol obtenido (figura 4). El análisis de secuencias revela dos grupos dentro de los animales de Colombia, relacionados con sus áreas de distribución, los llanos orientales vs. el piedemonte andino, en el occidente colombiano. Podemos

entonces sugerir que las poblaciones geográficas de los diferentes taxa de *Saimiri* adquirieron suficiente variabilidad genotípica para que sea detectable una estructuración filogeográfica.

DISCUSIÓN

Los datos moleculares resultantes del análisis del gen del Citocromo b en un muestreo de monos en distintas regiones de la amazonía (Brasil, Perú, Colombia y escudo Guyanés) soportan, en conjunto con datos comportamentales y bioquímicos (Vandenberg *et al* 1990, Boinski & Cropp 1999), la existencia de dos especies: *S. boliviensis* y *S. sciureus*. Este resultado contrasta con los obtenidos por otros que sugieren la existencia de dos especies de monos ardilla, una en América central, *S. oerstedii*, y la segunda en Suramérica, *S. sciureus*, con varias subespecies (Cabrera 1958, Costello *et al* 1993, Silva *et al* 1993). Por ejemplo, el morfotipo boliviano (*S. boliviensis*) ha sido considerado por mucho tiempo como una subespecie de *S. sciureus* (Thorington 1985).

Nuestras investigaciones filogenéticas en el género *Saimiri* permiten confirmar la existencia de varias subespecies: *S. s. sciureus*, *S. s. collinsi*, *S. s. macrodon*, *S. s. albigena*, *S. s. cassiquiarensis*, *S. b. boliviensis*, *S. b. peruviansis*, y *S. o. oerstedii*. Al nivel subespecífico, las construcciones filogenéticas agrupan las 2 subespecies *S. b. boliviensis* y *S. b. peruviansis*, mientras que el grupo de *S. s. sciureus* está relacionado con *S. o. oerstedii*. Los monos ardilla de la subespecie *S. s. macrodon* están relacionados más cercanamente a la subespecie *S. s. collinsi*. Dentro del clado constituido de animales originarios de Colombia y Perú se pueden reconocer 3 grupos, de acuerdo con el origen geográfico de los animales (figura 3). Las dos muestras de *S. s. macrodon* SS15 y *S. s. macrodon* 5324 originadas en la región de Leticia (Colombia), pueden ser consideradas como *S. s. macrodon*. En contraste, animales de la región de los llanos orientales (Colombia) parecen pertenecer al taxón *S. s. albigena* propuesto por Hershkovitz (1984). Los otros dos monos colombianos (5326 y 5327) pueden ser considerados como *S. s. cassiquiarensis*. Finalmente, nuestros resultados son congruentes con los propuestos por Hershkovitz (1984) con criterios morfológicos, con 4 especies y 9 subespecies. Además, estos resultados obtenidos con análisis de la secuencia del gen Citocromo b son congruentes con los estudios moleculares previos (Boinski & Cropp 1999, Cropp & Boinski 2000a). Sin embargo, dado que la divergencia entre los clados de *Saimiri sciureus* y *S. boliviensis* es casi 4.6%, el estatus de subespecie para otros taxa es cuestionable. La divergencia observada entre *S. s. sciureus*, *S. s. collinsi*, *S. s. macrodon*, y *S. o. oerstedii* es comparable. Para confirmar o descartar estas hipótesis se hacen necesarias más investigaciones, incluyendo análisis

complementarios de secuencias de ADNmt y nuclear, además de comparaciones comportamentales y morfológicas en muestras más grandes.

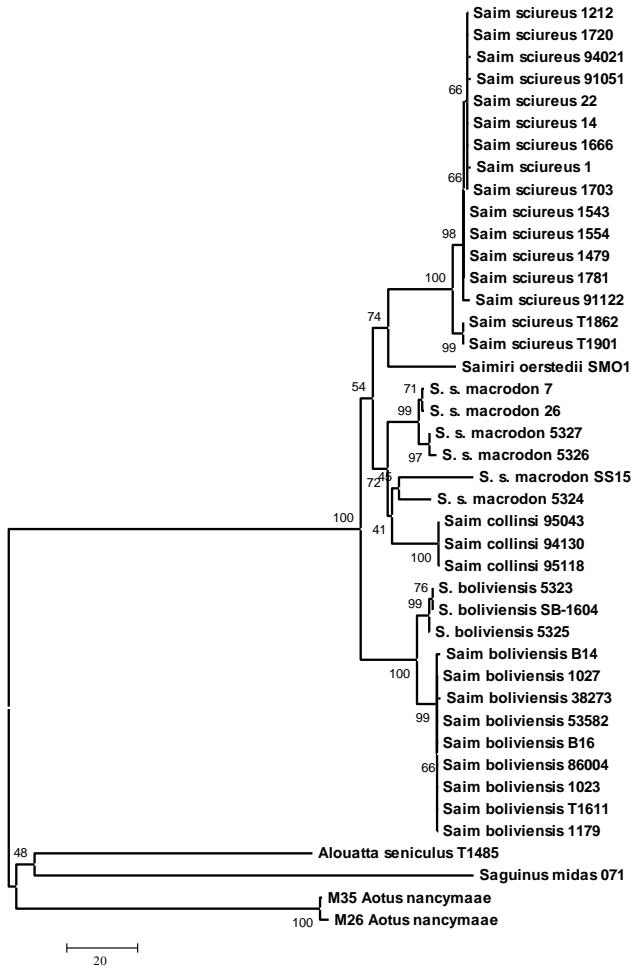


Figura 3. Árbol de distancia obtenido por Neighbor-joining entre 38 secuencias de Citocromo b de *Saimiri* spp. Representando 20 haplotipos. Los números sobre segmentos ancestrales indican la robustez de cada nodo, estimada por un bootstrap con 1000 muestras.

Los diferentes clados previamente descritos pueden relacionarse a rangos de áreas que enfrentaron eventos geográficos de gran escala. Es interesante la identificación de las áreas de diversificación para evaluar la hipótesis de los patrones de dispersión de los monos ardilla. Acercamientos similares, usando el análisis de la secuencia del Citocromo b, permitieron investigar la radiación y proceso de dispersión en roedores y marsupiales (Patton *et al* 1997, Patton *et*

al 2000). Se pueden avocar varios procesos de diversificación para explicar la estructuración geográfica de los primates. Primero, barreras riverinas pueden haber jugado un papel en la distribución actual de las especies (Ayres & Clutton-Brock 1992). En 1853 Wallace sugirió que la cuenca del Amazonas podría estar dividida en 4 áreas, delimitadas por los ríos Amazonas, Rio Negro, y Rio Madeira, que interferían con la ocurrencia de las especies.

Un estudio de la biogeografía del género *Saguinus*, Callithrichidae, ha sido realizado con la ayuda de genes mitocondriales, el Citocromo b y la región control de la mitocondria. Para las especies de *Saguinus*, su distribución geográfica puede haber sido muy influenciada por las barreras riverinas. Además, el género *Saguinus* pudo haberse dispersado a lo largo de la costa norte de Suramérica, desde el delta del Amazonas hacia el occidente, y hacia América central. Como los monos araña y los monos tití tienen distribuciones geográficas comparables, este patrón de diversificación de los monos tití podría encajar con el de los monos ardilla (Cropp & Boinski 2000b). Sin embargo otros eventos, incluyendo los refugios pleistocénicos y dispersión deben ser avocados para comprender totalmente la diversidad de los dos géneros. Según Thorington (1985) los monos ardilla serían insensibles a un posible efecto de barreras riverinas, siendo esto por su distribución preferida a lo largo de cuerpos de agua. El único río que habría entonces interferido con el flujo de genes, y por lo tanto influenciado los procesos de diversificación, sería el río Jurua, separando a *S. boliviensis* de *S. sciureus*. Otras teorías sugieren periodos de dispersión sucesivos (Lepp *et al* 1997, Cropp 1998), y resaltan la importancia de los refugios boscosos. En el caso de los monos ardilla la diversificación entre *S. s. collinsi* en la región de Belem en Brasil y *S. s. sciureus* en el escudo guyanés podrían relacionarse con los refugios boscosos en estas dos áreas (figura 4) (Haffer 1969, Vanzolini 1970). Además, la distribución geográfica de *S. ustus* y *S. s. cassiquiarensis* podría estar relacionada con el refugio de Madeira (Haffer 1969) y el de Imeri (Haffer 1969, Vanzolini 1970), (figura 4) respectivamente.

Tenemos entonces que la taxonomía de *Saimiri* establecida por Hershkovitz (1984) mediante análisis morfológicos y biogeográficos es confirmada por procedimientos moleculares, como el mostrado aquí. Esto contrasta con las diferencias marcadas que se encuentran en otros primates neotropicales, donde análisis moleculares recientes no confirman la taxonomía propuesta anteriormente mediante caracteres morfológicos y estudios de color del pelaje, por ejemplo en *Alouatta* y *Ateles* (Collins & Dubach 2000a, 2000b, Cortes-Ortiz *et al* 2003, Ruiz-García *et al* 2006).

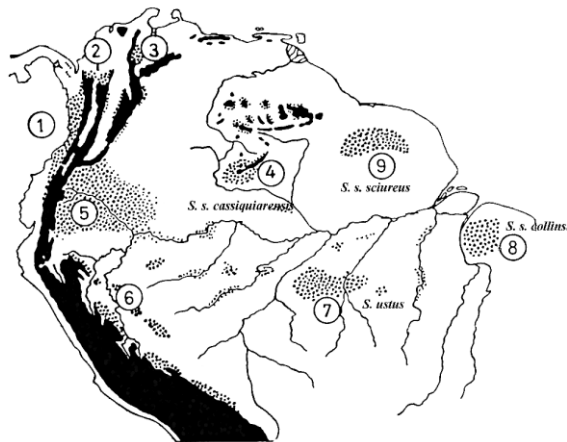


Figura 4. Refugios boscosos propuestos para América central y norte de Suramérica durante los periodos secos y calientes del pleistoceno; (1) Refugio de Chocó; (2) Refugio de Nechi; (3) Refugio de Catatumbo; (4) Refugio de Imeri; (5) Refugio de Napo; (6) Refugios del este de Perú; (7) Refugio de Madeira-Tapajos; (8) Refugio de Belem; (9) Refugio de Guyana. Las regiones en negro presentan elevaciones de más de 1000m (de Haffer 1969). El nombre de las especies de *Saimiri* se indica próximo al refugio que puede explicar su distribución geográfica.

AGRADECIMIENTOS

Las muestras fueron otorgadas amablemente por S. Cropp, T. Petit, M. Ruiz-García, B. de Thoisy, C. Bourrelis, C. Muniz, y S. Herrera. El texto fue traducido del inglés al español por Sergio Botero. Este estudio fue financiado por "Réseau International des Instituts Pasteur".

LITERATURA CITADA

- Allen JA. 1916. New South American mammals. Bulletin of the American Museum of Natural History 35: 83-87.
- Ayres JM. 1985. On a new species of squirrel monkey, genus *Saimiri*, from brazilian amazonia (Primates, Cebidae). Papéis Avulsos de Zoologia 36: 147-164.
- Ayres JM & Clutton-Brock TH. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian Primates. The American Naturalist 140: 531-537.
- Boinski S & Cropp SJ. 1999. Disparate data sets resolve squirrel monkey (*Saimiri*) taxonomy: implications for behavioral ecology and biomedical usage. International Journal of Primatology 20: 237-256.
- Cabrera A. 1958. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto

Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. Ciencias zoológicas 4: 1-307.

Cortes-Ortiz L, Bermingham E, Rico C, Rodríguez-Luna E, Sampaio I & Ruiz-García M. 2003. Molecular systematics and biogeography of the Neotropical monkey genus, *Alouatta*. Molecular Phylogenetics and Evolution 26: 64-81.

Collins AC & Dubach JM. 2000a. Phylogenetic relationships among spider monkeys (*Ateles*): based on mitochondrial DNA variation. International Journal of Primatology 21: 381-420.

Collins AC & Dubach JM. 2000b. Biogeographic and ecological forces responsible for speciation in *Ateles*. International Journal of Primatology 21: 421-444.

Costello RK, Dickinson C, Rosenberger AL, Boinski S & Szalay FS. 1993. Squirrel monkey (genus *Saimiri*) taxonomy. A multidisciplinary study of the biology of species. En: Species, Species Concepts, and Primate Evolution (eds. Kimbel WH & Martin LB), pp: 177-210. New York. Plenum Press.

Cropp S. 1998. Evolutionary diversification among tamarins (genus *Saguinus*). Dissertation Abstract International B58: 6433.

Cropp S & Boinski S. 2000a. The central american squirrel monkey (*Saimiri oerstedii*): introduced hybrid or endemic species. Molecular Phylogenetics and Evolution 16: 350-365.

Cropp S & Boinski S. 2000b. Historical biogeography of the tamarins and squirrel monkeys: evidence from molecular phylogeny, estimates of divergence times, and geological events. American Journal of Physical Anthropology 30: 132.

Cropp SJ, Larson A & Cheverud JM. 1999. Historical biogeography of tamarins, genus *Saguinus*: the molecular phylogenetic evidence. American Journal of Physical Anthropology 108: 65-89.

Flynn JJ, Wyss AR, Charrier R & Swisher CC. 1995. An early miocene anthropoid skull from the Chilean Andes. Nature 373: 603-607.

Ford S. 1986. Systematic of the new world monkeys. En: Comparative Primate Biology, Systematic, Evolution and Anatomy (eds. Swindler D & Erwin J), pp: 73-135. New York. Liss, AR.

Goodman M, Porter CA, Czelusniak JS, Page L, Schneider H, Shoshani J, Gunnell G & Groves CP. 1998. Toward a phylogenetic classification of primates based on DNA evidence complemented by fossil evidence. Molecular Phylogenetics and Evolution 9: 585-598.

Haffer J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. American Association for the Advancement of science 165: 131-137.

Hershkovitz P. 1977. Living New World Monkeys (Platyrrhini). Chicago. University of Chicago Press.

Hershkovitz P. 1984. Taxonomy of squirrel monkeys genus *Saimiri* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report with description of Hitherto unnamed form. *American Journal of Primatology* 7: 155-210.

Lavergne A, Catzeflis F, Lacoste S, Barnaud A, Bordier M, Mercereau-Puijalon O & Contamin H. 2003. Genetic analysis of the *Saimiri* breeding colony of the Pasteur Institute (French Guiana): development of a molecular typing method using a combination of nuclear and mitochondrial DNA markers. *Journal of Medical Primatology* 32: 330-340.

Lepp NT, Jacobs SC & Larson A. 1997. Phylogenetic relationships and geographical dispersal in two genera of New World primates. *American Journal of Physical Anthropology* 24: 154.

Medeiros MA, Barros RMS, Pieczarka JC, Nagamachi CY, Ponsa M, García M, García F & Egozcue J. 1997. Radiation and speciation of spider monkeys, genus *Ateles*, from the cytogenetic viewpoint. *American Journal of Primatology* 42: 167-178.

Osgood. 1916. Mammals of the Collins-Day South American expedition. *Field Museum of Natural History Zoology* 10: 199-216.

Patton JL, Da Silva MNF, Lara MC & Mustrangi MA. 1997. Diversity, differentiation, and the historical biogeography of nonvolant small mammals of the Neotropical forests. En: *Tropical Forest Remnants* (eds. Laurance WF & Bierregaard RO), pp: 455-465. Chicago, IL. University of Chicago Press.

Patton JL, Da Silva MNF & Malcolm JR. 2000. Mammals of the Rio Jurua and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 244: 1-306.

Porter CA, Page SL, Czelusniak J, Schneider H, Schneider MPC, Sampaio I & Goodman M. 1997. Phylogeny and evolution of selected primates as determined by sequences of the β -globin locus and 5' flanking regions. *International Journal of Primatology* 18: 261-295.

Ruiz-García M, Parra A, Romero-Aleán N, Escobar-Armel P & Shostell JM. 2006. Genetic characterization and phylogenetic relationships between the *Ateles* species (Atelidae, Primates) by means of DNA microsatellite markers and craniometric data. *Primate Report* 73: 3-47.

Sambrook J, Fritsch EF & Maniatis T. 1989. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. New York. Cold Spring Harbor Laboratory Press.

Silva BTF, Sampaio MIC, Schneider H, Schneider MPC, Montoya E, Encarnacion F, Callegari-Jacques SM & Salzano FM. 1993. Protein electrophoretic variability in *Saimiri* and the question of its species status. *American Journal of Physical Anthropology* 29: 183-193.

Simpson GG. 1945. The principles of classification and a classification of mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 85: 1-350.

Singer SS, Schmitz J, Schwiegk C & Zischler H. 2003. Molecular cladistic markers in New World monkey phylogeny (Platyrrhini, Primates). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26: 490-501.

Swofford DL. 1998. PAUP*. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (* and Other Methods). Version 4. Sunderland, MA. Sinauer Associates.

Tagliaro CH, Schneider MPC, Schneider H, Sampaio IC. & Stanhope MJ. 1997. Marmoset phylogenetics, conservation perspectives, and evolution of the mtDNA control region. *Molecular Biology and Evolution* 14: 674-684.

Thorington RW. 1985. The taxonomy and distribution of squirrel monkeys (*Saimiri*). En: *The Handbook of Squirrel Monkey Research* (eds. Rosenblum RA & Coe CL), pp: 1-33. New York. Plenum Press.

VandeBerg JL, Moore CM, Williams-Blangero S, Min-Lee C & Abee CR. 1990. Genetic relationships among three squirrel monkey types: implications for taxonomy, biomedical research, and captive breeding. *American Journal of Primatology* 22: 101-111.

Vanzolini PE & Williams EE. 1970. South America anoles: the geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysolepsis* group (Sauria: Iguanidae). *Arq. Zoology. Sao Paulo* 19: 1-298.

Voss RS & Emmons LH. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230: 1-115.

Voss RS, Lunde DP & Simmons NB. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 2: non volant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 263: 1-236.

Wallace AR. 1852. On the monkeys of the Amazon. *Proceeding of the Zoological Society of London* 20: 107-110.

Wilson DE & Reeder D.M. 1993. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Washington and London. Smithsonian Institution Press.

MEDICINA

**EVALUACIÓN DE LA SALUD DE UNA POBLACIÓN NATURAL DE TITÍ CABEZA
BLANCA (*Saguinus oedipus*), HACIENDA EL CEIBAL, COLOMBIA**

Fernando Nassar-Montoya, Victoria Pereira-Bengoa, Anne Savage, Luis Soto,
Humberto Giraldo, Francisco García y Olga Cecilia Ramírez

RESUMEN

La medicina del tití cabeza blanca (*Saguinus oedipus*) ha sido estudiada ampliamente en los animales mantenidos *ex situ* en las colecciones de zoológicas y centros de investigación pero no en vida silvestre, debido a lo cual es urgente que se realicen trabajos que contribuyan a entender el impacto que pueden tener las enfermedades sobre las poblaciones naturales. Con este enfoque, este artículo presenta la evaluación clínica completa de una población natural de *Saguinus oedipus* en el norte de Colombia que ha sido monitoreada por el Proyecto Tití y por lo cual se espera que la integración de los resultados a la información registrada, contribuya a la identificación de amenazas para la conservación de esta especie que se considera en estado crítico. El estudio se realizó en 27 titís cabeza blanca (*Saguinus oedipus*) en la estación de campo del Proyecto Tití localizada la Hacienda El Ceibal, Santa Catalina, Bolívar, Colombia. Los valores de NUS, calcio y bilirrubina registrados fueron similares a los reportados en cautiverio; los conteos de leucocitos, eritrocitos, hemoglobina, hematocrito y plaquetas fueron más bajos que los mínimos reportados, mientras que ALT, AST y glucosa más elevados. En la materia fecal no se identificaron bacterias aerobias y hongos que representaran riesgo para la salud de la población natural del tití cabeza blanca de El Ceibal. El hecho que se hubiera registrado dos de los 27 animales con sintomatología al examen y laboratorio, muestra que la evaluación médica en primates silvestres es útil para la detección de signos que contribuirían a detectar de manera temprana amenazas para la salud de una población. Sin embargo, los análisis de la información con propósitos de medición de la salud de una población en estudios transversales debe hacerse con precaución, debido al alto rango de variación que puede encontrarse o a la dificultad de explicar los resultados sobre todo cuando se tiene poca información base sobre la medicina de la especie, como ocurrió en el presente estudio. Para el caso de *Saguinus oedipus*, los valores de referencia son complicados de interpretar debido a la alta variación de los datos reportados en la literatura o al hecho que la información

se expresa únicamente en medias. Desde este punto de vista, es útil para el análisis de los datos de una población separar los animales con signos clínicos o con valores atípicos en las pruebas de laboratorio como se hizo en el presente trabajo.

Palabras clave: salud, *Saguinus oedipus*, hematología primates, medicina primates, parásitos de primates, Proyecto Tití.

ABSTRACT

The medicine of the cotton top tamarin has been widely studied in captivity but it is poorly known in wild populations. Therefore, it is the urgent to undertake studies aimed to understand the impact of diseases on natural populations. Within this context, this article shows the results of a clinic evaluation of a natural population of *Saguinus oedipus* located in the north of Colombia, which has been monitored by the Proyecto Titi for several years. Therefore, we expect that the integration of results to the information compiled by Proyecto Titi will contribute to identify threats for the conservation of this species in critical status. The study was carried out on 27 cotton tops distributed naturally in the woods of the Hacienda El Ceibal, Santa Catalina, Bolivar, Colombia. The values for BUN, Calcium and bilirubines were similar to those reported in captivity. WBC, RBC, hemoglobin, CPV and plaquettes were lower to the minimum reported, meanwhile ALT, AST and glucose higher. There were not isolated bacteria and fungus that suggested a risk for the natural population of the Ceibal. The fact that two animals from 27 were found with signs at the clinical exam and laboratory shows that the medical evaluation of wild primates is useful for the detection of signs that may contribute to identify early threats for the health of a population. However, the analyses of the information aimed to measure the health of a population in transversal studies have to be done carefully, owed to the high rank that can be observed and the difficulty to explain the results when little information o a species medicine is available. In the case of *saguinus Oedipus*, the reference values are hard to understand because the is a wide variation within the reported data and this is composed by means. Form this point of view, it is useful for the analysis of a population the split tha animals with a withpot symptoms, like it was done

Key words: *Saguinus oedipus* health, hematology of primates, medicine of primates, parasites of primates, Proyecto Tití.

INTRODUCCIÓN

El tití cabeza blanca (*Saguinus oedipus*) ha sido ampliamente utilizado en biomedicina y por tanto, las poblaciones cautivas están bien estudiadas en

diversos campos de la medicina y biología (Clapp *et al* 1993). Sin embargo, los trabajos en poblaciones naturales se han hecho primordialmente con énfasis en biología y conservación (Hernandez-Camacho & Cooper 1976, Neyman 1977, Savage *et al* 1996, Savage *et al* 1997), y los pocos estudios médicos se han enfocado principalmente en las relaciones de la temperatura y el metabolismo (Stonerook *et al* 1994) y colitis (Wood *et al* 1988, 1998). También, Savage (1990) y Savage y colaboradores (1993) reportaron algunos resultados sobre parásitos, peso, temperatura corporal y tasa cardiaca en individuos silvestres, y Power y colaboradores (1997) niveles de vitamina D³ en suero.

El conocimiento en medicina y patología del tití cabeza blanca silvestre es importante para los programas de conservación, debido a que los agentes infecciosos y las enfermedades pueden tener alto impacto en la dinámica de las poblaciones animales (Karesh & Cook 1995). La preocupación es mayor si se considera que la especie se distribuye en áreas de alta intervención y deforestación (Miller *et al* 2004), donde el contacto con personas y la degradación del hábitat pueden incrementar los riesgos antropozoonóticos (Michaud *et al* 2003, Trejo-Macías *et al* 2007). Adicionalmente, los primates comparten una amplia gama de agentes infecciosos con el ser humano (FELASA Working Group on Non-Human Primate Health 1999). Este riesgo puede ser aun más importante para el tití cabeza blanca debido a que se ha sugerido que la especie puede ser más susceptible a agentes patógenos, pues en cautiverio y vida silvestre tiene baja diversidad de moléculas MHC (Complejo mayor de histocompatibilidad) Clase I (Watkins *et al* 1988, Gyllensten *et al* 1997).

El presente estudio transversal presenta la evaluación clínica completa de una población de *Saguinus oedipus* en vida silvestre en el norte de Colombia, que incluye química sanguínea, hematología y tamizaje microbiológico y parasitario. Por tanto, se considera que los resultados son un primer paso en la creación de una línea base que contribuya a entender el estado de la salud de la especie y el impacto que pueden tener las enfermedades sobre los primates Neotropicales; las que se constituyen en un importante factor de riesgo para la conservación que es poco comprendido (Vie *et al* 1998, de Thoisy *et al* 2001, Nassar-Montoya *et al* 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio y animales

El estudio se realizó en la estación de campo del Proyecto Tití en la Hacienda El Ceibal (10° 37' N - 75° 14'W), Santa Catalina, Bolívar, Colombia. El sitio se localiza en la Costa Atlántica al norte del país, en bosque seco tropical que se caracteriza por altas temperaturas ambientales (media = 28°C noche y 35°C día) y elevada humedad relativa de 50-80%.

En marzo de 2003 se realizó un estudio transversal en 27 titís cabeza blanca (*Saguinus oedipus*) pertenecientes a 7 grupos (tabla 1) monitoreados por Proyecto Tití, los cuales se componían de una pareja reproductiva y su camada, y ocasionalmente de animales no familiares (Savage *et al* 1996). Los grupos etarios que se definieron para el presente trabajo son los utilizados por el Proyecto Tití: Infante (< 7 meses), Juvenil (7-12 meses o 120-399g de peso corporal para individuos sin historia) y Adulto (> 12 meses o 400g de peso corporal para individuos sin historia).

Tabla 1. Composición grupal de los micos tití cabeza blanca estudiados en la Hacienda El Ceibal, Colombia.

Grupo	Composición							M:H	A:J
	Macho Adulto	Hembr Adulta	Macho Juvenil	Hembr Juvenil	Macho Infante	Hembr Infant			
1	1	2	2	-	-	-	3:2	3:2	
2	2	2	2	2	-	-	4:4	4:4	
3	1	1	-	2	-	-	1:3	2:2	
4	-	2	-	1	-	-	0:3	2:1	
6	1	1	-	-	-	-	1:1	2:0	
7	1	1	1	1	-	-	2:2	2:2	
9	1	-	-	-	-	-	1:0	1:00	
Total	7	9	5	6	-	-	12:15	16:11	

Hembr: hembra, **Infant:** Infante

Procedimientos clínicos

El trampeo de los titís se inició a 6:00hr y los exámenes clínicos se realizaron entre 9:50 y 14:45hr. Los animales no se alimentaron antes de la inmovilización química, pero habían tenido la oportunidad de comer pequeñas cantidades de fruta (< 2g) utilizada para el trampeo. La inmovilización se realizó con una mezcla de 0.04-0.17ml de midazolán-ketamina (0.1ml midazolán 1%, Dormicum®, y 10 ml ketamina 5%, Vetalar®). Para una revisión completa de los métodos de trampeo, identificación individual, técnicas de telemetría, y anestesia ver a Savage y colaboradores (1993, 2003).

La condición clínica se registró en tres categorías: buena, cuando el animal no mostraba signos y presentaba músculos prominentes en los miembros y cola a la palpación; moderada, cuando no mostraba signos y presentaba músculos poco desarrollados en los miembros y cola a la palpación, y pobre, cuando presentaba signos de enfermedad. La condición del pelaje se categorizó como buena, cuando lucía brillante y suave; pobre, cuando estaba sin brillo y se palpaba áspero pero no tenía lesiones, y lesionada, cuando tenía cualquier alteración macroscópica que afectara piel o pelo. La condición oral se categorizó como buena, cuando la encía, mucosa y dientes estaban sanos; oral

cuando había cualquier alteración en la mucosa o encía, y diente cuando había alteraciones de los dientes como caries, pérdida o ruptura.

Se colectaron 1.5-3ml de sangre con una jeringa de 3ml de la vena safena según el peso corporal del animal. La sangre se almacenó en dos tubos, uno con anticoagulante EDTA y otro vacío del cual se extrajo el suero una vez se formó el coágulo por centrifugación a 2500rpm (Klay Adams®). Adicionalmente, inmediatamente después de tomada la sangre se hicieron dos frotis sanguíneos para análisis parasitario y morfología celular, y se tomó una gota para realizar la prueba de glucosa. Las muestras se mantuvieron en neveras portátiles (-4°C) y se procesaron en el laboratorio antes de las 8 horas de haber sido tomadas.

Los análisis realizados fueron: 1/. Química sanguínea: por medio de la analizadora automática Express Plus (Bayer Diagnostics®) para BUN, bilirrubinas directa y total, AST, ALT y calcio; 2/. Hematología: con ayuda del analizador automático (ADVIA 60, Bayer Diagnostics) y conteo visual al microscopio; 3/. Glucosa. Con un glucómetro de uso humano (Glucometer Elite, Bayer Pharmaceuticals®); 4/. Tuberculosis: por medio de la prueba inmunocromatográfica para análisis cualitativo para la determinación de anticuerpos para *Mycobacterium tuberculosis* IgG, IgA e IgM (Hexagon TB, Human®); 5/. Hepatitis B: por la prueba inmunocromatográfica para el análisis cualitativo para la determinación de HbsAg (Hexagon HbsAg, Human®); 6/. *Plasmodium falciparum*: por la prueba *Plasmodium falciparum* Check-1, detección inmunocromatográfica de la Proteína II Rica en Histidina (Veda-Lab®) y, 7/. Fiebre amarilla: anticuerpos por la prueba de inhibición de la hemoaglutinación (HI), usando 8 unidades hemoaglutinantes.

Durante el examen se tomaron frotis del colon descendente a aproximadamente 3-5cm del recto, por medio de un hisopos LQ Stuart, BBL Culture Swab (Bencton Dickinson & Company®) y se transportaron al laboratorio para su análisis en menos de 8 horas. Las muestras se cultivaron en agar eosina-azul de metileno (EMB) y agar verde brillante. Las colonias se identificaron por el test mini API (BioMeriex). La orina se colectó de manera oportunista de los animales que orinaron durante el examen, y se analizó inmediatamente con tira reactiva (Human-Test Combina 9 SG; Human GmbH®) para densidad, nitritos, pH, proteína, glucosa, cetonas, urubilinógeno, bilirrubina, sangre y hemoglobina.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos siguieron las recomendaciones de Lumsden (2000), debido a lo cual toda la información de animales con valores atípicos (*outlier*) se removió antes de realizar las pruebas. Se consideró animal con valor atípico aquel que presentó signos clínicos al examen (exceptuando traumatismos

menores) y/o un registro mayor o menor de lo esperado en relación con la distribución de los resultados del laboratorio.

Para cada parámetro se determinó media, mínima y máxima, separadamente para machos y hembras. Las pruebas se llevaron a cabo con la ayuda del software estadístico OS3 (OpenStat Version 3.5.3). La prueba no paramétrica análisis de varianza de una vía Kruskal Wallis se realizó para evaluar las diferencias entre los grupos que tenían tres o más animales, después de quitar los individuos con valores atípicos.

RESULTADOS

Condición clínica

Los resultados del examen clínico de los titís cabeza blanca de la Hacienda El Ceibal se muestran en la tabla 2. La mayoría de los animales (25 de 27) se registraron como condición clínica buena. Tres titís presentaron fracturas consolidadas: un juvenil macho del grupo 1, en el tercio distal de la cola, y dos hembras adultas del grupo 2, en un dedo y una vértebra respectivamente. En dos hembras (grupos 2 y 3) se diagnosticó preñez por palpación. La temperatura rectal fluctuó entre 38.9 – 40.7°C (media: 39.8°C).

La piel y el pelaje se registraron en condición buena en 18 de 27 animales. En 8 titís se observó buena apariencia del pelaje, pero los animales presentaban lesiones de la piel (lesionada). En seis (dos machos y cuatro hembras) las lesiones (laceraciones y una amputación parcial de la cola) se atribuyeron a causas traumáticas y en uno con alopecia, a la fricción con el transmisor. Víctor, un macho del grupo 6, presentó múltiples lesiones secas de apariencia vesicular en la piel, principalmente en el abdomen.

Seis de 27 titís mostraron signos en los dientes pero no en las otras estructuras orales: cinco tenían dientes fracturados y uno caries.

Tabla 2. Resumen de los resultados de la condición clínica de 27 titís cabeza blanca examinados en Colombia.

	Condición			Piel y pelaje			Boca y dientes		
	Bue	Modera	Pob	Bue	Pob	Lesión	Bue	Oral	Dient
Grupo 1	5	0	0	3	0	2	3	0	2
Grupo 2	8	0	0	6	0	2	7	0	1
Grupo 3	4	0	0	3	0	1	2	0	2
Grupo 4	3	0	0	2	0	1	2	0	1
Grupo 6	2	0	0	1	0	1	2	0	0
Grupo 7	3	1	0	3	1	0	4	0	0
Grupo 9	0	1	0	0	0	1	1	0	0
Total	25	2	0	18	1	8	21	0	6

Número= número de animales; **Bue**: buena; **Moder**: Moderada; **Pob**: Pobre; **Lesió**; Lesionada; **Oral**: oral; **Dient**: Diente (ver descripción).

Hematología y química sanguínea

Los resultados de las pruebas sanguíneas se presentan en la tabla 3, de la cual se excluyeron los resultados de los animales con valores atípicos (tabla 5). En 17 de 27 titís se observaron microfilarias (Barrera *et al* en este volumen) y en 15 de 27 se registraron conteos bajos de cuerpos de Heinz (0-1 eritrocitos con cuerpos de Heinz por campo 40X).

Otros análisis

Serología. Todos los titís analizados resultaron negativos a las pruebas serológicas para fiebre amarilla (< 1:20, n= 27), *Mycobacterium tuberculosis* (n= 26), hepatitis B (n= 13) y *Plasmodium falciparum* (n= 10).

Orina. Se colectó orina de 7 animales que orinaron durante el examen. Los resultados se muestran en la tabla 4.

Cultivos microbiológicos. De los frotis fecales, se aisló *Escherichia coli* de 19 de 27 animales, *Klebsiella ornithinolytica* en 9 de 27 animales, *Klebsiella pneumoniae pneumoniae* en 4 de 27 animales, *Enterobacter aerogenes* en 5 de 27 animales, *Enterobacter cloacae* en 2 de 27 animales, *Citrobacter freundii* en 2 de 27 animales, y *Proteus mirabilis* en 1 de 27 animales.

Se tomó muestra de las lesiones en la piel de apariencia vesicular de Víctor, con resultado negativo para bacterias y hongos.

Tabla 3a. Valores hematológicos realizadas a 27 titís cabeza blanca en el Ceibal en Colombia

	Machos (n= 11)				Hembras (n= 13)				Grupo (n= 24)			
	Medi	Min	Max	S.D	Medi	Min	Max	S.D	Medi	Min	Max	S.D
Leucocitos 10 ³ /mm ³	10.6	6	19.4	4.0	9.23	4.4	20.4	4.1	9.88	4.4	20.4	4.0
Eritrocitos 10 ⁶ /mm ³	5.32	4.09	6.21	0.6	4.92	4.29	5.32	0.3	5.10	4.09	6.21	0.5
Hemoglobi g/dl	12.9	10.5	15	1.4	11.90	10.3	13.4	0.94	12.3	10.3	15	1.2
Hematoc %	38.6	30	44.9	4.7	34.93	29.6	39.2	3.0	36.6	29.6	44.9	4.2
Plaquet 10 ³ /mm ³	314.7	124	513	129.2	285.1	72	617	155.6	298.7	72	617	141.8
PTC %	0.33	0.12	0.51	0.1	0.30	0.067	0.609	0.1	0.31	0.06	0.60	0.14
MCV um ³	72.6	71	75	1.4	70.84	66	76	2.7	71.66	66	76	2.3
MCH	24.4	23	25.7	0.7	24.15	22.5	26.1	0.9	24.27	22.5	26.1	0.8

	Machos (n= 11)				Hembras (n= 13)				Grupo (n= 24)			
	Medi	Min	Max	S.D	Medi	Min	Max	S.D	Medi	Min	Max	S.D
Pg												
CCMH g/dl	33.54	32	35	0.7	34.10	32.7	35.4	0.6	33.85	32	35.4	0.7
IDE %	16.77	15.6	17.9	0.8	16.84	15	19.3	1.1	16.81	15	19.3	1.0
VPM um ³	10.68	10.1	11.3	0.4	10.77	9.3	11.8	0.6	10.73	9.3	11.8	0.5
IDP %	13.96	11.5	18.3	2.0	15.3	12.7	20.4	2.4	14.68	11.5	20.4	2.3
Neutrófil %	54.63	35	80	17.6	58.30	45	85	12.4	56.62	35	85	14.7
Linfocitos %	43	18	64	18.1	39.15	13	54	12.2	40.91	13	64	15.0
Monocit %	0.54	0	3	0.9	0.76	0	2	0.9	0.66	0	3	0.9
Eosinófil %	0.09	0	1	0.3	0.07	0	1	0.2	0.08	0	1	0.2
Basófilos %	1.54	0	3	0.8	1.69	0	3	0.8	1.62	0	3	0.8
Normobla %	0.18	0	1	0.4	0.07	0	1	0.2	0.12	0	1	0.3

Tabla 3b. Valores de la química sanguínea realizada a 27 titis cabeza blanca en el Ceibal en Colombia

	Grupo (n=24)				Hembra (n=13)				Machos (n=11)			
	Media	Min	Max	S.D	Media	Min	Max	S.D	Media	Min	Max	S.D
NUS*	10.26	4.4	16	3.21	11.60	6.4	16	2.8	8.80	4.4	13.3	3.06
Bilirudir*	0.18	0.1	0.25	0.04	0.17	0.1	0.25	0.0	0.19	0.15	0.25	0.03
Bilirrtot*	0.62	0.28	0.99	0.22	0.58	0.28	0.98	0.2	0.67	0.39	0.99	0.22
AST**	173.78	99	298	50.5	178	99	298	66.8	169.18	132	225	25.8
ALT **	18.52	7	48	8.98	19.08	9	30	7.39	17.90	7	48	10.8
Calcio*	8.78	7.6	10.2	0.64	8.76	7.6	10.2	0.71	8.81	7.9	10.1	0.58
Glucosa*	213.58	91	353	60.9	223.07	125	353	70.8	202.36	91	262	47.5

*en mg/dl; **en UI, **Min**: Mínimo, **Max**: máximo, **S.D.**: Desviación estándar, **Bilirudir**: Bilirrubina directa; **Bilirrtot**: Bilirrubina total.

Tabla 4. Resultados de las pruebas de orina realizadas a titís cabeza blanca en El Ceibal en Colombia.

Animal	Gravedad	Nitratos	Ph	Proteína*	Glucosa*	Cetonas*	Urobilin*	Bilirrubina	Sangre [♠]
Balkis	1020	-	6.5	1/100	55/1000	7.5/78	N	+	5 -10
Milena	1020	-	6	0.3/30	55/1000	-	N	++	5 -10
Negra	1020	-	6	1/100	17/300	-	N	+	50
Eva*	1030	-	6	10/1000	55/1000	-	17/1	+	250
Carlos	1020	-	7.5	0.3/30	5.5/100	1.5/16	N	+	-
Hugo	1015	-	7.5	0.3/30	55/1000	-	N	-	-
Benitin	1020	-	6.5	1/100	55/1000	-	17/1	++	-
Media**	1019		6.6						
Min**	1015		6	0.3/30	5.5/100	-		-	-
Max**	1020		7.5	1/100	55/1000	7.5/78		++	50

*Mostraron signos de enfermedad en el examen clínico. **Excluida Eva; **Gravedad:** Gravedad específica; **Urobili:** Urobilinógeno; **Sangr:** eritrocitos/ul; *en mg/dl; (-) Negativo. [♠] Eritrocitos/ul

Tabla 5. Animales que presentaron valores atípicos de 27 titís cabeza blanca en El Ceibal en Colombia.

Animal	Signos	Valores atípicos altos	Valores atípicos bajos
Eva (hembra, grupo 4)	Si. El útero se palpa engrosado y está abierto a la inspección visual. Orina tiene apariencia sanguinolenta.	Hemograma y química sanguínea: Leucocitos 22.3 x 10 ³ /mm ³ Neutrófilos 90% Glucosa 425 mg/dl AST 780 U/L ALT 85 U/L Ca 10.2 mg/dl 2. Prueba de orina Gravedad específica: 1030 Sangre 250 eritrocitos/ul Proteína 10/1000 mg/dl	Hemograma y química sanguínea: HB: 9 g/dl Hematocrito: 27.1% MCV: 64 um ³ MCH: 64 pg Morfología celular: severa poiquilocitosis and hipocromía
Milena (Hembra, grupo 4)	No	Prueba de orina: Bilirrubina (++)	Hemograma y química sanguínea: Eritrocitos 3.66 x10 ³ /mm ³ HB: 9.1 g/dl Hematocrito: 26.2% Morfología celular: severa hipocromía

Animal	Signos	Valores atípicos altos	Valores atípicos bajos
Víctor (macho, grupo 6)	Si, múltiples vesículas en la piel	No	No

DISCUSIÓN

Los titís cabeza blanca de la Hacienda El Ceibal se observaron sanos en el estudio trasversal, con excepción de dos animales: la hembra adulta Eva (grupo 4) y el macho adulto Víctor (grupo 6). En los otros las lesiones registradas se limitaron a pequeños o viejos traumatismos, y dientes fracturados. La observación de lesiones traumáticas en 6 de 27 animales concuerda con el registro de peleas frecuentes en las observaciones rutinarias del Proyecto Tití, y por tanto, estudios futuros deberían clarificar si esto es un fenómeno temporal o no. De no ser así, se tiene que establecer los factores que estarían desencadenando el comportamiento agonístico en la población de El Ceibal.

Algunas diferencias en los parámetros hematológicos se han reportado entre las hembras y los machos de los primates. Sin embargo, en el presente estudio no se encontraron diferencias significativas por el sexo o entre los grupos a la prueba de Kruskal-Wallis. En el laboratorio Eva mostró resultados extremos fuera de rango para varias pruebas, incluyendo los más altos niveles de glucosa, ALT y AST. Esto sugiere hiperglicemia con compromiso del hígado. Adicionalmente, el hemograma mostró anemia microcítica hipocrómica. Víctor presentó valores de laboratorio dentro de rango de los animales sanos, pero la hembra Milena (grupo 4), mostró valores atípicos compatibles con anemia normocítica hipocrómica (tabla 5).

Tabla 6. Comparación de los datos obtenidos en el presente estudio en El Ceibal con valores reportados de animales en cautiverio.

	El Ceibal (este estudio)	Moore, 2000	Johnson-Delaney, 1994	Savage (sin publicar)
Eritrocitos $10^6/\text{mm}^3$	4.09-6.21	6.59	6.6	5.2-7.01
Hemoglobina g/dl	10.3-15	15.5	15.5	12.3-17.6
Hematocrito %	29.6-44.9	45	45	38.3-55.8
Plaquetas $10^3/\text{mm}^3$	72-617		331-650	150-721
Leucocitos $10^3/\text{mm}^3$	4.4-20.4	7.3-24.6	12.6-14.4	5.4-16.7
Neutrófilos %	35-85	30-90	43-64	
Linfocitos %	13-64	9-66	34-49	
AST UI	99-350		49-59	
ALT UI	7-48		7-14	
Glucosa mg/dl.	91-353		125-189	

En NUS, calcio y bilirrubina se observaron valores similares a los reportados en otros trabajos; así mismo, los conteos diferenciales para neutrófilos y linfocitos

mostraron rangos altos al igual que se observa en los reportes de animales en cautiverio (tabla 6). Los conteos de leucocitos, eritrocitos, hemoglobina, hematocrito y plaquetas presentaron valores más bajos que los mínimos reportados, mientras que ALT, AST y glucosa más elevados. El caso de la glucosa fue interesante, debido a que tres titís presentaron niveles por encima de 300 mg/dl, lo que en primates con ayuno se considera como niveles compatibles con diabetes (Howard & Yasuda 1990). Adicionalmente, otros cuatro animales mostraron niveles superiores de 250 mg/dl en sangre, y 7 niveles altos de glucosa en orina (tabla 4). Posiblemente, estos altos valores de glucosa en sangre y orina fueron debidos al estrés por la captura (Walzer 1999).

El tamizaje de la materia fecal para la identificación de bacterias aerobias y hongos no mostró agentes que representaran riesgo para la salud de la población del tití cabeza blanca de El Ceibal.

El hecho que se hubiera registrado dos de los 27 animales con sintomatología al examen y laboratorio, muestra que la evaluación médica en primates silvestres es útil para la detección de signos que contribuirían a detectar de manera temprana amenazas para la salud de una población. Las pruebas sanguíneas son valiosas para evaluar la salud de los primates del nuevo mundo silvestres (Bush y Smith 1980, de Thoisy *et al* 2001). Sin embargo, el análisis de la información con propósitos de medición de la salud de una población en estudios transversales puede ser difícil y debe tomarse con cuidado, debido al alto rango de variación que puede encontrarse o a la dificultad de explicar los resultados, como ocurrió en el presente estudio. Para el caso de *Saguinus oedipus*, los valores de referencia son complicados de interpretar debido a la alta variación de los datos reportados o al hecho que la información se expresa únicamente en medias (tabla 6; Johnson-Delaney 1994, Moore 2000, Savage sin publicar). Desde este punto de vista, es útil para el análisis de los datos de una población separar los animales con signos clínicos o con valores atípicos en las pruebas de laboratorio como se hizo en el presente trabajo (Lumsden 2000, Palmer y Strobeck 2003).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Félix Medina por su asistencia en el campo, a Pilar Bernal e Instituto Nacional de Salud por la realización de las pruebas de fiebre amarilla, a Myrna Q. de Mora, Myriam Rojas Méndez y Beatriz Barrios por los análisis de hematología, bioquímica y microbiología. A la Hacienda El Ceibal y CARDIQUE por todo su apoyo durante el presente trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barrera DM. 2006. Trabajo de grado para optar por el título de Médico Veterinario. Facultad de medicina Veterinaria, Universidad de La Salle, Bogotá.

Bush MB & Smith EE. 1980. Clinical chemistry and hematology as diagnostic aids in zoological medicine. En: The comparative pathology of zoo animals (eds. Montali RJ & Migaki G), pp: 615-620. Washington, DC. Smithsonian Institution Press.

Clapp NK. (Ed). 1993. A primate model for the study of colitis and colonic carcinoma the cotton-top tamarin *Saguinus oedipus*. Boca Raton, Fla. CRC Press.

de Thoisy B, Vogel I, Reynes JM, Pouliquen JF, Carme B, Kazanji M & Vie JC. 2001. Health evaluation of translocated free-ranging primates on French Guiana. American Journal of Primatology 54: 1-16.

FELASA Working Group on Non-Human Primate Health: H. Weber (Convenor), E. Berge, J. Finch, P. Heidt, F.-J. Kaup, G. Perretta, B. Verschuere, S. Wolfensohn. 1999. Working Party Report: Health monitoring of non-human primate colonies. Recommendations of the Federation of European Laboratory Animal Science Associations (FELASA) Accepted by the FELASA Board of Management, 21 November 1998. Laboratory Animals 333 (supplement 1): 3-18.

Gyllensten U, Bergström T, Josefsson A, Sundvall M, Savage A, Blumer E.S, Giraldo LH, Soto LH & Watkins DI. 1997. The cotton-top tamarin revisited: MHC class I polymorphism of wild tamarins, and polymorphism and allelic diversity of the class II DQA1, DQB1, and DRB loci. Immunogenetics 40: 167-176.

Hernandez-Camacho J & Cooper RW. 1976. The nonhuman primates of Colombia. En: Neotropical primates: field studies and conservation (eds. Thorington Jr. RW & Heltne PG), pp: 35-69. Washington. DC. National Academy of Sciences.

Howard CF Jr & Yasuda M. 1990. Diabetes mellitus in nonhuman primates: recent research advances and current husbandry practices. Journal of Medical Primatology 19: 609-625.

Johnson-Delaney C.A. 1994. Primates. Veterinary Clinics of North America: Small Practice. Exotic Pet Medicine II. Vol. 24: 121-156.

Karesh WB & Cook RA. 1995. Applications of veterinary medicine to *in situ* conservation efforts. Oryx 29: 244-252.

Lumsden JH. 2000. Reference values. En: Schalm's Veterinary Hematology (eds. Fieldman BF, Zinkl JG & Jain NC), pp. 12-15. Baltimore, Maryland. Lippincott, Williams and Wilkins.

Michaud C, Tantalean M, Ique C, Montoya E & Gozalo A. 2003. A survey for helminth parasites in feral new world non-human primate populations and its comparison with parasitological data from man in the region. Journal of Medical Primatology 32: 341-345.

Miller L, Savage A & Giraldo H. 2004. Brief Report: Quantifying remaining forested habitat within the historic distribution of the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) in Colombia: Implications for long-term conservation. Journal of American Primatology 64: 451-457.

- Moore D.M. 2000. Hematology of nonhuman primates. En: Schalm's Veterinary Hematology (eds. Fieldman BF, Zinkl JG & Jain NC), pp: 1133-1144. Baltimore, Maryland. Lippincott, Williams and Wilkins.
- Nassar-Montoya F, Pereira-Bengoa V & Vodovoz T. 2003. Medicina de la conservación en el estudio de poblaciones naturales de primates en Colombia. En: Primatología del nuevo mundo: biología, medicina, manejo y conservación (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 239-252. Bogotá. Centro de Primatología Aruatos.
- Nassar-Montoya F, Pereira-Bengoa V & Barrera-Pinillos DM. 2005. Evaluación de técnicas para la conservación y cultivo de parásitos gastrointestinales en primates de vida libre. Revista de Medicina Veterinaria (Universidad de la Salle, Bogotá) 9: 47-57.
- Neyman PF. 1977. Aspects of the ecology and social organization of free-ranging cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) and the conservation status of the species. En: The Biology and Conservation of the Callitrichidae (ed. Kleiman DG), pp 39-71. Washington DC. Smithsonian Inst Pr.
- Palmer A & Strobeck C. 2003. Fluctuating-asymmetry análisis: A step by step example Fluctuating asymmetry analyses revisited. En: Developmental Instability (DI): Causes and Consequences (ed. Polak M), pp: 279-319. London. Oxford University Press.
- Power ML, Oftedal OT, Savage A, Blumer ES & Soto LH. 1997. Serum 25-OH-Vitamin D₃ concentration in wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*). Zoo Biology 16: 39-46.
- Savage A. Mono Tití cabeciblanco *Saguinus oedipus*. Manual para su mantenimiento AZA SSP. USA. (sin publicar).
- Savage A. 1990. The reproductive biology of the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus oedipus*) in Colombia. Ph.D. Dissertation, University of Wisconsin. USA.
- Savage A, Giraldo LH, Blumer ES, Soto LH, Berger W & Snowdon CT. 1993. Field techniques for monitoring cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus oedipus*) in Colombia. American Journal of Primatology 31: 189-196.
- Savage A, Giraldo LH, Blumer ES, Soto LH & Snowdon CT. 1996. Diography, group composition, and dispersal in wild cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) groups. American Journal of Primatology 37: 23-32.
- Savage A, Shideler SE, Soto LH, Causado JL, Giraldo H, Lasley BL & Snowdon CT. 1997. Reproductive events of wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) in Colombia. American Journal of Primatology 43: 329-337.
- Savage A, Giraldo H, Soto L.H, García F.E & Nassar-Montoya F. 2003. Proyecto Tití: establecimiento de técnicas de campo para el monitoreo a largo plazo del tití cabeza blanca (*Saguinus oedipus*) en Colombia. En: Primatología del nuevo mundo: biología, medicina, manejo y conservación (eds. Pereira-Bengoa V,

Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 40-46. Bogotá. Centro de Primatología Aruatos.

Stonerook MJ, Weiss HS, Rodríguez MA, Rodríguez JV, Hernández JI, Peck OC & Wood JD. 1994. Temperature-metabolism relations in the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) model for ulcerative colitis. *Journal of Medical Primatology* 23: 16-22.

Trejo-Macías G, Estrada A & Mosqueda Cabrera MA. 2007. Survey of helminth parasites in populations of *Alouatta palliata mexicana* and *A. pigra* in continuous and in fragmented habitat in southern Mexico. *International Journal of Primatology* 28: 931.

Vie JC, Moreau B, de Thoisy B, Fournier P & Genty C. 1998. Hematology and serum biochemistry values of free-ranging red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) from French Guiana. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29: 142-149.

Walzer C. 1999. Diabetes in Primates. En: *Zoo and Wild Animal Medicine, Current Therapy 4* (eds. Fowler ME & Miller RE), pp: 397-400. Philadelphia, USA. Saunders Company.

Watkins DI, Hodi FS & Letvin NL. 1988. A primate species with limited major histocompatibility complex class I polymorphism (*Saguinus oedipus*). *Proceedings of National Academy of Sciences (USA)* 85: 7714-7718.

Wood JD, Peck OC, Sharma HM, Mekhjian HS, Stone DW, Hernández-Camacho J, Rodríguez-M JV & Rodríguez-Melo MA. 1988. Incidence of colitis and cancer colon in wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) (Abstract). *Gastroenterology* 96: A551.

Wood JD, Peck OC, Tefend KS, Rodríguez-M MA, Rodríguez-M JV, Hernandez-C JI, Stonerook MJ & Sharma HM. 1998. Colitis and colon cancer in cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus oedipus*) living wild in their natural habitat. *Digestive Diseases and Sciences* 43: 1443-1453.

**PARÁSITOS EN UNA POBLACIÓN NATURAL DE TITÍ CABEZA BLANCA
(*Saguinus oedipus*), HACIENDA EL CEIBAL, COLOMBIA**

Diana Barrera, Victoria Pereira-Bengoa, Fernando Nassar-Montoya,
Anne Savage, Luis Soto, Humberto Giraldo, Francisco García y Olga
Cecilia Ramírez

RESUMEN

En marzo de 2003 se tomaron muestras fecales y de sangre durante el examen de rutina de 27 titís cabeza blanca de la población natural localizada en la Hacienda El Ceibal, Santa Catalina Bolívar, para examen parasitológico. En los extendidos de sangre se observaron microfilarias que se identificaron por morfometría y morfología como *Dipetalonema perstans*. De los cultivos de la materia fecal se obtuvieron larvas (L3) filariformes de un nemátodo con morfología y morfometría compatible con *Strongyloides cebus*. Adicionalmente, de la piel en la región retroauricular se colectaron especímenes que se identificaron como larvas de un ácaro de la familia *Trombiculidae* que se identificó como *Eutrombicula alfreddugesi*.

Palabras clave: *Dipetalonema perstans*, primates nuevo mundo, Proyecto Tití, *Strongyloides cebus*, *Eutrombicula alfreddugesi*, *Saguinus oedipus*.

ABSTRACT

Blood and fecal samples were taken in March 2003 during a routine exam of 27 wild cotton top tamarins in the Hacienda el Ceibal, Santa Catalina, Bolívar, for parasitological examination. Microphilarias were seen at the blood smears, which were identified by morphometrics as *Dipetalonema perstans*. Filariform larvae were obtained from the fecal cultures. These showed morphometrics compatible with *Strongyloides cebus*. In addition, during the clinical examination of the tamarins some specimens were collected on the skin at the retro-auricular area. These were identified as larvae of a mite belonging to *Trombiculidae* family. It was identified as *Eutrombicula alfreddugesi*.

Key words: *Dipetalonema perstans*, new world primates, Project Tití, *Strongyloides cebus*, *Eutrombicula alfreddugesi*, *Saguinus oedipus*, cotton top tamarin.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los parásitos en vida silvestre se justifica ampliamente por la amenaza que representan para la biodiversidad y el efecto que pueden tener sobre la dinámica de las poblaciones animales (Hudson & Greenman 1998, Tompkins *et al* 2002). Los disturbios en los sistemas sugieren alteraciones, no solamente de una especie, sino de todos los factores bióticos incluyendo agentes y vectores, lo que dispone a la emersión de enfermedades que amenazan la conservación (Gilbert 1994). El impacto de los parásitos en la supervivencia, reproducción o dispersión, involucra la abundancia relativa y la estructura de la comunidad, la dispersión y la diversidad genética (Scott 1998).

En el caso de los primates, los macroparásitos han representado un alto interés de estudio debido a la importancia en salud pública y conservación (Chitwood 1970, Stuart & Strier 1995, Muriuki *et al* 1998, Michaud *et al* 2003, Gillespie & Chapman 2006). Sin embargo, el conocimiento en el campo de los monos del nuevo mundo es limitado ya que los trabajos comprenden pocas taxas. Además, se encuentra una deficiencia de recursos y experiencia en Latinoamérica (Stuart *et al* 1998, Nassar-Montoya *et al* 2003). De todas formas, hay varios trabajos en individuos silvestres que tienen resultados relevantes como por ejemplo, Stuart *et al* 1993, Stoner 1996, Stuart *et al* 1998, Amato *et al* 2002, Prieto *et al* 2002, Michaud 2003, Monteiro *et al* 2003 y Philips *et al* 2004.

El presente estudio tuvo el objetivo de identificar macroparásitos intestinales, hemáticos y externos en el tití cabeza blanca (*Saguinus oedipus*), una especie de alto interés para la conservación en Colombia y de la cual se tiene poca información sobre aspectos de la salud en vida silvestre a pesar que ha sido ampliamente estudiada en cautiverio (Clapp *et al* 1993).

MATERIALES Y MÉTODOS

Población y muestra

El estudio parasitológico se realizó en una población de tití cabeza blanca localizada en la estación de campo del Proyecto Tití en la Hacienda El Ceibal (10° 37' N - 75° 14'W), Santa Catalina, Bolívar, Colombia. El lugar se caracteriza por estar conformado por bosque seco tropical que presenta altas temperaturas ambientales (media= 28°C noche y 35°C día) y humedad relativa de 50-80%. La precipitación promedio es de 700 mm/año, en un régimen de lluvias bimodal con picos en mayo-junio y octubre-diciembre.

En marzo de 2003 se tomaron muestras fecales y de sangre durante el examen de rutina de 27 titís. La descripción de los métodos de captura, manejo y examen han sido abordados por Nassar *et al* (presente volumen).

Muestras fecales

Las muestras de materia fecal se colectaron en el momento que el animal defecaba durante la manipulación. Una parte se conservó en medio MIF en proporción -1 materia fecal: 1 MIF- en frascos de vidrio ámbar (Nassar *et al* 2005).

Los cultivos de nemátodos se hicieron de acuerdo a la técnica de Eckert modificada (Mehlhorn *et al* 1993), para lo que en una caja de Petri, la materia fecal se mezcló con aserrín como sustrato en proporción aproximadamente de 1:1 (Nassar *et al* 2005). Adicionalmente, se adicionaron unas gotas de carbonato de calcio al 1.5% para evitar el crecimiento de hongos. Las cajas se mantuvieron a temperatura ambiente durante 15 días, abriéndolas día de por medio para aireamiento y agregar la solución de carbonato si era necesario. Una vez concluido el periodo de incubación se realizó el aislamiento de las larvas a través de la técnica de Baermann (Botero-Restrepo 2003). Las muestras se centrifugaron en tubos durante cinco minutos a 1500rpm (Centrifuga Clay Adams®) y con una pipeta se tomó el sedimento para obtener las formas larvarias que fueron estiradas calentándolas lenta y progresivamente con un mechero. Luego, estas se conservaron en una solución de alcohol y glicerina.

Ectoparásitos

La piel y pelaje de los animales fueron examinados cuidadosamente para la búsqueda de ectoparásitos. En caso de encontrarse alguno, este se colectó y se conservó en una solución de alcohol y glicerina. Para su evaluación los ácaros se aclararon con Xilol.

Hemoparásitos

La sangre se tomó de la vena safena, e inmediatamente después de colectada se realizaron dos frotis sanguíneos que se tiñeron con Giemsa para la identificación de formas parasitarias (ver procedimientos de toma de muestra en Nassar *et al* este volumen).

Examen y clasificación de los parásitos

Las muestras se examinaron por medio del microscopio con objetivos de 4X, 10X, 40X y 100X con aceite de inmersión. Los frotis sanguíneos se observaron para buscar presencia de formas parasitarias. Se realizó la medición y fotografía de los parásitos observados por medio del equipo analizador de imágenes y su programa LECO® 2001 versión 2.02, en objetivos de 10X y 40X. La identificación de las formas se hizo utilizando las claves taxonómicas del CDC (Center for Diseases Control and Prevention) para artrópodos y hemoparásitos, las disponibles en el Laboratorio de Acarología de la UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México), y las publicaciones de Campos (1985) y Little (1966).

- *Larvas de nemátodos*: Se registró longitud total (μ), forma y longitud del esófago, forma del extremo posterior de la larva, forma y longitud entre el ano y la punta de la cola (μ).

- *Microfilarias*: Se registró longitud y ancho de la larva (μ), presencia de la vaina, núcleos del cuerpo y extremo de la cola.

- *Ácaros*: Se registró morfología de la placa dorsal, las coxas y las partes bucales (número de palpos y forma de quelíceros).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las muestras tomadas en el tití cabeza blanca en la Hacienda El Ceibal, Santa Catalina Bolívar, se observó: una especie de nemátodo en materia fecal, una microfilaria en sangre y un ácaro en la piel.

Nemátodo

Cuarenta y cinco por ciento de las 300 larvas estudiadas se catalogaron como de vida libre. Estas presentaban características rhabditiformes: cápsula bucal amplia con estructuras desarrolladas y un par de “dientes”, esófago rhabditiforme grueso con bulbo terminal bien diferenciado, cutícula doble y estriada, promontorio genital desarrollado con forma de media luna y cola roma. Las medidas registradas fueron ($n=135$): esófago rhabditiforme $71-86\mu \pm 4$ (media= 78μ), longitud total $255-300\mu \pm 15$ (media= 276.2μ), y distancia entre ano y cola $42-56\mu \pm 4$ (media= 49μ). Algunas contenían huevos de $50\mu \times 25\mu$.

El 55% restante correspondieron a larvas filariformes. Estas presentaron cutícula sencilla, esófago filariforme cuya longitud representaba casi la mitad del total del cuerpo, carencia de estructuras genitales o bucales desarrolladas y vértice de la cola de apariencia truncada o en forma de “Y” invertida. Las medidas registradas fueron ($n=165$): longitud del esófago $280-301\mu \pm 6$ (media= 292μ), longitud total $500-700\mu \pm 64$ (media= 595μ), y distancia entre ano y cola $70-75\mu \pm 1.5$ (media= 72.6μ).

La morfología y morfometría (figuras 1 y 2) de las larvas filariformes encontradas son compatibles con *Strongyloides cebus* (Campos 1985, Little 1966). Esta especie ha sido reportada en otras poblaciones en primates colombianos en vida silvestre (Nassar *et al* 2003).

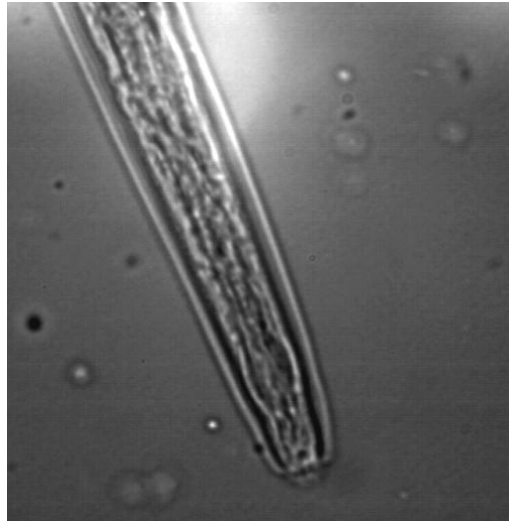


Figura 1. Cápsula bucal de larva filariforme (40X) encontrada en *S. oedipus*. Foto: Barrera D.

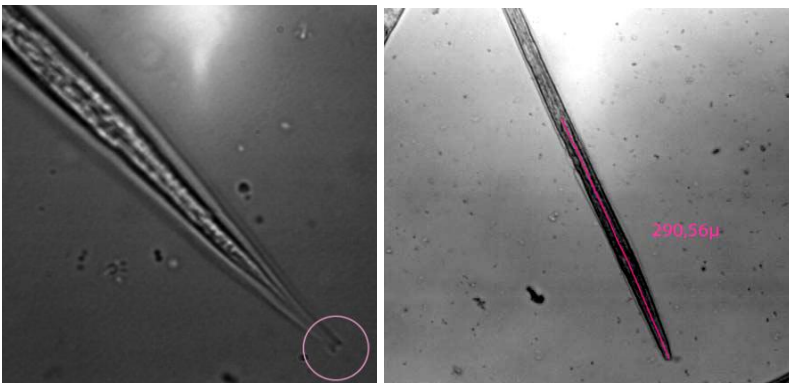


Figura 2. Izquierda: Vértice de la cola de larva filariforme (40X); Derecha: Esófago de larva filariforme (10X). Foto: Barrera D.

Microfilarias

Las microfilarias observadas se caracterizaron por su forma delgada y muy larga, extremo cefálico afilado desprovisto de núcleos que se continuaba con núcleos apiñados a lo largo de su cuerpo, extremo caudal largo y puntiagudo con núcleos terminales y con un espacio en la parte media y anterior al extremo caudal. Las medidas fueron (n= 100): 176.17–315.56µ ±26 (media= 257µ) de longitud y 2.4–4.5µ ±0.3 (media= 3.1µ) de ancho. Por las características morfológicas y morfométricas se identificaron como *Dipetalonema perstans*

(figuras 3 y 4). Las diferencias en los tamaños observados se atribuyeron a los estadios larvarios.

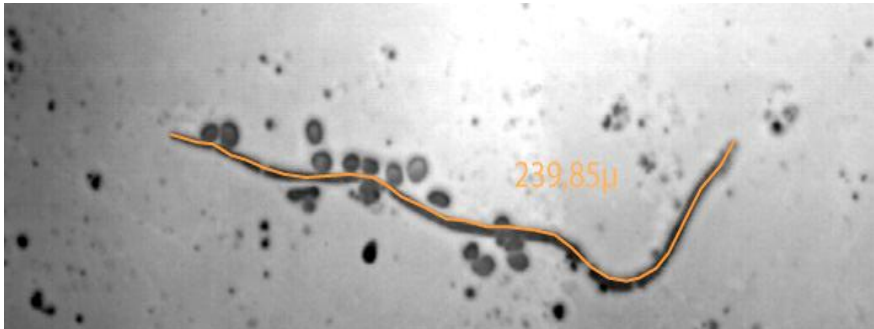


Figura 3. Microfotografía de sangre periférica de *S. oedipus* con microfilarias (*Dipetalonema perstans*). Coloración Wri Roth-Giemsa 1000X.

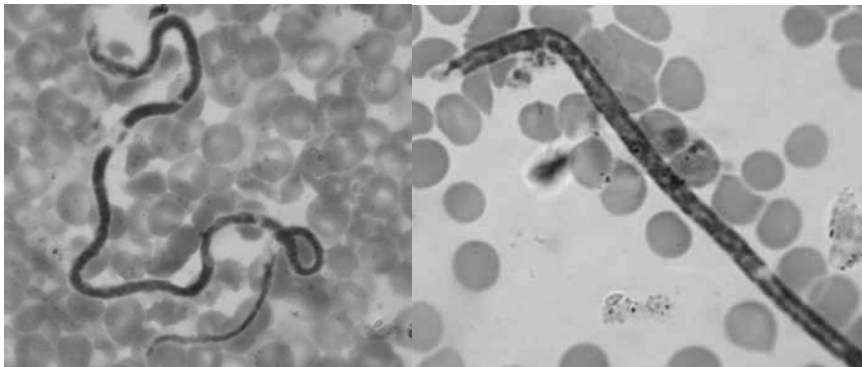


Figura 4. Microfotografía de sangre periférica de *S. oedipus* con microfilarias (*Dipetalonema perstans*). Coloración Wri Roth-Giemsa 1000X.

Ácaros

Los parásitos colectados de la región retroauricular presentaron las siguientes características: tres pares de patas, forma globosa, cerdas presentes en cuerpo, coxas y escudo dorsal, ojos bien definidos, quelíceros grandes y palpos segmentados en cuatro que terminaban con una uña. Los especímenes se identificaron como larvas del ácaro de la familia *Trombiculidae*, un parásito obligado en estado larval y que se considera accidental en primates. La morfología de la larva se identificó como *Eutrombicula alfreddugesi* (figura 5).

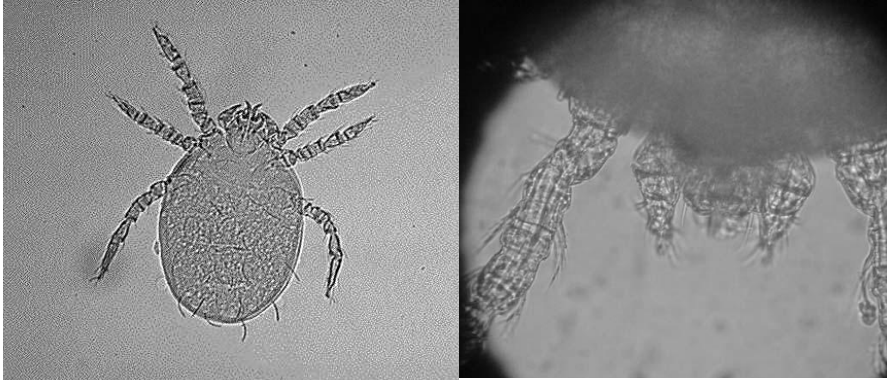


Figura 5. Izquierda: Ácaro *Eutrombicula alfreddugesi* encontrado en la región retroauricular de *Saguinus oedipus*, El Ceibal; Derecha: Detalle de estructuras bucales y palpos segmentados. Fotos: Nassar F.

Anotaciones finales del estudio

Los autores quieren llamar la atención de sobre la dificultad de realizar estudios parasitológicos en especies silvestres en Colombia debido a la deficiencia de investigadores con experiencia en esta área y de claves referentes a los parásitos de las especies silvestres colombianas. Por lo tanto, invitan a los investigadores a interesarse en esta temática que tiene alta relevancia no solamente para las personas interesadas en conservación sino también en salud pública.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Anita Hoffman (Laboratorio de Acarología de la Universidad Nacional Autónoma de México) por la ayuda en la identificación del ácaro *Eutrombicula alfreddugesi*; Dulcinea Campos (Instituto de Patología Tropical e Saúde Publica Universidade Federal de Goiás, Brasil) y M. Stuart (*University of North of Carolina at Asheville*) por la ayuda de la identificación de *Strongyloides cebus*, y Juliana Notamicola y Graciela Novone (Centro de Estudios Parasitológicos y Vectores CEPAVE, Argentina) por la colaboración en la identificación de *Dipetalonema perstans*. También a Félix Medina por su asistencia en el campo. A la Universidad de La Salle, la Hacienda El Ceibal y Cardique por todo su apoyo durante trabajo.

LITERATURA CITADA

Amato J, Amato S, Calegaro C & Bicca J. 2002. *Trypanoxyuris (Trypanoxyuris) minutus* associated with the death of wild southern brown howler monkey,

Alouatta guariba clamitans, in Rio Grande do Sul, Brazil. Arquivos do Instituto Biológico (Sao Paulo) 69: 99-102.

Botero D & Restrepo M. 2003. Parasitosis humanas, Cuarta edición. Corporación para investigaciones biológicas. Medellín, Colombia.

Campos DMB. 1985. *Strongyloides cebus*, Darling 1911: confirmacao de especie. Revista de Patología Tropical 14: 173-219.

Chitwood M. 1970. Comparative relationships of some parasites of man and old and new world subhuman primates. Journal Animal Care 20: 389-395.

Clapp NK. (Editor). 1993. A primate model for the study of colitis and colonic carcinoma the cotton-top tamarin *Saguinus oedipus*. Boca Raton, Fla: CRC Press, Inc.

Gilbert K. 1994. Parasitic infection in red howling monkeys in forest fragments. Neotropical Primates 2: 10-11.

Gillespie T & Chapman C. 2006 Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. Conservation Biology 20: 441.

Hudson PJ & Greenman J. 1998. Competition mediated by parasites: biological and theoretical progress. Trends in Ecology and Evolution 13: 387-390.

Little MD. 1966. Comparative morphology of six species of *Strongyloides* (nematoda) and redefinition of the genus. Journal of Parasitology 52: 69-84.

Mehlhorn H, Duwel D & Raether W. 1993. Manual de Parasitología Veterinaria. Grass-latros, Bogotá.

Michaud C, Tantalean M, Ique C, Montoya E & Gozalo A. 2003. A survey for helminth parasites in feral new world nonhuman primate populations and its comparison with parasitological data from man in the region. Journal of Medical Primatology 32: 341-345.

Monteiro RV, Jansen AM & Pinto RM. 2003. Coprological helminth screening in Brazilian free ranging golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia* (L. 1766) (Primates, Callithrichidae). Brazilian Journal of Biology 63: 727-729.

Muriuki SMK, Murugu RK & Munene E. 1998. Some gastro-intestinal parasites of zoonotic (public health) importance commonly observed in old world non-human primates in Kenya. Acta Tropica 71: 73-82.

Nassar-Montoya F, Pereira-Bengoa V & Vodovoz T. 2003. Medicina de la conservación en el estudio de poblaciones naturales de primates en Colombia. En: Primatología del Nuevo Mundo: Biología, Medicina, Manejo y Conservación. (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 239-252. Bogotá. Centro de Primatología Aruatos.

Nassar-Montoya F, Pereira-Bengoa V & Barrera D. 2005. Evaluación de las técnicas para la conservación y cultivo de parásitos gastrointestinales en

primates de vida silvestre. Revista de Medicina Veterinaria (Universidad de La Salle) 9: 47-57.

Phillips K, Hass M, Grafton B & Yrivarren M. 2004; Survey of the gastrointestinal parasites of the primate community at Tambopata National Reserve, Perú. Journal of Zoological London 264: 149-151.

Prieto OH, Cruz A, Scheibler J, Borda J & Gomez L. 2002. Incidental and external morphology of the nematode *Trypanoxyuris callithricis* (*Hapalooxyuris*), isolated from black-and-gold howler monkeys (*Alouatta caraya*) in Corrientes, Argentina. Laboratory Primate Newsletter 41: 18-21.

Scott M. 1988. The Impact of infection and disease on animal populations: implications for conservation biology. Conservation Biology 2: 40-55.

Stoner KE. 1996. Prevalence and intensity of intestinal parasites in mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa Rica: implications for conservation biology. Conservation Biology 10: 539-546.

Stuart MK, Strier B & Pierberg SM. 1993. A coprological survey of parasites of wild muriquis, brachyteles-arachnoides, and brown howling monkeys *Alouatta fusca*. Journal of the Helminthological Society of Washington 60: 111-115.

Stuart M & Strier K. 1995. Primate and parasites: A case for a multidisciplinary approach. International Journal of Primatology 16: 577-593.

Stuart M, Pendergast V, Rumpfelt S, Pierberg S, Greenspan L, Glander K & Clarke M. 1998. Parasites of wild howlers (*Alouatta spp.*). International Journal of Primatology 19: 493-512.

Tompkins DM, Dobson AP, Arneberg P, Begon ME, Cattadori IM, Greenman JV, Heesterbeek JAP, Hudson PJ, Newborn D, Pugliese A, Rizzoli AP, Rosà R, Rosso F & Wilson K. 2002. Parasites and host population dynamics. En: The Ecology of Wildlife Diseases (eds. Hudson P, Rizzoli A, Grenfell BT, Heesterbeek H & Dobson AP), pp: 45-62. London. Oxford University Press.

CAUSAS DE MORBILIDAD Y MORTALIDAD EN PRIMATES DE LA UNIDAD DE RESCATE Y REHABILITACIÓN DE ANIMALES SILVESTRES (URRAS) ENTRE 1996 Y 2003

Néstor Varela, Claudia Brieva C. y Vladimir Galindo

RESUMEN

Muchas especies de primates se encuentran sometidas a niveles crecientes de amenaza como consecuencia de la degradación de ecosistemas y el tráfico ilegal. Los organismos de control que decomisan estos animales los envían a diferentes centros para su recuperación y mantenimiento. En la Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS), los primates son el grupo de mamíferos de mayor ingreso, siendo representativos los monos ardilla (*Saimiri sciureus*) y los titís grises (*Saguinus leucopus*); además, este grupo taxonómico es el más difícil de rehabilitar. Este estudio retrospectivo preliminar cubre un período de ocho años (1996–2003) y tenía como objetivo cuantificar diferentes aspectos epidemiológicos relacionados con la medicina clínica, destacando valores de ingreso y destino, morbilidad, mortalidad, letalidad y proporción de problemas médicos. De los 117 platirrininos que ingresaron a URRAS, la mayoría lo hizo por decomiso (38%), seguido de entregas voluntarias (36%); en cuanto al destino la liberación/reubicación fue de 35%, la muerte/eutanasia de 36%, pero igualmente representativo es el valor elevado de animales en rehabilitación (30%), muchos de los cuales permanecen en el centro por un tiempo cercano a los dos años. Se presentó una morbilidad cercana a 96%, mortalidad del 36% y letalidad de más de 12% para los diferentes diagnósticos de trabajo. Además se encontró que las enfermedades infecciosas juegan un papel importante para estas medidas y que por sistemas corporales el más afectado es el tegumento. El período de permanencia no influye en el tipo de destino, pero sí en la presentación de enfermedades. Estos datos además sugieren que muchos de los animales que se encuentran en el centro están por liberarse o reubicarse.

Palabras clave: Primates, medicina, enfermedades, mortalidad, morbilidad, letalidad, epidemiología, animales silvestres.

ABSTRACT

Many primates are put under increasing levels of threat as a result of the ecosystems degradation and illegal traffic. The control organisms that confiscate these animals send to different centers for their recovery and management. In the Unit of Rescue and Rehabilitation of Wild Animals (URRAS for Spanish *Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres*), monkeys is the group of mammals of greater entrance, being representative the squirrel monkeys (*Saimiri sciureus*) and silvery-brown bare-face tamarins (*Saguinus leucopus*); also, this taxonomic group is most difficult to rehabilitate. This study retrospective preliminary covers an eight year-old period (1996-2003) to quantify different aspects epidemiologists related to clinical medicine, emphasizing values of admission and destiny, morbidity, mortality, lethality and proportion of medical problems. Of 117 platyrrhines that entered to URRAS, the majority did it by confiscated (38%), followed of voluntary deliveries (36%); as far as the destiny the release/relocated was of 35%, death/euthanasia of 36%, but equally representative it is the elevated value of animals in rehabilitation (30%), many of which remain both in the center by a time near years. One appeared a morbidity near 96%, mortality of 36% and lethality of more than 12% for the different diagnoses. In addition one was that the infectious diseases play an important role for these measures and that by corporal systems the most affected it is the tegument. The period of permanence does not influence in the type of destiny, but if in the presentation of diseases. In addition, these data suggest many animals are to be released or relocated.

Key words: Primates, medicine, diseases, mortality, morbidity, lethality, epidemiology, wild animals.

INTRODUCCIÓN

Los primates son uno de los grupos de mamíferos silvestres que más se captura de manera legal e ilegal en Colombia (Hernández y Cooper 1975, Sánchez 2000, Defler 2003), con el objeto venderlos como animales de compañía, como especímenes para laboratorios de investigación o, alimento para comunidades locales (Hernández y Cooper 1975, Nassar-Montoya *et al* 2003, Defler 2003). Según Defler (2003), muchas de las especies se encuentran sometidas a niveles crecientes de amenaza como consecuencia, además de lo anterior, de la degradación de ecosistemas por parte de los humanos. La legislación colombiana les da la función a sus organismos de control y vigilancia para el decomiso de especímenes de fauna silvestre que son objeto de comercio ilegal; una vez incautados, estos animales son enviados a diferentes centros para su mantenimiento temporal, rehabilitación, liberación y reubicación (Zambrano y Roda 1993, MMA 1997, MMA 2002).

La Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS), es una clínica de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. En ella diversos animales silvestres son recibidos con el objeto de su rehabilitación física y comportamental, para su posterior retorno al medio silvestre o para su reubicación en centros de estancia definitiva cuando la liberación no es posible (Brieva & Varela 2003). Los primates son el grupo de mamíferos que más ingresa a este centro, y se considera el grupo taxonómico más difícil de trabajar desde la rehabilitación debido a la complejidad de sus estructuras sociales, el número de enfermedades que son susceptibles de padecer, las zoonosis capaces de transmitir o adquirir, y la dificultad para su manejo en cautiverio (Johnson-Delaney 1994, Brieva 2000).

Este estudio preliminar pretende cuantificar diferentes aspectos tales como número de ingreso, destinos, causas de enfermedad y problemas clínicos presentados, con el objeto de resolver las siguientes interrogantes sobre aspectos básicos epidemiológicos: frecuencia y distribución de las causas de ingreso y destino, morbilidad y mortalidad, frecuencia de problemas clínicos y otros aspectos médicos relacionados con los primates que han ingresado al centro desde su creación en 1996.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio. El estudio se realizó en la Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS), ubicada en la Universidad Nacional de Bogotá, Colombia; con T^º ambiental externa promedio de 13^ºC (interna 20^ºC) y humedad relativa de 80%.

Revisión de historias clínicas. Se analizaron y transcribieron en una base de datos Microsoft[®] Access 2000[®] creada para tal fin, las historias clínicas de 115 de los 117 primates que ingresaron a URRAS entre el primero de enero de 1996 y el 31 de diciembre de 2003.

Categorización de datos. Los datos encontrados en las historias se categorizaron para este estudio según las listas de motivos de ingreso y destinos, problemas y diagnósticos diferenciales de la Base de Datos SICLAB para URRAS³, causas de enfermedad por grupos de origen (DAMN IT-V)⁴,

³ SICLAB, siglas que significan Sistema de Información para las Clínicas y Laboratorios de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia de la Universidad Nacional de Colombia.

⁴ DAMN IT-V, acróstico del Inglés D, Degenerative; A, Anomalies/Autoimmune; M, Metabolic; N, Neoplasia/ Nutritional; I, Inflammation/Infectious/Immune mediated/Idrogenic / Idiopathic; T, Toxic / Traumatic y V, Vascular.

complementada por la terminología encontrada en el documento de Blood y Studdert (1993) (tabla 1).

Diseño experimental. Para el análisis de datos se empleó análisis descriptivo mediante el cálculo de promedios, frecuencias, desviación estándar, varianza, proporciones y tasas (Martínez y Martínez 1997).

Tabla 1. Categorías para algunas variables nominales especiales para este estudio.

Varia	Valores	Descripción
Tipo de Ingreso	Entrega voluntaria	Es la entrega de primates por parte de particulares a URRAS
	Decomiso	Entrega de animales a URRAS por parte de entidades policivas como la Policía Ecológica o el DAS (Departamento Administrativo de Seguridad)
	Consulta externa	Propietarios de primates que llevaron a un primate mascota con objeto de su atención médica a la Unidad debido a problemas de salud
	Remisión	Envío de primates a URRAS por parte de otras instituciones como la ADA (Asociación Defensora de
	Nacido en URRAS	Animales que nacieron en la Unidad
Destino	Liberación	Animales que se liberaron en el medio silvestre
	Reubicación	Animales que fueron llevados a instituciones para el mantenimiento definitivo de los especímenes en cautiverio
	En URRAS	Animales que para el 01/12/31 se encontraban alojados en la Unidad. Defunción, Animales que murieron en el centro
	Alta	Animales que fueron retirados por sus propietarios y que no aceptaron entregar voluntariamente a su mascota
	Remisión	Envío de pacientes por parte de URRAS a otras instituciones con objeto de su rehabilitación o manejo médico (Ej. CRRFS)
Enfermedades por Origen (DAMN IT-V)	Degenerativas (D)	Enfermedades de tipo degenerativo de los tejidos
	Anomalías y Autoimmune (A)	Anomalías del desarrollo y del sistema inmunológico.
	Metabólicas (M)	Alteraciones del metabolismo
	Neoplásica y Nutricional (N)	Enfermedades neoplásicas y de origen nutricional

Varia	Valores	Descripción
	Inflamatoria, Infecciosa, Inmunomediada,	Enfermedades de origen inflamatorio, infeccioso, mediada por el sistema inmunológico, causadas por manejo, o de origen desconocido.
	Tóxica y Traumática (T)	Enfermedades de origen tóxico y traumático.
	Vascular (V)	Enfermedades de origen vascular.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ingreso y destino. La mayoría de especies de primates que ingresa corresponden a la familia *Cebidae* (87%), seguida de *Atelidae* (8%) y *Aotidae* (5%), lo cual concuerda con los datos reportados por Sánchez para URRAS (2000) y MMA a nivel Nacional (1997 y 2002) indicando a los cébidos como el mayor grupo objeto de tráfico, siendo el género más representativo *Saimiri* spp, seguido de *Saguinus* spp y *Cebus* spp (tabla 2)

De acuerdo al motivo de ingreso de los animales, se encontró que el 38% correspondía a decomisos (45 primates), 36% por entregas voluntarias (42 primates), 20% remisión de otras instituciones (23 primates), 5% consulta externa (6 primates) y 1% nacidos en URRAS (1 primate) (tabla 2), indicando que es la incautación policiva la mayor causa de ingreso de primates al centro. Por el contrario, la consulta y el nacimiento en la Unidad tienen valores bajos, probablemente debido a que este tipo de mascotas es ilegal en el país, y a que en URRAS la reproducción es un evento indeseable ya que dificulta la rehabilitación y liberación de los especímenes.

Tabla 2. Distribución del ingreso de primates a URRAS entre 1996 y 2003 respecto de su taxonomía y motivos de ingreso.

Taxa	Tipos de Ingreso																Ingreso Total				
	Entrega				Decomiso				Consulta				Remisión					Nacido en			
	n	A	b	c	n	a	b	c	N	a	b	c	n	a	b	c		n	a	B	c
<i>Aotidae</i>	2	2	40	5	2	2	40	4	0	0	0	0	1	1	20	4	0	0	0	0	5
<i>Aotus</i>	2	2	40	5	2	2	40	4	0	0	0	0	1	1	20	4	0	0	0	0	5
<i>Atelidae</i>	2	2	22	5	4	3	44	9	2	2	22	33	1	1	11	4	0	0	0	0	9
<i>Alouatta</i>	2	2	50	5	1	1	25	2	0	0	0	0	1	1	25	4	0	0	0	0	4
<i>Ateles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	100	17	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lagothrix</i>	0	0	0	0	3	3	75	7	1	1	25	17	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Cebidae</i>	38	32	37	90	39	33	38	87	4	3	4	67	21	18	20	91	1	1	1	100	103
<i>Callicebus</i>	1	1	100	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cebus</i>	8	7	35	19	11	9	48	24	0	0	0	0	4	3	17	17	0	0	0	0	23

Taxa	Tipos de Ingreso															Ingreso Total					
	Entrega				Decomiso				Consulta				Remisión				Nacido en				
	n	A	b	c	n	a	b	c	N	a	b	c	n	a	b		c	n	a	B	c
<i>Saguinus</i>	11	9	31	26	9	8	26	20	1	1	3	17	13	11	37	57	1	1	3	100	35
<i>Saimiri</i>	18	15	41	43	19	16	43	42	3	3	7	50	4	3	9	17	0	0	0	0	44
<i>Platyrrhini</i>	42	36	36	100	45	38	38	100	6	5	5	100	23	20	20	100	1	1	1	100	117

n: Número de animales por taxa para el tipo de ingreso, **a:** Porcentaje del total de primates, **b:** Porcentaje del total del taxa (porcentaje de la fila); **c:** Porcentaje del total para el tipo de ingreso (porcentaje de la columna).

La distribución anual de ingresos fue de 7% para el año 1996 (8 primates), 5% para 1997 (6 primates), 9% para 1998 (10 primates), 17% para 1999 (20 primates), 10% para 2000 (12 primates), 7% para 2001 (8 primates), 32% para 2002 (38 primates) y 13% para 2003 (15 primates).

En relación a los destinos se encontró que el 36% de los animales murió; el 30% se encontraba en URRAS al finalizar el estudio, 16% fue liberado; 15% fue reubicado, 2% fue remitido para diagnóstico a otras instituciones y 2% fue retirado de la Unidad (tabla 3). En resumen, 64% de los individuos habían sobrevivido y 36% habían muerto.

Tabla 3. Tipos de destino y proporción de acuerdo a familia y género para los primates que ingresaron a URRAS entre 1996 y 2003.

Taxa	Tipos de Destino															Total									
	Liberación				Reubicación				En URRAS				Defunción				Alta			Remisión					
	n	A	b	c	n	a	B	c	n	a	B	c	n	a	b		C	n	a	b	c	n	a	b	c
<i>Aotidae</i>	1	1	20	5	0	0	0	0	2	2	40	6	2	2	40	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Aotus</i>	1	1	20	5	0	0	0	0	2	2	40	6	2	2	40	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Atelidae</i>	2	2	22	11	6	5	67	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	11	50	9
<i>Alouatta</i>	0	0	0	0	4	3	100	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Ateles</i>	0	0	0	0	1	1	100	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lagothrix</i>	2	2	50	11	1	1	25	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	25	50	4
<i>Cebidae</i>	16	14	16	84	11	9	11	65	33	28	32	94	40	34	39	95	2	2	2	100	1	1	1	50	103
<i>Callicebus</i>	0	0	0	0	1	1	100	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cebus</i>	6	5	26	32	4	3	17	24	6	5	26	17	7	6	30	17	0	0	0	0	0	0	0	0	23
<i>Saguinus</i>	0	0	0	0	6		17	35	11	9	31	31	17	15	49	40	1	1	3	50	0	0	0	0	35
<i>Saimiri</i>	10	9	23	53	0	0	0	0	16	14	36	46	16	14	36	38	1	1	2	50	1	1	2	50	44
<i>Platyrrhini</i>	19	16	16	100	17	15	15	100	35	30	30	100	42	36	36	100	2	2	2	100	2	2	2	100	117

n: Número de animales por taxa para el destino, **a:** Porcentaje del total de primates, **b:** Porcentaje del total del taxa, **c:** Porcentaje del total para el destino.

El comportamiento anual de los destinos mostró valores de defunción elevada para los años 1998 a 2002, teniendo este último año el mayor valor absoluto comparado con los demás; sin embargo, comparando el número de destino de cada año por el total acumulado (Moreno-Altamirano *et al* 2000), se deduce

MORTALIDAD Y MORBILIDAD EN PRIMATES EN URRAS ENTRE 1996-2003

que en cuanto a defunciones, son relevantes en orden descendente los años 2002 (28.6%), 2003 (23.8%) y 2000 (21.4%) (tabla 4).

Tabla 4. Comportamiento anual de los destinos de primates que ingresaron a la Unidad entre 1996 y 2003.

Año	Categorías de Destino						Total
	Alta	Defu	URR	Liberaci	Remisi	Reubica	
1997	0	0	0	6	0	2	8
% Fila	0.0	0.0	0.0	75.0	0.0	25.0	100.0
% Columna	0.0	0.0	0.0	31.6	0.0	11.8	6.8
1998	0	4	0	4	0	1	9
% Fila	0.0	44.4	0.0	44.4	0.0	11.1	100.0
% Columna	0.0	9.5	0.0	21.1	0.0	5.9	7.7
1999	0	2	0	2	0	2	6
% Fila	0.0	33.3	0.0	33.3	0.0	33.3	100.0
% Columna	0.0	4.8	0.0	10.5	0.0	11.8	5.1
2000	1	9	0	3	1	3	17
% Fila	5.9	52.9	0.0	17.6	5.9	17.6	100.0
% Columna	50.0	21.4	0.0	15.8	50.0	17.6	14.5
2001	1	5	0	0	0	3	9
% Fila	11.1	55.6	0.0	0.0	0.0	33.3	100.0
% Columna	50.0	11.9	0.0	0.0	0.0	17.6	7.7
2002	0	12	0	4	0	4	20
% Fila	0.0	60.0	0.0	20.0	0.0	20.0	100.0
% Columna	0.0	28.6	0.0	21.1	0.0	23.5	17.1
2003	0	10	35	0	1	2	48
% Fila	0.0	20.8	72.9	0.0	2.1	4.2	100.0
% Columna	0.0	23.8	100.0	0.0	50.0	11.8	41.0
Total	2	42	35	19	2	17	117
% Fila	1.7	35.9	29.9	16.2	1.7	14.5	100.0
% Columna	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

% de Fila: proporción del tipo de destino contra otros posibles para un mismo año, **% de columna:** proporción del destino contrastada con otros años para la misma categoría. **Alta:** dado de alta; **Defu:** Defunción; **URRAS:** en URRAS; **Liberaci:** liberación; **Remisi:** remisión; **Reubica:** reubicación.

Los resultados muestran que los primates estuvieron en la Unidad entre 0 y 1780 días, siendo los valores promedio más altos para las categorías de animales liberados y “En URRAS” (tabla 5).

Tabla 5. Estadística descriptiva de la variable de cruce Destino – Permanencia en URRAS entre 1996 y 2003.

Destino	Ob	Permanencia (días)							
		Total	Media	Varianz	Desv.	Mín	Media	Máx	Moda
		7	3,5	24.5	4.95	0.00	7	7	0.00
Defunción	42	9762	232.43	120731.67	347.46	0.0000	283	1753	0.00
URRAS	35	19202	548.63	209711.71	457.94	130.000	710	1780	710
Liberación	19	11101	584.26	149432.54	386.56	230.000	658	1335	1335
Remisi	4	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0	0.00
Reubicación	17	4065	239.12	107457.86	327.81	0.0000	384	1371	81

Ob: Observaciones (número de animales), **Desv:** Desviación típica.

Anormalidades clínicas y exclusiones

De manera rutinaria, todos los primates que ingresan a URRAS son examinados según la metodología del Problema Orientado al Diagnóstico (POD) (Varela 2005). El examen por sistemas corporales y condiciones específicas del paciente se evalúa para 12 categorías (tabla 6), cualitativamente como normal (N) cuando no presenta alteración alguna, anormal (A) cuando presenta alteraciones evidentes que pueden o no afectar la salud, y no examinado (NE) cuando no se evalúa la categoría, según la metodología descrita en Varela (2005). Al examen clínico realizado al ingreso, todas las especies presentaron por lo menos un individuo con anomalía; el tegumento fue la categoría más relevante como anormal (60.2% de las evaluaciones), seguida del sistema digestivo (32.4%), estado general (31.9%), hidratación (30.4%), y músculo esquelético (29.2%), por el contrario los ojos nunca presentaron anomalía al ingreso (tabla 6).

Tabla 6. Categorías del examen sistémico detectadas como anormales al ingreso de primates a URRAS entre 1996 y 2003.

Examen Sistémico	Número de Animales por Especie														%	
	Ab*	Ag	Asp	As	Atg	LI	Cc	Cal	Cap	Sf	Sg	Sl	Ss	T		V
E. general			2	1		1	1	4	5		1	8	13	36	113	31.9
Hidrataci	1		2	1		2		2	6	1		8	11	34	112	30.4
Tegumento	1	1	2			1		8	9			23	23	68	113	60.2
Cardiovasc.			1		1				1			3	2	8	112	7.14
Digestivo			2	1	1	2		2	2			17	9	36	111	32.4

MORTALIDAD Y MORBILIDAD EN PRIMATES EN URRAS ENTRE 1996-2003

Examen Sistémico	Número de Animales por Especie															%
	Ab*	Ag	Asp	As	Atg	LI	Cc	Cal	Cap	Sf	Sg	Sl	Ss	T	V	
Respira.			1				1		3			2	5	12	112	10.7
Linfático								2				2	1	5	111	4.5
Urinario		1											3	4	112	3.6
Reprod.								1				3	1	4	112	3.6
Mus. Esqu.		1		1		2	1	2	4			9	13	33	113	29.2
Nervioso			1			1			2			4	3	11	112	9.8
Ojos														0	111	0.0
Oídos												2		2	111	1.8
Acumula.	2	3	11	4	2	8	3	21	32	1	1	81	84			

E. general: Estado general, **Cardiov:** cardiovascular, **T:** Valor total de anomalidades, **V:** Número de historias con dato, **%:** Porcentaje (Morbilidad para el sistema o aparato corporal), **Ab*:** *Aotus brumbacki*, **Ag:** *Aotus griseimembra*, **Asp:** *Aotus sp.*, **As:** *Alouatta seniculus*, **Atg:** *Ateles geoffroyi*, **LI:** *Lagothrix lagotricha*, **Cc:** *Callicebus cupreus*, **Cal:** *Cebus albifrons*, **Cap:** *Cebus apella*, **Sf:** *Saguinus fuscicollis*, **Sg:** *Saguinus geoffroyi*, **Sl:** *Saguinus leucopus*, **Ss:** *Saimiri sciureus*. *Un animal puede presentar más de una categoría alterada para un mismo examen clínico inicial.

De las 115 historias revisadas, 17.4% (20 individuos) no registraron anomalía alguna al examen inicial. De los restantes 95 primates en que se reportó alguna anomalía, 87 de ellos tuvieron un diagnóstico de trabajo clínico; así, la morbilidad al ingreso fue del 75.65%, considerándose en orden de importancia: malnutrición (19.54%); traumatismo externo (13.79%); mutilación antrópica y privación de agua (6.9% cada uno), ectoparasitismo (4.6%); alimentación inadecuada (en el que se incluyen desnutrición, malnutrición y otros desórdenes de tipo nutricional debidos al manejo inapropiado de los alimentos suministrados al animal), infección del tracto respiratorio inferior, parasitismo gastrointestinal y trauma espinal (3.45% cada uno); absceso malar/infraorbitario, anemia parasitaria, enfermedad periodontal, shock y dermatitis traumática (2.3% cada uno); dermatitis infecciosa, enfermedad renal, hipoproteinemia y gastroenteritis infecciosa, entre otras (1.15% cada uno). Detalles por taxa se precisan en el apéndice 1.

Si se considera la diferencia entre ingreso de animales enfermos (87) sobre no enfermos (28), la razón de que un animal ingrese a URRAS en estado mórbido es casi 3 veces mayor a que ingrese sano. Si se incluyen en el análisis los datos durante el tiempo de estadía de los primates en URRAS, la morbilidad durante el período de estudio se eleva a 95.65% (110 de 115 individuos). Fue imposible precisar el valor de la tasa de incidencia (TI) debido a la gran variación en los tiempos de ingreso-permanencia-destino de los animales en el centro, y

especialmente la carencia de datos sobre solución de problemas. La Incidencia Acumulada (IA) de enfermedad para animales que ingresaron sanos fue de 0.821 (82% de IA= [23 contrajeron enfermedad/28 sanos al ingreso] x 100) para el período de estudio.

Agrupados por origen según el acrónimo DAMN IT-V (Meric 1995), la causa de morbilidad al ingreso y total fue respectivamente: infecciosa, 28.74 y 43.29%; nutricional 20.69 y 14.33%; traumática 20.69 y 17.99%; iatrogénica/manejo 17.24 y 5.18%; inflamatoria 6.9 y 4.88%; vascular 3.45 y 1.62%; degenerativa 1.15 y 0.61%; idiopática/comportamental 1.15 y 3.35%; tóxica 0 y 6.4%; indeterminada 0 y 1.22%; metabólica 0 y 0.91%; e inmunomediada 0 y 0.3% (detalles por taxa en la 0). Durante el tiempo de permanencia el promedio de diagnósticos de trabajo por animal fue de 2 para primates con una permanencia inferior a 0.5 años (rango 1–8) y de 3 para individuos con permanencia igual o superior a 0.5 años (rango 1–7), lo cual sugiere que el evento de morbilidad ocurre con mayor frecuencia en animales con mayor permanencia (figura 1).

Mortalidad y causas de defunción

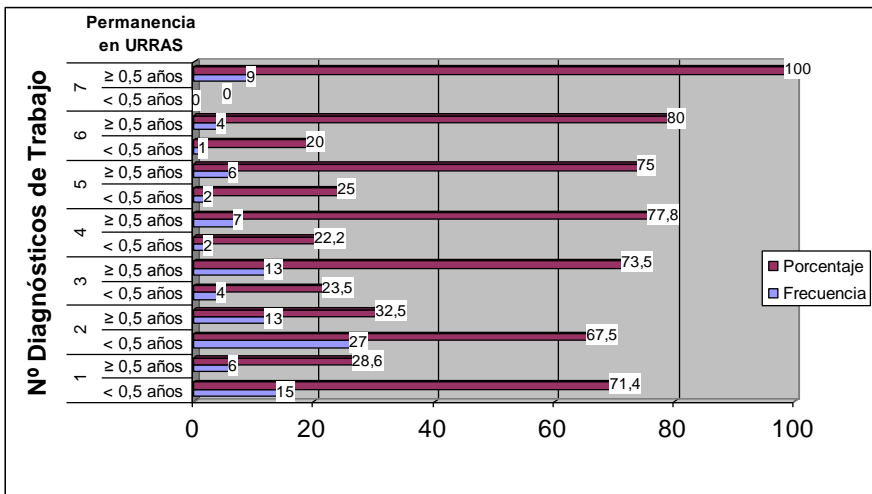


Figura 1. Análisis de frecuencia del tiempo de permanencia y el número de diagnósticos de trabajo de los animales que ingresaron entre 1996 y 2003 a la Unidad de Rescate.

El 55% de las defunciones fue relacionada a enfermedades de origen infeccioso, seguido de causas inflamatorias con 10%, y traumáticas con 7% (tabla 7).

Al indagar sobre las exclusiones consideradas como causantes de muerte se encontró que la mayoría de ellas correspondió a toxoplasmosis (14%) durante un brote en el año 2000 que afecto a especies de *Cebidae* (apéndice 2); también fue importante la anemia parasitaria (10%). Es trascendente destacar que la

eutanasia jugó un papel importante en la mortalidad (21.4% de las 42 muertes; tabla 8), afectando considerablemente el valor porcentual de las defunciones en los años 2000 y 2003.

Tabla 7. Origen de las causas de muerte en primates que ingresaron a URRAS entre 1996 y 2003.

Origen de Enfermedad	N° casos	N° de muertos	%	Letalidad
Infecioso	142	23	55	16.19
Iatrogénico/Manejo	17	1	2	5.88
Idiopático/Comportamental	11	1	2	9.09
Inflamatorio	16	4	10	25
Metabólico	3	1	2	33.3
Nutricional	47	1	2	2.12
Traumático	59	3	7	5.08
Tóxico	21	2	5	9.52
Vascular	5	2	5	40
Ninguno, diagnóstico (Rabia 1 = Negativo, Tuberculosis 1 = Negativo)	2	2	5	100
Indeterminado	2	2	5	100
Total	328*	42	100	12.8

Observaciones: N° de casos diagnosticados indica la cantidad de casos a que se atribuyó la etiología, pero no necesariamente indica el diagnóstico etiológico de la entidad. *Se omiten los casos con letalidad 0, para ver la lista de diagnósticos consulte la 0.

En cuanto a la mortalidad por edades fue importante el grupo “subadultos”, mientras que para la totalidad de muertes fue más relevante el grupo “adultos”, seguido de los “juveniles” (tabla 9).

Tabla 8. Diagnósticos de trabajo citados como motivo de eutanasia y proporción para primates de URRAS entre 1996 y 2003.

Diagnóstico de Trabajo (causa de eutanasia)	Cuenta	% de eutanasias	% del total de muertes
Agresión intraespecie (traumatismo externo)	1	11	2.4
Artritis séptica	1	11	2.4
Automutilación	1	11	2.4
Enfermedad metabólica ósea	1	11	2.4
Lesión antropogénica	1	11	2.4
Trauma craneal	1	11	2.4
Neumonía intersticial	1	11	2.4
Diagnóstico (Rabia 1 = Negativo, Tuberculosis 1 = Negativo)	2	22	4.8
Total	9	100	21.4

La letalidad se calculó contrastando el número de diferenciales contra las muertes por esa misma exclusión, lo cual arrojó un valor de 12.3–12.8%

dependiendo de si se consideran o no los datos de defunción de los animales sin historia clínica (tabla 7 y tabla 9).

Tabla 9. Mortalidad de primates por grupo etéreo, en URRAS, entre 1996 y 2003.

Grupo Etéreo	N° de muertes	N° total de anim. que ingresaron	% del total de muertes	% del total por grupo etéreo	% del total de primates
Adulto	16	48	38.1	33.3	13.7
Infantil	5	13	11.9	38.5	4.3
Juvenil	13	42	31	30.9	11.1
Neonato	0	1	0	0	0
Subadulto	6	9	14.2	66.7	5.1
Sin dato	2	4	4.8	50	1.7
Total	42	117	100	35.9	35.9

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La mayoría de ingresos de primates corresponde a la familia *Cebidae*, considerándose representativos *Saimiri* spp. y *Saguinus* spp., lo cual sugiere que los mayores esfuerzos de recuperación de pacientes se dirigen a estos grupos taxonómicos, y que por tanto las condiciones de manejo deben orientarse a estos grupos, obviamente considerando aspectos como importancia en la conservación de las especies, recursos disponibles y políticas especiales de manejo.

El tiempo de permanencia de los primates en el Centro es variable, mostrando valores mayores para las categorías de animales liberados y animales que al finalizar el estudio se encontraban en URRAS, los que podría sugerir que los animales que permanecen en URRAS pueden estar por liberarse o reubicarse, sin embargo se requieren pruebas estadísticas para aseverar esta hipótesis⁵.

Como en cualquier clínica dedicada a la atención de animales enfermos, en URRAS es habitual un valor elevado de morbilidad; sin embargo, y debido a que *una mayor permanencia de los individuos* determina la mayor presentación de diagnósticos de trabajo (enfermedades) por animal, es necesario procurar reducir el tiempo de estadía de los primates en la Unidad con el objeto de disminuir la incidencia de enfermedad.

Para una valoración más profunda de la potencia de las enfermedades se hace necesaria la conservación de registros más detallados, que no se recopilan en

⁵ Un reporte posterior al período de estudio evidenció la liberación de dos grupos de *Saguinus leucopus* (11 individuos), adicionalmente se preparan para liberación 16 individuos *Saimiri sciureus*, lo cual sustenta la hipótesis planteada.

muchos casos aún existiendo protocolos para ello; por ejemplo la lista maestra de problemas podría ayudar a documentar e investigar adecuadamente la relación de temporalidad causal para las diferentes enfermedades descritas.

La letalidad mostró valores porcentualmente mayores para categorías con menor número de casos; es probable que esto se deba a la condición peraguda de muchas entidades. En cuanto a letalidad se concluye que son importantes las causas infecciosas, y entre ellas toxoplasmosis y anemia parasitaria.

LITERATURA CITADA

Brieva C. 2000. Rehabilitación. En: Curso–Taller Teórico Práctico Fundamentos Sobre Rehabilitación de Fauna Silvestre (eds. Brieva C, Moreno W, Sánchez A & Varela N), pp 11 – 20. Bogotá DC. Instituto de Ciencias Naturales (ICN).

Brieva C & Varela N. 2003. Instructivo para Personal de la Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS), p. 50. Bogotá, Unidad de Rescate y Rehabilitación de Animales Silvestres (URRAS) – Grupo de Estudio de Animales Silvestres (GEAS).

Blood DC & Studdert VP. 1993. Diccionario de Veterinaria. Vol I y II, p. 1296, Madrid, McGraw-Hill - Interamericana.

Defler TR. 2003. Primates de Colombia. Colombia. Conservación Internacional, Panamericana Formas e Impresos.

Hernández J & Cooper RW. 1975. The Nonhuman primates of Colombia. En: Neotropical Primates: Field Studies and Conservation (eds. Thorington RW & Heltne PG), pp: 35–69. Washington DC. National Academy of Science.

Johnson-Delaney CA. 1994. Primates. The Veterinary Clinics of North America, small animal practice 24: 121-156.

Martínez R & Martínez N. 1997. Diseño de Experimentos. Análisis de datos estándar y no estándar. Bogotá. Fondo Nacional Universitario.

Meric SM. 1995. Examen neurológico. En: Pilares de Medicina Interna en Pequeños Animales (eds. Nelson RW & Couto CG), pp: 679 –691. Buenos Aires. Intermédica.

MMA. 1997. Plan de Acción 1997-1998. Gestión Ambiental para la Fauna Silvestre en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Bogotá. Imprenta Nacional de Colombia.

MMA. 2002. Estrategia Nacional para la Prevención y el Control del Tráfico Ilegal de Especies Silvestres. Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Bogotá. Unión Gráfica Ltda.

Moreno-Altamirano A, López-Moreno S & Corcho-Berdugo A. 2000. Principales Medidas en Epidemiología. Salud Pública de México 42: 337–348.

Nassar-Montoya F, Pereira Bengoa V & Vodovoz T. 2003. Medicina de la conservación en el estudio de poblaciones naturales de primates en Colombia. En: Primatología del Nuevo Mundo: Biología, Medicina, Manejo y Conservación. (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F y Savage A), pp: 239–252. Bogotá. Centro de Primatología Aruatos.

Sánchez A. 2000. Tráfico ilegal de fauna silvestre. En: Curso–Taller Teórico Práctico Fundamentos Sobre Rehabilitación de Fauna Silvestre. (eds. Brieva C, Moreno W, Sánchez A & Varela N), pp: 6–10. Bogotá. Instituto de Ciencias Naturales (ICN).

Varela N. 2005. Examen clínico. En: Aproximación a la Medicina Clínica de los Primates Neotropicales con Énfasis en Especies Presentes en Colombia (ed. Varela N), pp: 48–61. Bogotá. Universidad Nacional de Colombia.

Zambrano H & Roda J. 1993. Colombia: gestión ambiental y manejo de fauna silvestre decomisada. En: Rescate de Fauna en el Neotrópico (ed. Drews C), pp: 149–159. Heredia. Editorial Universidad Nacional de Costa Rica.

Apéndice 1. Diagnósticos de trabajo por género taxonómico para primates que ingresaron a la Unidad en el período de estudio.

Género	Diagnóstico de Trabajo	Origen	Al Ingreso			Total	
			Ca	MI.	% del total	Ca*	Mo
<i>Alouatta</i>	Alimentación	latrogénico	1	1.15	100.00	1	0,3
	Deficiencia	Nutricional		0.00	0.00	1	0,3
	Gripe	Infecioso		0.00	0.00	1	0,3
	Hábitat	latrogénico		0.00	0.00	1	0,3
	Parasitismo	Infecioso		0.00	0.00	1	0,3
	Salmonelosis	Infecioso		0.00	0.00	3	0,9
<i>Aotus</i>	Bronconeumonía	Infecioso		0.00	0.00	1	0,3
	Ectoparasitismo	Infecioso		0.00	0.00	4	1,2
	Enfermedad	Inflamatori	1	1.15	100.00	1	0,3
	Herpesvirus T	Infecioso	1	1.15	50.00	2	0,6
	Hipoproteinemia	Nutricional		0.00	0.00	1	0,3
	Malnutrición	Nutricional	1	1.15	100.00	1	0,3
	Shock	Vascular	1	1.15	100.00	1	0,3
<i>Ateles</i>	Traumatismo	Traumático	1	1.15	100.00	1	0,3
<i>Calliceb</i>	Infeción	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0,3
<i>Cebus</i>	Absceso	Infecioso		0.00	0.00	2	0,6
	Agresión	Traumático		0.00	0.00	1	0,3
	Agresión	Traumático		0.00	0.00	5	1,5
	Alimentación	latrogénico	1	1.15	100.00	1	0,3
	Amputación	Traumático		0.00	0.00	2	0,6
	Anemia	Infecioso		0.00	0.00	2	0,6
	Automutilación	Idiopático		0.00	0.00	1	0,3
	Blefaritis no	Inflamatori		0.00	0.00	1	0,3
	Cardiopatía	Infecioso		0.00	0.00	1	0,3

MORTALIDAD Y MORBILIDAD EN PRIMATES EN URRAS ENTRE 1996-2003

Género	Diagnóstico de Trabajo	Origen	Al Ingreso			Total	
			Ca	MI.	% del total	Ca*	Mo
	Deficiencia de	Nutricional		0.00	0.00	1	0,3
	Privación de agua	Iatrogénico	1	1,15	100.00	1	0.3
	Dermatitis	Infecioso	1	1.15	50.00	2	0.6
	Dermatomicosis	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Dilatación	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3
	Ectoparasitismo	Infecioso	2	2.30	66.67	3	0.9
	Estrés crónico	Idiopático		0.00	0.00	1	0.3
	Faringitis	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3
	Fractura	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Gastroenteritis	Infecioso		0.00	0.00	3	0.9
	Gingivitis	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Hepatitis	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Hiperadrenocorti	Metabólico		0.00	0.00	1	0.3
	Hipoproteinemia	Nutricional		0.00	0.00	1	0.3
	Indiscreción	Idiopático		0.00	0.00	2	0.6
	Infeción	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3
	Linfadenitis	Inflamatori	1	1.15	50.00	2	0.6
	Malnutrición	Nutricional	1	1.15	16.67	6	1.8
	Neumonía de	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Neumonía	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3
	Neumonía	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Parasitismo	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Rinitis	Inflamatori	1	1.15	100.00	1	0.3
	Salmonelosis	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Shock	Vascular	1	1.15	100.00	1	0.3
	Síndrome de	Idiopático		0.00	0.00	1	0.3
	Trauma	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Trauma espinal	Traumático	1	1.15	100.00	1	0.3
	Traumatismo	Traumático	5	5.75	27.78	18	5.4
<i>Lagothri</i>	Privación de agua	Iatrogénico	1	1.15	100.00	1	0.3
	Enfermedad	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3
	Parasitismo	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3
	Trauma espinal	Traumático	1	1.15	100.00	1	0.3
<i>Saguinus</i>	Absceso	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Absceso	Infecioso	2	2.30	66.67	3	0.9
	Absceso	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Agresión	Traumático		0.00	0.00	6	1.8
	Alergia	Inmunome		0.00	0.00	1	0.3
	Amputación	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Anemia	Infecioso	1	1.15	11.11	9	2.7
	Angiostrongiliasis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Anquilosis	Degenerati	1	1.15	100.00	1	0.3
	Coagulopatía	Vascular		0.00	0.00	1	0.3
	Privación de agua	Iatrogénico	1	1.15	100.00	1	0.3
	Ectoparasitismo	Infecioso	1	1.15	3.23	31	9.4
	Enfermedad	Nutricional		0.00	0.00	1	0.3

Género	Diagnóstico de Trabajo	Origen	Al Ingreso			Total		
			Ca	MI.	% del total	Ca*	Mo	
	Enfermedad	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Enfermedad viral	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Estreptococosis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3	
	Estrés crónico	Idiopático		0.00	0.00	2	0.6	
	Falla renal	Metabólico		0.00	0.00	1	0.3	
	Gastroenteritis	Infecioso	1	1.15	33.33	3	0.9	
	Hipoglicemia	Nutricional		0.00	0.00	1	0.3	
	Hipoproteinemia	Nutricional	1	1.15	50.00	2	0.6	
	Intoxicación (no	Tóxico		0.00	0.00	2	0.6	
	Intususcepción	Inflamatori	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Malnutrición	Nutricional	6	6.90	60.00	10	3.0	
	Meningoencefalit	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Mutilación	Iatrogénico	6	6.90	100.00	6	1.8	
	Neumonía	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3	
	Parasitismo	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6	
	Politraumatismo	Traumático		0.00	0.00	1	0.3	
	Preñez			0.00	0.00	2	0.6	
	Septicemia	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3	
	Shock	Vascular		0.00	0.00	1	0.3	
	Síndrome de	Idiopático	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Sinusitis	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Toxoplasmosis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3	
	Trauma espinal	Traumático	1	1.15	50.00	2	0.6	
	Traumatismo	Traumático	3	3.45	37.50	8	2.4	
	Ulceras por	Traumático		0.00	0.00	1	0.3	
	Vulvitis	Inflamatori	1	1.15	100.00	1	0.3	
Saimiri	Absceso	Infecioso		0.00	0.00	3	0.9	
	Absceso	Infecioso		0.00	0.00	4	1.2	
	Agresión	Traumático		0.00	0.00	8	2.4	
	Alimentación	Iatrogénico	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Anemia	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Anquilosis	Degenerati		0.00	0.00	1	0.3	
	Artritis séptica	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6	
	Azotemia	Metabólico		0.00	0.00	1	0.3	
	Brucelosis	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Cardiopatía	Vascular	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Deficiencia de	Nutricional		0.00	0.00	1	0.3	
	Privación de agua	Iatrogénico	3	3.45	100.00	3	0.9	
	Dermatitis	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6	
	Dermatitis	Traumático	2	2.30	66.67	3	0.9	
	Dermatofitosis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3	
	Diagnóstico				0.00	0.00	2	0.6
	Ectoparasitismo	Infecioso	1	1.15	33.33	3	0.9	
	Enfermedad	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3	
	Enfermedad	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3	
	Enfermedad	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3	

MORTALIDAD Y MORBILIDAD EN PRIMATES EN URRAS ENTRE 1996-2003

Género	Diagnóstico de Trabajo	Origen	Al Ingreso			Total	
			Ca	MI.	% del total	Ca*	Mo
	Estrés crónico	Idiopático		0.00	0.00	1	0.3
	Fractura	Traumático		0.00	0.00	3	0.9
	Fractura	Traumático	1	1.15	100.00	1	0.3
	Fractura del radio	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Gastritis	Inflamatori		0.00	0.00	1	0.3
	Gingivitis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Gingivitis	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Gripe	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Hipoproteinemia	Nutricional		0.00	0.00	1	0.3
	Indiscreción	Idiopático		0.00	0.00	2	0.6
	Infección	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3
	Infección	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3
	Infección viral	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Isquemia por	Inflamatori	1	1.15	100.00	1	0.3
	Lesión	latrogénico		0.00	0.00	1	0.3
	Luxación	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Malnutrición	Nutricional	9	10.34	45.00	20	6.1
	Meningitis	Infecioso	1	1.15	100.00	1	0.3
	Nematodiasis	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Neumonía	Infecioso		0.00	0.00	1	0.3
	Osteomielitis	Infecioso		0.00	0.00	2	0.6
	Parasitismo	Infecioso	2	2.30	20.00	10	3.0
	Prolapso rectal	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Toxoplasmosis	Infecioso		0.00	0.00	6	1.8
	Trauma craneal	Traumático		0.00	0.00	1	0.3
	Traumatismo	Traumático	3	3.45	42.86	7	2.1
Total			8	100.0	26.52	328	100

Origen: Origen al que se atribuye el diagnóstico de trabajo, **Ca:** Número de casos presentados, **MI:** Porcentaje de morbilidad al ingreso, **% del Total:** Porcentaje del total de casos, **Mo:** Porcentaje de morbilidad, *Número de citas en 115 historias clínicas.

Apéndice 2. Diagnósticos de trabajo directamente relacionados a la muerte de primates en la Unidad entre 1996 y 2003.

Diagnóstico de Trabajo	N° de muertes	Porcentaje
Indeterminado	2	5
Agresión intraespecie	1	2
Anemia parasitaria	4	10
Artritis séptica	1	2
Automutilación	1	2
Bronconeumonía bacteriana	1	2
Cardiopatía	1	2
Dilatación gástrica aguda	1	2
Enfermedad metabólica ósea	1	2
Falla renal	1	2
Intoxicación (no específica)	1	2

Diagnóstico de Trabajo	N° de muertes	Porcentaje
Intususcepción	1	2
Lesión antropogénica	1	2
Neumonía de origen infeccioso	1	2
Neumonía parasitaria	1	2
Neumonía supurativa	1	2
Osteomielitis	1	2
Parasitismo gastrointestinal	1	2
Politraumatismo	1	2
Septicemia	1	2
Shock	1	2
Trauma craneal	1	2
Infección viral inespecífica	1	2
Toxoplasmosis	6	14
Herpesvirus T	1	2
Trauma abdominal	1	2
Nematodiasis pulmonar	1	2
Neumonía intersticial	2	5
Cardiopatía infecciosa	1	2
Meningoencefalitis supurativa	1	2
Diagnóstico (Rabia 1 = Negativo, Tuberculosis 1 =	2	5
Total	42	100

Apéndice 3. Letalidad por causas de morbilidad en los primates que ingresaron a URRAS entre 1996 y 2003.

Diagnóstico de trabajo	N° de Casos Diagnosticados*	Muertes	Letalidad
Agresión intraespecie	19	1	5.26
Anemia parasitaria	12	4	33.33
Artritis séptica	2	1	50.00
Automutilación	1	1	100
Bronconeumonía bacteriana	1	1	100
Cardiopatía	1	1	100
Cardiopatía infecciosa	1	1	100
Diagnóstico (Rabia 1 y tuberculosis 1, resultado negativo)	2	2	100
Dilatación gástrica aguda	1	1	100
Enfermedad metabólica ósea	1	1	100
Falla renal	1	1	100
Herpesvirus T	2	1	50
Infección viral inespecífica	1	1	100
Intoxicación (no específica)	2	1	50
Intususcepción	1	1	100
Lesión antropogénica	1	1	100
Meningoencefalitis supurativa	1	1	100
Nematodiasis pulmonar	1	1	100

MORTALIDAD Y MORBILIDAD EN PRIMATES EN URRAS ENTRE 1996-2003

Diagnóstico de trabajo	Nº de Casos Diagnosticados*	Muertes	Letalidad
Agresión intraespecie	19	1	5.26
Neumonía de origen infeccioso	1	1	100
Neumonía intersticial	2	2	100
Neumonía parasitaria	1	1	100
Neumonía supurativa	1	1	100
Osteomielitis	2	1	50
Parasitismo gastrointestinal	16	1	6.25
Politraumatismo	1	1	100
Septicemia	1	1	100
Shock	3	1	33.33
Toxoplasmosis	7	6	85.71
Trauma abdominal	1	1	100
Trauma craneal	1	1	100
Total	326	40	12.27

Observaciones: N° de casos diagnosticados indica la cantidad de casos a que se atribuyó la etiología, pero no necesariamente indica el diagnóstico etiológico de la entidad. *= Se omiten los casos con letalidad 0, para ver la lista de diagnósticos consulte la 0.

MANEJO Y CONSERVACIÓN

PRIORIDADES EN INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE PRIMATES COLOMBIANOS

Thomas R. Defler y Marta L. Bueno

INTRODUCCIÓN

Es un hecho muy triste tener algo y no saber qué tan valioso es. A veces se puede vivir toda una vida con alguna cosa y se está tan acostumbrado a ella, que se vuelve común y no parece ser nada extraordinario o especial. Sin embargo cuando viene alguien extraño y lo reconoce como algo muy especial, nos hace caer en cuenta de la suerte que tenemos al tenerla cada día.

En los últimos años en Colombia ha crecido el interés y se han incrementado las investigaciones sobre los primates en una forma extraordinaria, temas en los cuales había muy poco interés hace 20 años. Hoy encontramos varios grupos y numerosos investigadores y ambientalistas colombianos que han optado temas en primatología para sus investigaciones y/o tesis de maestría o doctorado, abordando problemas actuales y futuros en la conservación y supervivencia de especies de primates colombianos. Este aumento en el interés por estos animales tan bellos e interesantes debe ser estimulado e intensificado, por los crecientes problemas ambientales y amenazas para la sobrevivencia presentes en el país. Varios artículos en *Conservation Biology* enfatizan la necesidad de realizar estudios de las especies en la naturaleza (Baker 1994) y aun más se ha insistido en la importancia de realizar nuevas colectas en los primates neotropicales, para poder conocer las relaciones filogenéticas fiables, acordes con la distribución geográfica actual que es una información fundamental para la conservación de las especies (Collins 2001).

Pocos son los sitios que han sido muestreados adecuadamente y las listas locales generalmente están incompletas lo que deja una gran brecha en el conocimiento que obstaculizan iniciativas de conservación, manejo y análisis regionales. La mayor amenaza para cualquier especie, es sin duda la escasez de conocimiento científico básico-taxonomía, sistemática, distribución e historia natural (Pires-Costa *et al* 2005).

La creciente urgencia de capacitación de personal idóneo para proteger, mantener y restaurar la diversidad biológica del planeta está retando a las instituciones académicas para que superen las estrechas perspectivas disciplinarias.

Por las múltiples posibilidades que se tienen al seleccionar un problema de investigación o de acción ambiental en nuestro país, a veces es un poco desalentador para una persona interesada en montar un proyecto con primates. Muchas veces vienen estudiantes y preguntan, “Profesor, estoy interesado en los primates y me gustaría hacer un proyecto con ellos. Qué proyecto hago en este campo? cuál especie escojo?, cómo lo realizo?, en qué me enfoco?” Muchas veces se contestan los interrogantes aceptando cualquier proyecto que se les ofrece, pero estas preguntas son valiosas y vale la pena presentar algunas consideraciones, dadas las múltiples posibilidades en este campo de conocimiento. Se sugiere que aquellos estudiantes que deseen iniciar estudios en conservación de primates deben leer las recomendaciones de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) antes de plantear cualquier estudio. En esas publicaciones encontrarán las prioridades establecidas y las técnicas recomendadas, que son importantes, dado que al seguir estas pautas los resultados encontrados, serán comparables con los ya publicados.

En este artículo se presentan algunas opiniones sobre el tema y los criterios para la selección de proyectos con primates, tanto dirigidas a problemas de conservación, como investigaciones más académicas en biología básica, etología, ecología o en biomedicina.

Estos comentarios son personales y están basados en las experiencias en investigación en primates de los autores por más de 30 años de trabajos en el laboratorio de genética y en campo en diferentes regiones de Colombia. Es posible que algunas personas puedan no estar de acuerdo con estos planteamientos, pero son la perspectiva de personas dedicadas a la investigación y a la conservación de los primates colombianos por muchos años (Defler *et al* 2003).

Idealmente, es fundamental al seleccionar un proyecto de investigación, que con sus resultados se ayude al futuro de la especie o especies implicadas. Cualquier proyecto debe generar datos que sirvan para la conservación y el manejo de las especies. Verificar una hipótesis planteada es plausible y muy interesante, pero paralelamente la investigación debe articular los problemas de la especie, generando conocimiento que sea útil para la tarea de garantizar un futuro mejor para la especie.

Dentro de una perspectiva amplia, se listan algunos problemas de conservación que requieren la atención de cada uno de nosotros como defensores de la primato-fauna colombiana. Recientemente, el Comité Colombiano de Clasificación de Primates (del cual T.R DeFler es parte) ha realizado la valoración de las especies Colombianas, en términos de las categorías de la UICN, teniendo en cuenta las condiciones nacionales (Rodríguez-Mahecha *et al* 2006), encontrando en algunas veces diferencias con las categorías propuestas por el Comité Internacional en donde se les asigna a especies endémicas categorías más bajas en amenaza que la impuesta por el comité internacional. Paralelamente, en 2008 un comité en los EEUU reconsideró las clasificaciones internacionales de las mismas especies de primates, de tal manera que subieron muchos taxones a niveles más en peligro que antes (IUCN 2008).

Ateles spp. Mirando la lista presentada por el Comité Nacional y por la Lista Internacional de la IUCN, el género *Ateles* en Colombia es el más amenazado, evidenciando una situación alarmante, particularmente para la especie *A. hybridus*. Por su clasificación dentro de categorías de la UICN, el género *Ateles* requiere particular atención y todas las especies requieren un análisis serio en cuánto a su estado de conservación (tabla 1) ya que comparten algunas características que representan una fuerte presión para la conservación de sus poblaciones como: 1./ son animales grandes y tienen una fuerte presión de caza por su carne; 2./ los nacimientos son cada dos-tres años en promedio, lo que dificulta mucho la recuperación de cualquier población. 3./ las especies de *Ateles* requieren extensiones de selva grandes no perturbadas y sus rangos de distribución son congruentes con áreas de actividad humana por lo que su estado es muy precario por la actual fragmentación de sus hábitats. El estado de todas las tres especies confirmadas para Colombia requiere urgentemente de evaluación (Froehlich *et al* 1991, Collins 1999, Collins & Dubach 2000, 2001).

Tabla 1. Lista de especies de *Ateles* amenazados en Colombia, de acuerdo a la clasificación nacional e internación de la UICN.

Taxón	Clasificación UICN Internacional 2008	Clasificación Nacional 2006
<i>Ateles hybridus brunneus</i>	CR	CR
<i>Ateles hybridus hybridus</i>	CR	CR
<i>Ateles geoffroyi robustus</i>	CR	EN
<i>Ateles geoffroyi griseus</i>	EN	DD
<i>Ateles belzebuth</i>	EN	VU

A. hybridus hybridus (figura 1) y *A. hybridus brunneus* son tal vez los taxa con mayor peligro de extinción en Colombia. Su estado precario se origina en las razones expuestas anteriormente para el género y en el hecho de que *A. h.*

hybridus, solo se encuentra en manchas de bosque sumamente fragmentado, mientras que *A. h. brunneus* tiene un rango de distribución bastante pequeño con casi la mitad talada para ser convertido es sistemas agro pastoriles.

Prioridades de acción (Plan de Acción para *Ateles hybridus*). En diciembre de 2005, la ONG ProAves convocó a un grupo de interesados en formular un Plan de Acción para la conservación de esta especie del cual se elaboró un documento hasta ahora poco difundido (Defler *et al* 2005), que pretende definir algunas acciones que pueden contribuir a la conservación de este taxa. El plan incluye las siguientes acciones prioritarias:

Investigación: *Identificación de poblaciones nacionales:* se requiere la recolección de información de áreas potenciales de distribución, determinación de zonas prioritarias de estudio y realizar censos de primates dentro de las zonas de exploración. Existen dos Parques Nacionales y varias regiones conocidas que requieren evaluaciones urgentes en cuanto al estado de la especie y dónde se sospecha que puede haber poblaciones de la especie o se sabe que hay (Catatumbo, Cocuy, Quinchas, San Lucas, Bajo Cauca). Se requiere plantear proyectos sobre historia natural en ecología y comportamiento; estructura poblacional y variabilidad genética (genético-molecular) entre poblaciones de las dos subespecies.

Actualmente se están realizando varios proyectos ecológicos con *A. hybridus hybridus*, como los del grupo de investigadores dirigido por el profesor Pablo Stevenson de la Universidad de los Andes, algunas tesis de grado y de doctorado como las de Liz Johanna Díaz, Alexander Monsalve, de la Universidad del Quindío, Andrés Link y Alba Lucía Morales en sus posgrados con la Universidad de New York, que empiezan a contribuir con conocimiento de la especie principalmente en la población residente en la Reserva de la Serranía de las Quinchas (de ProAves). Es urgente continuar con estas líneas de investigación fortaleciendo el esfuerzo con *A. hybridus brunneus* de la cual se tiene muy poca información.

Identificación de las amenazas particulares en cada población, y para cada una de las subespecies que pueden ser peculiares en cada zona por lo que deben evaluarse de manera independiente. Un fenómeno común encontrado en la mayoría de los mamíferos es que cuando se reduce el hábitat, se modifica el comportamiento de los individuos en espacios más pequeños y con estos la conducta de los potenciales reproductores. La única forma de recuperar las tasas de reproducción es ampliando las áreas de ocupación y los tamaños de grupo. Por lo tanto la conservación de las áreas protegidas merece más atención que las preocupaciones genéticas, dado que los estudios de la

conducta y biología básica en condiciones naturales, solo se podrán documentar adecuadamente en áreas sin fragmentación extrema. De no ser esto posible, hay que tener mucho cuidado con la interpretación de los resultados cuando se está trabajando en las áreas fragmentadas (Savage com pers.).

Promulgar la generación del Parque Natural Serranía de San Lucas, un proyecto planteado por ambientalistas colombianos desde hace mucho tiempo, con lo cual se protegería no solamente *Ateles hybridus brunneus* sino también *Saguinus leucopus* y otros elementos biológicos característicos de la Cordillera Central.

Generación de alianzas estratégicas: que deben incluir comunidades locales de indígenas y otros grupos humanos que tengan influencia en la zonas pobladas por *Ateles hybridus*. Es muy importante mostrar a las comunidades los beneficios derivados de la conservación de los bosques donde habitan los primates.

Realización de campañas de conservación, las cuales deben tener una imagen propia que identifique al plan de acción para lo cual se plantean tres actividades fundamentales: 1./ difusión a partir de material divulgativo (video informativo sobre la especie, realización de afiches y/o carteles, empleo de los medios de comunicación locales para la socialización de la campaña, realización de talleres, cuadernos, camisetas y otros. 2./ involucrar a la comunidad, particularmente a las futuras generaciones con programas en escuelas y centros comunitarios; 3./ evaluación de acciones. El incremento del conocimiento sobre la especie es importante y es la base de todos los programas de educación, sin embargo para considerarlo como una verdadera "acción" de conservación, debe resultar en una acción (o producto) basada en un conocimiento aprendido en el medio para que sea eficaz para la conservación. El conocimiento por el conocimiento es bueno pero al final si no hay alguna acción que comprometa a las comunidades en la conservación de la especie no se tendrán programas eficaces. Por lo tanto en las evaluaciones no se debe medir solo el conocimiento (que ellos entiendan lo que usted les ha enseñado) sino cómo ellos pueden llevar a cabo la aplicación de este conocimiento en acciones directas de conservación.

Apoyar, fortalecer y solidificar las Reservas Naturales, particularmente la de la Serranía de las Quinchas, para la protección de la población de *Ateles hybridus hybridus*. Se enfatiza en realizar estrategias de manejo más enérgicas y proactivas, que garanticen la integridad y futuro de estas reservas, de lo contrario solo quedarán como reservas en el papel. Por lo tanto es necesario

tener planes estrictos de manejo en las áreas protegidas dentro de la distribución de esta especie, con medidas de seguimiento y evaluación continuas que garanticen la calidad de estos ecosistemas para que sean reservas efectivas en los planes de conservación.

Implementar la recuperación y reforestación dentro de las áreas de distribución, teniendo en cuenta que se ha demostrado científicamente que estas acciones son muy efectivas para mejorar el hábitat crítico y redundan en el beneficio de las comunidades locales.

Influir en políticas regionales de manejo de cuencas y bosques importantes para la conservación, para que las decisiones políticas sean favorables. Para esto es indispensable generar reportes divulgativos dirigidos a líderes comunitarios y a la población general, que aunque no tenemos registros de que estas acciones puedan influenciar en el contexto político, queremos creer que en muchos casos estas decisiones erradas u omisiones son originadas en el desconocimiento del problema específico por parte de los legisladores, por lo cual si se realizan presiones y campañas informativas adecuadas es posible influenciar en ellos.

Generar bases de datos de proyectos de investigación y conservación que involucren la especie de interés y divulgar campañas: Se recomienda definir sitios que permitan realizar monitoreos continuos en las poblaciones por periodos largos, que por el estado crítico de la especie es la única forma de garantizar su sobrevivencia en el futuro.

Mitigación de las amenazas con acciones dirigidas principalmente a la conservación del hábitat y disminución de las presiones antrópicas sobre la especie (ej. cacería).

Realizar un diagnóstico ambiental comunitario para definir los factores de riesgo en cada una de las localidades para la especie, que acompañado de programas de socialización y educación ambiental permitan involucrar a las comunidades para que se apropien del programa y contribuyan con las acciones.

Educación ambiental: *Elaboración de material divulgativo* dirigido particularmente a estudiantes de las escuelas primarias y secundarias aprovechando el espacio creado para este fin en los programas establecidos por el Ministerio de Educación.

Trabajo directo con la comunidad. Se propone diseñar talleres y actividades lúdicas acordes con la problemática que se quiere enfatizar buscando siempre la motivación y participación masiva de las comunidades. Esta estrategia ha dado buenos resultados en otras especies como lo demuestra los logros

obtenidos en el “Proyecto Tit” en Colosó-Sucre por el grupo de investigadores de Anne Savage (Savage *et al* 1996b, 1997, 2000b).

Difusión de las acciones y actividades en diferentes medios y niveles (radio, prensa, publicaciones científicas). Es importante que dentro de los grupos creados para la conservación de esta especie se organice un programa puntual de promoción y difusión de las acciones establecidas en el plan de acción. Socializar la problemática e involucrar la comunidad en este esfuerzo garantiza cumplir con los objetivos.

Realización de actividades: (Por ejemplo, Festival del Cohíbo organizado por investigadores de la Fundación ProAves). Este tipo de actividades, permiten incrementar el conocimiento de la especie y crear conciencia de la necesidad de conservar. Es importante evaluar los resultados de estas actividades desde el punto de vista de costo-beneficio para ver si realmente la comunidad receptora modifica o no su actitud y monitorear como estas redundan en el beneficio de la especie.

Organizar una campaña nacional para esta y otras especies de primates en peligro: Con esto se busca aumentar la conciencia en el país sobre los problemas de conservación de las especies en peligro. Se espera que con estas campañas se cree conciencia dentro las poblaciones y colonos en sus hábitats y disminuyan las actividades que como la cacería afectan las poblaciones de esta especie.

Vinculación de entidades como corporaciones regionales, zoológicos, universidades, etc. Con el fin de aunar esfuerzos es fundamental la acción conjunta de entidades gubernamentales, encargadas de establecer las políticas; de los zoológicos que tienen dentro de su misión la educación y conservación y las universidades por su función de educación y generación de conocimiento deben participar en este plan.

Cabe anotar que el grupo de trabajo patrocinado por la Fundación ProAves está interesado en recibir a cualquier persona interesada en contribuir con la ejecución del plan de acción para la conservación de los *Ateles*, sin la participación de todos los interesados es dudoso que se pueda tener éxito en este esfuerzo.

Ateles geoffroyi grisescens. Es necesario confirmar la presencia de *A. geoffroyi grisescens* (figura 2) en Colombia. Kellogg y Goldman (1944) y Hernández-Camacho y Cooper (1976), lo incluyen en la fauna colombiana, pero no hay especímenes en las colecciones, ni observaciones en campo que soporten esta afirmación. Aparentemente su presencia en Colombia fue inferida por la existencia de esta especie al otro lado de la frontera en la Serranía de Baudó y

por referencias dadas por comunidades de campesinos (Rodríguez-Mahecha com. pers.). De ser confirmada su presencia, muy probablemente sería uno de los taxones más en peligro en el país, por el área de distribución tan restringida que ocupa en el país y sería necesario proteger urgentemente esta población como una unidad de conservación.

Ateles geoffroyi rufiventris. Se encuentra en la categoría de la UICN de En peligro crítico (CR), (figura 3) ya que se encuentra en selva muy fragmentada. Se carece de información adecuada sobre sus poblaciones y se sabe que hay extensiones muy grandes de selva chocoana en los que la especie ha desaparecido por la caza. Las acciones necesarias para asegurar un futuro para esta especie son las siguientes: 1./ evaluación del estado actual de las poblaciones adentro y afuera de los parques nacionales. 2./ protección física más fuerte dentro de las reservas legales; 3./ avanzar hacia cambios culturales en las comunidades que cazan esta especie, promulgando el reemplazo de la “carne de monte” por otras carnes (por ejemplo, carne de gallina, marrano, etc.) y 4./ implementar programas de educación ambiental más eficaz en la zona de su presencia teniendo en cuenta los mismos criterios anteriormente explicados.

Ateles belzebuth. Es el taxón que se encuentra en mayor peligro en la amazonía colombiana (figura 4); se encuentra en el Apéndice II de CITES y como Vulnerable (V) bajo los criterios de la UICN en Colombia, pero recientemente está clasificada como EN internacionalmente. La distribución geográfica de *A. belzebuth* se restringe a una región de la amazonía colombiana que se encuentra bajo la alta presión que impone los frentes de colonización. En algunos mapas publicados se exagera bastante su areal de distribución lo que pueden inducir a estimaciones equívocas (Hernández-Camacho & Cooper 1976), pues en realidad estas poblaciones se encuentran en parches que se intercalan con otras áreas selváticas donde este animal está ausente. La distribución geográfica de *A. belzebuth* no es clara al oriente de la Cordillera de los Andes y está por investigar como la simpatria con *Lagothrix lagothricha* puede influir sus densidades. Debe enfrentarse el problema de que una de las mejores poblaciones de esta especie se encuentra en el Parque Nacional Natural Sierra de La Macarena, que está amenazada por los crecientes frentes de colonización establecidos en los alrededores de esta área protegida. Otras grandes extensiones de bosques que contienen poblaciones significativas de *A. belzebuth* son los Parques Nacionales Naturales Tinigua y Cordillera de los Picachos en el área selvática ubicada entre los ríos Caguán y Yarí. Los dos parques mencionados anteriormente, están rodeados por frentes de colonización y aunque actualmente se encuentran bastante bien conservados,

ya se han empezado a extraer de ellos los recursos que pueden tener acceso por vía fluvial. Las poblaciones que se encuentran en las laderas de la Cordillera Oriental están altamente presionadas por las actividades de los colonos.

Los siguientes puntos de investigación pueden tener prioridad para esta especie: 1./ esclarecer la distribución geográfica aun muy mal conocida al oriente de la Cordillera de los Andes; 2./ aclarar la relación ecológica entre *A. belzebuth* y *Lagothrix lagothricha* y como influye el "factor *Lagothrix*" en la distribución de *A. belzebuth*; 3./ evaluar las poblaciones y proteger de la cacería para estimar el efecto de la caza ejercido por los colonos, que los cazan como carne de monte, particularmente al este de La Macarena.

Lagothrix lagothricha lugens. Esta subespecie endémica, clasificada como especie por Groves (2006), está clasificada como En peligro (EN) para Colombia, aunque CR con la clasificación internacional. Es uno de los taxones más amenazados en Colombia, pues son blanco preferido de cacería por su tamaño y por su carne. Su hábitat está muy fragmentado por la extensa tala de los bosques andinos. La situación se complica aún más, por el hecho de que es una especie adaptada a vivir en bosques primarios y es altamente improbable que pueda subsistir en otro tipo de hábitat. Una amenaza adicional es el incontrolado comercio de mascotas, siendo muy común que los cazadores maten hembras con crías con la esperanza de obtener sus hijos para venderlos, actividad que por fortuna cada día es más y más controlada por las autoridades. Sin embargo aun no hay programas bien definidos para el manejo de estas crías decomisadas por las autoridades ambientales por lo que es prioritario establecer programas de rehabilitación de estas crías y juveniles bien estructurados para la posterior liberación en el lugar de origen.

Este taxón (figura 5), se encuentra aparentemente en 12-13 unidades de conservación, pero el estado de estas poblaciones, en su mayoría aisladas, es desconocido. Es importante anotar que muchas de estas unidades fueron establecidas con el propósito de conservar hábitats diferentes al requerido por *Lagothrix* y otras (Parques Los Picachos y Puracé), tienen muy poco del hábitat adecuado para la especie. Por lo tanto, el área conservada apta para *Lagothrix* es pequeña y muchas de sus poblaciones están en riesgo por su caza ilegal y la destrucción del hábitat.

El porvenir de *Lagothrix lagothricha lugens* en Colombia depende completamente del incremento de la protección física que se brinde a las poblaciones ya privilegiadas por la ley y del incremento en el tamaño de las unidades de conservación bien protegidas. Sin embargo, un incremento del control y vigilancia requiere un respaldo financiero que el gobierno no está en

capacidad de otorgar. Como las otras especies amenazadas, una prioridad es una evaluación de las poblaciones fragmentadas y la formulación de planes de conservación. Para la conservación de las poblaciones más boreales de la Cordillera Central, el establecimiento de un Parque Nacional Natural, en la Serranía de San Lucas, Cordillera Central (Bolívar) es primordial. La educación ambiental tiene que ser una herramienta básica para que se acabe la caza de estas poblaciones tan frágiles.

Callicebus ornatus. Es una especie de talla pequeña, endémica en Colombia y la mayor parte de su rango de distribución se encuentra solapado con áreas de intensa colonización, aunque por fortuna para la especie una manada requiere de muy poco espacio. *C. ornatus* (figura 6), está considerada como Vulnerable (VU) a nivel nacional e internacional bajo los criterios de la UICN, en gran medida por la alta tasa de colonización que se presenta en su pequeño areal de distribución. Las prioridades de conservación e investigación son las siguientes: 1./ evaluar las poblaciones, determinando sus densidades, peligro y tendencias para el futuro; 2./ definir los rangos de extensión de su areal de distribución al norte y al oriente; 3./ educación ambiental en la zona de distribución natural de la especie y 4./ garantizar el futuro de los bosques donde esta especie se encuentra.

Callicebus discolor. Esta especie es considerada como Vulnerable (VU) por la IUCN a nivel nacional (figura 7). Existe una población muy reducida al sur del Río Guamués en el sur del Putumayo, que se encuentra muy perturbada por actividades petroleras, plantaciones coccaleras y fumigaciones del gobierno con glifosato; por lo cual es imperante realizar acciones de protección en este estrecho rango de distribución en Colombia que garanticen el futuro de esta especie.

Las acciones más urgentes son las siguientes: 1./ evaluar las poblaciones, determinando sus densidades, peligros y tendencias para el futuro y 2./ establecer áreas de protección o reservas en esta zona.

Realmente, la región donde se encuentra la especie es la parte de Colombia con la más alta diversidad de aves y primates conocida en el país y es trágico observar su destrucción con tantas actividades dañinas. Sería trascendental apoyar y plantear una campaña de prioridad nacional para el establecimiento de algún tipo de reserva dentro del Sistema de Parques Nacionales en esta región de la amazonía colombiana, que incluya el sur-occidente del Putumayo hasta las estribaciones y las laderas de la Cordillera de los Andes.

Se ha confirmado recientemente la presencia de una especie nueva *Callicebus caquetensis* en el sur del Caquetá entre los ríos Orteguzaza y Caquetá.

Provisionalmente se clasificó como CR o Críticamente amenazada, debido a la fragmentación extrema de su hábitat. Una descripción y análisis del hábitat para esta especie está en progreso. Un plan de acción para su conservación es urgente.

Aotus del norte. Todas las especies de **Aotus** del norte del país (*Aotus zonalis* (figura 8), *A. griseimembra*, *A. lemurinus*, *A. brumbacki*, se encuentran en la categoría de Vulnerables (VU), por la extensa fragmentación y la tala de los bosques donde viven. De la especie *A. jorgehernandezi*, recientemente descrita, (los datos sugieren que es un sinónimo para *Aotus lemurinus*, Defler *et al* 2002, Defler & Bueno 2007), no se tienen datos apropiados sobre su abundancia y distribución por lo que no es posible hacer una evaluación directa o indirecta de su riesgo de extinción.

Probablemente *A. griseimembra* es la especie que se encuentra en peor estado, por la fragmentación originada por la extensión de las fronteras agrícolas y pecuarias en toda la extensión de su rango de distribución y por las campañas de caza para investigación biomédica en malaria desde 1976 (Hernández y Cooper 1976).

Asimismo, los límites de la distribución de cada una de las especies en este género no están bien establecidas, fundamentalmente por la dificultad que existe en la identificación fenotípica de las especies (Defler & Bueno 2003, 2007). Para este grupo las estrategias prioritarias son las siguientes: 1./ evaluar las poblaciones; 2./ confirmar las distribuciones reales para lo cual es necesario determinar los cariotipos y si las investigaciones actuales en genética lo permiten, establecer marcadores moleculares específicos en individuos con procedencia conocida; 3./ minimizar las capturas para estudios biomédicos en las poblaciones del norte de Colombia particularmente las poblaciones de *A. griseimembra* que han estado sometidas a intensas tasas de extracción como animales de experimentación; 4./ exigir resultados a los bioterios de reproducción *ex situ* con fines biomédicos y realizar evaluaciones de estos productos para ver si cumplen con los requisitos establecidos para proveer animales sanos para programas de repoblación y reforzamiento de poblaciones y 5./ a pesar de sus hábitos nocturnos, crías y juveniles de *Aotus* se encuentran frecuentemente incluidos entre las mascotas en los comercios ilegales de fauna silvestre. Por lo cual, es importante determinar su procedencia (por cariotipo) y alentar a las autoridades ambientales y centros de acopio de fauna decomisada para que se adelanten programas de rehabilitación de crías y juveniles en programas sólidos para la posterior liberación en el lugar de origen.

Aotus amazónicos. *A. vociferans* es una especie de Preocupación menor (LC), pero sometida a fuertes presiones de extracción para estudios biomédicos en los últimos 15 años con permisos otorgados por Corpoamazonia. Sin embargo en el estudio realizado por el FIDIC sobre el estado de las poblaciones de *A. nancymae* (FIDIC 2007) se menciona que no se realizaron avistamientos de *A. vociferans*, pero que en 1984 los colectores capturaron un gran número de estos ejemplares. Si en 1984 había abundancia de esta especie, cabe preguntarse ¿qué ha pasado entre 1984 y 2007, que haya influido en la desaparición de *A. vociferans* en ese sector? ¿la misma disminución de la población ha ocurrido en el resto de la margen colombiana del río Amazonas? Si esto es cierto, la especie estaría en serio peligro de extinción local. Por lo que es urgente la evaluación de estas poblaciones amazónicas. Igualmente en este estudio se registra por primera vez la presencia de *A. nancymae*, en San Juan de Atacuari. Esta es una especie de cuello rojo, característica del margen derecho del Amazonas (Perú, Brasil). Dado que no hay más reportes al respecto, estaríamos ante la presencia de una población aislada y muy vulnerable, que debe ser protegida a toda costa. La presencia de *A. nancymae* en Colombia debe ser corroborada por otros investigadores. Esta es una población “enclave”, originada del paso de individuos de la margen sur del río hacia la parte norte, utilizando meandros del río, como se ha descrito para el Río Marañón (Hershkovitz 1983). Por el tipo de población, puede fácilmente estar amenazada por introgresión genética con *A. vociferans*, por lo cual debe clasificarse automáticamente como Críticamente amenazada (CR). Por otra parte, la tasa reproductiva de una población enclave no es igual a la de poblaciones estables y la tasa de mortalidad puede verse incrementada por la adaptación a un ambiente nuevo.

Saguinus leucopus. Se encuentra incluida en el apéndice I del CITES, bajo los criterios de la UICN se le considera como Vulnerable (VU) y la clasificación internacional de 2008 la define como EN. Igualmente, durante el XIII Congreso Internacional de la Sociedad Primatológica en Japón en 1990, esta fue una de las especies declaradas como prioridad internacional. Esta especie (figura 9) endémica de Colombia, es altamente vulnerable, por su limitada distribución (la más reducida de todas las especies de *Saguinus*) que se encuentra en una zona con alta actividad de colonización donde los animales son vendidos frecuentemente como mascotas para los mercados de Bogotá y Medellín. Se han registrado algunos casos en el mercado ilegal, en donde modifican el color del pelaje “blanqueándole” la melena lo que los hace “más atractivos”, o los sedan con drogas para hacer creer al comprador que son animales mansos. Esta especie no se encuentra bien protegida en Colombia en ninguna reserva del

Sistema de Parques Nacionales, con la excepción del Parque Nacional Selva de Florencia que protege una población muy reducida. No obstante la especie tiene numerosas poblaciones en diferentes lugares tales como el río La Miel (Caldas), Bosque municipal de Mariquita Tolima, aunque muchas de éstas áreas están siendo deforestadas rápidamente particularmente en la últimas dos década después de la apertura de la autopista Bogotá-Medellín y en la zona se está construyendo una gran represa Hidroeléctrica sobre el río La Miel, aguas abajo de la desembocadura del río Moro que forma el embalse Amaní de 1220ha (Calle 1992). Los proyectos prioritarios que deben ser establecidos son los siguientes: 1./ se deben constituir programas de conservación locales; 2./ faltan por hacerse investigaciones ecológicas básicas de la especie; 3./ establecer un Programa nacional sobre especies endémicas; 4./ se necesita instaurar un sistema de reservas naturales; y la Serranía de San Lucas debe ser declarada como Parque Nacional, además parte de la agenda del gobierno nacional debe buscar un mecanismo para trabajar un plan de conservación con los grupos insurgentes; 5./ educación ambiental en todo su areal y 6./ se requiere que la regeneración de bosques sea apoyado por empresas públicas o privadas (por ejemplo ISAGEN), las Corporaciones Autónomas Regionales (Cornare) y grupos particulares. Una alternativa que parece ser interesante, por el incremento en las áreas protegidas es fomentar la participación en estos programas de reforestación a las Reservas Naturales de la Sociedad Civil, bajo estricto acompañamiento de expertos para la selección de especies arbóreas adecuadas para el mantenimiento de las poblaciones que se busca proteger.

En un estudio realizado durante el año 2006, se encontraron más poblaciones de monos tití de las esperadas. Esto indica que la zona se ha convertido en un buen refugio para la especie. Igualmente, se destaca de los censos levantados, que un buen número de individuos por grupo se encontraban en buen estado de salud (ISAGEN S.A. E.S.P. GESTIÓN AMBIENTAL 2006).

Saguinus oedipus. Está considerada como Amenazada (EN) nacionalmente según los criterios de la UICN, no obstante en una revisión reciente de la categorización a nivel nacional con los criterios más recientes de este Comité, se optó por reubicarlo en la categoría Vulnerable (VU), aunque se clasifica Internacionalmente como CR. Esto resalta el éxito de los esfuerzos para su conservación iniciadas desde la década de los ochenta que sumados al cierre del tráfico internacional y al éxito en el control de la captura y venta como mascotas, y al aumento de la vegetación secundaria en muchas zonas con problemas de orden público, han mejorado las condiciones de las poblaciones naturales sin que necesariamente estas sean las ideales (Defler 2004).

La apreciación de que la presencia de la guerrilla puede estar favoreciendo la conservación en algunas áreas, debe ser manejada con precaución debido a que si bien es cierto ha enviado al exilio a gran parte de las poblaciones residentes, lo que sin duda disminuye la presión antrópica sobre las poblaciones animales, no hay datos fidedignos fuera de comentarios en entrevistas que soporten las afirmaciones de que las poblaciones se están recuperando.

La especie (figura 10) ha sido protegida legalmente en Colombia desde 1969 y el constante seguimiento y control ha generado que hoy en día exista un cambio generado en la actitud de la comunidad con respecto a esta especie. El total de la población es desconocida y una extensa área de su distribución ha perdido la cobertura vegetal original desde hace mucho tiempo. Colombia ocupa el puesto número 10 entre los países con índices mayores de deforestación en el mundo (Savage *et al* 1989, Mast *et al* 1993). Esta dramática tasa ha sido atribuida principalmente a la remoción de productos del bosque para la subsistencia de las poblaciones (leña), así como a la extensión de las actividades agrícolas y ganaderas (Cawthon Lang 2005).

Entre 1960 y 1975 se exportaron probablemente entre 30000 y 40000 individuos *S. oedipus* a los EEUU para investigaciones biomédicas y a partir de 1974 esta actividad fue prohibida (Hernández-Camacho & Cooper 1976). La captura para el mercado local ha disminuido ostensiblemente y los zoológicos se resisten a recibir individuos que el público devuelve por su difícil mantenimiento en cautiverio. Unidades de conservación tales como el Parque Nacional Natural Paramillo, la porción remanente del Santuario de Fauna y Flora Los Colorados, la porción sur (margen izquierda del río Atrato) del Parque Nacional Natural Los Katíos, la Reserva Forestal de Montes de María, mantienen poblaciones interesantes de esta especie, al igual que otras reservas y bosques privados en buen estado que requieren ser evaluados y conservados.

Mast *et al* (1993) revisaron todos los aspectos de la conservación de esta especie e incluyeron sugerencias para ampliar y fortalecer los esfuerzos realizados hasta ahora, entre los cuales están: 1./ un listado de sitios claves que deben ser conservados. 2./ incremento en los esfuerzos educativos conservacionistas; 3./ incremento en el reconocimiento del público en general; 4./ extremar las medidas que regulan la protección del medio ambiente; 5./ incrementar los esfuerzos para recuperar los bosques manteniendo específicamente las plantas que son importantes para el mantenimiento de los grupos durante la estación seca; 6./ aumentar los esfuerzos para trasladar poblaciones a hábitats apropiados; 7./ aunar esfuerzos para desarrollar planes de ecoturismo que generen ingresos monetarios a partir de la observación de la

vida silvestre. A lo que podría adicionarse los siguientes puntos: a) Urgente evaluación de las poblaciones adentro y afuera de refugios o unidades de conservación. En este aspecto se tendría que priorizar las evaluaciones y censos en el alto río San Jorge; b) Ubicar geográficamente las poblaciones y finalmente c) Promover la creación de reservas públicas y privadas (Red de reservas de la sociedad Civil).

Un grupo liderado por la Dra. Anne Savage ha estado trabajando en esta especie durante los últimos 24 años involucrando algunas de estas acciones dentro de sus proyectos y por su vasta experiencia con la conservación de esta especie puede coordinar cualquier esfuerzo planeado por otros (Savage *et al* 1996). Una revisión completa de este esfuerzo de conservación puede encontrarse visitando la pagina web www.proyectotiti.com. Este programa está basado en el monitoreo de varios grupos de animales habituados al observador lo que ha permitido comprender mejor la compleja biología de esta especie. Estudios comportamentales, del desarrollo de los infantes, de biología reproductiva y de la ecología de la alimentación, han generado la información básica para esta especie que ha permitido la realización de estudios comparativos con en otros titis tanto en condiciones de campo como en cautividad (Savage *et al* 1996a, b, 1997a, b, 2000a, b, 2003). Indudablemente, el entender los factores que están involucrados en la sobre vivencia de los titis cabeza blanca es crítica para su conservación. Se han realizado estudios dentro de las áreas boscosas en el rango histórico de distribución del la especie, empleando sistemas de mapeo satelital (Thematic Mapper data, Miller *et al* 2004). Estos estudios han mostrado que entre 1990-2000, el 31% del bosque en la distribución histórica del titi cabeza de algodón había desaparecido. La agricultura, el desarrollo urbano, han causado importantes pérdidas del bosque remanente tanto en tierras privadas como en las en las áreas protegidas en parques y reservas (Parque Nacional Natural Paramillo, Santuario de Fauna y Flora Los Colorados, y Reserva Forestal de Montes de Maria). En estas reservas, el 43% del área boscosa de los bordes de los parques ha desaparecido.

Con el incremento anual de la población humana en Colombia estimado en un 1.6% (Patel 2002) es fundamental definir áreas específicas de protección, creando estrategias de mitigación del efecto ocasionado sobre ellas por el crecimiento económico. Otro de los resultados importantes del Proyecto Titi, es que está generando información relevante para orientar estrategias de conservación efectivas a largo para esta especie de primate amenazada.

El Proyecto Titi ha desarrollado programas específicos para la comunidad que han ayudado infundir un orgullo local protegiendo al titi cabeza blanca. El éxito

de esta campaña realizada con el Zoológico de Barranquilla ha dado como resultado una significativa reducción en el número de ejemplares adquiridos en el tráfico ilegal de animales como mascotas en las comunidades rurales que no sólo han aumentado el conocimiento y han desarrollado un fuerte comportamiento ético de conservación, aprovechando las oportunidades para beneficiarse con las actividades de conservación desarrolladas (Giraldo *et al* 2003)

Estos esfuerzos por educar las comunidades locales, desarrollando alternativas económicas de concierto con la conservación y los estudios científicos legítimos proporcionan la base para desarrollar planes de conservación que protegerán eficazmente el titi cabeza blanca para las generaciones futuras.

Alouatta palliata aequatorialis. Esta especie se encuentra en el Apéndice I de CITES y es considerada por la UICN como Preocupación menor (LC) a nivel global, aunque las poblaciones colombianas han sido colocadas en la categoría Vulnerable (VU) a nivel nacional siguiendo los mismos criterios. Se conoce poco sobre la especie en Colombia dado que no ha sido estudiada ni censada exhaustivamente, aunque observaciones casuales y entrevistas con habitantes locales sugieren que la presión de la cacería y la pérdida de hábitat han afectado las poblaciones negativamente. Ramírez-Orjuela y Sánchez-Dueñas (2002) propusieron algunas estrategias de conservación para las poblaciones de la especie en el área de Cabo Corrientes que pueden ser implementadas en todo el Chocó Biogeográfico.

Se sugiere las siguientes actividades de conservación para la especie: 1./ evaluación de poblaciones mediante trabajos de campo e inventarios y 2./ establecer las unidades de conservación y definir áreas protegidas de caza para estas poblaciones y/o unidades de conservación.

Callimico goeldii. La especie se encuentra incluida en el Apéndice I de la CITES y como Vulnerable (VU) a nivel global y nacional, bajo los criterios de la UICN. Es necesario realizar censos de esta especie en Colombia para establecer el estado de las poblaciones y para confirmar las densidades en lugares en donde ha sido observada, tales como los Parques Nacionales Naturales de La Paya y Cahuarí. El conocimiento de *C. goeldii* es muy malo, en parte por sus bajas densidades, encontrándose citada solo en 5 oportunidades en la literatura colombiana (observaciones en campo). Teniendo en cuenta que hasta ahora ha sido considerada como muy rara, si se identifican poblaciones “adecuadas”, se deben formular programas para su conservación y protección en cualquier tipo de áreas en donde sea confirmada su presencia, y plantear la posibilidad de establecer nuevas reservas con los controles adecuados para prevenir en estas

el comercio y cacería de la especie. Por lo tanto, se requiere de más investigación para ubicar y evaluar las poblaciones y establecer su presencia en algunos de los Parques Nacionales dentro de su distribución (Defler 2003, 2004); es indispensable diseñar estrategias especiales para incrementar el conocimiento de esta especie y así mismo tener elementos para diseñar un plan de acción para su protección.

Seis taxones mas fueron clasificamos como Casi amenazada (NT) por el Comité Nacional: *Lagothrix lagothricha lagothricha*, *Cacajao melanocephalus ouakary*, *Cebus albifrons cesarae*, *Cebus albifrons yuracus*, *Cebus albifrons malitiosus*, *Cebus albifrons versicolor*. Es también muy importante realizar las evaluaciones de estos taxones adentro y afuera de las unidades de conservación para establecer los planes de manejo de estas especies, que permitan conservar y/o mejorar el estado actual de las poblaciones de estas especies, evitando así que en el futuro sean clasificadas como amenazadas.

En términos generales, la conservación de las especies de primates en Colombia requiere de la implementación de varias acciones como se han propuesto anteriormente que van desde la estimación real de las poblaciones actuales, mediante censos, con técnicas fiables de consenso que han sido discutidas en NRC, 1981 y últimamente se han descrito métodos más rigurosos como el programa DISTANCE (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>), que son absolutamente necesarios para conocer la localización de poblaciones viables de las especies con algún nivel de amenazada. Cualquiera de las especies con algún nivel de amenaza puede ser el núcleo de un proyecto de investigación para la conservación, pero es claro que las acciones de conservación se extienden a una o varias especies y/o subespecies (Defler *et al* 2003).

Aun para las especies de primates que cuentan con áreas protegidas dentro de su distribución (por ej. un Parque Nacional) su estado dentro del parque debe ser evaluado. En estas evaluaciones se debe incluir los problemas y las acciones que el parque debe implementar para proteger el taxón. Muchos de las áreas protegidas carecen de personal que pueda ofrecen protección activa, solamente son extensas áreas en donde es difícil cazar las especie, por no ser un blanco interesante de caza o por no tener valor comercial.

Finalmente, para todos los casos, la deforestación y pérdida de hábitat es otro de los factores comunes de amenaza. Por lo tanto son una prioridad los programas de reforestación y enriquecimiento de los hábitats con especies arbóreas adecuadas para brindar a las poblaciones de primates una sostenibilidad ecológica con adecuadas fuentes de alimento y refugio.



Figura 1. *Ateles hybridus hybridus*.
Foto: Andres Link.



Figura 2. *Ateles geoffroyi grisescens*.
Foto: Stefen Nasch



Figura 3. *Ateles geoffroyi rufiventris*.
Foto: Novel Rowe.



Figura 4. *Ateles belzebuth*.
Foto: Tom Defler.

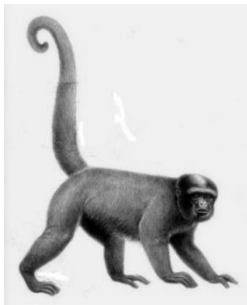


Figura 5. *Lagothrix lagothricha lugens*.
Foto: Stefen Nash.



Figura 6. *Callicebus ornatus*.



Figura 7. *Callicebus discolor*.



Figura 8. *Aotus zonalis*.
Foto: Novel Rowe.



Figura 9 *Saguinus leucopus*.
Foto: Jayme Silva.

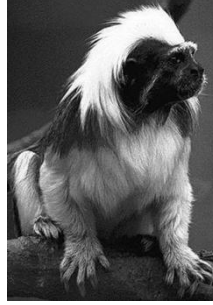


Figura 10. *Saguinus oedipus*.
Foto: José Vicente Hernández

LITERATURA CITADA

- Baker RJ. 1994. Some thoughts on conservation, biodiversity, museums, molecular character, systematic and basic research. *Journal of Mammalogy* 75: 277-287.
- Calle Z. 1992. Informe de actividades y resultados: Censo preliminar y recomendaciones para el manejo de una población natural de *Saguinus leucopus* en la zona de influencia del Proyecto Hidroeléctrico La Miel. No publicado.
- Cawthon Lang KA. 2005. May 18. Primate Factsheets: Cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) conservation. http://pin.primate.wisc.edu/factsheets/entry/cotton-top_tamarin/cons.
- Collins A. 1999. Species status of the Colombian spider monkey, *Ateles belzebuth hybridus*. *Neotropical Primates* 7: 39-41.
- Collins A & Dubach J. 2000. Phylogenetic relationships among spider monkeys (*Ateles*) haplotypes base on mitochondrial DNA variation. *International Journal of Primatology* 21: 421-444.
- Collins A & Dubach J. 2001. Nuclear DNA variation in spider monkeys (*Ateles*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 19: 67-75.
- Collins AC. 2001. The importance of sampling for reliable assessment of phylogenetics and conservation among Neotropical primates: A case study in spider monkey (*Ateles*). *Primate Report* 61: 9-29.
- Defler TR & Bueno ML. 2003. Karyological guidelines for *Aotus* taxonomy. [Abstract] Twenty Sixth Annual American Society of Primatology Conference, Calgary, Canadá. *American Journal of Primatology*.
- Defler TR. 2003. Los Primates de Colombia. *Conservación Internacional*, Bogotá. pp 543.

Defler TR. 2004. Primates of Colombia. Conservación Internacional, Bogotá. pp 550.

Defler TR & Bueno ML. 2007. *Aotus* diversity and the species problem. Neotropical Primates 22: 49-64.

Defler TR, Díaz LJ, Machado E, Monsalve A, Link A, Ramírez C, Torres J, Beltrán M & Aldan AM. 2005. Plan de Acción para la Conservación del Cohíbo en Colombia (Primates: *Ateles hybridus*): Documento Inicial. Fundación ProAves.

Defler TR, Rodríguez-Mahecha JV & Hernández-Camacho J. 2003. Conservation priorities for Colombian primates. Primate Conservation 19: 10-18.

FIDIC. 2007. Estimación del estatus actual de las poblaciones naturales de micos del género *Aotus* en San Juan de Atacuari en el trapecio amazónico colombiano. Informe técnico del FIDIC. Presentado a Corpoamazonia.

Froehlich JW, Supriatna J & Froehlich PH. 1991. Morphometric analyses of *Ateles*: Systematic and biogeographic implications. American Journal of Primatology 25: 1-22.

Giraldo HL, La Rotta C, Savage A, Soto LH & García FE. 2003. Perspectiva de un modelo de educación ambiental en Colombia para la conservación de titi (*Saguinus oedipus*). En: Primatología del Nuevo Mundo: Biología, Medicina, Manejo y Conservación (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar- Montoya F & Savage A), pp: 253-263. Bogotá. Centro de Primatología Araguatos.

Groves CP. 2006. The Primates. En: Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference, 3rd edition (eds. Wilson DE & Reeder DM), pp: 111-181. Baltimore. The Johns Hopkins University Press.

Hershkovitz P. 1983. Two new species of night monkeys, genus *Aotus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report on *Aotus* taxonomy. American Journal of Primatology 4: 209-243.

Hernández-Camacho J & Cooper RW. 1976. The non-human primates of Colombia. En: Neotropical Primates: Field Studies and Conservation (eds. Thorington Jr. RW & Heltne PG), pp: 67-100. Washington, D. C. National Academy of Sciences.

ISAGEN S.A. E.S.P. 2006. Informe de Gestión ambiental 2006. 64 pp.

IUCN. 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. Website: <www.iucnredlist.org>.

Jones CB. 2001. Introduction: sampling neotropical primates: implications for conservation and socioecology. Primate Report 61: 1-5.

- Kellogg A & Goldman EA. 1944. Review of the spider monkeys. *Processes of U.S. National Museum* 96: 1-45.
- Mast RB, Rodríguez JV & Mittermeier RA. 1993. The Colombian cotton-top tamarin in the wild. En: *A Primate Model for the Study of Colitis and Colonia Carcinoma: The Cotton-top Tamarin, Saguinus oedipus* (ed. Clapp NK), pp: 3-43. Boca Raton, CRC Press.
- Miller L, Savage A & Giraldo HL. 2004. Quantifying the remaining forested habitat within the historic distribution of the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) in Colombia: implications for long-term conservation. *American Journal of Primatology* 64: 451-457.
- NRC (National Academy Press). 1981. *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. National Academy Press. Washington, D.C. pp. 233.
- Pires-Costa L, Leite YLR, Mendes SL & Ditchfield AD. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 672-679.
- Ramírez-Orjuela C & Sánchez-Dueñas IM. 2002. Conservación del mono aullador negro (*Alouatta palliata aequatorialis*) en un bosque húmedo tropical del Chocó Biogeográfico de Colombia. Centro de Primatología Araguatos–Margot Marsh Biodiversity Foundation. Bogotá, D.C. 74 pp.
- Rodríguez-Mahecha JV, Alberico M, Trujillo F & Jorgenson J. 2006. Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia. Bogotá. Conservación Internacional Colombia.
- Savage A. 1997. Developing a conservation action plan for the cotton-top tamarin in Colombia. En: *Primate Conservation: The Role of Zoological Parks* (ed. Wallis J), pp. 97-112. Volume 1, American Society of Primatologists' Special Topics in Primatology.
- Savage A, Snowdon CT & Giraldo LH. 1989. Proyecto Tití: a hands on approach to conservation education in Colombia. *AAZPA Annual Conference Proceedings*. pp. 605-606.
- Savage A, Airopfsky DS, Soto LH, Giraldo LH & Causado J. 1996. Developing alternatives to forest destruction. *Primate Conservation* 17: 127-130.
- Savage A, Snowdon CT, Giraldo HL & Soto LH. 1996a. Parental care patterns and vigilance in wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*). En: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates* (eds. Norconk M, Rosenberger A & Garber P), pp: 197-199. New York. Plenum Press.
- Savage A, Giraldo HG, Soto LH & Snowdon CT. 1996b. Demography, group composition and dispersal in wild cotton-top tamarins. *American Journal of Primatology* 38: 85-100.
- Savage A, Shideler SE, Soto LH, Causado JC, Giraldo LH, Lasley BL & Snowdon CT. 1997. Reproductive events of wild cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*) in Colombia. *American Journal of Primatology* 43: 329-337.

Savage A, Giraldo LH, Soto LH & García F. 2000a. Proyecto Tití: Esfuerzos integrados para la conservación del tití cabeciblanco (*Saguinus oedipus*) en Colombia. En: Actitudes Hacia la Fauna en Latinoamérica (eds. Nassar-Montoya F & Crane R), pp: 221-236. Washington, DC. Humane Society International-Centro de Primatología Araguatos.

Savage A, Soto LH & Giraldo LH. 2000b. Proyecto Tití: The conservation impact of long-term monitoring of the endangered cotton-top tamarin population on local communities. Proceedings of the Second International Conference on Wildlife Rehabilitation. Humane Society International. pp. 24-34.

Savage A, Giraldo LH, Soto LH, García FE & Nassar F. 2003. Proyecto Tití: Establecimiento de técnicas de campo para el monitoreo a largo plazo del Tití Cabeciblanco (*Saguinus oedipus*) en Colombia. En: Primatología del Nuevo Mundo: Biología, Medicina, Manejo y Conservación (eds. Pereira-Bengoa V, Nassar-Montoya F & Savage A), pp: 40-46. Bogotá. Centro de Primatología Araguatos.

MONOS EN GUYANA FRANCESA: DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA EN RELACIÓN CON LOS HÁBITATS Y SUS AMENAZAS

Benôit de Thoisy

RESUMEN

El Escudo Guyanés es una formación geológica cubierta por bosque tropical húmedo, cuya diversidad biológica enfrenta amenazas sobre las especies y los hábitats, tales como la caza, la tala de madera y la explotación del oro. Se estudió el estado de conservación de los primates en distintos lugares del norte de la Guyana francesa, en donde se encuentra la mayor parte de la población humana. La caza representa la amenaza más importante para las especies sensibles, y es responsable de la reducción dramática de la biodiversidad y de la abundancia de los monos. Aunque estudios anteriores ponen en evidencia que la biomasa de monos cazados es baja comparativamente a la biomasa de otro tipo de presas, la cosecha es cercana o está por encima del umbral máximo sostenible para los monos aulladores y maiceros. Esto ocurre incluso cuando las actividades se limitan a la cacería para subsistencia. La extracción de madera tiene un impacto directo más bajo sobre los monos, en parte porque este tipo de explotación está controlada por el gobierno Guyana francesa y restringida a áreas de manejo. Sin embargo, los caminos construidos para la explotación de madera contribuyen a la fragmentación de la selva y permiten a los cazadores tener un acceso en vehículo a la selva más profunda y a la disminución de las poblaciones de primates. La extracción selectiva de madera por un largo período tiene más impacto negativo sobre la población de monos que una extracción más intensiva y de corto tiempo. En la Guyana francesa el papel de las zonas protegidas parece poco eficaz debido al número escaso de áreas y a los recursos limitados. Una política de conservación más activa, un mejor control de las actividades ilegales y un diseño más eficaz de manejo de la selva y de las especies, son necesarios para asegurar la conservación de la fauna en la región.

Palabras claves: Primates del Nuevo Mundo, caza, extracción de madera, riqueza, densidad.

ABSTRACT

The Guiana shield is covered by a large block of unfragmented *terra firme* rainforest, but biodiversity is facing growing threats on species and habitats, including logging, mining, and hunting. Conservation status of primates was evaluated by field surveys in the northern part of the country, where are concentrated most of human populations. Hunting is the major threat for such sensitive species, and responsible of dramatic decreases of both diversities and abundances. Although previous monitoring of game harvests showed that hunted biomass of primates was low compared to other game species, harvests were close to or beyond maximal sustainable thresholds for howlers and capuchins, even when hunting activities were devoted to subsistence purposes. Logging has lower direct impact on primate communities, since to date in French Guiana this activity is controlled by government agencies and restricted to rather well managed areas. Nevertheless logging tracks provide easy accesses for motorized hunters to large and undisturbed areas, and contribute to species rarefaction. Also, despite selective harvests, long logging periods have more important detrimental impacts on monkey's populations than shortened and more intensive logging periods. Protected areas remain inefficient in French Guiana, due to their low number and limited means. A more active conservation policy, a better control of illegal activities and a more efficient forest and species management scheme, are necessary to ensure wildlife conservation in the region.

Key Word: New World primates, logging, mining, hunting, primate's density.

INTRODUCCIÓN

El escudo Guyanés es la unidad de bosque tropical húmedo prístino más extenso del mundo (Norconk *et al* 1996). En el macizo se encuentra flora distinta a la de la flora de la cuenca amazónica (Lindeman & Mori 1989). Alrededor de setenta especies de mamíferos no voladores están presentes en estos bosques, incluyendo nueve especies de monos. La riqueza específica es escasa en comparación con la región amazónica oeste, ya que son ambientes desfavorables por tener un suelo pobre en nutrientes (Emmons 1984). A pesar de un contexto favorable para la conservación del medio ambiente, la Guyana francesa sufre de falta de gestión gubernamental para conservar los recursos ambientales. Esto se refleja en el hecho de que sólo el 3% del área está declarado como reserva natural (IUCN categoría 1-4). El territorio enfrenta también amenazas ligadas al dramático incremento de la explotación de oro (Hammond *et al* 2007). Además, actualmente no se ejercen regulaciones legales

sobre la cacería, lo que resulta en una presión de caza expandida y a menudo insostenible.

El estudio de la estructura de las comunidades de los primates es un acercamiento para investigar los impactos de los factores bióticos, abióticos y humanos sobre los patrones de las comunidades (Peres 1997, Haugaasen & Peres 2005). En la Guyana francesa se encuentran ocho especies de primates: el mono aullador (*Alouatta seniculus macconnelli*), el mono araña negro (*Ateles paniscus paniscus*), dos especies de maiceros (*Cebus apella apella* y *Cebus olivaceus castaneus*), el mico volador de cara blanca (*Pithecia pithecia pithecia*), el saki (*Chiropotes satanas satanas*), el mono ardilla común (*Saimiri sciureus sciureus*), y el tití de manos doradas (*Saguinus midas midas*). Todas las especies ocupan una gran área de distribución excepto el saki que se encuentra sólo al sur del país. Los monos araña y los dos pithecinos se encuentran protegidos por la ley, las otras especies pueden ser cazadas para subsistencia solamente. En una investigación anterior (de Thoisy *et al* 2005), se determinó la presión de caza en 4 zonas del norte del territorio, y se encontró una cosecha superior al umbral de sostenibilidad de las grandes especies de primates. Esta investigación estudió también 17 inventarios en zonas prístinas y en zonas de cacería y mostró una reducción significativa de la abundancia de las grandes especies en las zonas intervenidas. Numerosas especies de aves y mamíferos son considerados en amenaza en la región norte, donde vive la mayor parte de la población.

Esta publicación completa la investigación anteriormente mencionada, con un total de 30 inventarios en sitios del norte del país. El objetivo es obtener más información sobre la estructura de las comunidades de los primates y ampliar las discusiones con respecto a la presión humana (extracción de madera, caza) y características florísticas de los hábitats.

METODOLOGÍA

Generalidad sobre el medio ambiente

La Guyana francesa es un departamento francés de ultramar con 84000km² de extensión. La población es aún escasa, aproximadamente 200000 habitantes, pero en los últimos años su crecimiento ha sido dramático (Barret 2001). La mayor parte de la población vive sobre la franja costera y a lo largo del río Maroni (frontera con Surinam). El clima es de tipo ecuatorial con dos temporadas secas, una pequeña durante el mes de marzo y una grande de agosto a diciembre. La precipitación media anual aumenta del oeste hasta el este, desde 1500 hasta más de 4000mm. Ochenta por ciento del departamento está cubierto de bosques húmedos tropicales no indudables. La llanura aluvial

costera es bastante estrecha y está cubierta de manglares, sabanas, bosques de transición y pantanos de vegetación herbácea (de Granville 1988). En comparación con otros países neotropicales, el estado de conservación de la selva es bueno (Whitmore 1997), pero el crecimiento de la población en estos últimos años y la explotación reciente del oro (Hammond *et al* 2007) amenazan directamente la biodiversidad terrestre.

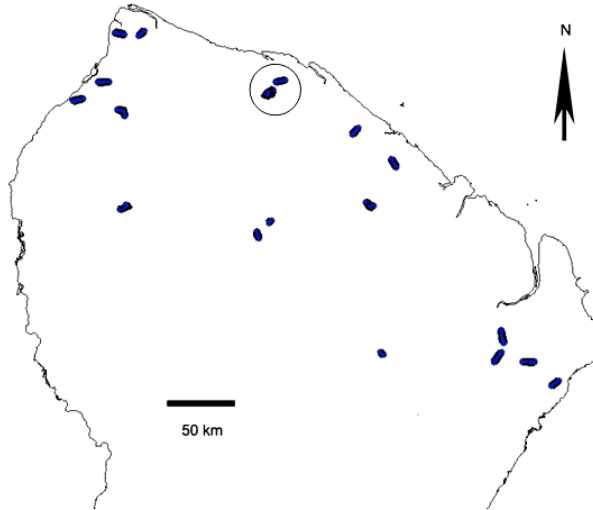


Figura 1. Ubicación de los sitios estudiados donde se observaron las comunidades de primates. El área rodeada representa los sitios donde el continuo fue manejado cuatro veces, con un incremento de las presiones sobre la selva y especies.

El monitoreo de los sitios

Los sitios estudiados están representados en la figura 1 y las características principales están indicadas al pie de la tabla 1.

Entre los tipos de vegetación, los hábitats 1, 2, 3, 4 y 5 están en bosques húmedos tropicales de tierra alta. Este tipo de selva es el más común del escudo guyanés y se encuentra sobre suelos bien drenados del nivel del mar hasta 400-600m. Los suelos son ferralíticos y oligotróficos, el dosel es denso entre 25-40m de altura; hay una gran diversidad de especies de árboles, las especies más numerosas pertenecen a las familias Lecythidaceae, Caesalpiniaceae, Chrysobalanaceae y Sapotaceae (de Granville 1988). Los hábitats se dividieron en seis categorías (tabla 2).

Tabla 1. Características generales de las áreas estudiadas.

Lugar	Caza	Tala de madera	Acceso	Fragmen tación	Tipo de vegetación*
Lucifer	0	0	0	0	5
Cr. Maurice	2	0	2	1	5
Charvein	3	0	3	3	6
Coswine	1	0	3	0	6
Matiti	3	1	3	3	1
Patagaie	3	1	3	3	6
Counami A, 1998	1	0	2	1	1
Counami A, 2000	2	0	3	2	1
Counami A, 2001	3	2	3	2	1
Counami A, 2003	3	3	3	2	1
Counami B, 1998	1	0	2	1	1
Counami B, 2000	2	0	3	2	1
Counami B, 2001	3	0	3	2	1
Counami B, 2003	3	1	3	2	1
Counami T, 1998	0	0	1	0	1
Counami T, 2000	0	0	1	1	1
Counami T, 2001	1	0	1	1	1
Counami T, 2003	1	0	1	1	1
RNT	0	0	1	0	1
CSG	2	1	2	3	1
RN2	1	0	3	1	1
RN3	3	0	3	2	1
Apatou	3	0	3	2	2
Balaté	3	1	3	2	2
RN1	1	0	2	1	1
Balata	2	0	2	1	4
Trinité Leblond	1	0	0	0	1
Kaw	1	0	0	0	1
Trinité Aimara	0	0	0	0	1
Nouragues	0	0	0	0	3

*ver tabla 2 para detalle de vegetación

Caza: 0= no caza, 1= presión de caza baja, 2= presión de caza media, 3= presión de caza pesada

Extracción de madera: 0= no extracción, 1= extracción antigua (se acabó más de 10 años antes del continuo), 2= reciente y corto periodo de extracción (< 1 año); 3= reciente y largo periodo de extracción.

Accesibilidad con máquina motorizada (barco o vehículo): 0= parcela localizada al menos a 10km del acceso lo más cerca, 1= acceso entre 5 y 10km del sitio, 2= acceso entre 2 y 5km del sitio, 3= acceso cerca de menos de 2km del sitio.

Fragmentación: 0= no fragmentación, 1= sólo una carretera cercano del sitio, 2= algunas carreteras muy cercas del sitio, 3= sitio aislado.

Tabla 2. División de hábitats estudiados de acuerdo a características físicas.

Hábit.	Topografía	Dosel	Fragmentación	Otros
1	Selva sin relieve	Alto	Sin fragmentación	Numerosos valles pequeños
2	Selva sin relieve	Alto	Sin fragmentación	Sin valles
3	Selva sin relieve	Alto	Fragmentación	Sin valles
4	Selva sin relieve	Bajo	-----	-----
5	Selva con relieve importante	Alto	Sin fragmentación	-----
6	Selva de transición	-----	-----	Antiguas llanuras costeras*

*Las especies de árboles que dominan son *Parinari campestris*, *Licania* sp. (Chrysobalanaceae), *Protium heptaphyllum* (Burseraceae), *Inga* spp. (Mimosaceae), y *Euterpe oleraceae* (Arecaceae) (de Granville 1988).

Metodología de inventario y análisis de los datos

La toma de muestras a lo largo de un transecto lineal es el método más adecuado para las investigaciones sobre los grandes mamíferos diurnos (Voss & Emmons 1996). Cada área se estudió a lo largo de un camino lineal (de 4 hasta 5km), lo que representa un total de 102 ± 10 km por sitio (de Thoisy 2000). El papel de la estructura de la selva y de las amenazas humanas sobre la diversidad de los primates fue analizado con análisis de covarianza (ANCOVA). Las correlaciones entre las características de los sitios y la abundancia relativa de las especies fueron analizadas con análisis de correspondencia canónicos.

RESULTADOS

Diversidad de las comunidades de los primates

El número de especies por sitio cambia de 2-3 especies en los sitios más perturbados con una dominancia de las comunidades de titis y sakis, hasta 6 especies (aulladores, monos araña, maiceros de dos especies, sakis de cara blanca y titis) en selva prístina. Esta riqueza específica tenía correlación negativa con el nivel de perturbación (ANCOVA, $r^2= 0.75$), y estuvo específicamente alterada por la caza ($p= 0.0001$), y la fragmentación de la selva ($p= 0.05$). Al contrario, el tipo de selva no tenía impacto significativo sobre la diversidad.

Abundancias

La abundancia de los grandes primates tenía correlación negativa con el nivel de amenazas, y sobre todo con la presión de caza por los maiceros cachones (ANCOVA, $r^2= 0.63$, impacto significativo del nivel de caza: $p= 0.001$), aulladores ($r^2= 0.62$, impacto de nivel de caza: $p= 0.001$), y monos araña ($r^2= 0.64$, impacto del nivel de caza: $p= 0.05$). El tamaño de los grupos de monos aulladores estuvo relacionado directamente con la presión de caza: el tamaño de los grupos en

áreas sin caza fue de 4.6 ± 1.5 animales, 3.8 ± 1.5 en áreas de presión de caza baja a mediana, y 3.6 ± 2.0 en los sitios a una presión de caza alta (Kruskall-Wallis test: $p= 0.001$). El tamaño promedio de los otros grupos de monos no cambia de manera significativa (por ejemplo, en maiceros cachudos = 7.1 ± 3.7 animales en los sitios sin caza contra 5.9 ± 2.8 animales en los sitios con caza, no significativo Kruskall-Wallis test). Sin embargo, la relación evidente entre la accesibilidad del sitio y la presión de caza limita la posibilidad de poner en evidencia cual es el factor preponderante contribuyendo a una disminución en la densidad. Por otro lado, la abundancia de los pequeños titis incrementa en selva perturbada ($p= 0.01$ por nivel de fragmentación del hábitat). Debido a un muestreo escaso en algunos hábitats, la correlación entre densidad y tipo de selva es difícil de poner en evidencia. Por lo menos, los maiceros y los sakis son más frecuentes en el hábitat de tipo 5, selva con relieve importante y dosel alto ($p= 0.06$ y $p= 0.07$, respectivamente).

La figura 2 muestra una vista general de las relaciones entre la abundancia de las especies y el tipo de sitio, y pone en evidencia la correlación entre el nivel de las amenazas y la abundancia de los grandes frugívoros Cebidos.

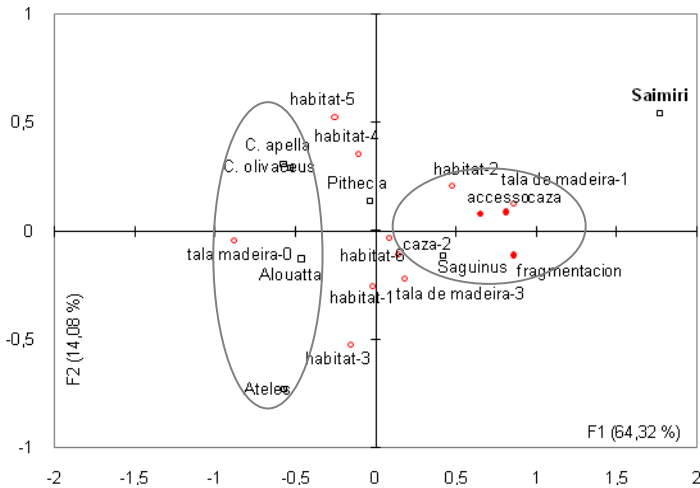


Figura 2. Canonical Correspondance Analysis; muestra relaciones entre abundancias de monos y características de los sitios de muestreo.

DISCUSIÓN

Como en la mayor parte de los otros sitios del Escudo guyanés y de la cuenca amazónica (Freese *et al* 1982, Sussman & Philips Conroy 1995, Peres 1997, Lehman 2000, Haugaasen & Peres 2005), la presión humana en la Guyana francesa es el factor que contribuye más en las variaciones de diversidad y de

densidad de la población de primates. El papel potencial de los factores ligados al hábitat (ej., topografía, geomorfología, tipo de selva) son difíciles de probar sin ambigüedad, dado que el impacto de las amenazas humanas es mucho más importante y esconde las otras variables. La alta densidad de maiceros y sakis en zonas con relieve necesita de otras investigaciones, porque el hábitat debe tener también una diversidad importante sobre el aspecto florístico (de Granville 1988).

La caza de los primates está siendo generalizada en la Guyana francesa, y resulta una presión incompatible con el mantenimiento de las grandes especies en el norte de la región (de Thoisy *et al* 2005). Aunque está prohibida, la venta de carne de mono es común. La presión sobre las especies depende también de las interacciones de factores geográficos, culturales y socioeconómicos. Básicamente, todas las comunidades humanas, indígenas o no, pueden cazar primates para subsistencia o intercambio (de Thoisy *et al* 2005). Sin embargo el origen étnico de los cazadores y/o el destino de la carne de monte estuvo claramente relacionado con la intensidad de la caza. Es tradicional que los indígenas cacen poco, y se enfocan sobre los grandes animales, principalmente ungulados y las grandes aves frugívoras (Renoux 1998). Pero en zonas forestales con presión de caza mayor, y utilizadas por distintas comunidades, la densidad de animales tradicionalmente cazados disminuye y la presión sobre los primates para subsistencia crece (ej. sitios de Counami y Macouria, tabla 3). Ahí, se ha observado un alto riesgo de sobre explotación de las especies más sensibles (de Thoisy & Renoux 2004, de Thoisy *et al* 2005). Al contrario, los primates son cazados más ocasionalmente por cazadores profesionales (sitios de Regina, St Georges) (tabla 3). Como la venta de carne de primates está prohibida, el precio de la carne de mono está más bajo que el de ungulados y de aves que se pueden vender legalmente. Junto con las comunidades locales, los explotadores de productos forestales y los trabajadores de las minas de oro, también crean una presión difícil de cuantificar sobre las especies. Con suma urgencia, debería ser puesta en aplicación una política que incluya educación, manejo y represión, para hacer frente a la decadencia de las especies sensibles y a una extinción local de los grandes primates, aves frugívoras o tapires. En una reciente revisión del decreto ministerial de protección de la fauna en la Guyana francesa, fue pedido por distintas ONG's y conservacionistas una protección integral de todos los primates, pero cayó frente a las prerrogativas de los cazadores. Ahora no hay ni cuota, ni tampoco periodo de levantamiento de caza, por ninguna especie en la Guyana francesa, y los controles de los cazadores furtivos son excepciones. Un verdadero plan de manejo y protección de la biodiversidad debe ser aplicado rápidamente, y en la medida de lo posible con un control de

caza junto con todos los países del escudo Guyanés, en efecto muchos indígenas no reconocen las fronteras administrativas.

Tabla 3. Comunidad de monos en Guyana francesa. Adaptación por Thoisy et al 2005.

	Counami	Macouria	Régina	St Georges	Trois Sauts*
Comunidad	varios	indígenas	varios	varios	indígenas
Uso de la carne	1	3	2	2	1
Partición del área de caza	si	si	si	si	no
Biomasa de mono/ biomasa total	1.9%	6.4%	0.5%	0.3%	14%
Biomasa de mono/ cazador/100km ² **	0.51kg	1.52kg	0.17kg	0.22kg	2.2kg
Sostenibilidad ***	aull: no capu: si	aull: no capu: no	capu: si	aull: si capu: si	aull: si capu: si at: si****

* Sitio en el sur del país, estudiado por Renoux 1998; **Uso de la carne:** 1: subsistencia; 2: venta; 3: subsistencia y venta; ** Este variable permite comparar el esfuerzo de caza entre las comunidades con distintas numero de cazadores y diferente tamaño de área utilizada por los cazadores; *** Sustentabilidad de la cosecha tasada en comparación de la toma observada con un umbral máximo de toma calculado multiplicando la densidad de especie x área proyectada x 0.03 (Robinson 2000); **** Dado que el inventario no fue llevado directamente sobre el sitio, los datos de densidad provienen de densidad media conseguida sobre otros sitios de presión de caza baja; **aull:** aullador, **capu:** capuchino; **at:** ateles.

A pesar de una extracción de madera selectiva en Guyana francesa, con 4-8m³ de madera extraída/ha, la tala de madera está ligada a una presión de caza debido a la cantidad de accesos y fragmentación que engendran la apertura de caminos. El monitoreo de los sitios de Counami (círculo en la figura 1) pone en evidencia el impacto indirecto de la tala de madera. Las investigaciones estuvieron manejadas en 2 áreas que tienen impacto directo (tabla 1: Counami A, Counami B) y en un área próxima pero que no tiene impacto directo (tabla 1: Counami T). En los sitios sometidos a un impacto directo, la abundancia de grandes animales disminuye rápidamente como consecuencia directa de caza (figura 3). Una tendencia similar se observó en el área de Counami T (figura 4), pero dos años más tarde este diseño se pudo explicar por el pequeño tamaño relativo de este sitio no explotado (10000ha), pero rodeado por áreas cazadas y explotadas. Un manejo de la explotación forestal debe tener en cuenta este impacto subsecuente a la intervención, y proveer áreas de refugio suficientemente grandes para proteger eficientemente la fauna silvestre. La figura 5 compara la diversidad de los primates en la selva prístina, selva con extracción de madera antigua y selva con explotación reciente, con una distinción entre una actividad extractiva de período corto y largo. Es claro que

una explotación de madera de corto o largo período tiene un efecto distinto y determinante sobre las comunidades de los primates [ANOVA: la diversidad disminuye de manera significativa entre el nivel 0= no extracción y el nivel 1= extracción antigua ($p= 0.01$); no hay un decrecimiento significativo entre el nivel 1 y el nivel 2= reciente pero período corto de explotación; disminución significativa entre el nivel 2 y el nivel 3= reciente y período largo de explotación ($p= 0.007$). Debe ser escogida una explotación de corto período para restringir los impactos negativos sobre la biodiversidad.

Los análisis biogeográficos de las comunidades de primates muestra primero que los primates no pueden resistir frente a una caza no manejada, así sea para subsistencia, debido al aumento de la densidad de la población. Las investigaciones vuelven a discutir la idea globalmente admitida de que las poblaciones indígenas tienen una capacidad intuitiva de usar los productos de la naturaleza de manera sostenible. A menudo, el equilibrio entre la toma de productos de la selva y los grupos indígenas se explica más por una escasa densidad de población indígena y por una extracción de madera en los hábitats sometida a una presión escasa. Esto influye más que el conocimiento activo y capacidad de adaptación del manejo de los recursos forestales.

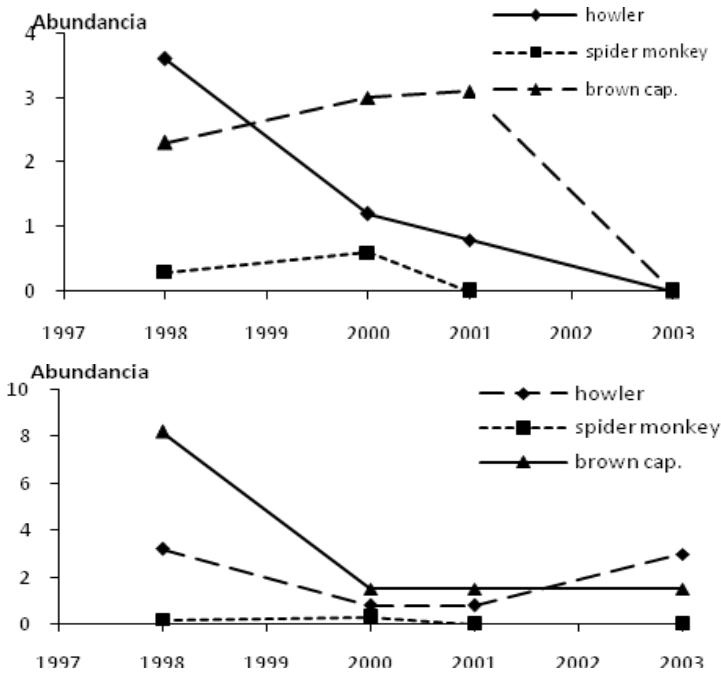


Figura 3. Evolución de la abundancia (Indexo Kilométrico) de los grandes Cebidos en dos áreas forestales cazados hasta 1999 y extracciones de madera en 2000 (Counami A en la tabla, arriba) y 2001 (Counami B, abajo).

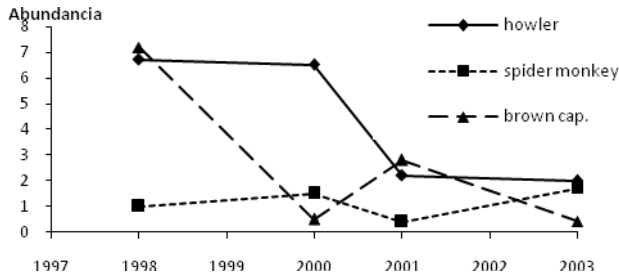


Figura 4. Evolución de la abundancia (Indexo Kilometrico) de los gran Cebeidos en selva próxima (<5km) de area de caza y extracción de madera (Counami T en la tabla 1).

Segundo, está probado que la conservación de los primates va a la par de medidas de protección apropiada a las especies y a los hábitats. Tercero, aunque la explotación de madera selectiva en Guyana francesa tiene un efecto limitado sobre la fauna terrestre, el manejo de la selva debe incluir áreas de refugio grandes y bien elegidas, para reducir la perturbación sobre las especies de primates.

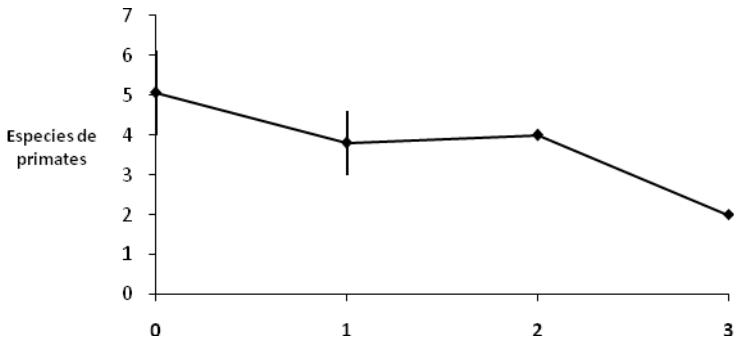


Figura 5. Riqueza de las comunidades de primates en relación con las actividades de tala de madera. Presión de extracción: nivel 0= no extracción; nivel 1= antigua extracción; nivel 2= reciente pero extracción de corto periodo; nivel 3= reciente pero extracción.

AGRADECIMIENTOS

Las inventarios fueron financiados por el Office National des Forêts (France), la Direction Régionale de l'Environnement (France), la Reserva Natural de la

DE THOISY

Trinité, el parque zoológico Doué-la-Fontaine (France), el parque zoológico "La Vallée des Singes" (France), y la asociación Kwata. El Centre Spatial Guyanais/Centre National d'Etudes Spatiales permitió llevar a cabo las investigaciones sobre las áreas vigiladas.

LITERATURA CITADA

Barret J. (ed.). 2001. Atlas illustré de la Guyane. France. IRD éditions.

de Granville JJ. 1988. Phytogeographical characteristics of the Guianan forests. *Taxon* 37: 578-594.

de Thoisy B. 2000. Line-transects: sampling application to a rainforest in French Guiana. *Mammalia* 64: 101-112.

de Thoisy B, Renoux F & Julliot C. 2005. Hunting in northern French Guiana and its impacts on primates communities. *Oryx* 39: 149-157.

de Thoisy B & Renoux F. 2004. Status of the lowland tapir in French Guiana: hunting pressure and threats on habitats. Second International Tapir Symposium, TSG/SSC, Panamá.

Emmons LH. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16: 210-222.

Freese CH, Heltne PG, Castro N & Whitesides G. Patterns and determinants of monkey densities in Perú and Bolivia, with notes on distribution. *International Journal of Primatology* 3: 53-90.

Hammond DS, Gond V, de Thoisy B, Forget PM & DeDijn B. 2007. Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. *Ambio* 36: 661-670.

Haugaasen T & Peres CA. 2005. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology* 67: 243-258.

Lehman SM. 2000. Primate community structure in Guyana: a biogeographic analysis. *International Journal of Primatology* 21: 333-351.

Lindeman JC & Mori SA. 1989. The Guianas. En: *Floristic Inventories of Tropical Countries: The Status of Plants Systematics, Collections and Vegetation, Plus Recommendations for the Future* (eds. Campbell DG & Hammond HD), pp: 375-390. New York. New York Botanical Garden.

Norconk MA, Sussman RW & Philips-Conroy J. 1996. Primates of the Guyana shield forests: Venezuela and the Guianas. En: *Adaptative Radiations of Neotropical Primates* (eds. Norconk MA, Rosenberg AL & Garber PA), pp: 69-83. New York. Plenum Press.

Peres CA. 1997. Primate community structure at twenty western amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 13: 381-405.

Renoux F. 1998. Se nourrir à Trois Sauts: analyse diachronique de la prédation chez les Wayãpi du Haut-Oyapock. *Journal d'Agriculture Traditionnelle et de Botanique Appliquée* 40: 167–180.

Robinson JG. 2000. Calculating maximum sustainable harvests and percentage offtakes. En: *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (eds. Robinson JG & Bennett EL), pp: 521–524. New York, USA. Columbia University Press.

Sussman RW & Phillips-Conroy JE. 1995. Survey of the distribution and density of primates of Guyana. *International Journal of Primatology* 16: 761-791.

Voss RS & Emmons LH. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230: 1-115.

Whitmore TC. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. En: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Populations* (eds. Laurance WF & Bierregaard Jr. RO), pp: 3-12. Chicago. The University of Chicago Press.

EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN Y DE LA PRODUCCIÓN DE FRUTOS EN COMUNIDADES DE PRIMATES NEOTROPICALES

Pablo R. Stevenson

RESUMEN

Las comunidades naturales de primates del Neotrópico se pueden caracterizar como ensamblajes estructurados de niveles tróficos bajos a altos. Esto debido a que tanto la biomasa como la riqueza de especies se pueden predecir con base en la producción de frutos. Sin embargo, este tipo de análisis no se ha aplicado a bosques fragmentados y por lo tanto no es fácil predecir los efectos de la deforestación en las comunidades de primates. En este estudio analizo la influencia de la producción de frutos en comunidades neotropicales de bosques continuos ($\geq 15\text{km}^2$) y en lugares fragmentados donde la cacería no es fuerte y se estudia el grado de anidamiento taxonómico en las comunidades. La base de la comparación es información de la densidad de todas las especies de primates diurnos en más de 30 localidades, incluyendo 5 lugares fragmentados en Colombia. Adicionalmente documenté la abundancia de frutos en los sitios de estudio usando tres métodos diferentes: trampas de frutos, estimativos de producción a partir de transectos y área basal de plantas endozoocóricas. Los resultados indican que al incluir los lugares fragmentados, la abundancia de frutos sigue estando significativamente correlacionada con la biomasa y con el número de especies, sin embargo el poder de predicción no es tan alto en fragmentos. Esto se debe principalmente a que las especies que logran sobrevivir en fragmentos es un subgrupo sesgado de las que se encuentran en ambientes no intervenidos y para algunos de ellos (ej. *Alouatta* spp.), parece haber otros factores diferentes a la abundancia de frutos determinando sus densidades.

Palabras clave: Biomasa, ensamblaje de comunidades, riqueza de especies, primates en fragmentos.

ABSTRACT

Natural primate communities in the Neotropics can be characterized to be

governed by bottom-up forces, since both species richness and biomass are highly predictable from estimates of fruit production. However, this analysis has not been applied to forest patches and it is difficult to predict the effects of fragmentation on primate communities. In this study, I analyzed the influence of fruit production in Neotropical primate communities in continuous forests ($\geq 15\text{km}^2$) and fragments without a high hunting pressure and I also analyzed the degree of taxonomic nesting within the assemblages. I used published and personal information from more than 30 sites, including 5 places affected by fragmentation in Colombia. In addition, I gathered data on fruit abundance including three different methods (fruit traps; transect estimates, and the basal area of endozoochoric plants). The results indicated that primate abundance showed significant positive relationships with fruit production, even with the inclusion of fragmented sites. However, the predictive power of the relationship is lower when including forest patches. Part of the loss of predictability in patches seems to be related with the fact that the species that manage to survive in fragments are a biased subset of the original assemblage, and for these species (*i.e.*, *Alouatta* spp.) there seems to be other factors determining their abundance.

Key Words: Biomass, community assemblage, primate communities, species richness.

INTRODUCCIÓN

Los ensamblajes de primates de diferentes partes del mundo han sido ampliamente estudiados en las últimas décadas (Fleagle *et al* 1999, Stevenson 2001, Peres & Palacios 2007). En la actualidad es bien sabido que a nivel global las principales diferencias entre las comunidades de primates localizadas en los distintos continentes se deben a diferencias taxonómicas y ecológicas, ya que los diferentes linajes han evolucionado de forma primordialmente independiente (Bourlière 1985, Terborgh & van Schaik 1987, Kappeler & Heymann 1996, Fleagle & Reed 1999). A pesar de estas diferencias, sí hay patrones comunes a la gran mayoría de las comunidades, donde se evidencia una relación entre condiciones climáticas y la riqueza de especies en las comunidades de primates. Por ejemplo, suele haber una relación positiva entre la cantidad anual de lluvia y la riqueza de especies en casi todos los continentes, excepto para las comunidades asiáticas (Reed & Fleagle 1995). Sin embargo, es muy probable que la lluvia afecte sólo de manera indirecta a los primates, influyendo en las comunidades de plantas y otros recursos. De hecho, se ha evidenciado que la densidad y la biomasa en las comunidades de primates pueden ser afectadas por recursos que ellos usan. En particular, para las

comunidades de África y Madagascar, se ha encontrado que la calidad de las hojas (generalmente cuantificada a partir de las concentraciones de nitrógeno, fibra y compuestos secundarios) está directamente asociada a la biomasa de primates en las comunidades (Oates *et al* 1990, Ganzhorn 1995, Wasserman & Chapman 2003). Este tipo de análisis no se ha realizado en el Neotrópico, donde no existen folívoros tan especializados como en otros continentes, tales como los colóbidos, gorilas de montaña y algunos lémures. Sin embargo, en el Neotrópico también se ha sugerido la importancia de recursos modelando los patrones de biomasa y riqueza de especies. Por una parte, existe evidencia de una asociación positiva entre la biomasa de primates y la fertilidad de suelo (Peres 1999). Esta relación sugiere que en los bosques aluviales de mayor fertilidad los recursos del bosque son de mejor calidad. Además, en un análisis indirecto Kay y colaboradores (1997) sugirieron que la riqueza de especies de primates en comunidades neotropicales estaría determinada por la productividad de los bosques. Posteriormente se demostró una relación muy estrecha entre la productividad de frutos y tanto la biomasa como la riqueza de especies de primates en lugares poco intervenidos (Stevenson 2001). En este estudio se encontró que la producción de frutos, a partir de estimativos de trampas, podría explicar cerca del 80% de la variación en la biomasa total del ensamblaje, y que esta relación se daba para primates frugívoros y no para folívoros o depredadores de semillas.

También se ha sugerido que los cambios estacionales en la producción de frutos pueden afectar drásticamente las comunidades de frugívoros (Terborgh 1983, Wright & Calderon 2006). Estas ideas dieron pie a la generación del concepto de especies claves de plantas en los bosques tropicales, que propone que los recursos que se producen en épocas de escasez, como higueros (*Ficus* spp.) y palmas, son esenciales para el sostenimiento de las comunidades (Terborgh 1986). Aunque muchos autores suelen asumir que estas especies son claves en cualquier contexto, hay resultados en comunidades Neotropicales que muestran que las predicciones de esta teoría no son correctas. En particular, no se ha encontrado una relación significativa entre la abundancia de higueros o palmas y la biomasa de primates neotropicales (Stevenson 2001), que son una alta proporción de los frugívoros en estos bosques (Terborgh 1983). Aparentemente, parte de la razón por la cual no ocurre esta relación parece ser que los primates más grandes son capaces de acumular reservas de grasa durante los períodos de abundancia, de tal forma que pueden soportar los periodos de escasez de manera bastante independiente de lo que se produzca en esta época (Stevenson 2005).

En lugares con intervención antrópica se ha evidenciado un gran efecto de la cacería sobre la composición y biomasa de las comunidades. Por ejemplo, es claro que en los lugares en los que hay mayor presión de cacería, la biomasa de las comunidades nunca es alta debido a la ausencia de los primates más grandes (ej. atélidos), que están entre las presas favoritas como consumo para subsistencia (Redford & Robinson 1987, Peres 1999). Sin embargo, los efectos de cacería a nivel de densidad poblacional no son tan marcados ya que cuando los primates grandes son cazados, suele aumentar la densidad de primates medianos (Peres & Dolman 2000) o pequeños (Peres & Palacios 2007, Barrera-Zambrano *et al* 2008,). Este mecanismo de compensación de densidades suele ser atribuido a cambios en los patrones de competencia interespecífica, en donde las especies menores que no son afectadas por la cacería aumentan sus poblaciones cuando, al haber una reducción en las poblaciones de especies grandes, estas últimas dejan recursos inexplorados.

Otro tipo de disturbio cada vez más común es la fragmentación de los bosques en los que viven los primates (Marsh 2003). Hasta ahora se ha recolectado mucha información indicando que cuando ocurre fragmentación, hay ciertas especies que no se ven muy afectadas, mientras que otras son muy sensibles y sufren extinciones locales (Green 1978, Estrada & Coates-Estrada 1996, Onderdonk & Chapman 2000, Umapathy & Kumar 2000, Cordeiro & Howe 2001, Chiarello & de Melo 2001, Marsh & Loiselle 2003, Martins 2005, Lehman *et al* 2006). También se ha revisado la relación entre el número de especies presentes en un parche de bosque y el tamaño de este, y se encontró que hay una asociación positiva entre estas variables (Harcourt & Doherty 2005). Aunque en teoría se debería esperar que la riqueza de especies en un parche también dependa de la distancia a fragmentos mayores (McArthur & Wilson 1967), esto no ha sido confirmado con datos empíricos (Schwarzkopf & Rylands 1989). Con respecto a los patrones de biomasa, se ha encontrado que con la fragmentación este parámetro puede aumentar (Chiarello 2000, Chiarello & de Melo 2001), aunque en otros estudios se ha encontrado lo contrario (González-Solis *et al* 2001, Glessner & Britt 2005). Es por esto que resulta difícil predecir cuál es el efecto de la fragmentación sobre la biomasa de primates (Onderdonk & Chapman 2000).

Resulta evidente que cuando ocurre fragmentación suele haber cambios predecibles en la vegetación. Por ejemplo, la diversidad de plantas en zonas fragmentadas suele ser menor que en bosques poco intervenidos, y la composición de la comunidad vegetal también suele cambiar (Laurance *et al* 2002, Marsh & Loiselle 2003, Stevenson & Aldana 2008). Estos cambios podrían repercutir en los patrones de producción de frutos en los bosques

fragmentados, pero hasta el momento no se ha realizado ningún estudio que examine esta hipótesis o la relación entre abundancia de primates y producción de frutos en lugares fragmentados. Este es uno de los objetivos del presente estudio, en el que se quieren contestar tres preguntas principales: 1./ cuál es la relación entre el área de los fragmentos y los patrones de riqueza y biomasa en comunidades de primates neotropicales? 2./ puede la abundancia de frutos predecir el número de especies y la biomasa de primates en las comunidades Neotropicales en fragmentos de la misma forma que lo hace en bosques no intervenidos? 3./ hay patrones de reducción de especies a medida que se reduce el número de especies en los ensamblajes del Neotrópico?

METODOLOGÍA

Para realizar los análisis, colecté información sobre densidades de primates y producción de frutos a partir de material publicado y bases de datos mías y de mis estudiantes. Los lugares incluidos en el estudio corresponden a los sitios analizados en una publicación anterior (Stevenson 2001), restringidos únicamente a lugares de tierras bajas con poca intervención humana, y se adicionaron varios lugares fragmentados en los cuales no existe un alto grado de cacería (tabla 1). A partir de los datos de densidad poblacional para todas las especies ocurrentes en un lugar, calculé la biomasa metabólica a partir del peso corporal de los individuos de cada especie al poder 0.75 (ver justificación en Peres 1993). Los datos de peso de cada especie se calcularon como un promedio entre machos y hembras, a partir de los datos compilados por diferentes autores (Fleagle & Mittermeier 1980, Robinson 1986, Harvey *et al* 1987, Rowe 1996, Peres 1997). Dado que los individuos inmaduros pesan menos que los adultos, pero que en muy pocos casos las densidades poblacionales diferencian entre estas categorías, se asumió que la mitad de la población eran inmaduros, con la mitad del peso de los adultos (Freese *et al* 1982). Para algunos análisis los ensamblajes de primates se dividieron en gremios: 1./ folívoros-frugívoros (ej. *Alouatta* spp.), 2./ depredadores de semillas (ej. pithecinos) y 3./ frugívoros (todos los demás, incluyendo frugívoros-folívoros y frugívoros-insectívoros).

Los estimativos de producción de frutos procedieron de tres fuentes: trampas de frutos, transectos fenológicos (Stevenson 2004) y el área basal de árboles endozoocóricos por hectárea (Leighton & Leighton 1982, Chapman *et al* 1992). Los datos de trampas de frutos previenen de estudios de al menos un ciclo anual y en algunos casos no corresponden a los lugares donde se cuantificaron las densidades de primates, sino a lugares con el mismo tipo de bosque en la misma región geográfica. Los estimativos fueron corregidos por los factores de

rebote intrínsecos de los distintos diseños de trampa de acuerdo a lo sugerido por Vargas (2005). Los lugares de estudio fueron clasificados como de bosque continuo o bosque fragmentado, si el área de bosque era menor o igual a 15km².

Tabla 1. Lista de nuevos lugares Colombianos incorporados al análisis. Los sitios restantes y las fuentes de información se encuentran en Chiarello (2000), Stevenson (2001) y Chiarello & de Melo (2001).

Lugar (Departamento)	Latitud	mm	Meses secos	Temp. media	Altitud	Fuente ¹
Finca Sta Rosa San Martín (Meta)	3.60 °N	2250	4	26	373	1, 2
Las Quinchas (Magdalena Medio)	6.05°N	2072	1	27.8	254	3, 4
Reserva de Yotoco (Valle)	3.83°N	1500		20.0	383	5, 6
Cuenca del Rio Barbas (Quindío)	4.41°N	2000	0	18.5	1750	7

¹ Fuentes de información: (1) Stevenson & Aldana 2008, (2) Stevenson obs. pers., (3) <http://www.proaves.org/>, (4) Aldana *et al* 2009, (5) Escobar-Manrique 2001, (6) Stevenson & Palma, obs. pers., (7) De La Cruz, 2007.

Usé análisis de regresión simple para verificar la relación entre producción de frutos y cada variable dependiente (riqueza de especies y biomasa de primates). Además, realicé análisis de regresión múltiple para ver si cada una de las variables dependientes podía ser explicada simultáneamente por la producción de frutos o por otras variables (precipitación y temperatura anual promedio, número de meses secos, latitud y riqueza de especies de plantas). Detalles metodológicos se encuentran en Stevenson (2001).

Para probar si las comunidades neotropicales están estructuradas taxonómicamente de manera anidada realicé un modelo nulo basado en matrices de presencia y ausencia de géneros. Inicialmente construí una matriz con una fila para cada sitio y una columna para cada género, que fue ordenada de mayor a menor por el número total de géneros presentes y posteriormente por géneros, de tal manera que el género presente en más lugares ocupaba la primera columna. Cuando las comunidades están completamente anidadas taxonómicamente (Ganzhorn 1998), si hay un solo taxón presente siempre es del mismo género, cuando hay dos está el mismo anterior y otro; si hay tres, entonces estarían los dos anteriores y un tercero, y así sucesivamente. Si esto ocurre, entonces la matriz mostrará los casos de presencia de manera relativamente triangular, sin espacios vacíos (ausencias) en el interior de la zona triangular. Por lo tanto, el número de espacios vacíos o ausencias al interior del triángulo de presencias es una forma de cuantificar el grado de anidamiento. Para saber si la cuantificación de ausencias es significativamente diferente de lo que se esperaría en comunidades estructuradas al azar, se contó el número de

ausencias en matrices artificiales, en las que se mantenían los mismos sitios y el número de géneros por sitio, pero en el que la identidad de los géneros se asignaba al azar. Esto se hizo diez mil veces, con el fin de obtener una distribución del número de ceros interiores que se esperaría en ensamblajes organizados al azar y así poder calcular la probabilidad de que el número encontrado se diera aleatoriamente.

RESULTADOS

No encontré una relación significativa entre el tamaño del parche y la riqueza de especies ($r^2 = 0.19$, $n = 13$, $p = 0.90$). Tampoco hubo una relación entre el tamaño del parche con la densidad, ni la biomasa de primates ($r^2 \leq 0.01$, $p \gg 0.05$). Al comparar la biomasa de primates en lugares fragmentados con la de sitios de bosque continuo tampoco se encontraron diferencias significativas (figura 1). Sin embargo, si hay menos especies en lugares fragmentados ($T_s = 1.09$, $n_f = 11$, $n_c = 25$, $p = 0.03$, prueba de una cola).

En los análisis para predecir la biomasa de los ensamblajes de primates a partir de los datos de producción de frutos, a partir de trampas, encontré unos modelos lineales altamente significativos (figura 2). Para la biomasa total, aunque la proporción de la varianza que puede ser explicada por la producción de frutos es menor que la que se encontró sin incluir fragmentos, aun sigue siendo alta y altamente significativa ($r^2 = 0.56$, $F = 16.33$, $n = 15$, $p = 0.001$). Un modelo similar se encontró al analizar la biomasa de frugívoros únicamente ($r^2 = 0.58$, $F = 17.85$, $n = 15$, $p = 0.001$), pero la producción de frutos no explica mayormente la variación en la biomasa de folívoros (figura 2). Al analizar por separado los lugares fragmentados con relación entre producción de frutos y biomasa de primates, no se encontró una relación significativa para la biomasa total ($F = 0.11$, $n = 6$, $p = 0.75$), ni para la de primates frugívoros ($F = 0.33$, $n = 6$, $p = 0.62$, figura 3).

Por otra parte, la producción de frutos a partir de los estimativos de trampas también resultó un buen predictor de la riqueza de especies de primates ($r^2 = 0.37$, $F = 7.5$, $n = 15$, $p = 0.02$, figura 4). En este caso la relación fue positiva y cerca de los límites de significativa, tanto para bosques continuos ($r^2 = 0.37$, $F = 4.04$, $n = 9$, $p = 0.08$), como para lugares fragmentados ($r^2 = 0.52$, $F = 4.4$, $n = 6$, $p = 0.10$).

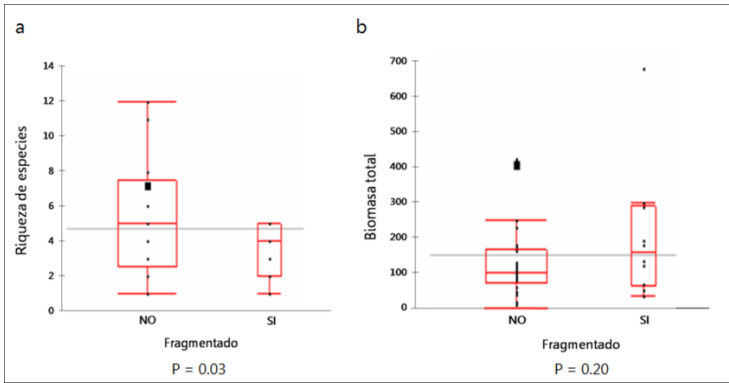


Figura 1. Comparación entre la riqueza de especies (a) y la biomasa (b) en comunidades de primates neotropicales ubicadas en sitios fragmentados y de dosel continuo.

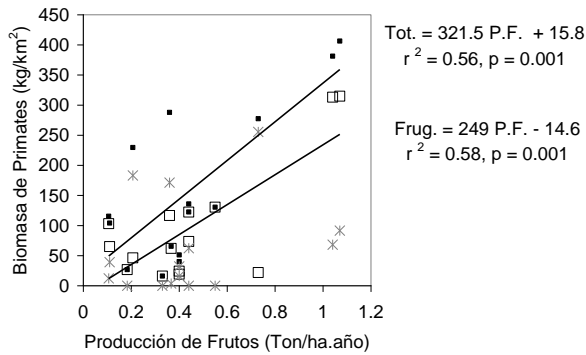


Figura 2. Relación entre la producción de frutos (a partir de trampas) y la biomasa de primates en lugares del Neotrópico. El modelo superior (puntos) muestra la relación para primates frugívoros, y la inferior (cuadros) el modelo para todos los primates. Los asteriscos muestran la biomasa de folívoros, para los que la relación no es significativa ($r^2 = 0.07$, $F = 1.01$, $n = 15$, $p = 0.33$).

El área basal de plantas con frutos endozoocóricos también estuvo significativamente asociada a la biomasa de los ensamblajes de primates frugívoros ($r^2 = 0.16$, $F = 4.6$, $n = 26$, $p = 0.04$, figura 4). De manera similar a lo encontrado con los estimativos de trampas de frutos, esta relación se presenta para bosques continuos ($r^2 = 0.32$, $F = 7.6$, $n = 18$, $p = 0.01$), pero no para fragmentos (figura 5). La tabla 2 resume los análisis para predecir la biomasa total de primates y de cada gremio, a partir de estimativos de área basal (total, endozoocórica y de recursos particulares), patrones climáticos y diversidad de plantas. Dentro de estos análisis, los de mayor significancia resultaron ser los de riqueza de especies de plantas en la biomasa de primates frugívoros y el área

basal de plantas del género *Eschweilera* (Lecythidaceae), que está positivamente asociada con la biomasa de depredadores de semillas (figura 6). En este caso, la relación es particularmente estrecha para los lugares fragmentados ($r^2 = 0.97$, $F = 167.7$, $n = 8$, $p < 0.001$). Sin embargo este modelo va a desmejorar con la introducción de los estimativos del Magdalena Medio en Colombia, donde hay una especie de *Eschweilera* muy abundante y no hay pithecinos.

Tabla 2. Resumen de los análisis de regresión simple para explicar la biomasa total de los ensamblajes de primates (y de los tres diferentes gremios) a partir una serie de variables independientes: Área basal de plantas endozoocóricas, área basal total por hectárea, área basal de plantas del género *Eschweilera*, del género *Ficus*, de palmas y de variables del clima y diversidad de plantas (precipitación anual promedio, número de meses secos, temperatura anual promedio, latitud y riqueza de especies de plantas por hectárea).

	Total Biomasa	Frugívoros	Folívoros	Depredadores de Semillas
Estimativos de Área				
Endozoocoriótica	3.3 ns	4.6 *	0.4 ns	1.7 ns
Total	0.3 ns	2.3 ns	0.1 ns	0.1 ns
<i>Eschweilera</i>	0.3 ns	0.3 ns	1.0 ns	14.5 ***
<i>Ficus</i>	0.3 ns	0.1 ns	0.2 ns	4.3 *(-)
Palmas	0.1 ns	1.0 *	0.1 ns	0.7 ns
Variables de Clima y Diversidad de Plantas				
Mm	0.7 ns	0.5 ns	1.8 ns	1.0 ns
Meses Secos	2.5 ns	1.2 ns	1.0 ns	0.0 ns
T°	0.0 ns	2.3 ns	0.8 ns	1.6 ns
Latitud	0.1 ns	5.0 *	2.5 ns	6.7 *
Especies/ha	0.2 ns	8.2 **	1.3 ns	1.7 ns

ns= no significativo, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

En los análisis de regresión múltiple para explicar la biomasa de primates frugívoros, cuatro variables presentaron coeficientes significativos. El de mayor importancia cuantitativa fue la producción de frutos ($F = 5759$, $p = 0.0002$), seguido por el número de especies de plantas ($F = 321$, $p = 0.003$), número de árboles con frutos endozoocóricos ($F = 264$, $p = 0.004$) y precipitación ($F = 89$, $p = 0.01$). En la regresión múltiple para explicar el número de especies de primates únicamente el área basal total ($F = 4.7$, $p = 0.08$) y la producción de frutos ($F = 3.9$, $p = 0.10$) se mantienen en el modelo.

Finalmente, el análisis de anidamiento taxonómico basado en la matriz de presencia y ausencia de géneros (apéndice 1), mostró un anidamiento altamente significativo. En la matriz empírica se encontraron 71 ausencias, que es una probabilidad muy baja ($p < 0.0001$) con relación a lo que se podría esperar en ensamblajes estructurados al azar (figura 7). Los géneros que se

encontraron en un mayor número de localidades fueron *Alouatta* y *Cebus* y en tercer lugar se encontró *Ateles*. En el otro extremo, los géneros menos comunes incluyeron *Lagothrix*, *Cacajao* y *Brachyteles*.

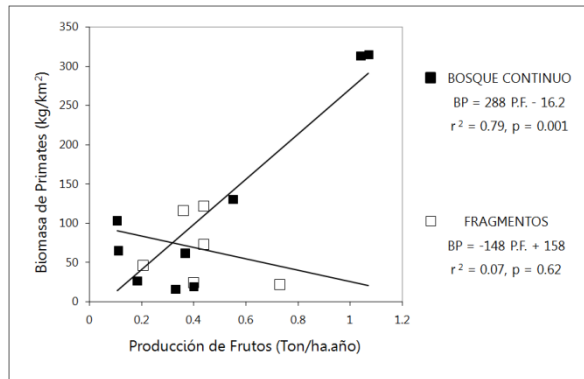


Figura 3. Relación entre la producción de frutos (a partir de trampas) y la biomasa de primates frugívoros, distinguiendo entre lugares fragmentados y sitios de bosque continuo.

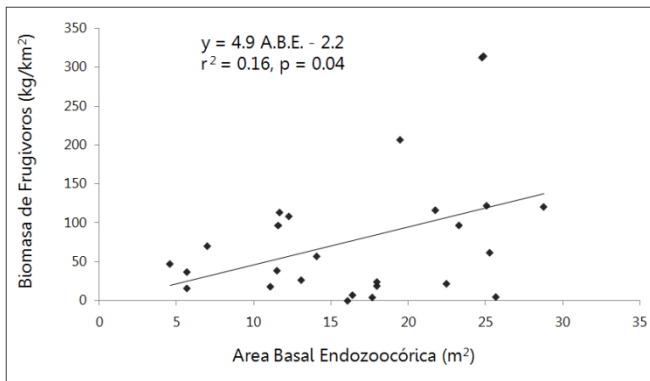


Figura 4. Relación entre la producción de frutos (a partir del área basal de frutos endozoocóricos por hectárea) y la biomasa de primates en lugares del Neotrópico.

DISCUSIÓN

Al contrario de lo encontrado en estudios anteriores de primates en fragmentos (Chiarello 2000, Chiarello & de Melo 2001, Harcourt & Doherty 2005), en este estudio no encontré ninguna relación entre el área del fragmento y variables tales como el número de especies, densidad o biomasa de primates. Con respecto a la riqueza de especies, cabe resaltar que el método de cuantificación difiere del empleado en el estudio de Harcourt & Doherty (2005), quienes

usaron una proporción corregida por el número potencial de especies que podrían ocurrir en la región. Sin embargo en esta base de datos el usar esta medida tampoco refleja una relación positiva como la encontrada en el trabajo anterior (datos no mostrados). La diferencia parece radicar más en la inclusión de lugares tales como el de San Martín, al norte de La Macarena, donde en parches de menos de 100ha pueden coexistir hasta 5 especies diferentes de primates, mientras que en los parches más grandes incluidos (Isla de Barro Colorado, Panamá) hay incluso un número menor de especies. De manera similar, pueden ocurrir parches de bosque con altas y bajas densidades y biomasa de primates, de manera independiente del tamaño del parche.

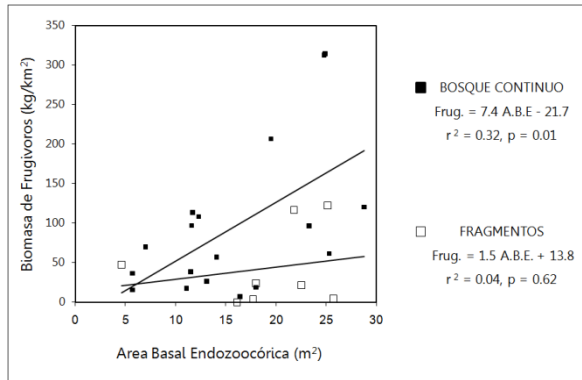


Figura 5. Relación entre la producción de frutos (a partir del área basal de frutos endozoocóricos) y la biomasa de primates en lugares del Neotrópico, distinguiendo entre lugares fragmentados y sitios de bosque continuo.

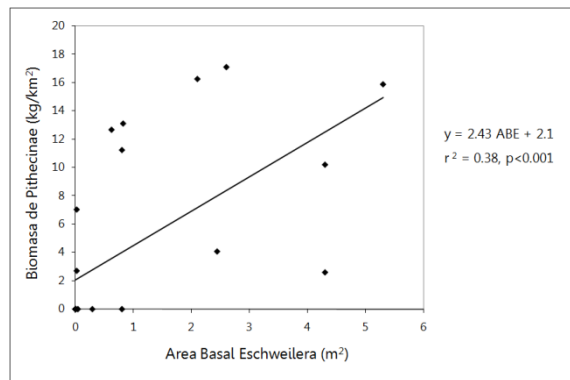


Figura 6. Relación entre el área basal de *Eschweilera* spp. (Lecythidaceae) y la biomasa de primates depredadores de semillas (Pitheciinae) en lugares del Neotrópico.

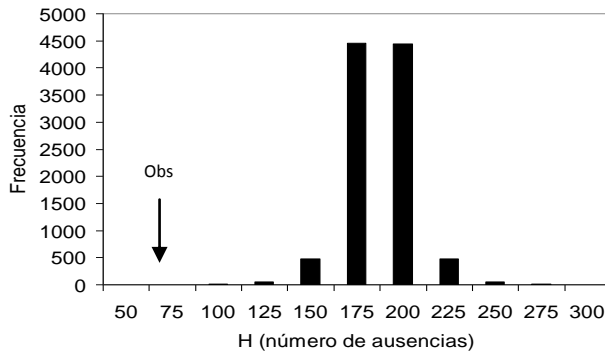


Figura 7. Distribución de frecuencias de ausencias en matrices para comprobar anidamiento taxonómico a nivel de géneros en ensamblajes Neotropicales. La flecha indica el valor empírico encontrado en el apéndice 1, que indica la baja probabilidad de que las ausencias encontradas se originen por azar.

Una manera de poder explicar las diferencias que ocurren en los parches podría ser a partir de las diferencias en términos de producción de frutos, y buena parte del propósito de estos análisis fue probar esta posibilidad, ya que la producción de frutos explica una alta proporción de la varianza en abundancia de primates Neotropicales (Stevenson 2001). Al incluir los lugares fragmentados dentro del análisis, la relación positiva se mantuvo significativa, sin embargo el poder explicativo de la misma disminuyó. Parte de este cambio se podría explicar por el hecho de que hay algunas especies de primates más sensibles a la fragmentación que otras, y esto puede cambiar la composición de especies en los distintos lugares (Bernstein *et al* 1976, Green 1978, Estrada & Coates-Estrada 1996, Onderdonk & Chapman 2000, Umapathy & Kumar 2000, Cordeiro & Howe 2001, Chiarello & de Melo 2001, Marsh & Loiselle 2003, Martins 2005, Lehman *et al* 2006). En particular, los análisis de anidamiento indican que el género *Alouatta* es el más presente en las comunidades neotropicales y por sus estrategias alimenticias, posiblemente no es tan sensible a cambios en la abundancia de frutos. A partir de esto se podría pensar que la fragmentación trae como consecuencia la extinción local de algunas especies, dejando especies mayormente folívoras que no dependen únicamente de la producción de frutos, sino posiblemente de la calidad de las hojas. Aunque esta es una hipótesis interesante que se puede poner a prueba, el hecho de que la producción de frutos en parches tampoco esté positivamente relacionada con la biomasa de primates frugívoros, sugiere que debe haber otras variables afectando los patrones de abundancia en parches. Valdría la pena tener en cuenta efectos de competencia entre frugívoros y folívoros, ya que estos parecen ser favorecidos

con la fragmentación y pueden alterar los patrones de abundancia de los frugívoros. También es posible que, aunque la cacería no es común en los fragmentos incluidos en los análisis, los efectos de la cacería en el pasado aun mantengan una huella en las comunidades que hoy vemos en fragmentos.

Aunque tanto los análisis simples como los análisis multivariados indican que la producción de frutos y el área basal de los frutos endozoocóricos son variables importantes determinando la biomasa de primates, es claro que se obtienen mejores modelos predictivos a partir de los datos de trampas de frutos (figuras 2 y 4). Esto es interesante en el sentido que estos estimativos de trampas suelen tener varios inconvenientes. Primero, lo que se cuantifica es una cantidad residual de frutos, que no incluye lo que asimilan la mayor parte de los frugívoros (Terborgh 1983). 2./ rara vez se distingue entre frutos carnosos y frutos secos (que usualmente no son tan importantes para los frugívoros estrictos). 3./ los estimativos de trampas pueden estar bastante sesgados dependiendo del diseño que se use (ej. 20-30% de la biomasa en frutos puede rebotar, Vargas 2005). 4./ es un método muy sensible al tamaño de muestreo y a efectos azarosos (Stevenson *et al* 1998, Stevenson & Vargas 2008). Por estas razones resulta curioso que estos estimativos muestren asociaciones más estrechas con las propiedades de las comunidades de primates que los estimativos de área basal. En últimas, esto indica que realmente la señal debe ser muy fuerte como para que estos inconvenientes no sean suficientemente grandes para alterar los patrones.

Por otra parte, los estimativos de producción de área basal también tienen sus suposiciones peligrosas. Primero, no tienen en cuenta los patrones fenológicos (cada cuanto produce un árbol) y segundo, no necesariamente un área basal grande implica una cosecha alta (Stevenson *et al* 1998). Por lo tanto es posible encontrar lugares en los cuales una gran área basal de plantas con frutos carnosos no va a significar una alta producción de frutos. Adicionalmente, dado los potenciales problemas de polinización en lugares fragmentados, es posible que la suposición que árboles grandes producen más frutos va a ser mas difícil de sostener en ambientes fragmentados en los que la polinización sea un paso limitante a lo largo del proceso de producir frutos (Aizen *et al* 1994).

Para efectos de planes de conservación, el análisis anidado confirmó algunos patrones ampliamente conocidos, tales como que *Alouatta* y *Cebus* son los géneros más ampliamente distribuidos, lo que se puede explicar por la flexibilidad en sus estrategias ecológicas (ej. Peres & Janson 1999). Por esta razón, van a ser los primates más comunes en zonas fragmentadas, en las cuales hay una clara tendencia a tener menos especies que las zonas de bosque continuo y con menor riesgo de extinción. Según este estudio *Ateles* parece ser

menos afectado que *Lagothrix* por efectos de fragmentación. Sin embargo, trabajos recientes (Zarate & Stevenson, en prep.) indican que al igual que *Ateles*, *Lagothrix* también puede mantener poblaciones a corto plazo en bosques fragmentados. Por ejemplo, en la Estación experimental El Trueno, del instituto Sinchi en el Guaviare (Colombia) hemos estudiado una población de *Lagothrix* que en la actualidad tiene densidades altas en un fragmento de menos de 200ha, y que al menos desde comienzos de los años 1990s ha estado en estas condiciones. Lo más particular de este lugar es que la cacería ha sido muy poca en los últimos años. Esto sugiere que para estos primates de gran tamaño, que aparentemente sufren mucho por efectos de la fragmentación, la causa más importante de su desaparición en parches es la cacería (Peres & Palacios 2007), que suele ir acompañada por los procesos de deforestación y fragmentación. El caso de *Brachyteles* es más difícil de interpretar, dado su rango tan restringido de distribución en los bosques atlánticos del Brasil.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a Marta Bueno por la invitación a participar con este trabajo en el II Congreso Colombiano de Zoología. En segundo lugar a los estudiantes del Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología que colaboraron con sus datos de campo para alimentar este análisis, especialmente a aquellos que me han brindado mucha colaboración en este proceso (Ana Cristina Palma, Marcos González, Ivonne Vargas, Adriana Vélez, Ana Maria Aldana). También a los colegas Carolina Gómez y Xyomara Carretero por su colaboración con datos de campo. El apoyo financiero y logístico para los trabajos de mis estudiantes provino de la Universidad de Los Andes, Conservación Internacional Colombia, Fundación EcoAndina, familia Sánchez y Proaves.

LITERATURA CITADA

- Aldana AM, Beltran M, Torres-Neira J & Stevenson PR. 2009. Habitat characterization and population density of brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) at the Magdalena Valley, Colombia. *Neotropical Primates* 15: en prensa.
- Aizen MA & Feinsinger P. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant Reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Barrera-Zambrano VA, Zambrano-Moncada J & Stevenson PR. 2008. Diversity of regenerating plants and seed dispersal in two canopy trees from Colombian Amazon forests with different hunting pressure. *International Journal of Tropical Biology* 56:1531-1542.

- Bernstein IS, Balcaen P, Dresdale L, Gouzoules H, Kavanagh M, Patterson T & Neyman-Warner P. 1976. Differential effects of forest degradation on primate populations. *Primates* 17: 401-411.
- Bourlière F. 1985. Primate Communities: Their structure and role in tropical ecosystems. *International Journal of Primatology* 6: 1-26.
- Chapman CA, Chapman LJ, Wingham R, Hunt K, Gebo D & Gardner L. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24: 527-531.
- Chapman CA, Wrangham R & Chapman LJ. 1994. Indices of habitat-wide fruit abundance in tropical forests. *Biotropica* 26: 160-171.
- Chiarello AG. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 14: 1649-1657.
- Chiarello AG & de Melo FR. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology* 22: 379-396.
- Cordeiro NJ & Howe HF. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- De la Cruz JC. 2007. Patrón de actividad y dispersión de semillas por parte del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus* Linnaeus 1766) en un relicto de bosque subandino en el Cañón del Río Barbas, Quindío. Trabajo de grado, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá DC.
- Escobar-Manrique E. 2001. Presentación de Yotoco, Reserva Natural, Flora: Plantas vasculares. Palmira. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
- Estrada A & Coates Estrada R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17: 759-783.
- Fleagle JG, Janson CH & Reed KE. 1999. Primate diversity. En: *Primate Communities* (eds. Fleagle JG, Janson C & Reed KE), pp: 90-91. Cambridge. Cambridge University Press.
- Fleagle JG & Mittermeier RA. 1980. Locomotor behaviour, body size, and comparative ecology of seven Surinam monkeys. *American Journal of Physical Anthropology* 52: 301-314.
- Fleagle JG & Reed KE. 1999. Phylogenetic and temporal perspectives on primate ecology. En: *Primate Communities* (eds. Fleagle JG, Janson C & Reed KE), pp: 92-115. Cambridge. Cambridge University Press.
- Freese CH, Heltne PG, Castro N & Whitesides G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Perú and Bolivia, with notes on distributions. *International Journal of Primatology* 3: 53-90.

- Ganzhorn JU. 1995. Cyclones over Madagascar-Fate or Fortune. *Ambio* 24: 124-125.
- Ganzhorn JU. 1998. Nested patterns of species composition and their implications for lemur biogeography in Madagascar. *Folia Primatologica* 69: 332-341.
- Glessner KDG & Britt A. 2005. Population density and home range size of *Indri indri* in a protected low altitude rain forest. *International Journal of Primatology* 26: 855-872.
- González-Solis J, Guix JC, Mateos E & Llorens L. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation* 10: 1267-1282.
- Green KM. 1978. Primate censusing in northern Colombia: a comparison of two techniques. *Primates* 19: 536-550.
- Harcourt AH & Doherty DA. 2005. Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 630-637.
- Harvey PH, Martin RD & Clutton-Brock TH. 1987. Life histories in comparative perspective. En: *Primate Societies* (eds. Smuts BB, Cheney DL, Seyfarth RM, Wrangham RW & Struhsaker TT), pp: 181-196. Chicago. Chicago University Press.
- Kappeler PM & Heymann EW. 1996. Nonconvergence in the evolution of primate life history and socio-ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* 59: 297-326.
- Kay RF, Madden RH, Van Schaik C & Higdon D. 1997. Primate species richness is determined by plant productivity: Implications for conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 13023-13027.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG & Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Lehman SM, Rajaonson A & Day S. 2006. Edge effects and their influence on lemur density and distribution in southeast Madagascar. *American Journal of Physical Anthropology* 129: 232-241.
- Leighton M & Leighton DR. 1982. The relationship of size of feeding aggregate to size of food patch - howler monkeys (*Alouatta palliata*) feeding in *Trichilia cipo* fruit trees on Barro Colorado Island. *Biotropica* 14: 81-90.
- MacArthur RH & Wilson EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton. Nueva Jersey. Princeton University Press.

- Marsh LK. 2003. *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Marsh LK & Loiselle BA. 2003. Recruitment of black howler fruit trees in fragmented forests of Northern Belize. *International Journal of Primatology* 24: 65-86.
- Martins MM. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of Sao Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 14: 2321-2329.
- Oates JF, Whitesides GH, Davies AG, Waterman PG, Green SM, Dasilva GL & Mole S. 1990. Determinants of variation in tropical forest primate biomass. New evidence from West-Africa. *Ecology* 71: 328-343.
- Onderdonk DA & Chapman CA. 2000. Coping with forest fragmentation: The primates of Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology* 21: 587-611.
- Peres CA. 1993. Structure and spatial-organization of an amazonian terra-firma forest primate community. *Journal of Tropical Ecology* 9: 259-276.
- Peres CA. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 13: 381-405.
- Peres CA. 1999. Effects of subsistence hunting and forest types on the structure of Amazonian primate communities. En: *Primate Communities* (eds. Fleagle JG, Janson C & Reed KE), pp: 268-283. Cambridge. Cambridge University Press.
- Peres CA & Palacios E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304-315.
- Peres CA & Dolman PM. 2000. Density compensation in Neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122: 175-189.
- Peres CA & Janson CH. 1999. Species coexistence, distribution, and environmental determinants of Neotropical primate richness: a community-level zoogeographic analysis. En: *Primate Communities* (eds. Fleagle JG, Janson C & Reed KE), pp: 55-74. Cambridge. Cambridge University Press.
- Schwarzkopf L & Rylands AB. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. *Biological Conservation* 48: 1-12.
- Redford KH & Robinson JG. 1987. The game of choice-patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89: 650-667.
- Reed KE & Fleagle JG. 1995. Geographic and climatic control of primate diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 92: 7874-7876.

Robinson JG. 1986. Seasonal variation in use of time and space by the wedge-capped capuchin monkey, *Cebus olivaceus*: implications for foraging theory. *Smithsonian Contributions to Zoology* 431: 1-60.

Rowe N. 1996. *The Pictorial Guide to the Living Primates*. East Hampton. New York. Pogonias Press.

Stevenson PR. 2001. The relationship between fruit production and primate abundance in Neotropical communities. *Biological Journal of the Linnean Society* 72: 161-178.

Stevenson PR. 2004. Phenological patterns of woody vegetation at Tinigua Park, Colombia: methodological comparisons with emphasis on fruit production. *Caldasia* 26: 125-150.

Stevenson PR. 2005. Potential keystone plant species for the frugivore community at Tinigua Park, Colombia. En: *Tropical Fruits and Frugivores: The Search for Strong Interaction* (eds. Dew LJ & Boubli JP), pp: 37-57. Holanda. Springer.

Stevenson PR & Aldana AM. 2008. Potential effects of ateline extinction and forest fragmentation on plant diversity and composition in the western Orinoco basin, Colombia. *International Journal of Primatology* 29:365-377.

Stevenson PR, Quiñones MJ & Ahumada JA. 1998. Annual variation in fruiting pattern using two different methods in a lowland tropical forest at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica* 30: 129-134.

Stevenson PR & Vargas IN. 2008. Sample size and appropriate design of fruit and seed traps in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology* 24: 95-105.

Terborgh J. 1983. *Five New World Primates. A study on comparative ecology*. Princeton. Nueva Jersey. Princeton University Press.

Terborgh J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forests. En: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed. Soule ME), pp: 330-344. Sunderland. Massachusetts. Sinauer.

Terborgh J & van Schaik CP. 1987. Convergence vs. nonconvergence in primate communities. En: *Organization of Communities, Past and present* (eds. Gee JHR & Giller PS), pp: 205-226. Oxford. Blackwell Scientific Publications.

Umapathy G & Kumar A. 2000. The occurrence of arboreal mammals in the rain forest fragments in the Anamalai Hills, south India. *Biological Conservation* 92: 311-319.

Vargas IN. 2005. Efecto del diseño de trampas de frutos y semillas en su eficiencia recolectora: un estudio caso en un bosque húmedo tropical (Estación Biológica Caparú, Vaupés, Colombia). Trabajo de grado, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Los Andes, Bogotá DC.

Wasserman MD & Chapman CA. 2003. Determinants of colobine monkey abundance: the importance of food energy, protein and fibre content. *Journal of Animal Ecology* 72: 650-659.

Wright SJ & Calderon O. 2006. Seasonal, El Niño and longer term changes in flower and seed production in a moist tropical forest. *Ecology Letters* 9: 35-44.

Apéndice 1. Matriz de presencia y ausencia de géneros en localidades Neotropicales.

Ubicación del bosque y localización	Alouatta	Cebus	Ateles	Saimiri	Saguinus	Pithecia	Callimico	Chiropetes	Callithrix	Lagothrix	Cacajao	Brachyteles
Urucú (Brasil)	1	1		1	1	1	1		1	1		
Cosha Cashu (Perú)	1	1	1	1	1	1	1		1			
Rio Essequibo (Guyana)	1	1	1	1	1	1		1				
Voltzberg (Surinam)	1	1	1	1	1	1		1				
Caparú (Colombia)	1	1		1			1			1	1	
Tapajós (Brasil)	1	1	1			1		1	1			
Tinigua (Colombia)	1	1	1	1			1			1		
Manaus (Brasil)	1	1	1		1	1		1				
Samuel (Brasil)		1	1		1	1	1		1			
Saut Parare (Guyana Francesa)	1	1	1		1	1						
Tapajós (Brasil)	1	1	1	1				1				
Barreiro Rico (Brasil)	1	1					1		1			1
BCI (Panamá)	1	1	1		1							
Demerara (Guyana Francesa)		1		1	1	1						
Maraca (Brasil)	1	1	1	1								
Rio Pucurui (Brasil)	1	1		1	1			1				
San Martin (Colombia)	1	1		1			1					
Tambopata (Perú)		1		1	1		1					
Valle del Magdalena (Colombia)	1	1	1		1							
Manaus (Brasil)	1	1			1	1						
Naragues (Guyana Francesa)	1	1	1		1							
Teiu (Brasil)	1	1		1							1	
Brasilia D.F. (Brasil)	1	1							1			
La Selva (Costa Rica)	1	1	1									
Las Quinchas (Colombia)	1	1	1									
Santa Rosa (Costa Rica)	1	1	1									
Los Tuxlas (México)	1		1									
Masaguaral (Venezuela)	1	1										
Tikal (Guatemala)	1		1									
Yotoco (Colombia)	1	1										
Baritu (Argentina)		1										

Ubicación del bosque y localización	Alouatta	Cebus	Ateles	Saimiri	Saguinus	Pithecia	Callimico	Chiroptes	Callitrix	Lagothrix	Cacajao	Brachyteles
El Rey (<i>Argentina</i>)		1										
Isla Guascara (<i>Argentina</i>)	1											
Iguazú (<i>Argentina</i>)		1										
Rio Barbas (<i>Colombia</i>)	1											
Riacho Pilaga (<i>Argentina</i>)	1											
Rio Riachuelo (<i>Argentina</i>)	1											

PROGRAMA DE EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL MONO AULLADOR ROJO (*Alouatta seniculus*) EN EL MUNICIPIO DE LA PINTADA, ANTIOQUIA

Sandra Milena Correa Montoya

RESUMEN

La Fundación Ecolombia es una ONG que promueve la conservación de la biodiversidad colombiana y se encuentra desarrollando cuatro programas específicos en el municipio de La Pintada–Antioquia: 1./ restauración del bosque seco tropical, 2./ rehabilitación de especies amenazadas en el bosque seco tropical, 3./ instalación de alternativas productivas para la comunidad y 4./ educación ambiental para la comunidad en general. La fundación ha venido desarrollando durante los últimos tres años un programa para la rehabilitación del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en los bosques del área rural del municipio de La Pintada Antioquia. Estos individuos de todo el país, en su mayoría provenientes de la Costa Atlántica, han sido llevados a la Fundación decomisados en operativos de la policía para el control del tráfico ilegal de fauna silvestre o por personas quienes han comprendido la problemática ambiental que encierra el tener animales silvestres como mascotas. Este programa ha garantizado una opción para esta especie en los bosques de La Pintada–Antioquia. Ecolombia y el Zoológico Matecaña están desarrollando actualmente un plan de educación ambiental para la comunidad de La Pintada (enfocado a los estudiantes de básica primaria y bachiller, policías, campesinos, e instituciones públicas y privadas en general) para la conservación del mono aullador rojo y otras especies de fauna y flora del bosque seco tropical. En este artículo se describe el programa de educación y algunos de los resultados obtenidos hasta la fecha.

Palabras clave: Conservación, bosque seco tropical, mono aullador rojo, Fundación Ecolombia, Educación ambiental, *Alloutta seniculus* .

ABSTRACT

The Ecolombia Foundation is an NGO which promotes the conservation of the Colombian diversity, and in the town of La Pintada, Antioquia, is developing

four specific programs: 1./ reconstruction of the dry tropical forest; 2./ rehabilitation for the dry tropical forest endangered species; 3./ employment alternatives for the community and 4./ environmental education for the community in general.

The Ecolombia Foundation has been developing during the last three years a rehabilitation program for the red howling monkey (*Alouatta seniculus*) in the forests of the rural area of the municipality of La Pintada, Antioquia. Individuals from all the country, mainly from the Atlantic coast, had arrived to the Foundation due to police operatives for animal trade control or people who had brought them once they understand the environmental problems they are supporting by having such animals as a pet. In order to this rehab program to be successful and to guarantee a real life for this specie in the forest of La Pintada (location where this specie reached the extinction more that 30 years ago), Ecolombia and the Matecaña Zoo are currently running an Environmental Education Plan for the community of La Pintada (elementary and high school students, politicians, farmers, and public and private institutions in general) for the conservation of the red howling monkey and other species of fauna and flora from the dry tropical forest. Recognition of the howling monkey as an emblematic specie in town of La Pintada, Inter-institutional work for the conservation of the dry tropical forest and the environment, Support to the communities in the howling monkey conservation, Identification of the wild fauna & flora in the municipality of La Pintada, Antioquia, Handing in of wild animals from the community to the authorities. Participation of the Matecaña zoo in activities for the *In-situ* conservation though education.

Key words: conservation, dry tropical forest, red howling monkey, Ecolombia foundation, environment education.

INTRODUCCIÓN

“Colombia es considerado como uno de los países con mayor diversidad del mundo, ocupando el primer lugar en diversidad de aves, el cuarto en mamíferos, el tercero en reptiles, el segundo en anfibios y quizá el primero en insectos. Pero también es uno de los quince países del mundo en donde más se trafica con la fauna silvestre y que anualmente tala 600000 hectáreas de bosque nativo” (ACOPAZOA 2004). Cada año las autoridades ambientales decomisan cantidades de animales de diversas especies de fauna silvestre cuyo destino final termina siendo los centros de valoración y atención de fauna silvestre, zoológicos, grupos de custodios de fauna silvestre u otros destinos relacionados con la rehabilitación, reintroducción, liberación o en el último caso la eutanasia.

Para ayudar a solucionar esta problemática se creó en el 2001 la Fundación Ecolombia, la cual busca promover la conservación de la vida silvestre a partir de 4 programas principales:

Restauración del bosque seco tropical: se inició con el trabajo de recuperar el bosque original que existía en las tierras del Instituto para el Desarrollo de Antioquia (IDEA), con la ayuda de la Corporación Autónoma Regional de Antioquia (Corantioquia), sembrando cerca de 16000 árboles de especies nativas del bosque seco tropical de la región. Esta actividad ha hecho que este lugar se convierta en el hogar de muchas especies que habían dejado de ser observadas por los habitantes del municipio de la Pintada, como: la zorra manglera (*Cerdocyon thous*), el tigrillo (*Leopardus tigrina*), el cusumbo (*Nasua nasua*), perro de monte (*Potus flavus*), oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), cara cara (*Polyborus plancus*), pigua (*Milvago chimachima*) y gran cantidad de aves, mamíferos, reptiles, insectos, anfibios y otras especies que ayudan a mantener el equilibrio del bosque seco tropical.

Rehabilitación del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*): La Fundación lidera en Colombia el proyecto de rehabilitación del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*), el cual consiste en la recepción de los monos aulladores que son decomisados por las autoridades ambientales y que son llevados allí para iniciar un proceso de rehabilitación y luego ser liberados en los bosques de la fundación Ecolombia, ubicados en el Municipio de La Pintada - Antioquia. Durante 5 años la Fundación ha recibido cerca de 200 monos aulladores que han sido entregados por las autoridades ambientales de todo Colombia. Los primates entran en un proceso que va desde la formación de grupos, cambios en la dieta y la observación de comportamientos para luego pasar a la fase final que está relacionada con la liberación de la especie y el seguimiento del comportamiento de la misma.

Hasta el momento la Fundación ha liberado tres tropas de monos aulladores para un total de 18 individuos, los cuales han respondido bien a las nuevas condiciones de su hábitat. El éxito de este programa ha sido demostrado con la reproducción de los mismos, las rutas que han empezado a trazar en el bosque, el mantenimiento de los grupos y el hecho de que se oculten al sentir la presencia de los seres humanos.

Promoción de alternativas productivas para la generación de empleo: Para asegurar la conservación de la biodiversidad se hace necesaria la generación de empleo de las comunidades y para ello Ecolombia con la ayuda de la Alcaldía municipal de la Pintada y el Fondo para la Acción Ambiental, promovieron la creación de talleres dedicados hoy a la elaboración de una colección de

peluches de micos colombianos, artesanía de bambú, collares de semillas y una fábrica de jabones.

La elaboración de los peluches que en la actualidad es la modalidad que se encuentra activa genera empleo a 30 madres cabeza de familia. Así mismo el centro de rehabilitación ha generado empleo a la comunidad en diversos campos: 4 cuidadores de los animales, 10 ecoguías, personal de logística para los eventos, profesionales contratados como 2 veterinarios, 2 educadores ambientales, 2 biólogos, 2 ingenieros ambientales y 2 ingenieros forestales.

El Municipio de La Pintada se ha beneficiado notablemente con la Fundación Ecolombia, ya que el centro de rehabilitación se ha convertido en un espacio didáctico para la comunidad académica y se pretende a largo plazo convertirlo en un espacio para la investigación didáctica de muchos estudiantes.

Programa de educación ambiental para la conservación de las especies del bosque seco tropical: Para garantizar el éxito de este proceso y asegurar la protección y conservación del mono aullador rojo en los bosques del Municipio de La Pintada - Antioquia (lugar donde esta especie fue reportada hace mas de 30 años), la Fundación Ecolombia y los zoológicos de Pereira y Medellín decidieron desarrollar un programa de educación ambiental dirigido a la comunidad de La Pintada (maestros, estudiantes, policías, campesinos, personal de las instituciones públicas y privadas) con el fin de promover la conservación del mono aullador rojo y otras especies del bosque seco tropical. El programa de educación ambiental tiene como objetivo general promover la conservación del mono aullador rojo a través de un programa de educación ambiental dirigido a la comunidad del Municipio de La Pintada-Antioquia.

METODOLOGÍA

Desde la creación de La Fundación Ecolombia, se tenía claro dentro de su misión que uno de los primeros pasos para promover la conservación de la biodiversidad, debía estar relacionado con la educación dirigida a la comunidad de la Pintada, donde ésta sería la principal responsable de la protección y cuidado de los monos aulladores que se liberarían en el bosque.

El programa se desarrolla en el municipio de La Pintada Antioquia que tiene una población aproximadamente de 10000 habitantes, los cuales en su mayoría viven en la zona urbana y su sustento económico se deriva de la ganadería, la orfebrería y el turismo.

La metodología aplicada para el desarrollo del programa de educación ambiental tuvo en cuenta las siguientes consideraciones: Aprender haciendo, Aprender jugando, Aprender viviendo, Aprender descubriendo, Aprender investigando y Aprender amando.

Público objetivo: Comunidad educativa, ganaderos, instituciones privadas y públicas y la comunidad en general.

Escenarios educativos: escuelas y colegios, alcaldía municipal, centro de rehabilitación de fauna silvestre Los Farallones, tiendas, casa de la cultura, polideportivos, iglesia, plaza principal y hogares.

Estrategias educativas

El festival del mono aullador rojo: es un proceso que toma de 3 a 4 meses para ser desarrollado e involucra a toda la comunidad educativa. El festival se divide en tres fases: La primera fase se denomina el pre-festival y en esta se socializan y se programan las actividades definidas para el tiempo de duración de éste. En la fase uno se inicia el programa de capacitación con los maestros y todos los estudiantes a través de talleres didácticos que se llevan a cabo en el centro de rehabilitación de fauna silvestre, con el fin de que la comunidad conozca los monos aulladores que hacen parte del programa de rehabilitación y de esta manera se sensibilice y promueva su conservación en el futuro. Para el primer festival se capacitaron 50 maestros, 100 padres de familia, 40 funcionarios y 1500 estudiantes de las instituciones públicas y privadas del Municipio de la Pintada. Las capacitaciones se llevaron a cabo en el centro de rehabilitación a través de talleres de una duración de 4 horas que incluían una charla sobre biodiversidad y un recorrido por los senderos del centro. Cada grupo estaba conformado por 20 personas.

La segunda fase es el festival del mono aullador propiamente dicha, durante la cual los estudiantes, maestros y padres de familia organizan una jornada escolar dedicada al mono aullador rojo y a través de diferentes actividades lúdicas y expresivas como cuentos, obras de teatro, poesía, cantos, danzas y otras, muestran lo aprendido durante el pre-festival.

La tercera fase es el post-festival, allí los organizadores evalúan el impacto del festival a través de la participación de los estudiantes, maestros y padres de familia en los diferentes espacios propuestos por el festival.

La Fundación Ecolombia ha desarrollado hasta el momento dos festivales del mono aullador rojo, el primero se realizó en el año 2003 y participaron 2000 estudiantes, 50 maestros y 100 padres de familia de todas las escuelas y colegios del municipio de La Pintada. Para el siguiente año el festival consistió en un congreso de fauna silvestre organizado por los estudiantes en donde estos realizaron una serie de investigaciones acerca de la fauna silvestre local y luego las presentaron a diversas personas del municipio y funcionarios de las autoridades ambientales cercanas a la región.

Visita casa a casa: esta estrategia tiene como fin informar a la gente sobre el proyecto de la Fundación Ecolombia e indagar la percepción que tienen los habitantes acerca de la tenencia de fauna silvestre en las casas, hasta el momento la Fundación ha visitado 300 familias del Municipio de la Pintada incluyendo la zona urbana y la zona rural (fincas de verano).

Día de la familia aulladora: se han realizado dos eventos en los cuales las familias son reunidas en un lugar como una plaza pública o un polideportivo, en estos eventos se hace intercambios de productos y diferentes concursos alusivos a los animales silvestres.

Partidos de Fútbol: sabiendo que el fútbol es uno de los deportes preferidos por la comunidad y que la idea es llegar a todo tipo de público, se conformó un equipo de fútbol denominado “Los Aulladores” con el fin de que la gente reconozca cada vez más que La Pintada es la tierra de los monos aulladores y que es necesario protegerlos.

Conformación de grupos de jóvenes: se capacitaron jóvenes entre los 14 y los 18 años en el tema de recursos naturales y ecoturismo con el fin de que sirvieran de guías a los turistas que visitan anualmente la zona y de esta manera promover la campaña de no tener animales silvestres como mascotas.

Diseño de material educativo: como un complemento del programa se diseñaron diversas piezas educativas con el fin de llegar a diversos públicos. El material se consolidó a través de la frase “Tu casa no es mi casa, mi casa es el bosque” y para ello se diseñaron 1000 afiches de identificación de fauna silvestre, 1000 separadores, 1000 cartillas para colorear para niños y 1000 cuentos para adultos, 1000 ruletas del porque no tener un animal silvestre como mascota y un video de 4 minutos para presentar en salas de cine y colegios.

RESULTADOS

Reconocimiento del mono aullador como especie bandera para el municipio de La Pintada-Antioquia a través de la instalación del festival del mono aullador como fiesta municipal proclamada por el decreto municipal 013 del 15 de marzo del 2004.

Participación masiva de la comunidad del municipio de la Pintada a través de la asistencia de 1500 estudiantes al festival del mono aullador, 100 padres de familia, 50 maestros, 12 instituciones públicas y privadas, la participación de 300 familias en las encuestas casa a casa, la conformación de un equipo de fútbol denominado los aulladores.

Integración del sector de hotelería y turismo del municipio de La Pintada, el Zoológico Matecaña de Pereira y el Zoológico Santa Fe de Medellín al programa de educación ambiental para la conservación del mono aullador rojo.

Entrega voluntaria de 15 especímenes silvestres tenidos en los hogares durante el primer semestre del año 2003.

Formación del grupo de ecoguías con la participación de 20 jóvenes.

Replicación del proceso de educación ambiental en los corregimientos de Arabia y Barbas del municipio de Pereira con el apoyo del Zoológico Matecaña de Pereira y la Corporación Autónoma Regional de Risaralda.

Proyecto ganador del premio mundial de la Asociación Mundial de Educadores de Zoológicos (IZE). Presentado en el año 2004 a través del “Programa de educación ambiental para la conservación del mono aullador rojo en el municipio de La Pintada”.

Disminución de la cacería de fauna silvestre y ningún reporte de captura de monos aulladores rojos en el municipio de La Pintada-Antioquia. Resultado obtenido a través de las encuestas casa a casa y los seguimientos que se han hecho a los grupos de monos aulladores.

CONCLUSIONES

Para garantizar el éxito de cualquier programa de conservación se hace necesario el desarrollo de un proceso de educación con las comunidades, este proceso debe originarse de acuerdo al contexto cultural de éstas y debe permitir la apropiación del proyecto por parte de los habitantes, con el fin de que los resultados mantengan su continuidad en el espacio y en el tiempo.

Antes de iniciar cualquier proyecto orientado a la rehabilitación y reintroducción de una especie en determinado lugar se hace necesario conocer el uso y percepción de la comunidad alrededor de la especie a reintroducir, ya que estos serán los responsables de su conservación.

Es importante destacar que la educación ambiental es un proceso lento que busca la instalación de nuevos conceptos, partiendo del estudio de las realidades de cada comunidad y de un diálogo negociado con éstas, buscando no agredir las tradiciones culturales.

Las comunidades tienen animales silvestres como mascotas no por odio, sino por el contrario, por un apego a los animales y por el desconocimiento hacia la tenencia de los mismos; es necesario analizar esta premisa de acuerdo a los diferentes contextos que proporcionan las diferentes regiones de Colombia.

AGRADECIMIENTOS

A las siguientes personas e instituciones por su acompañamiento en el desarrollo de este programa: de la Fundación Ecolombia a Margarita Maria Noreña, educadora ambiental; Carlos MClean Upegui, director; Jorge Caro, médico veterinario y a los intérpretes ambientales. A Julio Paniagua, profesor del municipio de La Pintada, a los intérpretes ambientales del zoológico Matecaña, a la alcaldía municipal de La Pintada, a las instituciones educativas del municipio; al Fondo Para la Acción Ambiental, a la Corporación Autónoma Regional de Antioquia, al Instituto para el desarrollo de Antioquia y finalmente, a todos los habitantes del Municipio de La Pintada–Antioquia.

LITERATURA CITADA

ACOPAZOA. 2004. Biodiversidad Colombia Tierra Maravillosa, Colombia. Cali. Comité de educadores de zoológicos colombianos.

CORANTIOQUIA. 2003. Manual del reubicador de fauna silvestre, Colombia. Antioquia. Comité Interinstitucional de Fauna y Flora de Antioquia (CIFFA).

Correa SM. 2004. Programa de educación ambiental para la conservación del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) y otras especies del bosque seco tropical en el Municipio de La Pintada–Antioquia, Colombia–Sur América. En: International Zoo Educators Association South East Asian Zoos Association Conference Proceedings.

ÍNDICE

Abundancia	
de primates.....	221
<i>Alloutta seniculus</i>	249
<i>Alouatta</i>	238, 240
<i>Alouatta palliata</i>	
<i>aequatorialis</i>	208
<i>Alouatta seniculus</i>	
<i>macconnelli</i>	217
Análisis biogeográficos.....	224
Anemia	155
Anidamiento taxonómico.....	237
<i>Aotus</i> amazónicos	204
<i>Aotus brumbacki</i>	203
<i>Aotus</i> del norte.....	203
<i>Aotus griseimembra</i>	203
<i>Aotus jorgehernandezi</i>	203
<i>Aotus lemurinus</i>	203
<i>Aotus nancymae</i>	204
<i>Aotus vociferans</i>	204
<i>Aotus zonalis</i>	203
Área basal	
de árboles endozoocóricos...	233
<i>Ateles</i>	238
<i>Ateles geoffroyi</i>	
<i>griseus</i>	199
<i>rufiventris</i>	200
<i>Ateles paniscus</i>	
<i>paniscus</i>	217
Biomasa.....	229
Biomasa metabólica	233
Bosque seco tropical	249
<i>Brachyteles</i>	242
<i>Cacajao melanocephalus ouakary</i>	
.....	209
Cacería.....	198, 201, 215, 222, 232
Caesalpiniaceae.....	218
<i>Callicebus caquetensis</i>	202
<i>Callicebus discolor</i>	202
<i>Callicebus ornatus</i>	202
<i>Callimico goeldii</i>	208
<i>Cebus</i>	238
<i>Cebus albifrons</i>	
<i>cesarae</i>	209
<i>malitiosus</i>	209
<i>versicolor</i>	209
<i>Cebus apella</i>	217
<i>Cebus olivaceus</i>	
<i>castaneus</i>	217
Centro de rehabilitación.....	252
<i>Chiropotes satanas</i>	217
Chrysobalanaceae	218
<i>Citrobacter freundii</i>	152
Colonización	202
Comercio ilegal.....	201, 204, 208
Comité Colombiano de	
Clasificación de Primates	195
Comunidades de frugívoros	231
Conservación	249
Deforestación	209
Densidad	
de primates	215
Depredadores	
de semillas	237
Diversidad.....	223
Educación ambiental	249
Ensamblaje de comunidades.....	229
Ensamblajes	
de primates	233
<i>Enterobacter aerogenes</i>	152
<i>Escherichia coli</i>	152
Escudo Guyanés	215
Especie bandera	254
Especie endémica.....	204
Estudio	
primates	194
Estudios biomédicos.....	203
Explotación de oro	216
Extracción de madera.....	215
Festival del mono aullador rojo.....	253
Fiebre amarilla.....	150
Fragmentación	203, 232
Glucosa sanguínea.....	150

Hematología	150	Riqueza	
<i>Klebsiella ornithinolytica</i>	152	de especies.....	229, 232
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	152	de primates	215
<i>Lagothrix lagothricha</i>		Riqueza específica	216
<i>lagothricha</i>	209	<i>Saguinus leucopus</i>	204
<i>lugens</i>	201	<i>Saguinus midas</i>	
Lecythidaceae	218	<i>midas</i>	217
Mono aullador rojo	249	<i>Saguinus oedipus</i> 99, 101, 108, 146,	
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	150,	147, 148, 149, 156, 157, 158,	
152		159, 161, 162, 167, 168, 205,	
Pérdida de hábitat.....	209	211, 212, 213, 214	
<i>Pithecia pithecia</i>	217	<i>Saimiri sciureus</i>	
Plan de Acción para la		<i>sciureus</i>	217
Conservación		Sapotaceae	218
Ateles	196	Sobre explotación.....	222
<i>Plasmodium falciparum</i>	152	Tala de madera.....	223
<i>Plasmodium falciparum</i>	150	Trampas de frutos	233
Población enclave	204	Trampeo	
Presión de caza	217	de titís	149
Presión humana	221	Transecto lineal.....	220
Primates		Transectos fenológicos.....	233
en fragmentos	229	Unidades de conservación 201, 206	
Primates del Nuevo Mundo	215	Unión Internacional para la	
Primates frugívoros	240	Conservación de la Naturaleza	
<i>Proteus mirabilis</i>	152	194
Química sanguínea	150	Zoológico	208, 252
Reserva natural	216		

Esta obra se terminó de Imprimir
en Septiembre de 2010 en los talleres gráficos
de GRÁFICAS SAN MARTÍN
Teléfono: 2 350298
Calle 61A No 14-28
Bogotá-Colombia

PRIMATOLOGÍA EN COLOMBIA: AVANCES AL PRINCIPIO DEL MILENIO

El libro contiene cuatro secciones con diez y seis artículos de trabajos realizados en primates Colombianos. Estos son algunos apartes de su contenido:

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA:

...entender el tamaño de la población de una especie catalogada en peligro es de vital importancia para desarrollar a largo plazo planes de conservación tendientes a asegurar su sobrevivencia. Este estudio demuestra que la población del tití cabeciblanco está extremadamente amenazada, por la cantidad de hábitat perdido en los departamentos de Atlántico y Bolívar.

Savage et al. En: Investigación preliminar de la población de tití cabeciblanco (*Saguinus oedipus*) en el noroccidente Colombiano.

SISTEMÁTICA Y TAXONOMÍA:

...los autores de este artículo consideran que pequeñas diferencias fenotípicas no son suficiente evidencia para elevar a nivel de especie a las subespecies, dado que con esta acción se ignora el polimorfismo dentro de las especies. Se reconoce sin embargo, que en los primates neotropicales existe gran variabilidad oculta en las poblaciones acompañada de fenotipos muy similares.

Bueno & Defler. En: ¿Está presente *Callicebus lugens* en Colombia?

MEDICINA:

...sin embargo, el análisis de la información con propósitos de medición de la salud de una población en estudios transversales puede ser difícil y debe tomarse con cuidado, debido al alto rango de variación que puede encontrarse o a la dificultad de explicar los resultados, como ocurrió en el presente estudio.

Nassar-Montoya et al. En: Evaluación de la salud de una población natural de tití cabeza blanca.

MANEJO Y CONSERVACIÓN:

...esto sugiere que para estos primates de gran tamaño, que aparentemente sufren mucho por efectos de la fragmentación, la causa más importante de su desaparición en parches es la cacería que suele ir acompañada por los procesos de deforestación y fragmentación.

Stevenson. En: Efectos de la fragmentación y de la producción de frutos en comunidades de primates neotropicales.

ISBN: 978-958-721-020-0



9 789587 210200