

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**  
**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
Departamento de Zoología y Antropología Física



**TESIS DOCTORAL**

**Ecología, densidades poblacionales y estado de conservación  
de los primates del Magdalena medio colombiano con énfasis  
en uno de los primates más amenazados con la extinción en el  
mundo, el mono araña café (*Ateles hybridus*)**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

**Ana Gabriela de Luna Uribe**

Directores

**Andrés Link**  
**Anthony di Fiore**  
**José Luis Tellería**

**Madrid, 2018**

Ecología, densidades poblacionales y estado de conservación de los primates del Magdalena medio colombiano con énfasis en uno de los primates más amenazados con la extinción en el mundo, el mono araña café (*Ateles hybridus*).



**Ana Gabriela de Luna Uribe**  
**Tesis doctoral**



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



Ecología, densidades poblacionales y estado de conservación de los primates del Magdalena medio colombiano con énfasis en uno de los primates más amenazados con la extinción en el mundo, el mono araña café (*Ateles hybridus*).

Proyecto de investigación para optar al grado de doctor

Presentado por  
Ana Gabriela de Luna Uribe

Bajo la dirección de  
Dr. Anthony Di Fiore  
Dr. Andrés Link

Tutor  
Dr. José Luis Tellería

Mayo 2017

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Ecología, densidades poblacionales y estado de conservación de los primates del Magdalena medio colombiano con énfasis en uno de los primates más amenazados con la extinción en el mundo, el mono araña café (*Ateles hybridus*).

**Tesis doctoral que presenta Ana Gabriela de Luna Uribe para optar al grado de  
Doctor**

**Vº Bº de los directores**

Dr. Andrés Link  
Investigador Principal Proyecto Primates  
Departamento de Ciencias Biológicas  
Departamento de Administración  
Universidad de los Andes

Dr. Anthony Di Fiore  
Investigador Principal Proyecto Primates  
Departamento de Antropología  
University of Texas, Austin

**Vº Bº del tutor**

Dr. José Luis Tellería  
Departamento de Zoología y Antropología Física  
Facultad De Ciencias Biológicas  
Universidad Complutense De Madrid

**Nota importante:**

Esta tesis es una colección de manuscritos en diferentes estados de publicación que se pueden agrupar en tres secciones. La primera trata sobre la distribución y abundancia de los primates en la región del Magdalena medio, Colombia. La segunda trata sobre aspectos ecológicos de dos de las especies más amenazadas y la tercera trata sobre la conservación de estas especies. Por esa razón, se presentan diferentes idiomas dependiendo como fueron o van a ser publicados.

Foto de portada: ©Andrés Link. Autores de las fotos de los capítulos: 1,2,4 (©N.Alvis),3,5,7(A.Link),6(©ProyectoPrimates),8(©I.González), 25(A.Montes)

A mi maravillosa familia.

“Nunca te imaginaste lo que pasaría al enseñarme qué era un renacuajo del Peñalara,  
ojalá estuvieras aquí para celebrarlo.”

## AGRADECIMIENTOS

Esta tesis ha sido un trabajo en equipo y quiero agradecer a todas las personas que me han ayudado en el camino. Primero quiero agradecer a José Luis Tellería quien me ayudó a que el doctorado fuera una posibilidad a pesar de la distancia geográfica y de intereses. A Elena Tena y Ma Angeles Sánchez por su apoyo logístico. A Rosa María Rodríguez quien ha sido mi guía virtual de la Universidad Complutense durante todos estos años. A Sam Shanee y Sara Álvarez por su ayuda y sus correcciones.

Debo agradecer a la Fundación Proyecto Primates y en especial a todos los voluntarios, estudiantes y profesionales que han colaborado desde el 2005 para que este y muchos otros estudios sobre los primates de Colombia y Ecuador sean una realidad. Me enorgullece enormemente liderar esta gran familia que lleva a cabo uno de los pocos programas de investigación y conservación de primates en Colombia. En especial agradezco a M. Ramirez, N. Galvis, F. Alfonso, P. Giraldo, J. Campuzano, F. Forero, B. Villanueva, I. Gonzalez, C. Velez, A. Sanchez, y D. Ramirez. Agradezco a personas y entidades que nos han permitido trabajar en sus predios (Familias Lalinde y de Greiff, Campuzano y Jaramillo, entre otros) y a todas las personas que diariamente nos han ayudado en campo a poder hacer este trabajo, en especial a don Arnulfo, Chinche, Doña Gloria, Chaio, Maria, Yorladis, Yolanda, Carlos, Andrés M. y Juliana. Quiero agradecer en especial a N. Alvis y A. Montes por compartir el sueño y ayudarnos a que sea una realidad. Agradezco a todas las instituciones con las que he colaborado durante estos años incluyendo a Fundación ProAves, Fundación Biodiversa, Fundación Panthera (E. Payan ), CIEM (P. Stevenson), Parques Nacionales de Colombia, Asociación Primatológica Colombiana, a Neil Maddison y especialmente a WCS Colombia (P. Franco, L.D. Acevedo, M. A. Espitia y G. Forero) con quienes luchar por la conservación es un placer.

Conservation Leadership Programme future conservationist award fue un apoyo decisivo para mi tesis y mi carrera, gracias. Gracias por el apoyo financiero a las siguientes entidades: Primate Conservation Inc., Margo Marsh Biodiversity Fund, Primate Action Fund , Conservation International, Mohamed Bin Zayed Species Conservation Fund, Rufford Small Grants Foundation, WCS Research Fellowship Program, Idea Wild; Ecopetrol Biodiversity grants; National Geographic Society –CRE and Research Explorers Grant # 8785-10; and National Science Foundation # 1062540 and BCS1025675. Los registros directos de investigadores de la Fundación Proyecto Primates, fueron complementadas con invaluable información provista por Thomas Defler, Néstor Roncancio y colaboradores (WCS-Colombia), Juan David Sánchez (trabajo realizado para Corantioquia), Dr. Pablo Stevenson (LEBTYP).

Gracias Tony Di Fiore por tantos años de apoyo, guía y amistad. Por ser uno de los culpables junto con el Dr. Link y el Dr. Fernandez-Duque de que llegara a esta maravillosa “Monkey Mafia”, gracias. A todos mis amigos quienes me han apoyado en este proceso presencial o virtualmente. A N. Garavito por su apoyo logístico en España y por compartir con C.M. y conmigo una amistad de toda la vida. A L. Álvarez por su cariño de hermana y apoyo en los momentos de crisis. Gracias a todas las personas del Colegio Campoalegre quienes hacen mis días muy felices.

Finalmente, quiero agradecer a mi maravillosa familia. Esto no hubiera sido posible sin haber tenido el apoyo constante de mi mamá, quien ha confiado en mí toda la vida, incluso cuando la decisión era vivir en la mitad de la selva. A mi, ahora invisible, compañero de canciones y de viajes, guía de la vida. Nunca pensé terminar esta tesis sin ti. Gracias por inculcarme el amor por la vida y enseñarme mi primer renacuajo. A mi familia española y colombiana por ser tan cariñosa y ser un apoyo constante, en especial a mi hermano y a Laura. A mis chiquitinas, Manuela y Mariana, quienes nacieron durante este proceso y son la razón por la que trabajo todos los días para que este sea un mundo mejor. Les agradezco que me hayan acompañado en cada paso, desde las horas interminables de escritura hasta los viajes a la selva. Por último quiero agradecer al mejor compañero, consejero, amigo, colega que la vida me pudo haber dado. Esta tesis va por ud.

# Índice

<i>Resumen:</i> .....	11
Introducción general y objetivos.....	5
Los primates de la región del Magdalena Medio, Colombia.....	11
Objetivos .....	18
.....	21
Capítulo 1 .....	21
Distribution, population density and conservation of the critically endangered brown spider monkey and other primates of the Magdalena region, Colombia.....	22
Abstract .....	22
Resumen.....	23
Introduction .....	24
Study area .....	27
Results .....	30
Discussion.....	34
Capítulo 2 .....	55
Initial effects of fragmentation on the density of three Neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. ....	56
Abstract .....	56
Key words:.....	57
Introduction .....	57
Methods .....	61
Results .....	66
Discussion.....	68
Capítulo 3 .....	79
Behavior and ecology of white-footed tamarins ( <i>Saguinus leucopus</i> ) in a fragmented landscape of Colombia: Small bodied primates and the maintenance of Neotropical forest dynamics. ....	80
Abstract .....	80
Introduction .....	81
Methods .....	84
Results .....	89
Discussion.....	94

Capítulo 4 .....	108
Dinámica demográfica de los monos araña café ( <i>Ateles hybridus</i> ) en un hábitat fragmentado en San Juan de Carare, Colombia.....	109
Resumen.....	109
Abstract .....	110
Introducción .....	110
Métodos .....	115
Resultados .....	117
Discusión .....	126
Capítulo 5 .....	140
Increased folivory in brown spider monkeys ( <i>Ateles hybridus</i> ) living in a fragmented forest in Colombia .....	141
Abstract .....	141
Methods.....	146
Results .....	151
Discussion .....	155
Capítulo 6 .....	167
Geophagy in brown spider monkeys ( <i>Ateles hybridus</i> ) in a lowland tropical rainforest in Colombia .....	168
Abstract .....	168
Introduction .....	169
Methods .....	170
Results .....	172
Discussion.....	173
Capítulo 7 .....	179
Estado de conservación en Colombia de uno de los primates más amenazados con la extinción: el mono araña café ( <i>Ateles hybridus</i> ).....	180
Resumen.....	180
Palabras clave:.....	180
Abstract .....	181
Key words: .....	181
Introducción .....	181
Métodos .....	184
Resultados .....	194
Discusión .....	203
Conclusión .....	214

Capítulo 8 .....	220
Conservación del mono araña café ( <i>Ateles hybridus</i> ) y otros primates fuera de áreas protegidas en Colombia .....	221
Resumen.....	221
Abstract .....	222
Introducción .....	223
Estado de conocimiento.....	225
Amenazas directas y conservación del mono araña café en áreas no protegidas.....	227
Conclusión .....	238
Conclusiones y perspectivas.....	244
Referencias.....	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>

## *Resumen:*

La región biogeográfica que comprende el valle del Río Magdalena, en Colombia, es considerada una región prioritaria de conservación de los recursos biológicos debido a que [1] tiene una gran biodiversidad y un alto grado de endemismos, [2] en ella confluyen las biotas de Centro América y Sur América, y [3] ha perdido más del 80% de su cobertura natural y la conectividad de sus ecosistemas. A pesar de ello, la información científica sobre la abundancia y distribución de las especies de primates no humanos en esta región, así como información sobre su ecología y su estado de conservación es extremadamente escasa. Estos vacíos de información han dificultado la implementación de planes de conservación efectivos y exitosos para estas especies.

El objetivo principal de este estudio fue el de iniciar un trabajo de investigación y conservación de los primates en esta región ubicada en el centro y norte de Colombia con el fin de aportar a su conocimiento, identificar sus amenazas y generar la información básica necesaria para el desarrollo de programas para su conservación. Este estudio tiene un énfasis en dos especies de primates amenazadas con la extinción en Colombia y cuyo rango de distribución geográfica se encuentra exclusivamente, o en su mayoría, en la región del valle del Río Magdalena: el mono araña café (*Ateles hybridus*) y el mono tití gris (*Saguinus leucopus*). A través de muestreos in-situ y entrevistas con las comunidades locales se determinó la presencia de primates en 33 zonas geográficas. Se registraron las seis especies de primates distribuidas en esta zona de Colombia, siendo la Serranía de San Lucas el área de mayor diversidad de primates al occidente de Los Andes. Además, se confirmó la existencia de una población del mono lanudo (*Lagothrix lugens*) después de varias décadas sin registros científicos.

La mayor parte de las poblaciones de primates se encontraron en paisajes con una alta transformación de los hábitats naturales y fragmentación. En nueve de estas zonas se estimó la densidad poblacional de la comunidad de primates a través de censos por transectos lineales o conteos directos. En general, los primates, y en particular los monos aulladores rojos (*Alouatta seniculus*), tienden a encontrarse en mayor densidad en fragmentos pequeños y recientes donde hay baja presión de cacería.

En tres zonas del Magdalena Medio se realizaron estudios sobre la ecología de estas dos especies amenazadas con el objetivo de entender como sobrellevan los efectos de la fragmentación de su hábitat. Se registraron datos sistemáticos sobre el comportamiento, dieta y dispersión de semillas y uso de hábitat de los monos araña café y del titi gris, durante 26 y 12 meses respectivamente. Estos estudios evidenciaron algunas de las estrategias que emplean estos primates para adaptarse a ambientes modificados antropogénicamente. Por ejemplo, el estudio sobre la dieta de los monos araña mostró que aunque esta especie es principalmente frugívora, incluyó en su dieta un alto porcentaje de hojas durante todo el año, lo que podría tener efectos en su nutrición y supervivencia. También se evidenció que, al igual que las otras especies de su género, balancean su dieta con el consumo de tierra de “salados”, tierra de termiteros y madera en descomposición. Así mismo, a pesar de que los titis grises mantuvieron una dieta diversa (95 especies) en hábitats fragmentados, se evidenció que utilizaban diferentes tipos de hábitats, incluyendo potreros, y diversificaban su dieta cuando la disponibilidad de recursos era baja. Esta condición junto con sus capacidad de dispersar semillas grandes (< 2.6 cm) indica que esta especie puede estar jugando una papel

crucial en la recuperación de estos hábitats, en especial cuando los dispersores de mayor tamaño se han extinguido localmente.

A través de un análisis sobre el estado de conservación de los monos araña café, evidenciamos que una de sus principales amenazas ha sido la transformación de bosques nativos en sistemas productivos dedicados a la agricultura extensiva y ganadería. Recientemente los proyectos de infraestructura y la industria extractiva (hidrocarburos, minería de oro, entre otros) han pasado a ser también una amenaza importante. En este estudio se estimó que a 2010, sólo aproximadamente el 20% de la cobertura boscosa histórica aún existía y que en el periodo comprendido entre el 1990 y el 2010 la tasa de pérdida de cobertura boscosa alcanzó a ser del 27%. Además se estimó que únicamente un 3% de su distribución geográfica se encuentra protegida por alguna figura de conservación. Este estudio concluye que los monos araña café son una especie muy importante para los ecosistemas del Magdalena medio en Colombia, ya que son [1] indicadores de la calidad de los bosques húmedos tropicales, [2] cumplen una función clave en el mantenimiento de la dinámica de estos ecosistemas y [3] se encuentran en una de las regiones más intervenidas del Neotrópico. Por ende, la conservación de sus poblaciones naturales y de los bosques de los valles interandinos y norte de Colombia debería ser priorizada en Colombia. Finalmente, las estrategias de conservación del mono araña (como especie sombrilla) deberán incluir la declaratoria de nuevas áreas protegidas en el área de su distribución actual y el manejo y conservación de los hábitats en matrices productivas en común acuerdo con actores gubernamentales, económicos y sociales.

**Summary:**

The Magdalena region has been classified as a hotspot for conservation because of [1] its species richness and abundant endemism [2] its crucial role in the connectivity between Central America, Choco region and the rest of South America and because [3] it has lost over 80% of its forests and ecosystem connectivity. Nonetheless, scientific information about non-human primate populations in this region is scarce. The absence of information about their distribution, abundance, ecology and conservation status has made very difficult the creation and implementation of effective conservation plans for these species. The main objective of this study was to generate baseline information about the Magdalena River Valley primate community necessary for the development of effective conservation programs of the primates and their ecosystems. The study's emphasis is on two endangered species whose distribution range lays exclusively or in a large proportion within the region of the Magdalena River Valley: the brown spider monkey (*Ateles hybridus*) and the white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*). In-situ surveys and community surveys were done in 33 geographical locations to confirm the presence of primates. At least six species were registered in the region, and the San Lucas Mountain Range was confirmed as the region with highest primate diversity North of the Amazonia. The presence of the Colombian Woolly monkey (*Lagothrix lugens*) was also confirmed at this location after four decades with no scientific reports. Most of the primate populations registered were found in fragments. In nine of these sites, population densities were estimated using line transect method or direct counts. Population densities varied, however howler monkeys (*Alouatta seniculus*) tended to be in high densities in small fragments, when hunting pressure was low. The ecology and behavior of the two endangered species were studied using focal and scan sampling to

try to understand how these species cope with fragmentation. Systematic data on their behavior, diet, seed dispersal and habitat use were obtained for the brown spider monkeys and the white footed tamarins during 26 months and 12 months respectively. Results showed some strategies these primates might be using to adapt to these intervened environments. For example, the normally frugivorous diet of spider monkeys included an important percentage of leaves all year long in the fragmented landscape, what could have effects on the nutrition and survival of the groups in the long term. It was also found that as for other species of its genus, they balance their diet eating soil from saltlicks, termite nests and decaying wood.

On the other hand, even though white footed tamarins maintained a diverse diet (95 species) in a fragmented area, they included different habitats, such as pastures to do so, and consumed diverse items different from fruits when there was low fruit availability. This flexibility, along with the fact that they can disperse large seeds (Max: 2.6 cm), indicates that they might be playing an important role in this degraded region's recovery.

The analysis on the conservation status of brown spider monkeys concludes that the main threats to brown spider monkey's survival has been habitat transformation to productive systems such as extensive agriculture and cattle ranching. Recently, infrastructure projects and extraction projects (Gold mining) have become an important threat. Results show that only 20% of their habitat remained in 2010 and had a rate of destruction of 27% from 1990 to 2010. Moreover, only 3% of their distribution in Colombia is protected. This study concludes that brown spider monkeys are a very important species for the Magdalena River Valley region given that [1] the presence of

spider monkeys is an indicator of high quality habitat, [2] that spider monkeys are important species in the maintenance of tropical tree diversity, and [3] that they inhabit one of the most intervened ecosystems in the Neotropics. Conservation efforts on their natural populations and the forests they inhabit should be prioritized in Colombia. Finally, two non-exclusive strategies identified towards the conservation of brown spider monkeys (as an umbrella species) should include the declaratory of new protected areas, and the management of natural populations through conservation agreements and initiatives with local government agencies, private landowners and local communities.

## Introducción general y objetivos

---

### Introducción general y objetivos

En las últimas décadas los ecosistemas naturales han sido transformados a una tasa sin precedentes (Millennium Ecosystem Assessment 2005a). Esta transformación ha estado ligada al incremento en la demanda antropogénica de comida, agua, madera, combustible, minerales entre otros, y ha generado que actualmente gran parte de los ecosistemas naturales del planeta se encuentren amenazados. Una de las consecuencias directas de esta transformación de ecosistemas a zonas agrícolas y ganaderas tiene que ver con una pérdida drástica de la diversidad biológica (Millennium Ecosystem Assessment 2005a). En comparación con el tamaño estimado de las poblaciones de vertebrados para la década de los 70 (línea base), se estima que las poblaciones actuales de vertebrados han disminuido en al menos 52% (WWF 2014). En parte debido a las acciones humanas sobre el planeta, la probabilidad de extinción de las especies silvestres ha aumentado entre 100 y 1000 veces más comparado con la tasa de extinción pre-humana [Pimm et al., 1995; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Barnosky et al. 2011]

Dentro de las múltiples causas asociadas al declive de las poblaciones naturales de especies silvestres, hay dos que se han considerado como los principales factores que influyen negativamente sobre las poblaciones de vertebrados terrestres: [1] La destrucción y degradación de los hábitats naturales y [2] la sobreexplotación de las especies. Adicionalmente, se han identificado otras causas directas e indirectas que afectan las

---

poblaciones naturales como los son el cambio climático, las especies invasoras, las enfermedades y la contaminación (WWF 2014). La destrucción de hábitats es uno de las causas principales del rápido declive de un gran número de especies de plantas y animales en la mayoría de los ecosistemas mundiales (Fahrig 2002). La pérdida de estos hábitats naturales, y su fragmentación, está exponiendo a las diferentes especies a nuevos retos, en particular para especies migratorias, especies con grandes rangos de hogar o con requerimientos ecológicos “específicos” (Andren 1994). Poblaciones o grupos de animales que estaban viviendo antes en hábitats continuos están viéndose cada día más expuestos a vivir en áreas de menor tamaño, usualmente aisladas de otros remanentes de su población original. Además, a medida que la fragmentación aumenta, más áreas se vuelven accesibles y se ven expuestas a actividades antropogénicas, lo cual tiende a aumentar la vulnerabilidad de las poblaciones de animales (y plantas), especialmente cuando dichas actividades tienen efectos directos y negativos como es el caso de la cacería de subsistencia, pero aún más, la cacería de carácter comercial (Michalski & Peres 2005).

Debido a que la financiación destinada a la conservación de la biodiversidad es limitada y probablemente no sea posible dirigir esfuerzos de conservación hacia cada una de las especies amenazadas del planeta, se han formulado en las últimas décadas varias estrategias de conservación de la biodiversidad a nivel global. Dos de las iniciativas más reconocidas que se están llevando a cabo para poder deducir áreas o especies prioritarias para la conservación son: [1] La clasificación de ecorregiones en hotspots (puntos calientes) de diversidad biológica global y [2] la clasificación del nivel de amenaza de las especies

## Introducción general y objetivos

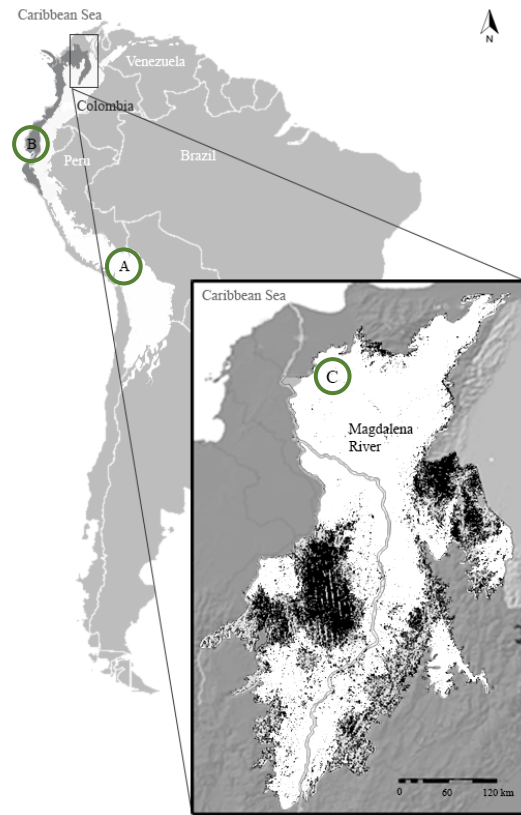
---

presentes en el planeta con énfasis en vertebrados y plantas (pero también en algunos grupos de invertebrados) (Myers et al. 2000, IUCN 2015).

Desde 1988, y tomando en cuenta tres criterios principales (la alta diversidad biológica, el riesgo de amenaza y los endemismos), se designaron 35 regiones prioritarias a nivel global (Myers et al. 2000). Estas zonas se les dio el nombre de hotspots de diversidad biológica., Aunque tiene una extensión menor al 10% de la superficie terrestre del planeta y sus ecosistemas han perdido más de 70% de su distribución original, albergan al menos el 42% de las especies de plantas y más de la mitad de las especies de vertebrados del planeta (Mittermeier et al. 2005).

Colombia, con al menos 10% de la biodiversidad global, es considerada como uno de los países megadiversos del mundo. En Colombia se encuentran dos de los “Hotspots” globales de biodiversidad: [1] Tumbes-Choco-Magdalena y [2] Andes Tropicales. En la región donde confluyen estos dos hotspots de biodiversidad se encuentra un ecosistema de bosques tropicales de altísimo valor ecológico, biológico y biogeográfico (Fig. 1). Esta región incluye el valle medio del Río Magdalena y la zona Caribe de Colombia. Su importancia se debe a que estos bosques tropicales son únicos a nivel de biodiversidad y endemismos, gracias a su historia biogeográfica como parte del denominado Refugio Pleistocénico del Carare-Opón (Hernández-Camacho et al. 1992).

Esta región del norte de Suramérica es un mosaico de bosques húmedos tropicales, bosques secos tropicales y humedales (Hernández-Camacho et al. 1992). La cuenca media del Río Magdalena es una zona que comunica el sur, el centro y el norte de Colombia y que actualmente por su ubicación geográfica constituye una zona de confluencia entre las ecorregiones de Mesoamérica y el Chocó con las ecorregiones Andinas y Amazónicas (Olson & Dinerstein 2002). Sin embargo, la cuenca del río Magdalena está rodeada por la mayor parte de la población colombiana (aprox. 70% de la población colombiana depende del agua de esta cuenca) y la presión por los recursos naturales está poniendo una presión extrema sobre estos frágiles y únicos ecosistemas (Olson & Dinerstein 2002, Rodríguez & Etter 2008, Urbani et al. 2008a). Más aún, al no estar confinada a un solo departamento del país, según su división política, sino vincula a varios de estos y haber sufrido una inestabilidad sociopolítica constante ha sido una de las regiones más deforestadas, pero con acciones de conservación e investigación escasas y desarticuladas.



*Fig. 1. Mapa de la región del Magdalena en Colombia (c) donde confluyen el Hotspot de la región Andina (A) y Choco-Magdalena- Tumbes (B)*

## Introducción general y objetivos

---

Colombia ha sido reconocida como uno de los países con mayor diversidad de primates a nivel mundial junto con Brasil, Madagascar, Indonesia, República del Congo y Perú (Mittermeier & Oates 1985, Defler 2004). Los primates han sido identificados como uno de los grupos taxonómicos más amenazados en el mundo, ya que más de la mitad de las especies de primates se encuentran bajo alguna categoría de amenaza con la extinción (Schipper et al. 2008). En el nuevo mundo, una de las familias de primates más amenazadas es Atelidae, a la que pertenecen los primates más grandes de Centro y Suramérica, entre ellos: los monos araña (*Ateles spp.*), los monos lanudos (*Lagothrix spp.*), los muriquis (*Brachyteles spp.*) y los monos aulladores (*Alouatta spp.*) (Schipper et al. 2008, IUCN 2015). De las 32 especies de primates que habitan en Colombia 53% se encuentran “en peligro de extinción” de acuerdo con las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Esto incluye al mono araña café o marimonda del Magdalena (*Ateles hybridus*), uno de los 25 primates más amenazados de mundo desde 2004 (Schwitzer et al. 2014).

En la región del Magdalena Medio en Colombia, históricamente se han identificado seis especies de primates haciendo esta región la de mayor riqueza de especies de primates al occidente de los Andes. De las seis especies de primates que se encuentran en la región del Magdalena, dos están consideradas en Peligro Crítico de extinción (*A. hybridus*, *L. lagotricha lugens*), una está amenazada (*C. versicolor*), dos son vulnerables (*S. leucopus*, *A. griseimembra*) y una es de preocupación menor (*A. seniculus*). Además, para cinco de las

---

seis especies, esta región de Colombia se ha identificado como el área con mayor prioridad de conservación, ya que cuatro de ellas son endémicas a los valles interandinos y del Caribe de Colombia y una de ellas, los monos araña café, tienen sus poblaciones naturales más grandes en esta zona, aunque tiene unas pocas poblaciones en Venezuela (Defler 2004) . Finalmente, queda por evaluar si los monos nocturnos que habitan las zonas altas de la Serranía de San Lucas corresponden a *A. griseimembra*, *A. lemurinus* u otras especies de mono nocturno no descritas y aún existen vacíos taxonómicos en cuanto a la clasificación de los monos cariblancos en esta zona del norte de Suramérica (Lynch Alfaro et al. 2012).

A continuación resumo las características de las 6 especies principales de la región del Magdalena sobre las cuales se realizó este estudio.

## Introducción general y objetivos

---

### *Los primates de la región del Magdalena Medio, Colombia*

[1] *El mono araña café (Ateles hybridus)*. Los monos araña café son uno de los primates más amenazados del mundo y están clasificados como especie en Peligro Crítico de extinción por la IUCN (Schwitzer et al. 2014). También se les conoce comúnmente como marimonda del magdalena, mono negro o choibo. Se han identificado tres principales amenazas que han llevado a su población a disminuir por lo menos un 80%: [1] la pérdida de hábitat, [2] la cacería y [3] el tráfico de especies [Morales et al., 2008].

Las especies de este género son especialmente vulnerables a la cacería y al tráfico de especies, ya que tiene ciclos de vida muy lentos. Las hembras tienen su primera cría a los 8 años y tienen una sola cría a partir de esa edad cada 3-4 años. Más aún, dado a



*Fig. 2 Mono araña café (Ateles hybridus)*

que su dieta es principalmente frugívora [Link et al., 2012; Di Fiore et al. 2008] requieren rangos de hogar grandes para poder sobrevivir y suplir sus requerimientos energéticos, lo que los hace especialmente sensibles y vulnerables a la fragmentación de su hábitat. Estos primates habitan principalmente los bosques húmedos tropicales interandinos a alturas de 0 a 700 msnm aunque se tienen reportes de poblaciones que se han avistado hasta los 1800 msnm (Roncancio 2012). Su hábitat se encuentra extremadamente fragmentado (Link et al. 2013), y es posible que pocas poblaciones de tamaños viables sobrevivan en el mediano o largo plazo (Urbani et al. 2008a). En un análisis de fragmentación que se hizo para este primate en la Serranía del Perijá se encontró que a pesar de que el área cubierta de bosque es aún grande (813,257 ha), sólo un 30% está relativamente bien preservado y protegido (Etter et al. 2006, Palacios et al. 2007). Finalmente esta especie juega un papel clave en la

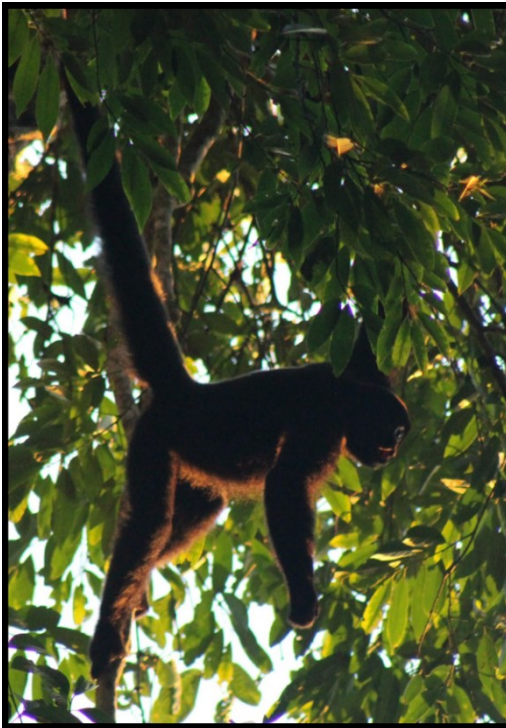
---

conservación de bosques, ya que al igual que las otras especies de su género [ver Link & Fiore, 2006], son importantes dispersores de semillas de un gran número de especies, incluidos muchos árboles de madera fina (Urbani et al. 2008a). En el 2010 Defler y Bueno establecieron como una prioridad la identificación de poblaciones nacionales en especial la recolección de información de áreas potenciales de distribución, la determinación de zonas prioritarias de estudio así como censos.

## Introducción general y objetivos

---

[2] *El mono churuco colombiano* (*Lagothrix lagothricha lugens*). Los monos churucos



*Fig. 3 Mono churuco colombiano de la Serranía de San Lucas (Lagothrix lagothricha lugens)*

colombianos son una especie endémica de Colombia. Esta especie está catalogada actualmente como en peligro crítico de extinción (IUCN 2015). Se alimentan principalmente de frutos y artrópodos (Stevenson 2002, Defler & Stevenson 2014). Son dispersores de semillas muy eficientes tanto en la calidad como en la cantidad de la dispersión (Stevenson & Guzmán-Caro 2013). Su distribución geográfica va desde la serranía de la macarena, el piedemonte de la cordillera oriental, extendiéndose al norte en las pendientes de la Cordillera Oriental hasta 3000 m s. n. m. Se ha reportado que históricamente su

distribución se extendía por la región del Magdalena hasta al menos el sur del Cesar incluyendo la Serranía de San Lucas y el nordeste antioqueño donde se reportó su presencia en estudios realizados en los años setenta (Kavanagh & Dresdale 1975, Bernstein et al. 1976). Es posible que los churucos de los bosques montanos de la cordillera Central de Colombia sean un grupo único de monos lanudos que corresponda a los holotipos descritos para *Lagothrix lugens* (Defler & Stevenson 2014). Además, el hecho de que estas poblaciones estén desconectadas del resto de la distribución de *Lagothrix* lleva a sugerir que su historia evolutiva ha tomado una ruta independiente y probablemente sea una unidad de conservación diferente y única.

---

[3] *El mono cariblanco (Cebus versicolor)*. Esta especie está considerada en peligro de extinción (EN) por la IUCN. Hasta hace poco tiempo, los monos cariblanco se consideraban parte de un grupo de primates con distribución muy amplia en la Amazonía, los valles interandinos e incluso los bosques húmedos del Chocó en Ecuador. Por ende, hasta este año se consideraba que los monos cariblanco en el norte de Colombia pertenecían a



*Fig. 4 Mono cariblanco (Cebus versicolor)*

una subespecie de *Cebus albifrons sensu lato*. Estudios recientes de Lynch-Alfaro et al. [2012] han encontrado que estas poblaciones realmente constituyen un clado evolutivo monofilético e independiente del clado de *C. albifrons* en Amazonía y por lo tanto han elevado su estatus taxonómico al nivel de especie (*Cebus versicolor*). Por ende, su distribución está restringida a los valles interandinos y el nororiente de Colombia, siendo endémica para el país. Aunque son comunes en algunas zonas, la presión que tienen por cacería es muy fuerte, ya que se alimentan de cultivos y están frecuentemente en conflicto con las poblaciones humanas rurales.

## Introducción general y objetivos

---



*Fig. 5 Mono tití gris (Saguinus leucopus)*

[4] *El mono tití gris (Saguinus leucopus)* es un primate endémico de Colombia (Hernández-Camacho & Cooper 1976, Defler 2004) cuya distribución es la más reducida de todas las especies del género *Saguinus* (Defler 2004). Habita entre la margen derecha del bajo Cauca y la margen izquierda del río Magdalena, desde el departamento del Tolima hasta el sur del departamento de Bolívar (Hernández-Camacho et

al. 1992). Esta distribución hace que sea una especie muy vulnerable dado que su hábitat se encuentra en una zona de activa colonización humana (Defler 2004). Esta especie está considerada vulnerable (VU) por la UICN ya que sus poblaciones se encuentran en zonas altamente pobladas y son una de las especies más afectadas por tráfico ilegal en Colombia. Es la especie más pequeña de las que se encuentran en la región con un peso cercano al medio kilo y un cuerpo de 23-25 cm (Hernández-Camacho & Defler 1989) . Defler y Bueno (2010) establecieron como prioridad realizar investigaciones ecológicas básicas sobre esta especie.

---

[5] *El Mono nocturno Caribeño (Aotus griseimembra)*. Esta especie de mono nocturno se consideraba hasta hace muy poco una subespecie de la especie *A. lemurinus* y aún la taxonomía de este género tiene varios vacíos de información (IUCN 2015). Este primate arbóreo y nocturno tiene la mayor parte de su rango de distribución en Colombia y un porcentaje menor en el occidente de Venezuela. En Colombia se pueden encontrar desde el norte del río Sinú hasta Venezuela incluyendo la Sierra Nevada de Santa Marta, y los valles de los ríos Magdalena, Cauca y San Jorge. En el momento *Aotus griseimembra* está clasificado como vulnerable (VU) en Colombia, en parte debido a la pérdida de su hábitat y a su sensibilidad al protozoo causante de la malaria (*Plasmodium spp.*), que la convirtió en un modelo para su estudio (Defler 2010).



*Fig. 6 Mono nocturno Caribeño (Aotus griseimembra)*

## Introducción general y objetivos

---

### [6] *Monos aulladores rojos (Alouatta seniculus)*

Los monos aulladores rojos son primates de gran tamaño corporal alcanzando los 8 kg de peso. Al igual que los demás primates de la familia Atelidae, tienen cola prensil. Además, se caracterizan por que tienen una modificación de su hueso hioides en forma de caja de resonancia que le sirve para emitir unos llamados territoriales que pueden recorrer varios kilómetros (Defler 2004). El



*Fig. 7 Monos aulladores rojos (Alouatta seniculus).*

mono aullador rojo tiene una de las distribuciones más amplias entre los monos del nuevo mundo e incluso se encuentra distribuido a lo largo de un amplio gradiente altitudinal que alcanza los 3200 msnm. Son principalmente folívoros y complementan su dieta con frutos y otras partes vegetativas de las plantas. Tienden a pasar largos periodos del día descansando mientras procesan una dieta basada en hojas que requieren procesos de fermentación para proveer los nutrientes requeridos por esto primates. Viven en grupos pequeños de entre 3 y 12 individuos y son capaces de adaptarse a los cambios generados en sus ecosistemas por actividad humana. De hecho, se encuentran en pequeños fragmentos de bosque y áreas intervenidas donde es inusual encontrar otras especies de primates. Por ende, se les considera como una especie de Preocupación Menor (LC) según los criterios de la UICN.

---

Es esencial generar información sobre el estado de las poblaciones en hábitats tan amenazados como la región del Magdalena que den una base para las acciones de conservación y los planes de manejo regionales (Plumptre & Cox 2006). Siguiendo las recomendaciones de DeFler y Bueno [2010] sobre prioridades de estudio y conservación de primates en Colombia este estudio tuvo como énfasis el estudio de uno de los primates más amenazados de Colombia el mono araña café y de varios primates que han sido poco estudiados en una región muy amenazada.

### *Objetivos*

El objetivo general es obtener información clave sobre la distribución, los aspectos ecológicos, y el estado de conservación de los primates que habitan una de las regiones más biodiversas y amenazadas del mundo, con el fin de generar información que aporte al desarrollo de programas de conservación de estas especies y los ecosistemas donde habitan.

Los capítulos de esta tesis están presentados en forma de artículos científicos independientes, con objetivos específicos diferentes y manteniendo la estructura interna de los mismos, pero que en conjunto nos llevan a cumplir con el objetivo principal de este estudio. A continuación resumo los objetivos de cada uno de los capítulos de la tesis:

El primer capítulo de esta tesis pretende generar y compilar datos validados sobre la distribución de los primates del Magdalena Medio y estimar la densidad poblacional y estado de conservación de algunas poblaciones. Se pretende obtener información base que permita que las poblaciones puedan ser monitoreadas (densidades poblacionales, ocupancia, etc.) lo cual es clave, no sólo para saber si las acciones humanas están afectando las poblaciones de manera negativa, sino también para saber si las acciones de conservación tienen algún efecto positivo sobre su conservación (Rylands et al. 2008).

## Introducción general y objetivos

---

En el segundo se pretende comparar la densidad poblacional de las tres especies de primates diurnos que se encuentran en el costado oriental del Magdalena Medio: *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* y *Cebus versicolor*, en áreas conservadas y recientemente intervenidas. Específicamente se evalúan las diferencias en el estado de las poblaciones de estas especies en bosques con diferente nivel de intervención antrópica.

Los capítulos tercero, cuarto y quinto amplían nuestro conocimiento sobre los monos araña café (*A. hybridus*). El tercer capítulo contiene un análisis demográfico de tres grupos de monos araña que habitan en fragmentos de bosques estacionalmente inundables lo largo de siete años para determinar si la fragmentación afecta la composición de grupo con el tiempo y la viabilidad de la población a largo plazo.

El capítulo cuatro describe la dieta de los monos araña café (*Ateles hybridus*) en este mismo paisaje fragmentado. Determina la relación con la productividad y hace una comparación con estudios anteriores en zonas menos intervenidas o de otras especies del mismo género (Di Fiore et al. 2008, Link et al. 2012). En el estudio se pretende discutir la flexibilidad alimenticia de estos primates y las posibles consecuencias ecológicas y fisiológicas de tener una dieta sub-óptima basada en una alta proporción de hojas para el género *Ateles*.

El quinto capítulo describe el uso de saladeros por *Ateles hybridus*, y analiza su importancia, ya que constituye el primer registro de uso frecuente de saladeros por fuera de las poblaciones del mono araña de vientre blanco (*Ateles belzebuth*) del piedemonte amazónico.

El sexto capítulo describe la ecología y comportamiento de otra especie amenazada en el Magdalena Medio, el mono titi gris (*Saguinus leucopus*). En este capítulo se describe la dieta de esta especie y su potencial rol en estos paisajes fragmentados como dispersor de semillas. Se discuten los efectos de defaunación que son prevalentes en los ecosistemas tropicales y la importancia de estos pequeños dispersores de primates que aunque no

---

puede sustituir completamente a los grandes frugívoros que desaparecen primero de los bosques, si pueden dispersar las semillas pequeñas y medianas de una gran variedad de plantas en estos ecosistemas.

Finalmente, en el séptimo y octavo capítulos se examina el estado de conservación de los monos araña café a través de la estimación de la pérdida de su hábitat históricamente y en las últimas décadas. Con esta información se proponen las regiones prioritarias de conservación en la actualidad. En el octavo capítulo se hace un análisis detallado de las amenazas sobre las poblaciones de *Ateles hybridus* e incluye las estrategias que se están llevando a cabo en la región para la conservación del mono araña y los otros primates que con él coexisten. Se enfatiza sobre la necesidad de crear nuevas áreas protegidas para esta especie, que a su vez conlleve a la protección de una amplia diversidad de organismos y ecosistemas y a las vez su conservación en sistemas socio ecológicos en donde se integre el desarrollo de las comunidades locales con la protección de los hábitats en donde habita el mono araña café y sus servicios ecosistémicos.

La Tesis se cierra con un análisis de la relación entre los resultados de cada capítulo, destacándose los resultados más relevantes y conclusiones.

.



## Capítulo 1

Este capítulo reproduce el artículo en revisión en Biodiversity and Conservation: **de Luna AG & Link A.** Distribution, population density and conservation of the critically endangered brown spider monkey and other primates of the Magdalena region, Colombia.

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

### Distribution, population density and conservation of the critically endangered brown spider monkey and other primates of the Magdalena region, Colombia.

#### *Abstract*

The inter-Andean tropical rainforests and dry forests of the Magdalena river basin (Tumbes-Choco-Magdalena biodiversity hotspot) have undergone significant forest loss and degradation in the last decades. Historically, six primate species have been reported to inhabit this region, and at least five of them are threatened with extinction. Accurate and recent information on the distribution and conservation status of these endangered primate populations is scant or nonexistent, even though such data are needed to implement successful conservation actions and management plans for these taxa. Between 2006 and 2015, we evaluated the status and distribution of primates across the Rio Magdalena region. We visited 30 forested areas to evaluate the presence/absence of brown spider monkeys and simultaneously collected data for all the other taxa. We also carried out ten population surveys in order to obtain estimates of primate population densities and demographic information on forests with different levels of anthropogenic intervention. Novel data on primate distribution was obtained in 27 out of 166 total primate records compiled for the region. Only 34% of these sites were large forest fragments (>500 Ha). This study confirms that at least six primate species are still present in the Rio Magdalena region, which represents the highest Platyrrhine diversity west of the Andes, including the confirmation, after four decades, of the persistence of a wild population of Colombian woolly monkeys at Serranía de San Lucas.

## *Resumen*

La región del Magdalena en Colombia (Hotspot Tumbes-Choco-Magdalena) ha sufrido en las últimas décadas la pérdida significativa de sus bosques. Históricamente seis especies fueron reportadas para la región. Cinco de estas especies se encuentran actualmente bajo algún grado de amenaza. La información precisa sobre la distribución, demografía y estado de conservación de sus poblaciones está dispersa o es inexistente; haciendo difícil su uso en planes de manejo y conservación regionales. Entre los años 2006 a 2015 evaluamos e investigamos la distribución y el estado de conservación de los primates de la región de influencia del río Magdalena. Utilizamos una metodología combinada de entrevista y búsqueda en campo. Se visitaron 30 bosques para confirmar la presencia del mono araña café y registramos la distribución de las otras especies de primates. Desde el 2006 se iniciaron censos en 10. En este estudio se presentan 27 nuevos registros de distribución de los 166 recopilados. Sólo 34% de estos sitios eran fragmentos de bosque grandes (>500 Ha). Este estudio confirma la presencia de seis especies en la región siendo la Serranía de San Lucas el sitio de mayor diversidad de primates norte de la Amazonía. Confirmamos la presencia de una población de *Lagothrix lugens* después de cuarenta años sin registros.

*Keywords* Population Density, Conservation Priorities, Colombia, Primate diversity,

# Primate conservation status in the Magdalena region.

---

## *Introduction*

The Inter-Andean lowland rainforests of the northern Andes and the Magdalena and Cauca river basins in Colombia comprise the eastern-most section of the world's biodiversity hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena as well as the lower altitudinal range of the northern area of the Tropical Andes biodiversity hotspot (Fig. 1). This biogeographical region comprises a mosaic of wetlands and seasonally flooded forests, tropical rainforests, and tropical dry forests with high levels of species richness and endemism (Hernández-Camacho et al. 1992). Although the Magdalena river has been a main route of colonization since the 1700's (Murillo 1994), the pervasive degradation and fragmentation of its natural ecosystems is a relatively recent process that has increased substantially since the middle of the twentieth century (Etter & van Wyngaarden 2000). The broader region of the Magdalena river basin is responsible for 80% of Colombia Gross National Product, holds more than 80% of its population (> 33 million persons) and accounts for 70% of its agricultural productivity (Rodríguez-Becerra 2015). By 2000, pastures and commercial croplands had transformed > 85% of this region's natural ecosystems (Etter et al. 2006), and increased in the first decade of the 21<sup>st</sup> century (Sanchez-Cuervo & Aide 2013). Only 3% - 4% of this region lies within national protected areas, and these areas are mainly located in peripheral Andean ecosystems (Link et al. 2013, Sanchez-Cuervo & Aide 2013). Not surprisingly, natural ecosystems within the Inter-Andean forests are rapidly declining and degrading, posing imminent threats to its unique biological diversity.

Primates are one of the most vulnerable taxa to large scale processes of land transformation, habitat degradation and hunting with approximately 60% of its 504 recognized species threatened with extinction (Estrada et al. 2017). According to the IUCN, Colombia has a high diversity of living primates with at least 38 different species living within the national boundaries. None the less, at least 21 (of these 38) species are

considered to be threatened by extinction, and many of them are considered to be Endangered (EN) or Critical Endangered (CR) primates (IUCN 2015).

Historically, it had been reported that these six primate species comprised the primate community of the inter-Andean ecosystems: the brown spider monkey (*Ateles hybridus*), the white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*), the white-fronted capuchin (*Cebus versicolor*), the grey-handed night monkey (*Aotus griseimembra*), the Colombian woolly monkey (*Lagothrix lagothricha lugens*), and the red howler monkey (*Alouatta seniculus*). Moreover, recent taxonomic and molecular studies have reviewed capuchins classification and have suggested the existence of another species or subspecies in the upper limits of the Magdalena river valley, the Rio Cesar white-fronted capuchin (*Cebus cesarae*) (Ruiz-García et al. 2010, Lynch Alfaro et al. 2012). Except for the red howler monkey, which has the broadest distribution for any primate in Colombia (Defler 2010), all of these primate species are threatened with extinction according to the IUCN [2015]. If populations of all these species are confirmed to still be present in the region, this area would be the one with highest primate diversity west of the Andes mountains.

In summary, most primate taxa whose geographical distribution is largely represented within inter-Andean forests might be facing a dramatic decline in population numbers (mainly due to habitat loss) [Link et al. 2013] and immediate conservation strategies need to be implemented to prevent their extinction in the near future. Unfortunately, information on their distribution and population status that could guide decision makers to successful conservation initiatives is almost non-existent. For example, the last field reports of wild populations of the Colombian Woolly Monkey in the Magdalena river valley date from the late 1970s (Kavanagh & Dresdale 1975, Bernstein et al. 1976). Since then, there is no scientific record on the presence of this large and isolated population of woolly monkeys on the northern tip of their geographical distribution. Also, prior to this study, only five reports existed for brown spider monkeys [Bernstein et al., 1976; Green, 1978; Aldana et al., 2008; Roncancio et al. 2013], which had received only minor scientific attention due to the fact that they were originally considered to be a

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

subspecies of the widely distributed white-bellied spider monkeys (*Ateles belzebuth*) (Collins & Dubach 2000a). Since 2004, brown spider monkeys (elevated to species status as *Ateles hybridus*) have been listed as one of the 25 most endangered primate in the world (IUCN 2015) due not only to the pervasive pressure of habitat fragmentation, but also to the synergistic threat of hunting and the pet trade (Link et al. 2013).

The case of white-fronted capuchins (*Cebus versicolor*) also deserves attention as recent studies on the phylogenetic relations of these primates have revealed that populations in the Magdalena river valley are not monophyletic with Amazonian capuchins (*Cebus albifrons*). This implies a much smaller, and more heavily degraded distribution range than previously thought, making them more vulnerable to fragmentation and habitat loss. Finally, although white footed tamarins (*Saguinus leucopus*) seem to be able to cope with anthropogenic interventions [Poveda & Sánchez-Palomino, 2004; De Luna et al., 2017)], with even urbanized populations existing in some areas, this species has the smallest geographic range of any primate of the region (Defler 2004) and has been subject to high levels of hunting for the pet trade in the last few decades.

As noted above, baseline information on the distribution and conservation status of these species is scattered and scarce in inter-Andean forests of the Magdalena river basin, making landscape or regional conservation planning more uncertain and challenging. It is crucial to have baseline data on their current distribution and population biology in order to assess their conservation status and determine priorities for their management and conservation (Rylands et al. 2008). Data on population densities and population structure is needed to better understand the effect of habitat fragmentation on each of these primates (Chiarello 1999, Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010), and in order to assess the viability their remaining populations (Estrada & Coates-Estrada 1996b, Crockett 1998, Cuarón 2008). Given that less than 15 % of the inter-Andean forest remains and that these areas are suffering drastic threats from legal and illegal mining, large infrastructure projects, and extensive agro-industrial practices like conversion of natural forests into oil palm plantations and

pastures for cattle ranching (de Luna & Link 2015), it is essential to have an accurate information of where primates are still found, and when possible, the state of their populations. As part of the long term primate conservation programme in the Rio Magdalena river basin conducted by Fundación Proyecto Primates since 2006, the main aim of this project was to provide an updated account of the most recent data on the current distribution of primates in the Magdalena river valley and, when possible, on their population densities and status, with an emphasis on the critically endangered brown spider monkey.

## *Methods*

### *Study area*

As part of a long-term primate research and conservation project started in 2006, field surveys were done within the original geographical distribution of brown spider monkeys in order to confirm their presence in areas where they had not been reported recently. We sampled 30 different areas containing patches of fragmented or continuous inter-Andean forests along the middle Magdalena river basin and the lowland forests of Northern Colombia (Fig. 1).

### *Surveys and population censuses*

Initially, we gathered information about potential survey sites in inter-Andean forests and elsewhere in Northern Colombia from published or informal reports of wild populations of primates. We then selected sampling sites, making a special emphasis on areas with the highest probability of finding brown spider monkeys and restricting sampling to those locales that we could visit safely given the socio-political instability of the region. Based on interviews with local communities and other local scientists, 33 sites were identified to potentially hold populations of brown spider monkeys, and all of

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

these sites have been visited between 2006 and 2015. In each site, we used a combination of direct surveys and interviews with local communities in order to determine the presence of each primate species. Finally, we complemented the list of records obtained during this study with available data on the geographical distribution of primates in the middle Magdalena river valley and Northern Colombia from published reports and from Colombia's biodiversity database, SIB (Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia). In the case of the points that did not have a date of collection, we categorized them as "historical" data.

Since 2006 we were able to estimate primate population densities from nine of these 30 sites (Fig. 3), some of which have been included in previous publications (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). Line transect methods were conducted following the methodological recommendations suggested by Peres [1999] in order to estimate primate population densities at each sampling locality. These sites had different characteristics of size and conservation status. The ecosystems encompassed within these locations included tropical dry forests, flooded rain forest, and tropical lowland rainforests ranging from 180 m a.s.l. to 900 m a.s.l (Table 1).

In order to compare the data obtained during this study with those from previous studies, density data were analysed using two different methods: King's method and Distance Sampling. We were also able to do direct counts of all individual brown spider monkeys in the San Juan fragment site (2009 and 2015) and in Bañaderos, Guajira. We estimated population densities following the same methods outlined by Link and collaborators in 2010. In "Cerro 1800", we were not able to complete the survey effort needed to apply density estimations; we could only survey 8.3 km during a single week in July 2015. Nevertheless, we present data on number of encounters and group size for this site as for almost four decades it has been impossible to access this region due to political instability.

Transects were walked from 06:00 to 11:00 h and 14:00 to 17:30h at a speed of approximately 1 km/h stopping every 100 m and waiting 10 min in silence looking for any animal that could be resting over the transect and trying to detect any movement or sound. In the case of rain, censuses were interrupted until the weather allowed us to continue. Upon detecting a primate group, we waited up to 10 min in order to increase the chance of detecting all members of the group. When a group of primates was encountered, we recorded the time, number of individuals, the perpendicular distance of the group's centre to the transect, its location along the transect, and the sex-age category of each individual detected when possible. We use the term "cluster size" to refer to the number of individuals in a group or subgroup of primates that were detected during census surveys. For howler monkeys and owl monkeys, cluster size represents the size of the entire social groups (which are cohesive), which for spider monkeys and woolly monkeys it represents the size of traveling or foraging subgroups (given their fission-fusion grouping patterns). For capuchins and tamarins, cluster size attempts to represent the size of the social group, but given the large group spread in these taxa, data presented here were taken on subgroups of capuchins and tamarins.

For the Distance methods (Thomas et al. 2010), we used the distance sampling function of the program, testing five candidate models in the program for fit to the distribution of transect data including: [1]the default half-normal key with cosine polynomial expansion, [2] the uniform key with cosine polynomial expansion, [3] the uniform key with simple polynomial expansion, [4]the half-normal key with hermite polynomial expansion, and [5] the hazard-rate key with the cosine polynomial expansion. We selected the model with the lowest Akaike's information criterion (AIC) value (Buckland et al. 2001). The cluster size was calculated using the cluster size-biased regression method unless warnings indicated the need to use the mean of the observed clusters. For Distance based analyses, we truncated 5% of the data as suggested by Buckland et al. (2001) to exclude potential outliers.

For the King method, we used the equation:

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

$$D = n/2La$$

where  $D$  is the density of individuals or groups per unit area,  $n$  is the number of individuals or groups along the transect,  $L$  is the total length of the transect, and  $a$  equals half the effective strip width. To obtain the species-specific strip width we calculated the average perpendicular distance recorded for a given species at each site. The mean subgroup size was calculated based on all groups observed within the effective strip width, using the maximum number of individuals measured for all calculations.

### *Results*

Overall, out of the 30 areas we were able to visit during this study, 27 provided new primate distribution records and completed a total of 166 records when added to the records compiled from additional secondary sources (Appendix 1 and 2). Due to the political instability of the region, almost no distribution records were collected during the 1980s and 1990s (N=4). Thus, we divided the distribution data into two main categories: “historical” (before the year 2000) and “recent” (after the year 2000) (Fig.2). When analysing the characteristics of the sites surveyed during this study, only 33% contained large forest patches (>500 ha). Most of the fragments were between 500 and 100 ha (44%) and 22% only had small forest fragments (<100 ha). We were unable to quantify the level of anthropogenic intervention or forest status which are suggested to be important variables in analyses aimed to evaluate the viability of a natural population. This means that even though a forest fragment might be large enough to hold viable primate populations, it might well be struggling if other pressures such as hunting are in place. Brown spider monkeys have been reported in 68 localities and 57% of these reports are recent. We confirmed the presence of brown spider monkeys in 27 sites within their historical distribution accounting for 69% of the recent records for the species (Fig. 2, Appendix 1 and 2). White fronted capuchins have been reported in 38 sites and 61% of these sites were reported after the year 2000. We registered 78% of these recent records (Fig. 2, Appendix 1 and 2). Howler monkeys were registered in 56

sites from which 63% were recent localities. We found howler monkeys present in all the sites we sampled (Fig. 2, Appendix 1 and 2). The grey-legged night monkeys have been reported in 44 sites 61% of which are recent records. This study reports 67% of these recent records. In the case of white-footed tamarins 94 sites have been reported for their distribution from which 82% are recent records. Only 14% of the records of the distribution sites were confirmed in this study (Fig. 2, Appendix 1 and 2). Finally, Colombian woolly monkeys had only four distribution records, the only recent records the one included in this study confirming their presence in the site of Cerro de 1800, Bolivar after four decades (Fig. 2, Appendix 1 and 2). Overall, *S. leucopus* was the most commonly observed primate in the region, having twice as many confirmed localities than other primate species. The Antioquia Department was the most surveyed region (N=97) followed by Bolivar (N=18) and Santander (N=15).

*Primate Population Densities.* Since 2006 we covered a distance of 1615 km in 10 different locations and recorded a total of 1109 independent primate detections (observations) of 6 taxa. Table 2 summarizes the population densities estimated for each primate species at each site. For all species combined, the highest density was found in the fragmented forests of San Juan, with almost 200 individuals per square kilometre (Fig. 4). However, when transformed into biomass using the average weights reported for each species by Defler (2004), a higher biomass was found at the site of Bañaderos, Guajira with 1176 kg/km, followed by the primate biomass in San Juan was 834 kg/km (Fig. 4). The less intervened site, Ojos Claros, did not have a very high density (55.2 ind/km) but it did have a high biomass (483 kg/km). This pattern was similar to the one found at El Paujil which had an overall density of 54.5 ind/km and 477.8 kg/km of biomass. Compared to the other sites with large fragments like La Guinea (44 ind/km and 154 kg/km) or the continuous forest of San Juan (104 ind/km and 151 kg/km) Ojos Claros had a higher biomass (Fig. 4).

The densities for brown spider monkeys in the nine sampling sites varied from 0 to 64.8 individuals per square kilometre with an average of 18.2 ind/km<sup>2</sup> (Fig. 5). At Cerro 1800, the encounter rate was 0.16 groups per square kilometre which was smaller than the

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

average encounter rate (Avg=0.28, SD=0.35) within the range of 0 to 1.2 ind/km. Contrary to our expectations, the areas with higher densities were the ones with smaller forest fragments (Bañaderos and San Juan). In 2015 we repeated, during our continuous follows, the direct count of the individuals in the groups found in the fragment of San Juan done in 2010 (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). We found that density in the site decreased from 42.8 ind/km<sup>2</sup> to 10 ind/km<sup>2</sup>. Direct counts were also done at the site of Bañaderos where we found a density of 16 ind/km<sup>2</sup>. In la Sambera the presence of this species was confirmed, none the less the only a single individual was observed and not during the census transects. Mean subgroup size for brown spider monkeys was 4.8 individuals (SD ± 3.3 individuals) (Table 2).

During the census, we observed white footed tamarins a total of 167 times distributed unevenly among the survey sites (N=141 at La Cruz, N=21 at Ojos Claros, N=5 at Cerro 1800). The encounter rates of white footed tamarins in the three sites that were within their distribution ranged from 2 to 4 encounters every 10 km (Avg 0.35 encounters/km SD=0.1). The two densities we obtained for this species were significantly different: at Ojos Claros it was 19.1 ind/km<sup>2</sup> while at La Cruz was higher with 95.1 ind/km<sup>2</sup> (Fig. 5). The group sizes were in average 4.8 individuals per group (SD=±1.8) (Table2).

Overall, we completed a total of 301 independent records for red howler monkeys. Their densities in the nine sampling sites varied from 0 to 67.4 ind/km<sup>2</sup>, with an average of 19.6 ind/km<sup>2</sup> (Fig. 5). Vocalizations were registered at Cerro de 1800 but no groups were seen. Similar to spider monkeys the areas with higher densities were the ones with smaller forest fragments (Bañaderos and San Juan). The mean group size was 4.9 individuals (SD= ± 3 individuals) (Table 2).

During the census, we encountered varied white fronted capuchins 279 times. The average density found was 53.8 individuals per squared kilometre with a very wide range 0 to 116.6 individuals (Fig. 5). In Cerro 1800, the encounter rate was low with 0.02 encounters per kilometre compared to the average encounter rate of 0.24 encounters

per kilometre. The two forest fragments in San Juan had the highest densities of capuchins recorded anywhere in the surveys. The two sites in Remedios, by contrast, had very low densities with less than four individuals per squared kilometre. Capuchins were not registered during the census in la Sambera contrary to the information obtained with the interviews to the local community that confirmed their presence. The mean group size was 6 individuals (SD=  $\pm 3$ ) (Table 2).

Colombian woolly monkeys were only found at Serranía de San Lucas, specifically at Cerro de 1800. The other three historical records found were from Zaragoza, Ventura and Colorado Tiquiseo, all in Serranía de San Lucas in the department of Bolivar. The rate of encounter of woolly monkeys at San Lucas was of 0.3 encounters per kilometre. In total, we encountered groups or subgroups of woolly monkeys on four occasions, and estimated an average cluster size of 6.3 individuals and a maximum cluster size of 15 individuals. This large group had at least seven adults, from which we were able to identify 2 males and 2 females, 1 juvenile, and 2 infants.

Finally, although we did not include grey-handed night monkeys in census surveys, we confirmed their presence in all 10 sites through interviews with the local communities, and we were able to find 21 nests in six different sites. The average group size in *Aotus griseimembra* was 3.5 individuals with a range of 2-4 individuals.

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

### *Discussion*

To date, more than 80% of the inter-Andean forests have disappeared along with their primate populations (Link et al. 2013). This study confirms, however, that at least six primate species are still present in the region, and occur sympatrically in few areas West of the Magdalena river, accounting for the highest primate diversity found West of the Eastern Andes (Defler 2004). We confirmed, after four decades of uncertainty, the existence of a wild population of Colombian woolly monkeys at Serranía de San Lucas (Kavanagh & Dresdale 1975, Bernstein et al. 1976).

Even though distribution information has increased significantly in the last fifteen years, studies on the populations of *Aotus* from altitudes above 1500 at Serranía de San Lucas and of *Cebus cesarae* in the northern section of the region are necessary to determine the exact number of species in the region. We found a drastic increment in the number of studies compared to the previous decades. This could be correlated to the fact that overall primate studies in Colombia have increased over the past few decades (Stevenson et al. 2010). It may also reflect the change in the socio-political situation of the region. This change has allowed more researchers to visit the area, but has also permitted human population settlement and an increase in activities with a negative effect on forest conservation (Dávalos 2001, Rodríguez & Etter 2008, Sanchez-Cuervo & Aide 2013).

Most primate populations were found in fragmented landscapes. Forest cover analysis of the northern region of the Rio Magdalena Valley shows that is a heavily deforested area (Link et al. 2013) where palm plantations are widespread (de Luna & Link 2015). Nonetheless, it is important to mention that areas surveyed were the ones in which brown spider monkeys had been previously confirmed and where the sociopolitical situation allowed us to visit. Random sampling throughout the historical distribution of brown spider monkeys is needed in order to determine the relation between forest fragment characteristics and the presence of spider monkeys (Michalski & Peres 2005). Future surveys should include visiting the previously surveyed fragmented areas to

monitor population trends, as well as including new sites in the most preserved regions such as San Lucas, Catatumbo, and the northern section of Antioquia department.

Studies aiming to estimate primate population densities within the Rio Magdalena region have also become more common in the last decade, particularly for white footed tamarins (Valle 2004, Roncancio et al. 2008, 2011, Gomez et al. 2014). These data, although still preliminary, will allow us in the near future to evaluate more accurately population status and trends. At this point, we can suggest some preliminary conclusions about the status of the primate communities in the Rio Magdalena River basin and Northeastern Colombia. When comparing each of the sites surveyed, Ojos Claros seems to have the best conservation status. It has a well preserved and connected forest and a high primate biomass, greater than many well preserved sites in the Amazon (Peres 1999a). Only the site of San Lucas, surveyed by Roncancio and colleagues (2013), has a conservation status comparable to Ojos Claros. The information from these types of sites is crucial to use as baseline information that will allow us to understand how primates deal with resource scarcity in less well-conserved fragments.

Based on previous studies (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010) we expected to find higher densities in smaller fragments. This prediction was maintained when increasing the number of sites, because the highest densities of all species were found in the smaller fragments. These results do not necessarily imply healthy populations. High densities in fragmented areas are probably the product of population aggregation due to the reduction of the original area the occupied (Defler 1981). If this is the case, it is expected that after some time population numbers will drop (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). Direct count data from the small forest fragment at the San Juan site supports this prediction. During the first survey, when the fragment had undergone recent intervention, we estimated a brown spider money density of 41 ind/km<sup>2</sup>, while 6 years later, we estimated a density of only 10 ind/km<sup>2</sup>.

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

The population densities estimated for brown spider monkeys (*A. hybridus*) are within the range reported for the genus in both fragmented and continuous areas, which have varied from 0.65 ind/km<sup>2</sup> to 576 ind/km<sup>2</sup> [Coelho Jr et al., 1976; Cant, 1977; White, 1986; Wallace et al., 1998; Ramos-Fernández & Ayala-Orozco, 2002; Estrada et al., 2004; Weghorst, 2007]. When analysing the densities found for populations of this species, densities found previously fall within the ranges obtained in this study 2.8-67 ind/km<sup>2</sup> (Table 2). On average, the populations had 25.5 ind/km<sup>2</sup> SD 16.7 N=15. The site of Bañaderos, Guajira, had the highest density report for this species, but based on the direct count we performed, the site contained only 18 individuals. La Cruz, Antioquia, was a site with the lowest reported densities for this species, which may be explained by the fact that this species is still hunted in the region for food or traditional medicine purposes (Link et al. 2013).

This study provides the first density estimates from six populations of *Cebus versicolor*. No data was recorded for *C. cesarae*, and surveys are a priority to determine its conservation status (IUCN 2015). Densities of *C. versicolor* varied from 1.9 to 116.6 ind/km<sup>2</sup>, the highest being found in one of the forest fragments surveyed in San Juan (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). Elsewhere, densities for the genus *Cebus* range from 1.8 to 24 ind/km<sup>2</sup> (Terborgh 1986a, Peres 1988, Phillips & Abercrombie 2003, Palacios & Peres 2005, Jack & Campos 2012). It is crucial to evaluate hunting pressure for this and other primate's species. Preliminary data shows there is a conflict with this species over crops, which motivates hunting and pet trade.

Data on the two populations of white footed tamarins fall within the range reported for this species previously: 6.7-149 ind/km<sup>2</sup> (Roncancio et al. 2008, 2011, Gómez-Posada et al. 2010). Populations of this species have been reported to live successfully in a wide variety of habitats, including urban parks (Poveda & Sánchez-Palomino 2004). Given their flexibility to live in different types of intervened habitat, and given that *S. leucopus* is one of the most commonly confiscated species in Colombia [MADS, 2012], we can propose that the major threat facing this species is capture for the pet trade.

Red howler monkeys were widely distributed throughout the Rio Magdalena region. Their densities were within the range of densities for the species 1.6 to 254.9 ind/km<sup>2</sup>, and higher densities were found in the smaller fragments (San Juan and Bañaderos). Nonetheless, studies have found even higher densities in smaller fragments like a montane population at Montegrande with 255 ind/km<sup>2</sup> (Gómez-Posada et al. 2010) or Hato Masaguaral in Venezuela (Rudran & Fernandez-Duque 2003).

## *Potential threats to current primate populations in the Magdalena region and conservation priorities*

The fact that brown spider monkeys were found in 27 localities is encouraging, but the long-term survival prospect for this species remains uncertain as recent studies also reveal that the remainder of their habitat is degrading at an accelerated rate (Link et al. 2013). Additionally, less than 3% of their current range lies in officially protected areas, most of their range is highly fragmented, and hunting and deforestation are imminent threats even in protected areas (Link et al. 2013, de Luna & Link 2015). These facts drive us to the conclusion that data supports this species' current conservation classification as critically endangered.

During our surveys, it was evident the imminent threats all primate populations are facing in the Rio Magdalena region. Given the diversity of threats – habitat conversion and loss for palm oil agriculture, ranching, large infrastructure projects, legal and illegal mining, hydrocarbon extraction coupled with persistent hunting and capture for the pet trade – the future of these primate population seems uncertain (Fig. 6). These threats do not only decrease the number of wild individuals and the available habitat, but also obstruct connections among wild populations, rendering persistence at even the landscape level less likely.

Our results supports the importance of an initiative that was launched almost forty years ago and that has been supported by many scientists: to create a national protected area in the region of Serranía de San Lucas (Dávalos 2001, Defler & Bueno 2010, Roncancio

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

2013, Roncancio et al. 2013). This area is currently the most biodiverse region for primates in Colombia, outside of the western Amazon, and it holds one of the last large remnants of forest (approximately 6000 km (Roncancio et al. 2013)) within the Tumbes-Choco-Magdalena biodiversity hotspot. Currently this area does not enjoy formal protection, and it is highly threatened by gold mining. Immediate designation of protected status to forests in this region should be a national imperative.

Table 1. Sites where primate population densities were surveyed. Forest type: Tropical dry forests (TDF), Flooded Rain Forest (FRF), and Tropical lowland rainforests (TRF)

Site	Geopolitical location in Colombia	Location	Altitude m a.s.l.	Size Ha	Forest type
San Juan Fragment	Pto. Parra, Santander	06°42'10.8"N,74°09'00"W	100	70	FRF
San Juan Continuous	Pto. Parra, Santander	06° 42' 00"N, 74° 08'00" W	100	1500	TRF
El Paujil	Serranía de las Quinchas, Boyacá	06° 03'00" N, 74° 16'00" W	300	400	TRF
La Guinea	Serranía de las Quinchas, Boyacá	06° 01'00"N, 74° 12'00"W	200-700	>5000	TRF
La Sambera	Otanche, Boyaca	05°50'24"N, 74°13'12"W	830	>5000	TRF
La Brillantina	Vereda La Cruz, Remedios, Antioquia	06°54'00"N', 74°37'00"W	700	400	TRF
Ojos Claros	Serranía de San Lucas, Remedios, Antioquia	07°06'54 N 74°21'36"W	320	>5000	TRF
Cerro 1800	Serranía de San Lucas, Santa Rosa del Sur, Bolivar.	N 07°41'00", W 74°19'20"	880	>5000	TRF
Bañaderos	La Guajira	11° 07' 49.7" N, 72° 46' 16.0"W	875	30	TDF
Tomarrazon	La Guajira	11°02'13.6"N,72°56'10.9"W	676	539	TDF

# Primate conservation status in the Magdalena region.

Table 2. Population density and demography data. Int means presence confirmed by interviews but not by direct observations. Dist is distance sampling method. Densities calculated with low number of observations using this method should be used carefully for interpretation.

Site	Cerro 1800, Serranía de San Lucas, Bolívar	Ojos Claros, Remedios, Antioquia	La Cruz, Remedios, Antioquia	Tomarrazon , La Guajira	Bañaderos, La Guajira	San Juan, Santander Fragment	San Juan, Santander, Continuous	El Paujil, Quinchas, Boyacá	La Guinea, Quinchas, Santander	La Sambera, Otanche, Boyaca	
Author, Year	Present study	Present study	de Luna et al., 2015	de Luna et al., 2015	de Luna et al., 2015	Link et al. 2010	Link et al. 2010	Link et al. 2010	Link et al. 2010	Present study	
Fragment size Ha	>5000	>5000	~ 400	500	112	70	~1500	~ 400	80000	>1500	
Species	Effort (Km)	12.5	90.1	331	68.3	49.2	136.8	109.6	325.1	382.7	102
<i>Ateles hybridus</i>	Encounter Rate (Ind/km)	0.16	0.33296337	0.05438066	0.10248902	1.19918699	0.41666667	0.05474453	0.26145801	0.19597596	0
	Direct count					16.0714286	42.8				
	Ind/Km2 (King)		54.3	6.63	7.2	67.04	33	5.2	27.1	26.1	0
	Ind/Km2 ±SE (Dist)		19.2±4.89	2.85	3.71*	64.68	21.8	3.7*	41.1	12.3	0
	Obs	2	30	18	7	59	57	6	85	75	1 ( <i>adlibitum</i> )
	MGS ±SD	1±0	6.2±4.3	4±1.8	9.6±1.5	7.2±4.3	4.1±2.3	3.3±1.6	3.9±2.9	4±3.4	
<i>Saguinus leucopus</i>	Encounter Rate (Ind/km)	0.4	0.23307436	0.42598187							
	Ind/Km2 (King)		42.9	70.44							
	Ind/Km2 ±SE (Dist)		19.1±5.7	95.06							
	Obs	5	21	141							
	MGS ±SD	5.7±1.2	4.6±2.1	4.2±2.2							
<i>Alouatta seniculus</i>	Encounter Rate (Ind/km)		0.0554939	0.10574018	0.29282577	1.07723577	0.76754386	0.02737226	0.09843125	0.1228116	0.00980392
	Ind/Km2 (King)		8.24	7.4	21.16	34.37	98.3	2.5	15.6	3.7	0.0004
	Ind/Km2 ±SE (Dist)			8.2	9.77	67.36	60.2	1.6	7.9	1.9	
	Obs	Int	5	35	20	53	105	3	32	47	1
	MGS ±SD		4.2±3.3	3.1±1.6	8.3±2.7	6.9±3	5.2±1.8	2.3±1.2	2.8±1.3	6±4.5	1
<i>Cebus versicolor</i>	Encounter Rate (Ind/km)		0.02219756	0.03927492			0.52631579	0.50182482	0.1445709	0.23517115	0
	Ind/Km2 (King)		1.92	5.26			130.3	138.6	35.9	59.2	0
	Ind/Km2 ±SE (Dist)		1.8	3.22			116.6	98.4	19.6	29.4	0
	Obs	Int	2	13			72	55	47	90	0
	MGS ±SD		3±0	4.9±2.1			7.4±4.1	6.6±4	6±4.5	5.3±3.9	
<i>Lagothrix lagothicha</i>	Encounter Rate (Ind/km)	0.32									
	Obs	4									
	MGS ±SD	6.3±7.6									
<i>Aotus griseimemb</i>	Obs (Nests)	Int	2	3	Int	Int	3	1	9	3	Int
	MGS ±SD			3±1			2.8±0.5	1	3±0.7	4±0	

Table 3. Population Densities of the critically endangered brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in Colombia.

Author	Site	Density	Fragment size
Roncancio et al.2010	Monterrey	36 ind/km <sup>2</sup>	40ha
Roncancio et al.2010	El Pajuil	39 ind/km <sup>2</sup>	21 Ha
Roncancio et al.2013	San Lucas	32 ind/km <sup>2</sup>	Continuos
Aldana et al. 2008	Serranía de las Quinchas	38 ind/km <sup>2</sup>	Logged fragment
	Serranía de las Quinchas	24 ind/km <sup>2</sup>	Continuos
Bernstein et al. 1976	Tequiseo, San Lucas	11.5 ind/km <sup>2</sup>	Fragment
Green, 1978	Cerro Bran	33 ind/km <sup>2</sup>	83 ha

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

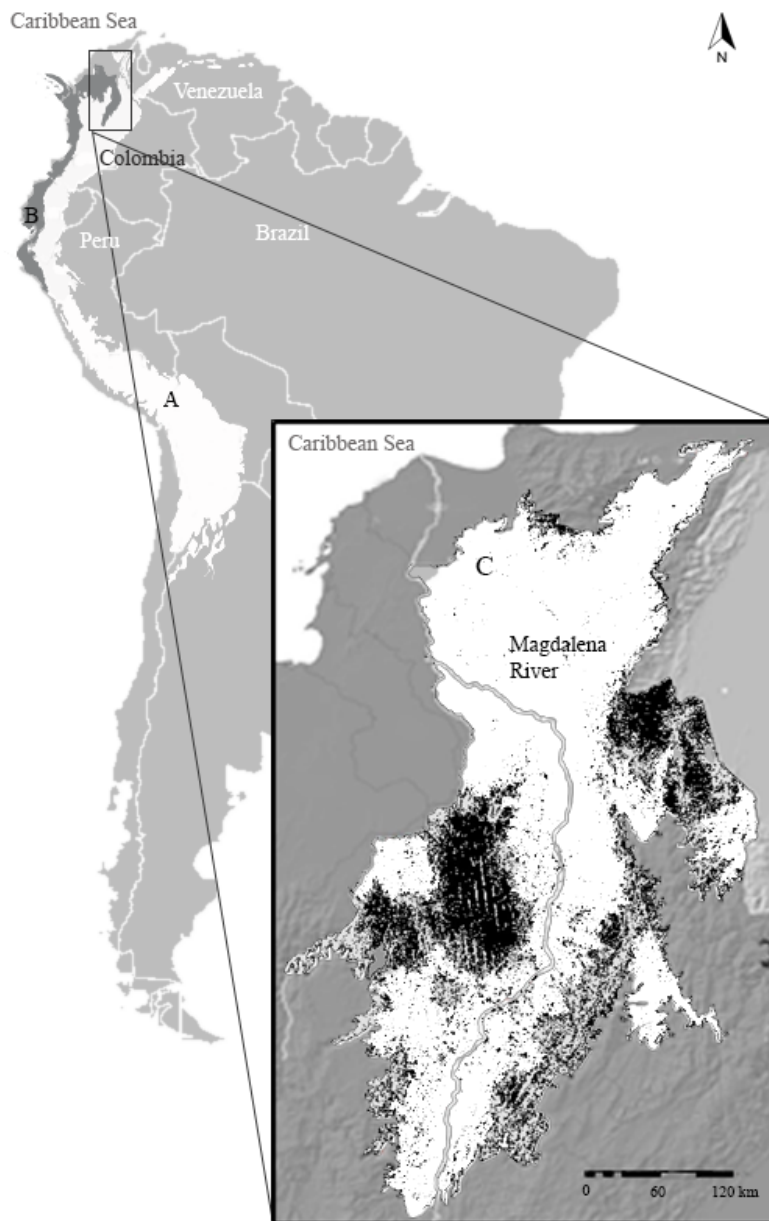


Figure 1. Location of the Rio Magdalena region in South America. Map shows how two world hotspots converge in this region: the Tropical Andes (A) and the Tumbes-Choco-Magdalena (B) hotspots. The detail shows the study area (C), which encompasses most of the distribution of *Ateles hybridus* in Colombia. Black areas represent regions with remaining forest in 2010 (Link et al. 2013).

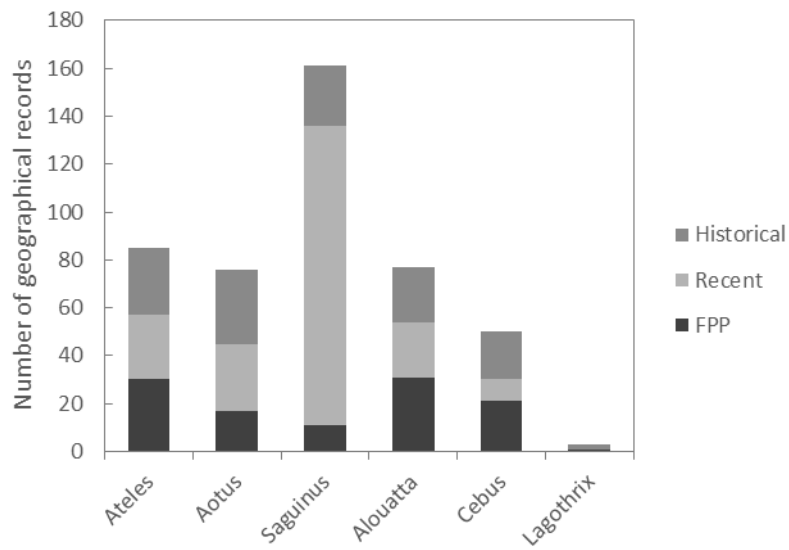


Figure 2. Frequency and temporal characteristics in geographical data for each of the primate species found in the Magdalena region. (FPP: Fundación Proyecto Primates- this study).

## Primate conservation status in the Magdalena region.

---

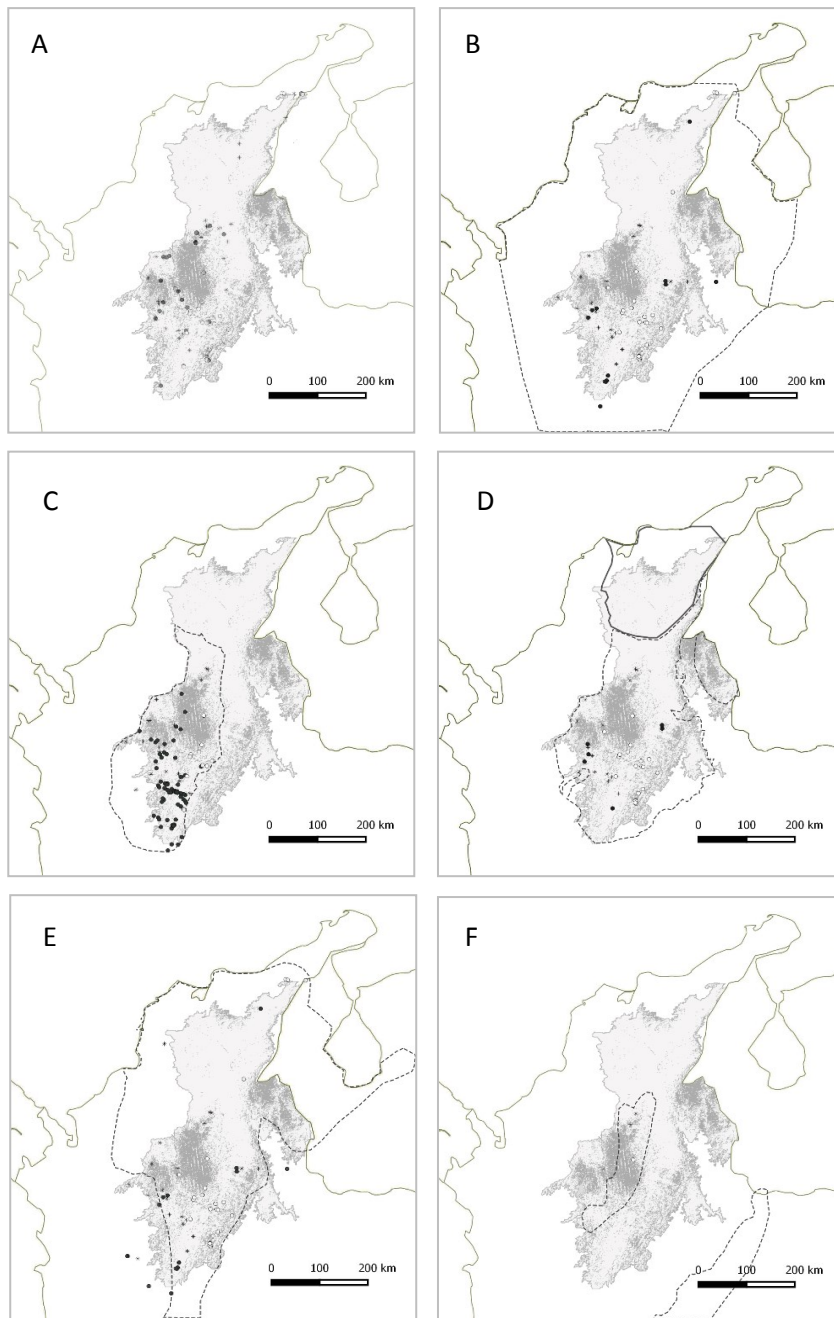


Figure 3. Map of geographical records for each species. Black points represent data collected during this study in the field, grey points represent recent data (after 2000) on the species reported by other authors (Appendix 2), and white points are historical records obtained before the year 2000. Dashed lines represent the presumed distribution of each species A. *Ateles hybridus* B. *Alouatta seniculus* C. *Saguinus leucopus* D. *Cebus versicolor* and *Cebus cesarae* (Continuous line) E. *Aotus griseimembra* F. *Lagothrix lagotricha*.

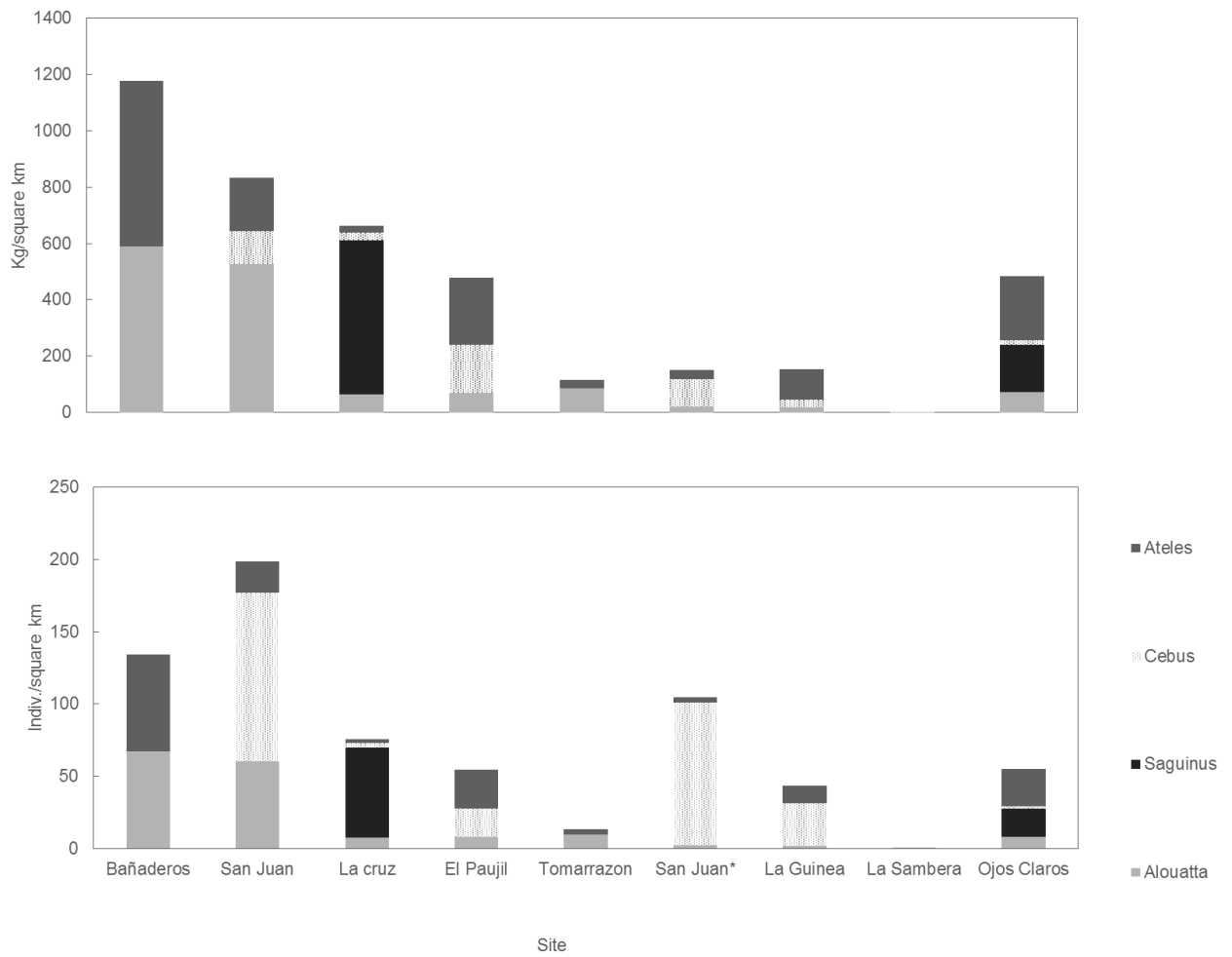


Figure 4. Total diurnal primate biomass and density found at each site surveyed since 2006. Sites are organized from left to right by size, from Bañaderos, the smallest fragment to Ojos Claros, the largest one.

## Primate conservation status in the Magdalena region.

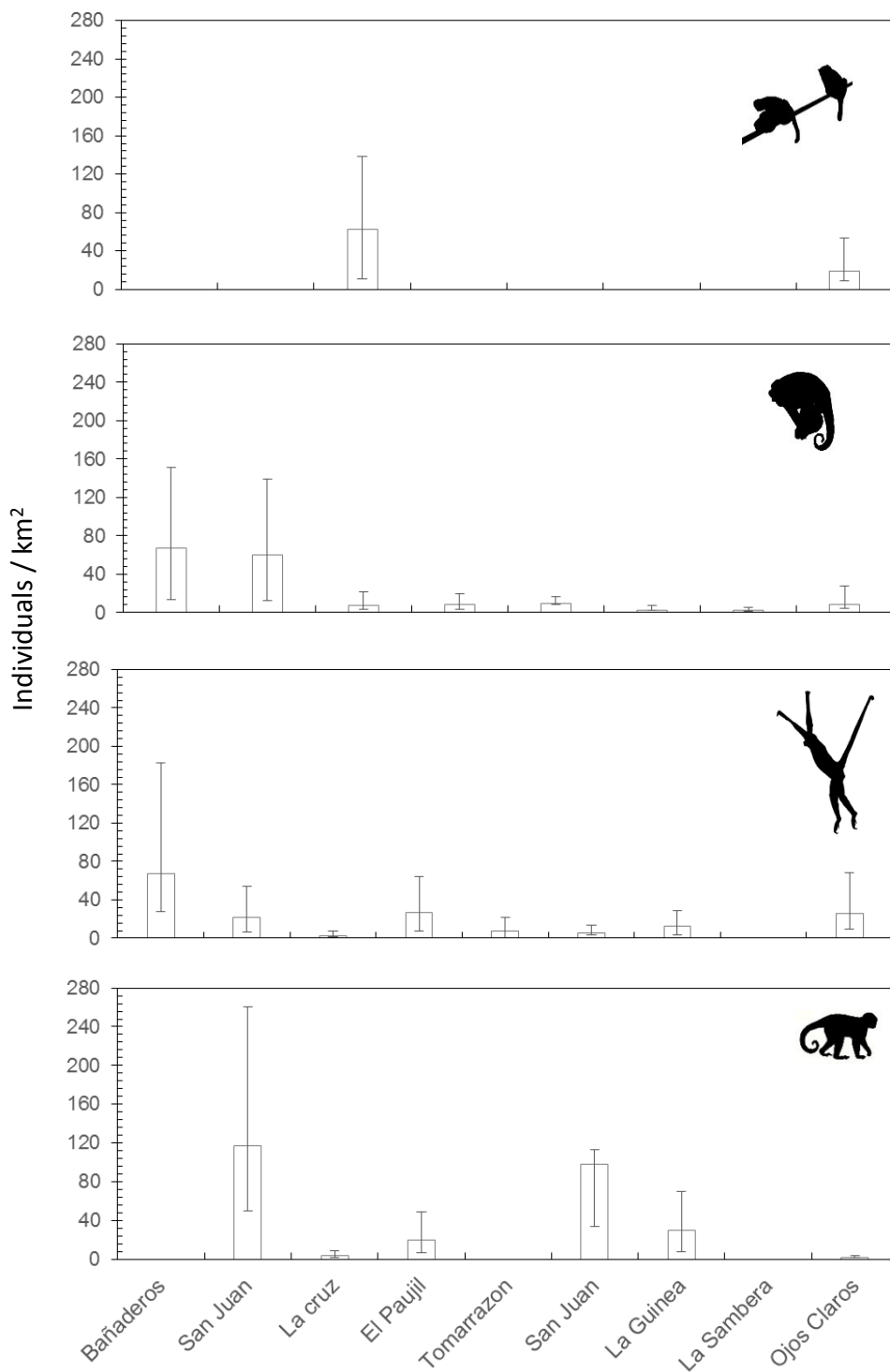


Figure 5. Comparison of population densities found at each site. Sites are organized from left to right by size, from Bañaderos, the smallest fragment to Ojos Claros, the largest one. Species from top to bottom: White footed tamarins, brown spider monkeys, red howler monkeys, and variegated white fronted capuchins.

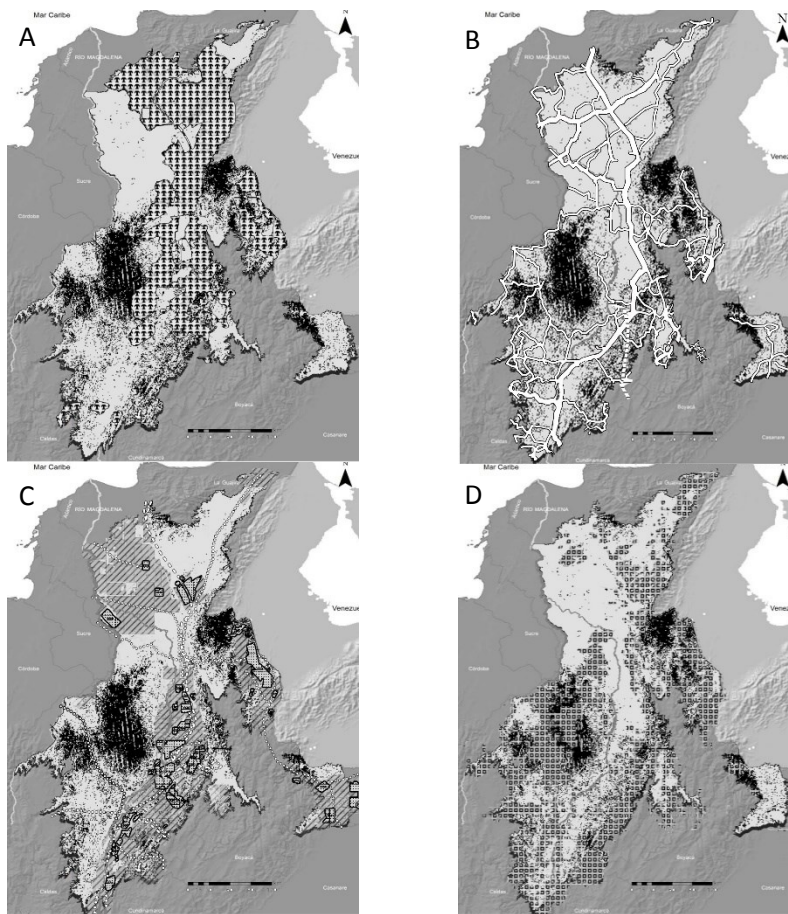


Figure 6. Remnants of inter-Andean forests and their threats. A. Municipalities with the highest production guild of palm oil. B. Map of roads, highways and train (horizontal lines) C. Hydrocarbon exploration (polygon with diagonal lines), exploitation (polygon with points), and pipelines D. Mining titles given to 2012. Maps adapted from (de Luna & Link 2015).

# Primate conservation status in the Magdalena region.

Appendix A. Sites visited by Fundación Proyecto Primates since 2006. Size category 1: Fragments smaller than 100Ha. 2: Fragments between 100 and 500 Ha and 3: Fragments larger than 500 Ha.

Site	Department	Year	Longitude	Latitude	Size Category	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta senicullus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i>
Barbacoas, San Bartolo	Antioquia	2011	-74.342	6.72	2	1	1			1	
Bodegas, Antioquia	Antioquia	2011	-74.412	6.981	2	1	1	1	1	1	
Canon del Rio Alicante, Maceo	Antioquia	2006	-74.632	6.512	2	1	1	1		1	
Ciénaga de Barbacoas	Antioquia	2015	-74.259	6.71	1	1	1	1	1	1	
Doradal	Antioquia	2009	-74.694	5.875	1	1	1			1	
Doradal	Antioquia	2009	-74.69	5.862	1	1	1			1	
Giraldo, La Cruz	Antioquia	2011	-74.561	6.932	2	1	1	1	1	1	
La Brillantina, La Cruz, Remedios	Antioquia	2010	-74.575	6.889	2	1	1	1	1	1	
Machuca	Antioquia	2005	-74.844	7.373	3	1	1	1			
Ojos Claros, Remedios	Antioquia	2015	-74.36	7.115	3	1	1	1	1	1	
Puerto Nare	Antioquia	2013	-74.649	6.25	2		1	1	1	1	
Rompedero, Yondó	Antioquia	2007	-74.165	6.81	1	1	1	1	1	1	
Cerro 1800, Serranía de San Lucas	Bolivar	2015	-74.32	7.681	3	1	1	1	1	1	1
El Paujil, Puerto Pinzón	Boyaca	2008/2012/2016	-74.269	6.045	2	1	1	1	1		
La Arenosa	Boyaca	2008	-74.256	5.986	2	1	1	1	1		
La Sambera, Otanche	Boyaca	2016	-74.22	5.84	3	1	1	1	1		
Cerro Chapman, Curumaní	Cesar	2009	-73.632	9.216	1	1	1				
Bañaderos	Guajira	2011	-72.833	11.139	1	1	1		1		
Montes de Oca	Guajira	2010	-72.476	11.131	3	1	1				
Montes de Oca	Guajira	2010	-72.467	11.12	3	1	1				
Montes de Oca	Guajira	2010	-72.465	11.131	3	1	1				
Montes de Oca	Guajira	2010	-72.461	11.118	3	1	1				
Montes de Oca	Guajira	2010	-72.45	11.114	3	1	1				
Tomarrazón	Guajira	2011	-72.796	11.127	2	1	1		1		
Campo Capote	Santander	2011/2014/2016	-73.858	6.581	2	1	1	1	1		
Carare, Cimitarra	Santander	2015	-74.087	6.785	1			1			
El Jardín, Cimitarra	Santander	2015	-74.0755	6.766	1	1	1	1			
Ciénaga de Chucuri, Puerto Parra	Santander	2011	-74.014	6.842	2	1	1	1	1		
La Guinea	Santander	2008	-74.269	6.005	3	1	1	1	1		
La India	Santander	2011	-74.212	6.185	2	1	1	1			
La India	Santander	2011	-74.128	6.266	2	1	1	1			
Lucitania, Cimitarra	Santander	2016	-74.123	6.439	1	1	1	1	1		
San Juan, Cimitarra	Santander	2008-2016	-74.15	6.703	1	1	1	1	1		
El Aceituno, Doima	Tolima	2015	-74.992	4.362	2		1				
Prado	Tolima	2015	-74.863	3.78	1				1		
Venadillo	Tolima	2015	-74.822	4.681	2		1		1		

# Capítulo 1

Appendix B. Geographic distribution records reported by other authors in Magdalena region. Data from the following authors were obtained from the national biodiversity system (Sib): Cabildo Verde Sabana de Torres, Corantioquia, FMNH, IAvH (Humboldt), Isagen, MCZ, UIS (Universidad Industrial de Santander).

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i>
Cúcuta, right bank of r. del Oro, border with Venezuela	Norte de Santander	1965	Barriga & Bernal	-72.502	7.892	1					
Colorado Tequiseo	Bolivar	1978	Bernstein et al.	-74.267	8.583	1	1	1	1	1	1
Ventura	Bolivar	1978	Bernstein et al.	-74.367	8.367	1	1	1	1	1	1
Landazuri, Cimitarra	Bolivar	1937	Boshell	-73.945	6.316	1					
"El Cerrito, Sector Caño Peruetano"	Santander	2012	Cabildo Verde Sabana de Torres	-73.772	7.499		1	1	1		
Campo Duro, Sector la Bodega Puerto Wilches	Santander	2012	Cabildo Verde Sabana de Torres	-73.768	7.433		1	1	1		
Puerto Rico, Tormenta farm, La Fiebre Creek	Bolivar	1977	Chiriví et al.	-74.263	8.56	1					
Simití	Bolivar	1967	col. ND	-73.945	7.957	1					
Pinillos, La Ventura	Bolivar	1973	Cooper & Mora	-74.282	8.685	1					
Jericó	Antioquia		Corantioquia	-75.79	5.8		1				
Amalfi	Antioquia		Corantioquia	-75.07	6.91	1	1	1			
Anorí	Antioquia		Corantioquia	-75.15	7.07	1	1	1		1	
Caceres	Antioquia		Corantioquia	-75.35	7.58	1	1	1	1	1	
Caracolí	Antioquia		Corantioquia	-74.77	6.42	1	1	1	1	1	
Caucasia	Antioquia		Corantioquia	-75.2	7.99	1	1	1	1	1	
Ituango	Antioquia		Corantioquia	-75.77	7.18		1			1	
La pintada	Antioquia		Corantioquia	-75.61	5.75		1		1		
Maceo	Antioquia		Corantioquia	-74.79	6.56	1	1	1	1	1	
Puerto Berrio	Antioquia		Corantioquia	-74.71	6.5	1	1	1	1	1	
Puerto Nare	Antioquia		Corantioquia	-74.58	6.18	1	1	1	1	1	
Yarumal	Antioquia		Corantioquia	-75.42	6.97		1				
Yolombó	Antioquia		Corantioquia	-75.02	6.6	1	1	1		1	
Zaragoza	Antioquia		Corantioquia	-74.87	7.5		1	1	1	1	1
Amalfi Arenas Blancas	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.85	6.867					1	
Amalfi El Jardín	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.75	7.417					1	
Amalfi La Vetilla	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.883	7.2					1	
Amalfi Los Toros	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.05	7.133					1	
Anorí Las Juntas	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.183	7.2					1	
Anorí Liberia	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.517	7.383					1	
Anorí Santiago	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.217	7.167					1	
Argelia San Pablo	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75	5.667					1	
El Bagre Amaceri	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.667	7.75					1	
Granada El Tablazo	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.1	6.017					1	

# Primate conservation status in the Magdalena region.

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i>
Granada Francisco	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.067	6.05					1	
Granada La Gaviota	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.067	6.067					1	
Granada La María	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.083	6.083					1	
La Concepción La Clara	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.167	6.333					1	
La Concepción La Sonadora	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.15	6.3					1	
Nariño Samaná	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.117	5.533					1	
Nechí Las Flores	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.733	8.1					1	
Puerto Triunfo Mercedes	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.75	5.933					1	
Puerto Triunfo Puerto Perales	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.65	6					1	
Puerto Triunfo Río Claro	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.8	5.967					1	
San Carlos Aguada	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.917	6.267					1	
San Carlos Cocalito	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.967	6.2					1	
San Carlos El Prado	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.7	6.167					1	
San Carlos Las Camelias	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.05	6.283					1	
San Carlos Miraflores	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.667	6.15					1	
San Carlos San José	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.75	6.183					1	
San Carlos Santa Elena	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.933	6.2					1	
San Luis Confusas	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.7	6.067					1	
San Luis Playa Rosa	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.667	6.033					1	
San Luis Prodigio	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.75	6.117					1	
San Rafael Jaguas	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.8	6.35					1	
San Rafael La Florida	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75	6.25					1	
San Roque La Trinidad	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.667	6.533					1	
San Roque San José de Nús	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.75	6.5					1	
Sonsón El Arenal	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.167	5.717					1	
Sonsón La Soledad	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.25	5.75					1	
Sonsón Playa Rica	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.15	5.683					1	
Sto. Domingo Los Naranjos	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.2	6.667					1	
Yarumal El Cedro	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-75.3	7.217					1	
Zaragoza Dos Bocas	Antioquia	2001	Cuartas-Calle	-74.833	7.467					1	
Cañón Porce II	Antioquia	2014	Cuartas-Calle & Marin	-75.213	6.796	1	1	1	1	1	
Cañón Porce III	Antioquia	2014	Cuartas-Calle & Marin	-75.139	6.939	1	1	1	1	1	
La Estrella	Guajira		Curran	-72.609	11.128	1					

# Capítulo 1

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagothricha</i>
Bellavista, 4 km NE, above Rio Porce	Antioquia	1950	FMNH	-75.3	6.55					1	
Medellin	Antioquia	1950	FMNH	-75.583	6.25					1	
Puri, above Caceres	Antioquia	1950	FMNH	-75.333	7.583					1	
Rio Currulao, 2SE Turbo	Antioquia	1950	FMNH	-76.603	7.956				1		
Valdivia, 1 km S	Antioquia	1950	FMNH	-75.45	7.183					1	
Catival, upper Rio San Jorge	Cordoba	1949	FMNH	-75.683	8.283				1		
Bonda	Magdalena	1899	FMNH	-74.133	11.25			1			
Las Campanas, Colosó	Sucre	1949	FMNH	-75.35	9.5				1		
Mariquita	Tolima	2013	Fuentes Zerda-Ordoñez Joao	-74.917	5.2					1	
3 km E Puerto Rico	Bolivar	1978	Green	-74.239	8.566	1	1	1	1	1	
Barrancabermeja, Lisama road from El Centro to La Putana	Santander	1956	Hernández-Camacho et al.	-73.896	7.346	1					
La Gloria, río Magdalena	Cesar	1943	Hershkovitz	-73.802	8.618	1					
Valledupar, Guaymaral	Cesar	1942	Hershkovitz	-73.645	9.9	1					
Valledupar, R. César, El Orinoco	Cesar	1942	Hershkovitz	-73.645	10.167	1					
Fonseca, Las Marimondas	Guajira	1943	Hershkovitz	-72.776	10.669	1					
Mompós, Norosí, R. San Pedro	Magdalena	1943	Hershkovitz	-74.037	8.53	1					
San Calixto, Rio Tarra, Bella Vista	Norte de Santander	1943	Hershkovitz	-73.137	8.596	1					
Bodega Vieja, Amalfi	Antioquia	2002	IAvH (Humboldt)	-75.057	6.972		1			1	
Bosque Guayabito, Amalfi	Antioquia	2002	IAvH (Humboldt)	-75.105	6.872					1	
Bosque Las Animas, Amalfi	Antioquia	2002	IAvH (Humboldt)	-75.012	6.938					1	
Finca La Estrella, Anorí	Antioquia	2002	IAvH (Humboldt)	-75.155	7.135			1			
Hacienda San Bartolo, Yondó	Antioquia	2012	IAvH (Humboldt)	-74.37	6.698					1	
Jericó	Antioquia	2000	IAvH (Humboldt)	-75.8	5.8		1				
La Forzosa, Anorí	Antioquia	1999	IAvH (Humboldt)	-75.143	6.988					1	
Vereda Doradal, Puerto triunfo	Antioquia		IAvH (Humboldt)	-74.729	5.9					1	
Bolivar	Bolivar	1996	IAvH (Humboldt)	-75.117	9.9		1				
Aranzazú	Caldas	2002	IAvH (Humboldt)	-75.404	5.22		1				
NW de Valledupar, Valledupar	Cesar	2002	IAvH (Humboldt)	-73.311	10.575		1				
Cucutilla	Norte de Santander	2002	IAvH (Humboldt)	-72.832	7.48		1				
Colosó	Sucre	2009	IAvH (Humboldt)	-75.352	9.534			1			
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El cerro, El Edén, Alejandria	Antioquia	2007, 2008	ISAGEN	-75.024	6.368					1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Cerro, San Lorenzo, Alejandria	Antioquia	2008	ISAGEN	-75.041	6.375					1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Jague, Almenara, San Rafael	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.99	6.361					1	

# Primate conservation status in the Magdalena region.

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i>
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Jague, Fuga-Almenara, San Rafael	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.996	6.363				1	1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Jague, Puente cables, San Rafael	Antioquia	2007	ISAGEN	-75.003	6.354					1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Jague, Vivero, San Rafael	Antioquia	2007	ISAGEN	-75.005	6.352					1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Jague, Zona baja, San Rafael	Antioquia	2007, 2008	ISAGEN	-74.998	6.371					1	
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Respaldo, Papayos, Alejandría	Antioquia	2007	ISAGEN	-75.021	6.404				1		
Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda Respaldo, Qda La Arenosa, Alejandría	Antioquia	2007	ISAGEN	-75.121	6.41					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Almenara, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.803	6.197				1	1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Filo, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.848	6.219					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Piñuelo, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.822	6.208					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Puente Roto, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.833	6.215					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Puerta roja presa, San Carlos	Antioquia	2008	ISAGEN	-74.837	6.203				1	1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Qda el Macho, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.846	6.223				1		
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Unidad canina, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.813	6.209					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Vertedero, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.839	6.216					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Juanes, Zona baja, San Carlos	Antioquia	2007-2008	ISAGEN	-74.836	6.218					1	
Central Hidroeléctrica San Carlos, vereda Peñol grande, Qda Negra, San Carlos	Antioquia	2007	ISAGEN	-74.862	6.217					1	
Vereda El Cerro, Sitio San Lorenzo, Alejandría	Antioquia	2009	ISAGEN	-75.035	6.381				1		
Vereda El cerro, Sitio Santa Ana, Alejandría	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.022	6.373				1		
vereda El Cinco, La almenara, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.809	6.193					1	
Vereda El Jague, Sitio Almenara, San Rafael	Antioquia	2009	ISAGEN	-75.035	6.364					1	
Vereda El Jague, Sitio Puente Cable, San Rafael	Antioquia	2009	ISAGEN	-75.008	6.357					1	
Vereda El Jague, Sitio Vivero, San Rafael	Antioquia	2009	ISAGEN	-75.008	6.352					1	
vereda Juanes, Área canina, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.813	6.209				1	1	
vereda Juanes, Casino viejo, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.817	6.219					1	
vereda Juanes, El Piñuelo, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.853	6.228				1		
vereda Juanes, Filo las torres, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.851	6.223				1	1	
vereda Juanes, Puente Roto, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.839	6.219					1	
vereda Juanes, Sombrero fino, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.815	6.211					1	
vereda Juanes, Vertedero, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.839	6.216					1	
Vereda Juanes, Zona baja, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.848	6.207				1	1	
vereda Peñol grande, C Borbollones, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.877	6.231					1	
Vereda Peñol grande, La villa, San Carlos	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.848	6.225					1	
Vereda Playa Rica, Sitio Papayos, San roque	Antioquia	2009	ISAGEN	-74.022	6.371				1		

# Capítulo 1

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagothricha</i>
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda C. El diamante, Cantera, Norcasia	Caldas	2007	ISAGEN	-74.872	5.569					1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda C. El diamante, Terraplen, Victoria	Caldas	2007	ISAGEN	-74.879	5.567					1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Cañaveral, La mula, Samaná	Caldas	2007	ISAGEN	-74.904	5.564				1	1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Carrizales, La Clara Victoria	Caldas	2007	ISAGEN	-74.869	5.577		1			1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Carrizales, Mirador II, Victoria	Caldas	2007	ISAGEN	-74.89	5.554				1	1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Sasaima, Campiña, Samaná	Caldas	2007	ISAGEN	-74.921	5.506				1	1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Urbano, El encanto, Norcasia	Caldas	2007	ISAGEN	-74.896	5.571				1	1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Urbano, Reten Norcasia, Norcasia	Caldas	2007	ISAGEN	-74.89	5.576					1	
Central Hidroeléctrica Miel I, vereda Carrizales, El tigre Victoria	Caldas	2007	ISAGEN	-74.883	5.556		1		1	1	
Canon del Rio Alicante, Maceo	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-74.648	6.56	1					
Ciénaga de Barbaças, Yondó	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-74.217	6.733	1					
El 51, Caceres	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-75.117	7.525	1					
Paso de la Mula, Remedios	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-74.418	6.986	1					
Vereda el Cristo, Zaragoza	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-74.79	7.319	1					
Vereda San Miguel, Segovia	Antioquia	2007	J.D. Sánchez (Corantioquia)	-74.722	7.156	1					
Dibulla	Guajira	1899	MCZ	-73.3	11.267			1			
Buenos Aires, Maceo	Antioquia	2001	MORALES	-74.634	6.513	1					
Vereda el Popero, Remedios	Antioquia	2003	MORALES	-74.622	7.006	1					
Vereda la Australasia, Anorí	Antioquia	1999	MORALES	-75.164	7.128	1					
Vereda la Usura, Anorí	Antioquia	2000	MORALES	-75.07	7.106	1					
Serranía de Las Quinchas	Boyaca	2004	MORALES	-74.266	6.053	1	1	1	1		
Juan Sobrino	Bolivar	2009	P. Stevenson (com. Pers)	-74.455	8.45	1					
Juan Sobrino	Bolivar	2008	P. Stevenson (com. Pers)	-74.227	5.985	1					
Morales	Bolivar	1973	Ramirez & Torres	-73.868	8.278	1					
Puerto Wilches, río Lebrija between Sabana de Torres & Magara, Santander	Santander	1973	Ramirez & Torres	-73.896	7.346	1					
Puerto Triunfo Hda. El Pajuil	Antioquia	2009	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.694	5.897	1					
Puerto Triunfo Hda. El Pajuil	Antioquia	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.692	5.897			1	1	1	
Puerto Triunfo Hda. El Pajuil	Antioquia	2010	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.692	5.897		1				
Puerto Triunfo, Hda. Monterey	Antioquia	2010	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.691	5.863	1					
Rio Manso	Antioquia	2008	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.843	5.675		1			1	
Achí, Juan Sobrino, Cerros de Corcovado, Bolivar	Bolivar	2010	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.453	8.452	1					
Arenal, La Envidia, Punta del Palmar farm	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-73.939	8.421	1					
Caucasia Cmt. Barrio Chino San José farm	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-75.068	7.983	1					

## Primate conservation status in the Magdalena region.

Site	Department	Year	Author	Longitude	Latitude	<i>Ateles hybridus</i>	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Aotus griseimembra</i>	<i>Saguinus leucopus</i>	<i>Lagothrix lagotricha</i>
Caucasia Cmt. Palanca	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-75.006	7.98	1					
Caucasia Hda. Cristo Rey	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.955	8.004	1					
Montecristo, Cerro Las Campanas, El Destino farm, Bolivar	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.462	8.249	1					
Puerto Rico-Tiquisio, Italia, La Florida farm	Bolivar	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.201	8.589	1					
Amani, Caldas	Caldas	2011	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.9	5.559		1		1	1	
Charca de Guarinocito, La Dorada	Caldas	2008	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.732	5.339					1	
La Primavera	Caldas	2008	Roncancio WCS-COLOMBIA	-74.988	5.08		1			1	
Selva de Florencia	Caldas	2012	Roncancio WCS-COLOMBIA	-75.116	5.497	1					
Mariquita	Tolima	2009	Rueda y Zerda	-74.798	5.195					1	
Entre Puerto Wilches y Sabana de Torres	Santander	1972	Universidad Industrial de Santander (UIS)	-73.674	7.49		1		1		
Provincia Rionegro	Santander	1973	Universidad Industrial de Santander (UIS)	-73.366	7.485		1				
Puerto Cayumba, Puerto wilches	Santander	1971	Universidad Industrial de Santander (UIS)	-73.678	7.247				1		
Sabana de Torres, Sabana de torres	Santander	1972	Universidad Industrial de Santander (UIS)	-73.591	7.437				1		
Bolivar	Bolivar	2011	WCS-COLOMBIA	-74.465	8.268	1					
Bolivar	Bolivar	2010	WCS-COLOMBIA	-74.446	8.443	1					
Bolivar	Bolivar	2010	WCS-COLOMBIA	-74.446	8.456	1					



## Capítulo 2

Este capítulo reproduce el artículo: Link A, **de Luna AG**, Alfonso F, Giraldo-Beltran P, Ramirez F. 2010. Initial effects of fragmentation on the density of three neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. *Endangered Species Research* 13:41–50.

### Initial effects of fragmentation on the density of three Neotropical primate species in two lowland forests of Colombia.

#### *Abstract*

Fragmentation and habitat destruction are two factors driving the current decline of mammal populations. Spider monkeys (*Ateles* spp.) are some of the first Neotropical mammals to go extinct after fragmentation as they are [1] large bodied, specialized, that require large areas to subsist, [2] preferred targets for local hunters, [3] have slow reproductive cycles, and [4] rarely move between adjacent forest fragments. Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) are critically endangered, and most of their historical habitat has either been cleared or is seriously fragmented. We conducted census surveys at two areas in Colombia: Las Quinchas and San Juan in order to compare the population density of brown spider monkeys, red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) and white fronted capuchins (*Cebus albifrons*) in both continuous forest and recently fragmented forest in each of these two areas. We found a higher density of brown spider monkeys and red howler monkeys in recent fragments at both sites, while differences were not consistent for white-fronted capuchins. We suggest that these patterns could be explained by the constrained ability of spider monkeys and howler monkeys to move between forest fragments and to exploit impacted or degraded areas. In the absence of hunting, the immediate effects of fragmentation on spider monkeys seem to lead to a sudden increase in population density as a result of a decreasing forested area, while maintaining population numbers relatively stable. Longer term research will lead to the identification of the proximate factors leading to the generalized pattern of local extinction of spider monkey populations in small isolated fragments.

*Key words:* *Ateles hybridus*, Endangered species, Fragmentation, Line transects, Population density.

### *Introduction*

Habitat destruction is one of the main factors driving the rapid decline of a large number of plants and animals in most of the planet's ecosystems (Fahrig 2002). The loss of natural habitats as well as their fragmentation is exposing wildlife to rapidly emerging challenges, particularly for migratory species and those with large home ranges or "specific" ecological requirements (Andren 1994). The genetic and demographic consequences associated with these isolation processes have been described using the island biogeographical theory (MacArthur & Wilson 1967, Lovejoy et al. 1986, Soulé et al. 1988, Newmark 1996, Sih et al. 2000). Furthermore, as fragmentation increases and more areas become accessible and exposed to anthropogenic activities, wild populations become more vulnerable, especially when activities such as hunting (Michalski & Peres 2005) or increased exposure to diseases (Chapman et al. 2006, Goldberg et al. 2008) have a direct and negative effect on their populations. Although several studies have found support for the idea that fragmentation, in the long run, increases the probability of local extinctions for many birds and mammals (Andren 1994, Fahrig 2002) and references therein, there is still a gap of knowledge on the proximate factors driving these extinction processes.

Neotropical primates (Infraorder: Platyrrhini) are characterized as having evolved physical and behavioral adaptations for arboreality (Hershkovitz 1977), and all extant New World Monkeys spend all or at least most of their time above the ground on shrubs, trees and lianas. For those species that occasionally do come to the ground for feeding or travel, even subtle fragmentation can isolate previously neighboring individuals or groups (Chiarello & de Melo 2001). Most New World Monkeys rely on fruits, seeds, leaves, gum and other plant parts as their most important items in their diets and thus, are directly affected when

## Fragmentation effects on primate populations

---

deforestation and habitat loss take place causing resources to become scarce (Cowlshaw & Dunbar 2000). As a result, arboreal primates are particularly vulnerable to go locally extinct due to fragmentation and habitat loss (Cowlshaw 1999).

Different primate species may adapt or respond differently to habitat loss and other anthropogenic interventions (Michalski & Peres 2005). Large bodied frugivorous primates are one of the most vulnerable guilds when exposed to habitat disturbances and fragmentation, not only because they usually require large areas in order to acquire their nutritional requirements, but also because given their large size, they are often preferred targets for hunters. Within neotropical primates, one of the most fragile taxa are spider monkeys (*Ateles spp.*) as they prefer undisturbed forests, are preferred hunting targets (Peres 2000, Peres & Lake 2003), and are one of the first animals to go locally extinct under such hunting pressure (Franzen 2006).

Spider monkeys have also additional biological characteristics that restrict their potential flexibility to adapt to habitat loss and fragmentation. First, their long reproductive cycles are only comparable to those of hominoids, when controlling for body size (Di Fiore & Campbell 2007). Females will first reproduce approximately at 7 to 9 years of age, and they have long average inter-birth intervals of three years (Symington 1988). Thus, their populations are unable to recover in the short term from rapid population declines, especially if hunters target adult females given their large body size, and the possibility of capturing offspring as pets (Cowlshaw & Dunbar 2000, Duarte-Quiroga & Estrada 2003, Franzen 2006). Second, spider monkeys are one of the largest Neotropical primates (ca. 8 kgs) and are ripe-fruit specialists (Dew 2005, Di Fiore et al. 2009), requiring large areas to obtain these resources. Thus, habitat fragmentation and habitat loss poses a significant challenge for these primates behaviorally and anatomically adapted for surviving on fruit eating.

Folivorous and omnivorous primates are expected to better cope with habitat disturbance and fragmentation as leaves and insects are resources more evenly distributed

in tropical forests. Also, primates that are able to move between isolated forest fragments, crossing through intervened areas (e.g., pastures or regenerating vegetation), are expected to be less affected by fragmentation processes. Howler monkeys (*Alouatta spp.*) are large folivorous primates found throughout the Neotropics, in both large and fragmented habitats (Di Fiore & Campbell 2007). Capuchin monkeys (*Cebus spp.*) are omnivorous primates, including a large proportion of invertebrates and vertebrates in their diets and with ample resilience to habitat disturbance (Michalski & Peres 2005).

The Inter-Andean lowland rainforests in Colombia have been exposed to human intervention for centuries. Nonetheless, the late twentieth century was marked by an accelerated process of habitat loss as forests were increasingly cut and transformed into pastures for extensive cattle ranching and agriculture (Vargas et al. 1998). In fact, Morales-Jimenez (2004) estimated that only an 18% of the potential distribution of the forests where brown spider monkeys once lived still persists, and only 9% remains in large tracts of continuous forests. The increasing destruction of Inter-Andean forests is likely to drive the extinction of many taxa whose distribution is mostly limited to these forests including the blue-billed curassow (*Crax alberti*) and the silvery-brown tamarin (*Saguinus leucopus*) and other endemic taxa, in addition to the brown spider monkeys (*Ateles hybridus*),

Currently, brown spider monkeys are considered Critically Endangered primates by the IUCN. Brown spider monkeys came to be considered to be a distinct primate species (Collins & Dubach 2000b) only about a decade ago, and before this study began almost no information existed on the ecology and social behaviour of these endangered primates.

Although many studies have attempted to describe the behavioral changes or ecological strategies of primates living in altered and fragmented habitats (Johns & Skorupa 1987), few have assessed the effects of fragmentation on demography and population density. Several methods to estimate primate population densities have been developed and implemented, none the less there is still not consensus on which method provides with the most accurate results (Marshall et al. 2008) and references therein). Accurate results

## Fragmentation effects on primate populations

---

have only been attained through direct counts (Defler & Pintor 1985), but these methods are too costly to be implemented in large scale studies. Thus, other methods such as home range analyses or line transect methods have been more frequently used. Home range analyses require enormous efforts to obtain a sample size large enough (several overlapping groups) to be accurately extrapolated to the population level (Fashing & Cords 2000), and most studies have relied in small samples to estimate “real” population densities (Hassel-finnegan et al. 2008). Within the wildlife biology literature, there is ample debate on the accuracy and precision of line transect methods due to the practical difficulties to comply with all required assumptions (Marshall et al. 2008). Nevertheless, line transect methods still remain as the most used techniques for assessing for primate population densities. Independent of their accuracy, these methods can be used to compare relative differences in population densities between different areas (assuming a similar precision in data collection).

The main objective of this study was to assess the initial effects of fragmentation and habitat loss on the population densities of brown spider monkeys, red howler monkeys and white-fronted capuchins in two lowland forests in Colombia. We evaluated the effects of fragmentation on primate population densities in a continuous forest and a recently fragmented forest in each of two areas within the Magdalena River Valley in Colombia. We describe differences in population density for three primate species in the initial phase of habitat reduction (soon after fragmentation took place) in order to build on our current knowledge on how fragmentation affects primate populations, and we discuss the potential factors that lead to the local extinction of primate populations in small isolated patches in the long-run.

### Methods

#### Study Sites

We collected data at two study areas characterized for having a mosaic of forest fragments around larger patches of continuous forests: Serranía de Las Quinchas and Hacienda San Juan de Carare (Fig. 1). The sites are ca. 75 km apart and comprise some of the last remains of lowland Inter-Andean rainforests in the Colombian Magdalena River valley region (Fig. 1). In each site, we conducted line transect surveys to estimate population densities of primates in one relatively large and continuous forest and another forest fragment that was exposed to recent fragmentation and selective logging. We focused on surveying all diurnal primates in the region: brown spider monkeys (*Ateles hybridus*), red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) and white-fronted capuchins (*Cebus albifrons*); grey-legged night monkeys (*Aotus griseimembra*) are present in the area but were not included in this study.

(1) At Las Quinchas, we conducted census surveys at a fragmented forest within the private natural reserve “El Paujil” (referred to here as Quinchas Fragment) owned by Fundación ProAves, where we have been studying brown spider monkeys since 2005, and at a section of a continuous private forest at Vereda La Guinea (referred to here as Quinchas Continuous). Both sites are in the western slope of the Eastern Andes and are situated approximately seven kilometers from each other. At the time of the study both sites had been exposed to selective logging. Though hunting of brown spider monkeys had been prohibited in the region, it still occurs with a very low frequency. The terrain of the region is characterized by narrow ridges intersected by steep riverine valleys. A trail system was opened in each site and was mapped and marked every 25 m with flagging tape. Annual rainfall averages  $3544 \pm 336$  mm ( $N = 3$ ; 2006 – 2008) with few months receiving less than 100 mm (3 out of 36). The dry season occurs during the months of December – February.

(1.a) Quinchas Fragment, La Reserva, (06°03' N, 74°16' W) is located at Puerto Pinzon, Boyacá Department and comprises two adjacent forest fragments of 20 and 60

## Fragmentation effects on primate populations

---

hectares that were isolated for several years from an adjacent ca. 300 hectare fragment by a road. The fragments have recently been reconnected with the larger fragment at ca. five points through natural “bridges” in the canopy that allow for spider monkeys to cross the road and move between fragments. The site is located in the northwestern part of Serranía de Las Quinchas between 200 - 350 m.a.s.l. Selective logging was widespread around a decade ago, but since 2003 the site has been owned by Fundación Proaves and has been protected from logging and hunting.

(1.b) Quinchas Continuous, La Guinea, (06° 01'N, 74° 12'W) is located in a central part of the Serranía de Las Quinchas at Bolivar, Santander, between 200 m – 700 m, and access to the forest is restricted to mules or trekking due to the broken terrain. At the time of the study, the area was privately owned and part of it had been transformed into pastures for cattle ranching. Nonetheless, the study area was connected to a large and continuous forest of ca. 80000 ha that was experiencing selective logging of hardwoods.

(2) At Hacienda San Juan de Carare, we conducted census surveys at a fragmented seasonally flooded forest patch (referred to here as San Juan Fragment) where we have been studying brown spider monkeys since 2007, and in a larger forest fragment (referred to here as San Juan Continuous) that comprises by a mosaic of terra-firme forest and seasonally flooded forests. The sites are approximately three kilometers apart and the terrain is relatively flat. San Juan is located near the Magdalena River in the middle of the Magdalena valley between the Eastern and Central Andes of Colombia. Mean rainfall is 2070 mm (IDEAM) and average temperature oscillates around 28 C.

(2.1) San Juan Fragment (06° 43' N, 74° 09'W) is a thin, riverine forest fragment of roughly 70 ha that runs along the San Juan River and was recently (ca. 3 years) fragmented in the northern and southernmost part of the current forest. It is isolated by man-made pastures and natural flooded savannas in the west and the San Juan river in the east. Selective logging has occurred in the fragment, although large emergent trees (e.g. *Ficus insipida*) are still present.

(2.2) San Juan Continuous (06° 42' N, 74° 08'W) is one of the largest forest patches in the region, comprising ca. 1500 hectares. The area has recently been exposed to selective logging and is surrounded by pastures for cattle ranching and natural savannas.

### ***Field Methods***

#### ***Demographic data***

We habituated and studied the only group of brown spider monkeys living at Quinchas Fragment since January 2006; the two social groups of spider monkeys in San Juan Fragment have been habituated and studied since September 2007. Demographic, ranging and other ecological data have been systematically collected over approx 485 hrs of behavioral follows in San Juan, and 847 hrs at Las Quinchas. Spider monkeys from these three social groups have been individually identified based on differences on their facial and ano-genital patterns. Births, disappearances and emigration events have been monitored during this time.

#### ***Primate Density***

Population density surveys were calculated following the line transect method and following the recommendations suggested by Peres (1999). Data was collected during approximately 8 days each month from August 2007 to August 2008 for a total of 954.24 km walked during 239 walks. Sampling at San Juan was somewhat less intensive than sampling at Quinchas as the region had extended periods of floods that prevented us from doing the surveys. Transects were walked from 6:00 to 10:00 a.m. at a speed of approximately 1 km per hour stopping every 100 meters and waiting 5 minutes in silence looking for any animal that could be resting over the transect and trying to detect any movement or sound. In the case of rain, censuses were interrupted until the weather allowed us to continue. Upon detecting a primate group we waited from 5 to 10 minutes in order to increase the chance of detecting all members of the group. When a group of

## Fragmentation effects on primate populations

---

primates was encountered we recorded the time, number of individuals, the perpendicular distance of the group's center to the transect, the location and the sex-age category of each individual if possible. Cluster size represents the number of individuals in a group or subgroup of primates that were detected during census surveys. For howler monkeys cluster size represent the size of the social groups (which are cohesive), while for spider monkeys it represents the size of traveling or foraging subgroups (given their fission-fusion grouping patterns), and for capuchins it attempts to represent the size of the social group but given the large group spread in this taxon, data presented here were taken on subgroups of capuchins.

We calculated primate density and cluster size from line transect data for each species separately, using different analytical methods: (1) DISTANCE 5.0 (Thomas et al. 2006), (2) the Kelker method based on perpendicular distances and (3) the King estimator (Leopold 1933). For DISTANCE, we used the distance sampling function of the program testing five candidate models in the program for fit to the distribution of transect data, including the default half-normal key with cosine polynomial expansion, uniform key with cosine polynomial expansion, uniform key with simple polynomial expansion, half-normal key with hermite polynomial expansion, and hazard-rate key with the cosine polynomial expansion. We selected the model with the lowest Akaike's information criterion (AIC) value (Buckland et al. 2001). The cluster size was calculated using the cluster size-biased regression method unless warnings indicated the need to use the mean of the observed clusters. For DISTANCE based analyses we truncated 5% of the data as suggested in (Buckland *et al.* 2001) to exclude potential outliers.

For the Kelker-based method we used the equation:

$$D = n / 2La$$

where  $D$  stands for the density of individuals or groups per unit area,  $n$  is the number of individuals or groups along the transect,  $L$  is the total length of the transect, and  $a$  equals half the effective strip width.

In order to obtain the species-specific strip width through the Kelker method, the cutoff point was determined analyzing the distribution of perpendicular distances as described in Hassel-Finnegan *et al.* (2008) and Marshall *et al.* (2008). We selected the histogram used for each analysis on the basis of which block width resulted in the clearest detection cutoff point up to where we assumed that the probability of detection was “1”. We included all sightings up to the cutoff point, but excluded sightings beyond the cutoff point for analyses.

When using the King estimator we used the same density formula as in Kelker-based methods, however the effective strip width was calculated as the average perpendicular distance recorded for a given species in each site. For both Kelker and King based methods the mean subgroup size was calculated based on all the groups observed within the effective strip width, using the maximum number of individuals measured for all calculations.

Finally, in the San Juan fragment we were able to directly count all individual spider monkeys living in the fragment and thus we were able to compare the results of the density estimates obtained through the different methods to the “real” density of spider monkeys in the fragment. In order to estimate the accuracy of the different methods, we estimated the deviation from the results obtained from each of them to the known density of spider monkeys at San Juan Fragment. We used the following equation:

$$\text{Deviation between methods} = ((Dt - Dr) / Dr) \times 100$$

Where Dt = estimated density and Dr = known “real” density of spider monkeys at San Juan Fragment. All statistical analyses were performed using SPSS 13.0.

# Fragmentation effects on primate populations

---

## *Results*

### ***Direct Counts***

From our long term research at Quinchas and in the San Juan forest fragments, we were able to directly count the number of individuals, (through individual identification) living in the groups that overlapped with our census transects. At the time of the study, there was one group of 29 spider monkeys at Quinchas and two groups of 16 and 14 spider monkeys in the two social groups living in the San Juan fragment. Nevertheless, we were only able to estimate the true density of spider monkeys at San Juan, as the fragment in Quinchas re-connected (after several years of isolation) to adjacent and relatively inaccessible fragments (to observers) and thus our study group expanded its previously restricted home range. The forest fragment at San Juan has an area of 0.70 km<sup>2</sup> where 30 spider monkeys were living at the time of this study, giving a density of 42.8 spider monkeys per square kilometer.

### ***Density estimates***

We recorded a total of 640 sightings of primates in *circa* 954 km of transect surveys at the four census surveys included in this study. Overall, white fronted capuchins were observed most frequently (N = 264 encounters), followed by brown spider monkeys (N = 223) and red howler monkeys (N = 153). The number of census walks and the total distance surveyed was unequal for each site and results are described in Table 1.

At Las Quinchas, we found that spider monkeys and howler monkeys were more frequently encountered in recently formed fragments (while controlling for sampling effort), while capuchins were more frequently observed in the continuous forests. In a similar pattern, we found that spider monkeys and howler monkeys were much more frequently encountered in the forest fragment at San Juan when compared to the more

continuous forests, although capuchins had similar rates of encounter in both forests (see Table 1). During census surveys and opportunistic observations we recorded several groups of night monkeys (*Aotus griseimembra*) confirming their presence in all four study areas.

Given the low number of sightings of spider monkeys in San Juan's continuous forest (N = 6) and of howler monkeys in Las Quinchas (N = 13) and in San Juan's (N = 3) continuous forests during the census surveys, we were unable to use DISTANCE based analyses for these taxa at those sites. Thus, we relied on estimating their densities only via the Kelker and King methods using perpendicular distances to the transect (Hassel-finnegan et al. 2008, Aldana et al. 2008).

Even though there were marked differences in the density estimates of all taxa based on the different methods of data analyses (Table 2), we found a consistent pattern of higher group density for both spider monkeys and howler monkeys in recently fragmented forests than in the more continuous forests at both Quinchas and San Juan (Fig. 2). Differences in the rate of encounter of *Ateles hybridus* and *Alouatta seniculus* between fragmented and continuous forests were more striking at San Juan than at Quinchas. This pattern was not observed for capuchin monkeys, which showed less dramatic differences in group density between recent forest fragments and continuous forests. In fact, at Quinchas, capuchin monkey groups had higher densities in continuous forests and at San Juan there were no differences in group density between fragmented and continuous forests.

Brown spider monkeys were found in subgroups that averaged 3.9 ( $\pm$  2.9) individuals and ranged from 1 to 17 individuals. Howler monkeys' group size was on average 4.1 ( $\pm$  2.0) individuals and ranged from 1 to 9. White-fronted capuchins had the largest average group size with 5.8 ( $\pm$  4.0) individuals, and groups ranged in size from 1 to 21 individuals. Spider monkey subgroup size did not differ significantly between sites (Kruskal-Wallis Test: Spider Monkeys  $X^2 = 0.153$ , N = 205, P = 0.985), but the same was not true for howlers and capuchins. Howler monkeys were found in bigger groups in the Quinchas fragment and small groups in the continuous forests. On the other hand, capuchin clusters contained less

## Fragmentation effects on primate populations

---

individuals per group in San Juan continuous forests (Kruskal-Wallis Test: Howler Monkeys  $X^2 = 25.83$ ,  $N = 146$ ,  $P = 0.000$ ; Capuchins  $X^2 = 7.82$ ,  $N = 226$ ,  $P = 0.05$ ).

Due to the relatively small differences in group or subgroup size for each primate species across all four forests, the results of primate density (individuals/km<sup>2</sup>) are similar to those reported for group density, only scaled up by a factor associated with average cluster size. Spider monkey and howler monkey population densities were found to be higher in fragments than in continuous forests, especially at San Juan (Table 2). On the other hand, capuchins seem to be responding in a different way to fragmentation since their densities are very similar between fragments and continuous forests. Moreover, capuchin densities were, overall, significantly higher in San Juan compared to Quinchas.

When comparing the different line transect methods to the true density of spider monkeys in the San Juan fragment, all methods underestimated the population density of 42.8 ind/km<sup>2</sup>. The density estimated by the King method (33.0 Ind/km<sup>2</sup>) was closest to the direct count, with a difference of 23%. The Kelker and DISTANCE methods yielded very similar results for all species and sites, but underestimated the true population density at San Juan by over 40%. When comparing density estimates between methods, results obtained with the King method were statistically different from the ones obtained with Kelker and DISTANCE, which on the other hand had no statistical differences (Wilcoxon Signed Ranks Test: Distance - King  $Z = -3.06$   $N=12$   $P=0.002$ . Kelker - King  $Z = -3.06$   $N=12$   $P=0.002$  Kelker - Distance  $Z = -0.39$   $N=12$   $P=0.695$ ).

### *Discussion*

Our results suggest that primate species differ in their ability to respond to recent fragmentation and habitat disturbance, as has been suggested in previous studies (Cowlshaw & Dunbar 2000) and references therein. As described above, spider monkeys and howler monkeys had higher densities in recent forest fragments compared to continuous forests, while capuchin monkeys had no marked differences in their population densities between continuous and fragmented areas. The apparently better ability of

capuchin monkeys to cope with fragmentation could be related to two main factors. First, capuchins are omnivorous primates that rely on a wide variety of feeding items in their diets: fruits, seeds, invertebrate and vertebrate prey, amongst others (Siemers 2000), thus they can exploit a wider variety of habitats and still find enough food to supply their energetic requirements. Second, capuchins are frequently observed on the ground and have fewer limitations than most other Neotropical primates in their ability to move between nearby forest fragments over small savanna, swamps or bushy areas or even man-made pastures (Brown & Zunino 1990, Siemers 2000). In fact, capuchin monkeys were found to occupy the largest proportion of forest fragments of different size (range 0.47 to 13551 ha) from a large set of carnivores and primates in southern Amazonia. Out of 129 forests surveyed capuchins were only absent in three small fragments, but present in most other fragments, even those as small as  $> 1$  ha (Michalski & Peres 2005). These results suggest that capuchins have the ability to cope with fragmentation by using intervened areas to move among patches of more intact forest and might also be able to exploit feeding resources in these altered habitats. These facts are consistent with our results that found similar population densities in both continuous forests and forest fragments, suggesting a more homogeneous distribution of the capuchin population in habitats comprised of a mosaic of small forest fragments and larger forests.

Brown spider monkeys and red howler monkeys seemed to be more severely affected by habitat loss and fragmentation. For both taxa we found higher population densities in the recently fragmented forests, suggesting that the population has been exposed to a reduction of habitat and highlighting the limited dispersal opportunities available for individuals of these taxa. In fact, differences in densities between fragments and continuous forest were more pronounced at San Juan, where the forest fragment has been isolated from all other forests nearby for ca.3 years, when compared to Quinchas fragment that was isolated for several years beginning approximately 10 years ago and then re-connected during the study to an adjacent fragment. Nevertheless, it is still not clear to what extent this isolation affects each species. Long term surveys are currently underway

## Fragmentation effects on primate populations

---

in order to understand the long term outcome of fragmentation over these primate populations. Thus, continuous monitoring of primate population dynamics after fragmentation is needed to understand why some species such as spider monkeys (*Ateles spp.*) are absent from most small forest fragments e.g. (Estrada & Coates-Estrada 1996a, Cowlshaw & Dunbar 2000, Michalski & Peres 2005)

Folivorous primates are expected to better respond to habitat disturbances than are frugivorous primates, especially to habitat loss or fragmentation (Cowlshaw & Dunbar 2000). Folivorous primates such as howler monkeys have been proposed to “minimize energy expenditure” (Strier 1992), and have extended periods of rest where fermentation takes place. Several studies have focused on howler monkeys living in and able to survive in small fragments (Estrada & Coates-Estrada 1996a). That they can do so is probably due to the fact that leaves (their most important food item) are more readily available and evenly distributed in space and time in tropical forests (Chapman 1988). On the other hand, large bodied frugivorous primates, such as spider monkeys, have evolved behavioral patterns associated with “maximizing energy intake”. Spider monkeys move fast and efficiently through long distances in the forest canopy in order to find spatially clumped but sparse resources. Furthermore, spider monkeys have a specialized digestive system with fast retention times that allows them to process large quantities of fruits in short periods of time (Link & Di Fiore 2006). As ripe fruit specialists and canopy dwellers, spider monkeys have been identified as species strongly affected by habitat fragmentation (Estrada & Coates-Estrada 1996a, Cowlshaw & Dunbar 2000).

Our results showing higher primate densities in fragmented areas seem contradictory at first, as most studies have documented that primate abundance correlates positively with patch size (Medley 1993, Wiczowski 2004, Estrada et al. 2004). On the other hand, Lovejoy and colleagues (Lovejoy et al. 1986) have proposed that secondary vegetation at forest fragment edges might increase resources available to folivores. Nonetheless, we caution that our results reflect the initial response of primate population density when exposed to fragmentation (same number of primates restricted to smaller

areas), and before other direct threats might come into play (e.g., hunting, diseases). This is especially true for spider monkeys that have been found to be one of the first species to disappear as fragmentation and habitat disturbance increases (Estrada & Coates-Estrada 1996a, Peres & Lake 2003).

The results described in this study showing higher densities of primates soon after fragmentation takes place, coupled with the general pattern of local extinction of spider monkeys in small fragments (Michalski & Peres 2005, Ravetta & Ferrari 2009) sets an initial framework to begin research on the proximate factors that potentially drive the local extinction of vulnerable taxa in fragmented landscapes (see Fig. 4). The most relevant potential and non-exclusive factors proposed to influence spider monkeys' local extinction from small fragments are: [1] Hunting, as fragmentation increases the potential area accessed by hunters (Peres & Lake 2003), [2] A decrease in food availability leading to resource scarcity and intraspecific and interespecific competition, [3] Higher exposure to diseases (Chapman et al. 2006, Goldberg et al. 2008), and [4] Genetic inbreeding and loss of population viability.

Most studies involving line transect methods have had to face limitations on the applicability of their results, given their variable accuracy to describing the real population densities of wild populations (Marshall et al. 2008). It is difficult to rely on these methods as most studies have different results supporting different methods as the most accurate. Nevertheless to date they have been widely used and probably still are considered to be the most practical methods to estimate population densities in large areas (Peres 1999b). Thus, in our study we have restrained from estimating population numbers in the different areas (even though such information is relevant to the development of conservation action plans), since the differences in density estimates produced by different methods were significant. When comparing the direct count of primates at San Juan fragment with the different population density estimate methods, we found that the King method yielded a somewhat more accurate estimate of the true number of spider monkeys resident in the fragment.

## Fragmentation effects on primate populations

---

Despite the small sample size, the fact that the pattern of our results is consistent amongst sites in showing larger densities of *Ateles* and *Alouatta*, but not of *Cebus*, in recently fragmented areas, allows in an initial hypothesis about the effects of fragmentation on these species to be tested as data becomes more available.

### **CONCLUSION**

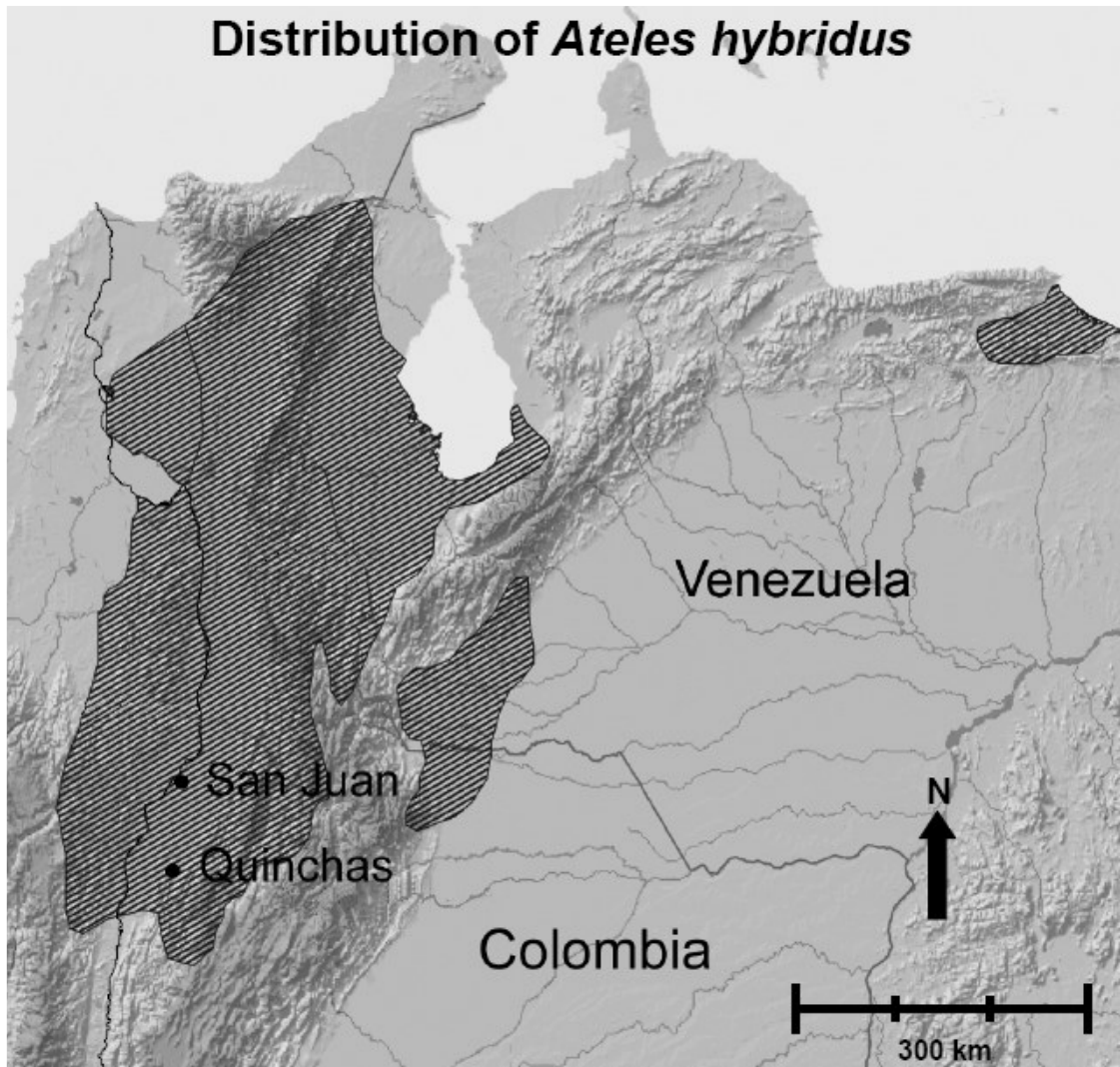
This study builds on our current understanding of how primates, and in particular how critically endangered brown spider monkeys, are affected by ongoing habitat loss and fragmentation. This information is of special interest when considering that one of the main causes of this species' disappearance is habitat loss (Urbani et al. 2008a). Our results show that the first effect observed on the population densities of primates that are unable to easily move between fragments (e.g., *Ateles* and *Alouatta*) and are subject to little hunting pressure, is an increase in population density. Even though the process of logging or habitat destruction might not directly "kill" the primates present in the area, such activities force them to progressively move to areas with remaining forest cover, thus maintaining the population numbers and territorial behavior in a decreasing forested area. Long term effects of fragmentation still need to be addressed by long term studies. Our results will provide the basis for more focused future research on the long term effects of fragmentation on primate populations as well as on the flexibility of spider monkeys, howler monkeys and capuchin monkeys to cope with habitat disturbance. These data will prove useful in the implementation of successful conservation strategies for brown spider monkeys in the fragmented landscapes where they are currently living.

- TABLES

**Table 1.** Fragment size, sampling effort and sightings of *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in a continuous and fragmented forest at Las Quinchas and San Juan.

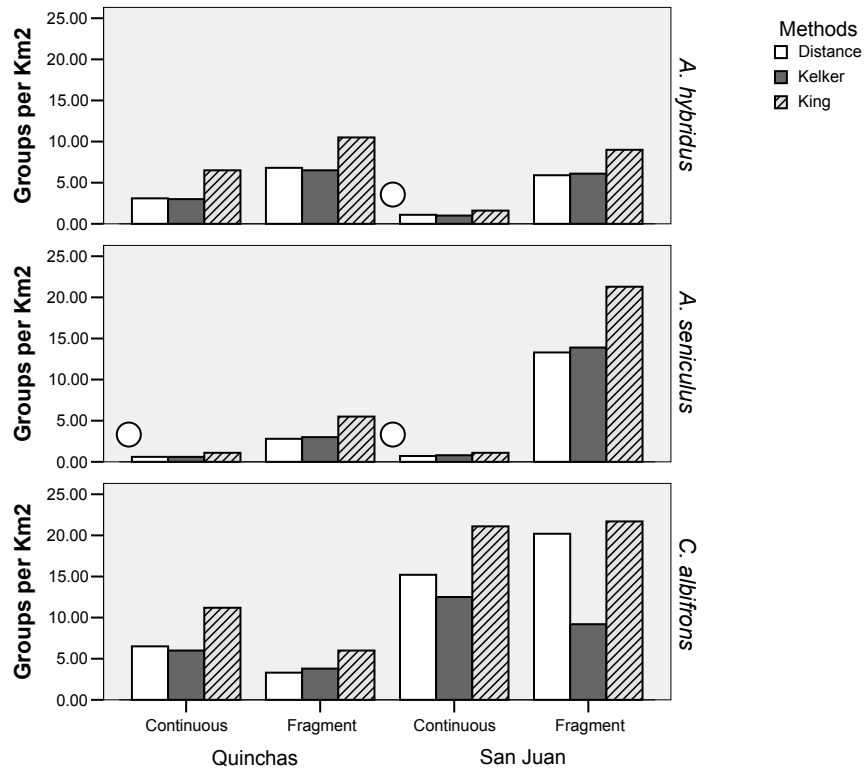
Area Site	Quinchas		San Juan	
	Continuous	Fragment	Continuous	Fragment
Fragment size (ha)	80.000	400	~ 1.500	70
Transect Distance (km)	4.725	3.825	3.534	3.258
# of Census	81	85	31	42
Sampled effort (km)	382.725	325.125	109.554	136.836
Sightings <i>Ateles</i> (per km)	75 (0.20)	85 (0.26)	6 (0.05)	57 (0.42)
Sightings <i>Alouatta</i> (per km)	13 (0.03)	32 (0.10)	3 (0.03)	105 (0.77)
Sightings <i>Cebus</i> (per km)	90 (0.24)	47 (0.14)	55 (0.50)	72 (0.53)



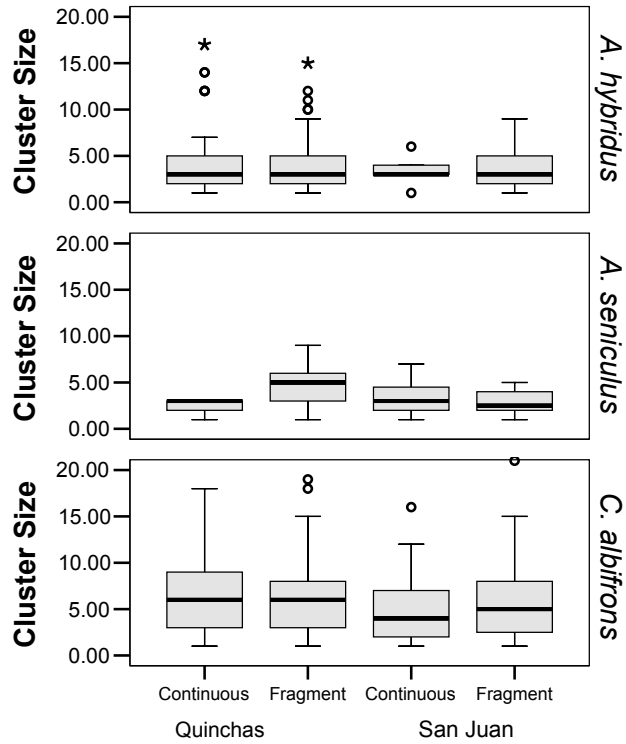


**Figure 1.** Location of the two study sites 1. San Juan and 2. Quinchas. The shaded area represents the probable distribution of brown spider monkeys published by the IUCN in 2009.

# Fragmentation effects on primate populations



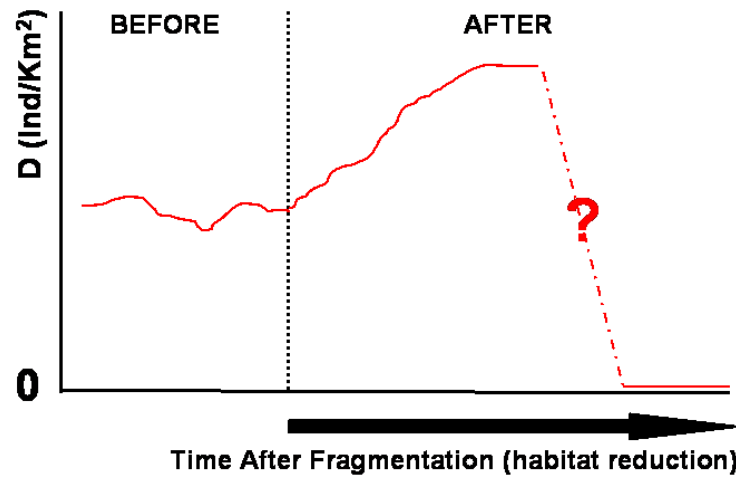
**Figure 2.** Group densities estimated with three different methods for diurnal primates in four different forests. Circles represent data obtained with DISTANCE with small sample size.



**Figure 3.** Cluster sizes for brown spider monkeys, red howler monkeys, and white-fronted capuchins in the four forests.

## Fragmentation effects on primate populations

---



**Figure 4.** Graphical representation of the effects of fragmentation in the population density of spider monkeys. Information on the factors leading the population decline is still largely unknown.



## Capítulo 3

Este capítulo reproduce el artículo: **de Luna AG**, García-Morera & Link A. 2016. Behavior and ecology of white-footed tamarins (*Saguinus leucopus*) in a fragmented landscape of Colombia: Small bodied primates and the maintenance of Neotropical forest dynamics. Tropical Conservation Science 9 (2): 788-808.

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

### Behavior and ecology of white-footed tamarins (*Saguinus leucopus*) in a fragmented landscape of Colombia: Small bodied primates and the maintenance of Neotropical forest dynamics.

#### *Abstract*

Tamarins are small bodied Neotropical primates that mainly feed on ripe fruits and insects, and complement their diet with plant exudates, nectar, fungi and vertebrate prey. They are important seed dispersers in Neotropical forests as they are able to disperse a large number of small and medium-sized seeds away from parental trees. Here, we describe the diet of white-footed tamarins (*Saguinus leucopus*) and their role as seed dispersers in a fragmented landscape in Colombia. During one year, we collected data on their activity patterns, ranging behavior and feeding ecology as well as on habitat-wide forest productivity. *S. leucopus* fed from >95 plant species and spent 17% of their time feeding. We found a positive relation between fruit consumption and ripe-fruit availability, and dietary diversity increased during periods of fruit scarcity when tamarins fed more on insects and exudates. During periods of fruit scarcity, tamarins relied more heavily on the border of forest fragments and made occasional incursions into adjacent fragments across a matrix of pastures. Tamarins used larger areas and had larger overlapping home ranges during periods of fruit scarcity. Finally, we recovered at least 44 species of seeds effectively dispersed by tamarins, including small and medium sized seeds (range <1–26 mm). Seeds were dispersed up to 500m from parent trees across a wide diversity of habitat types. This study provides further evidence on the

important role of small-bodied frugivorous primates in the recovery of forest connectivity and the maintenance of tropical forest dynamics in human-impacted landscapes.

Keywords: Seed dispersal, fragmentation, primate behavioral ecology

### *Introduction*

Since the earliest studies on field primatology, researchers have attempted to understand how resource availability and distribution influence primates' behavior and ecology (Terborgh & Janson 2008). Although, there is growing evidence on how resource availability influences primates' activity patterns, feeding behavior, home range use, and social interactions (Chapman 1988, Dasilva 1992, Stevenson et al. 1998, Hemingway & Bynum 2005), there is an increasing need to understand how primates cope with spatial and temporal changes in resource abundance when living in degraded and fragmented landscapes. Habitat fragmentation can influence primates' feeding ecology especially in scenarios where habitat disturbance affects the presence, abundance, distribution, or phenology of their main food items (Johns & Skorupa 1987, Tutin et al. 1997, Onderdonk & Chapman 2000, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Chapman et al. 2010, Marsh & Chapman 2013).

Primates are key elements in the complex processes associated with tropical forest maintenance and recovery (Johns & Skorupa 1987, Webb & Peart 2001, Link & Di Fiore 2006). They represent a significant proportion of frugivorous vertebrate biomass in tropical communities (Chapman 1995, Lambert & Garber 1998) and approximately 90% of

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

neotropical rainforest plants rely on animals to disperse their seeds (Peres & van Roosmalen 2002). In natural scenarios where medium and large-sized mammals have become rare or locally extinct, the role of small primates in community-wide seed dispersal may become even more crucial (Stoner et al. 2007).

Tamarins (genus *Saguinus*) are small-bodied primates that live in a wide variety of habitats in Panama, northern Colombia, and throughout the Amazon basin (Mittermeier et al. 2013). All tamarins are considered frugivore-insectivores as they mainly feed on ripe fruits and invertebrates, complementing their diet to varying degrees with plant exudates, nectar, and vertebrate prey (Garber 1993a, Mittermeier et al. 2013). Compared to marmosets, tamarins only feed on exudates opportunistically, although for some populations gums can represent an important food item during specific periods of the year (Heymann & Smith 1999). While the plant diet of tamarins can be quite diverse (Garber 1988a, Peres 1994, Knogge & Heymann 2003), most studies have shown that only a small number of species account for the large majority of their diet (Garber 1993b, Knogge & Heymann 2003). Although tamarins are relatively small primates (400 g – 550 g), they are able to swallow small to medium sized seeds of an ample diversity of canopy and subcanopy plants, which are subsequently defecated intact (Garber 1986, Knogge & Heymann 2003, Culot et al. 2010). Given their ability to move across disturbed areas and to cross large distances between forest fragments (Oliveira & Ferrari 2000, Culot et al. 2010), tamarins can play a key role in forest

regeneration processes via their seed dispersal services, especially in forests where larger frugivores have been extirpated or remain at low densities due to habitat loss and hunting.

White-footed tamarins (*Saguinus leucopus*) are endemic to the lowland forests within the Magdalena-Cauca interfluvium between the Central and Eastern cordilleras of the Andes in Colombia (Defler 2004). The geographic distribution of white-footed tamarins is one of the smallest for the genus (Defler 2004) and constitutes a part of the Tumbes-Chocó-Magdalena biodiversity hotspot (Mittermeier et al. 2005). Currently, the Inter-Andean forests where *S. leucopus* lives are being rapidly lost as they are transformed into large agro-industrial plantations or cleared for large-scale cattle ranches or gold mines (Etter et al. 2006, Link et al. 2013, Sanchez-Cuervo & Aide 2013). Thus, understanding how white-footed tamarins cope with habitat fragmentation is of special importance for the conservation of their remaining natural populations.

Here we present the results of a study on the behavior and ecology of white-footed tamarins in a fragmented landscape in Colombia. In particular, we describe the diet of white-footed tamarins at Remedios and address the following question: Does habitat-wide resource availability influence the activity patterns, feeding ecology, and ranging behavior of white-footed tamarins? Also, we compare the results of this study with earlier reports on their dietary habits of other species of *Saguinus*. Finally, we provide preliminary evidence about the role that these small-bodied primates may play in forest regeneration through

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

their seed dispersal services, especially in sites where large and medium sized mammals have been extirpated.

### *Methods*

The study was conducted at Hacienda “La Brillantina,” a private cattle ranch located between the Ité and Pescado Rivers in the lowland tropical forests of Remedios, Antioquia, in northern Colombia (06°02'48" N, 74°16'00" W). This region has a bimodal rainfall pattern with two dry periods taking place during the months of January – February and August – September. The study site consists of a mosaic of forest fragments scattered within a matrix of pastures for cattle ranching. During the past decade, extensive areas of forests have been transformed into pastures, and selective logging has also taken place in most forest remnants. The study area is also intersected by an oil pipeline, which divided the former 120 ha forest fragment into two smaller fragments of 35 ha and 85 ha, separated by a 20 m wide gap (Fig. 1). Although tamarins are found throughout both fragments, our study groups lived in the smaller fragment and only occasionally cross into the larger fragment and adjacent areas (Fig. 1).

Although we attempted to follow four neighboring groups of white-footed tamarins (A,B,C,D), we only collected ecological and behavioral data on groups A and C. At the time of the study group A comprised nine individuals (3 adult males, 2 adult female, 4 subadult/juveniles), and group C comprised seven individuals (2 adult males, 2 adult females, 1 subadult/juvenile, and 2 infants). Subadults and juveniles were independently locomoting individuals and were very difficult to sex in the field. During 2010, we spent

three months on the habituation of each study group, and from January 2011 through December 2011, two researchers conducted behavioral follows. Overall, monthly sampling effort averaged 38 hours (range 10-70) split among the two groups. Although we had visual contact with our study groups on 204 days over the 12 month study period, we only conducted behavioral follows on 148 days, and these lasted an average of 3 hours (range 1-11 hours). Overall, we collected 209 hours of behavioral data on group A and 250 hours on group C.

We used scan sampling (Altmann 1974) to record quantitative behavioral data and used 1-minute scans collected at 5-minute intervals. During a scan, we recorded the behavioral state of each visible group member as either feeding (including actively foraging for invertebrates), resting, moving, or engaging in social behavior. Other behavioral data (e.g., on aggressive interactions, grooming) were recorded as ad libitum events. Data recorded through ad libitum methods were not used in the analyses and estimation of rates. In order to describe the ranging patterns and habitat use by our two study groups, we recorded the group's location every 15 minutes using a handheld GPS unit (Garmin model GPSMap 76CSx) and noted the forest strata being used by the ground (canopy, subcanopy and understory, or ground).

We collected data on the feeding behavior of white-footed tamarins by recording every time an individual fed on a plant or animal item. We recorded 1000 feeding bouts that accounted for approximately 63 hours of feeding behavior. For each feeding bout we

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

recorded its duration, marked the feeding tree with a unique number, measured its diameter at breast height (DBH), and recorded its spatial location. In addition, we recorded the plant item eaten (e.g., fruits, flowers, exudates, etc.) and collected botanical vouchers in order to identify each plant to the species or morphospecies level. Botanical vouchers were deposited in the herbarium of Universidad de Antioquia (HUA). We calculated the relative contribution of each food item and plant species to the diet as the amount of time that tamarins fed on that particular item, divided by the total time spent feeding. We classified habitat types where animals ranged, foraged, or defecated as [i] forest interior (> 10 meters from the border between forest and surrounding pasture), [ii] forest edge (between 0 and 10 meters from pasture), and [iii] pastures. These categories were defined based on the structure of the forest, with the forest edge [2] showing more anthropogenic change with smaller trees and more light than the inner forest [1].

We estimated habitat-wide fruit productivity through phenological transects along trails every two weeks, following the methods developed by Stevenson (2002). Briefly, on each survey we walked 4 km of transects within the forest fragments and recorded all trees bearing ripe fleshy fruits whose crowns overhung the transect. For each tree bearing ripe fruits, we identified it to species or morphospecies, recorded its location, and measured its DBH. We used both the number of trees bearing ripe fruits per area surveyed and the total basal area of fruiting trees as measures of habitat-wide fruit availability during each phenological period following the protocol of other studies conducted in other tropical forests e.g., (Leighton & Leighton 1982, Chapman et al. 1992, 1994, Stevenson 2002).

Estimates of habitat-wide productivity were calculated on a monthly basis based on two monitoring sessions per month. If a tree had ripe fruits for more than one sampling period and less than six periods, we attributed the proportion of its DBH by using Pascal's triangle coefficients, which assumes a peak of production around the middle of the fruiting season (Stevenson 2002). For example, if the DBH of a particular tree was 80 cm and fruited for four periods we would assign 10 cm, 30 cm, 30 cm, and 10 cm to each of the four fruiting periods respectively. If the production of a single tree was recorded for more than six periods (three months), we divided the total crop or DBH into the number of periods assuming a constant production pattern for those trees (see Stevenson, 2002 for details). We then summed up all the contributions of individual trees (in number of trees and basal area) during each month and assigned this value as the habitat-wide productivity of the forest on that particular biweekly period. In order to better understand the influence of fruit availability on the behavioral ecology of tamarins, we estimated habitat-wide productivity only based on those species appearing in our phenological sample that were also recorded in *S. leucopus'* diet.

In order to describe the potential role of white-footed tamarins as seeds dispersers, we collected fecal samples opportunistically and counted, identified, and measured the seeds contained in each fecal sample. We also recorded the location and habitat type where each fecal sample was retrieved. We then classified seeds based on their size, as pioneers which included species with small seed size <5 mm or non-pioneers which included species with seeds > 5 mm (Culot et al. 2010). On the days that we followed our focal groups for long

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

periods of the day (> 6 hours, N=16 days), we collected preliminary data about retention times and seed dispersal distances. We only did these estimations on those occasions when we were confident that one or all group members had fed on a single individual of a particular plant species during the early portion of a behavioral follow and we subsequently recovered seeds from that species in fecal samples collected later during the same follow.

All statistical analyses were conducted using SPSS Statistics (version 20) with  $\alpha = 0.05$ . We used nonparametric tests if variables did not conform to conditions of normality and homoscedasticity after transformation. A Mann-Whitney Test was used to assess differences between groups' behavior and monthly diet variability. We used Spearman's rank correlation test to evaluate the relationship between habitat-wide productivity and the tamarins' activity patterns. Simple linear regression was used to determine if productivity affects feeding behavior and habitat use. On the one hand, the diversity of dietary items (e.g., fruits, invertebrates and exudates) included in the diet of *S. leucopus* was calculated using a Shannon's Index ( $H'$ ). On the other hand, the diversity of plants consumed by white-footed tamarins during each month of the study was calculated using a richness index ( $S$ ). We estimated home ranges and core areas used by the two study groups as 95% and 50% kernel density estimates, respectively, based on the total set of location records for each group. Maps and spatial analyses were done using QGIS (QGIS Development Team 2015).

This research adhered to the American Society of Primatologists' principles for the ethical treatment of primates and to relevant Colombian legislation regarding studies on biological diversity.

### *Results*

Movement was the most common activity of white-footed tamarins accounting for 56% of the behavioral records, followed by resting (24%) and feeding (19%). Social behaviors accounted only for 1% of the records. Several social events described in previous studies on tamarins (Heymann 1996) were recorded as ad libitum events, including social play, grooming, aggression, scent marking, food sharing, and food stealing. We found no difference in the proportion of records that individuals from the two study groups spent in different activities (Mann–Whitney U Test: Feeding:  $U=133$ ,  $p=0.70$ ; Resting:  $U=123.5$ ,  $p=0.48$ ; Moving:  $U=127.5$ ,  $p=0.59$ ; Social:  $U=142$ ,  $p=0.94$ ) (Table 1). In relation to diet, we found no differences in the proportion of records both study groups fed on other food items especially after applying a Bonferoni correction (Insects:  $U=128$ ,  $p=0.07$ ; Fruits:  $U=236.5$ ,  $p=0.897$ ; Exudates:  $U=198$ ,  $p=0.261$ ). Finally, when analyzing the feeding data from the duration of feeding bouts, we found no difference in the time each group spent feeding on different items (Fruits:  $U=126$ ,  $p=0.94$ ; Insects:  $U=31.5$ ,  $p=0.41$ ; Exudates:  $U=1.5$ ,  $p=0.12$ ; Others:  $U=34$ ,  $p=0.55$ )(Table 1). Overall, activity patterns of tamarins did not change in relation to changes in forest productivity (Table 2). Nonetheless, resting showed an inverse

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

relationship with productivity, although the latter explained only about one-fifth of the variation in the first (Table 2).

At Remedios, white-footed tamarins had a diverse diet and fed from at least 95 species of plants belonging to 34 families (Supplemental Table 1). The diet of white-footed tamarins mostly comprised ripe fleshy fruits, followed by insects, plant exudates, and, in a very small proportion, leaves, flowers, and vertebrate prey (Table 2). Tamarins did not gauge the trees that they exploit for exudates, and fed on them by superficially licking the tree bark. White-footed tamarins actively searched for prey in the middle layer of the canopy exploring holes, bark, old leaves and epiphytes. They caught their prey, even in flight, holding to the branches with their hind legs. When infants were in the vicinity of an individual that had successfully captured prey they consistently attempted to steal the prey from the adults. Most of the feeding trees used were subcanopy trees (75.3% N=437), although the tamarins also fed from canopy trees (22.5%) and understory vegetation (2.2%). The size of trees they fed on varied as well, with DBHs as small as 2.9 cm and as large as 180 cm (DBH =  $27.5 \pm$  SD 23.3 cm).

The most important plant families in white-footed tamarins' diet were Cecropiaceae (17.9%), Fabaceae (13.1%), and Melastomataceae (10.2%) (Supplemental Table 1). Lianas and epiphytes accounted for 25% of their diet, from which the most important species was *Mendoncia antioquiensis* (Acanthaceae) accounting for 4% of the total diet (Supplemental Table 1). Seven morphospecies included in their diet were not identified to species level and were lumped into the category of "unidentified". Tamarins only fed on flowers from

three species of plants: *Byrsonima* sp. (Malpighiaceae), *Piper* sp. (Piperaceae), and *Bellucia pentamera* (Melastomataceae). They also fed on leaves from *Leonia glycyarpa* (Violaceae) and on exudates from nine species that they visited rarely; of these, the most frequently visited were *Simarouba amara* (Simarouba\_aceae), *Vochysia ferruginea* (Vochysiaceae), and *Macrobium acaciifolium* (Fabaceae) (Supplemental Table 1). Although species of insect preyed upon during were not identified, most insect feeding bouts, at least 18% of those bouts were on grasshoppers (Orthoptera). Finally, we recorded a single feeding bout that included the capture and consumption of an arboreal lizard.

Forest productivity and feeding behavior.

Although palms were the plant guild that had the highest overall productivity in the forest fragments at Remedios, tamarins fed on palm fruits only 0.6% of the time. Based on our monthly measures of habitat-wide productivity, we grouped months into two seasons: high productivity months (January, February, March, April, June, November, December) and low productivity months (May, July, August, September and October) (Fig. 2). The three species fed upon most by tamarins during the low season were *Pouroma bicolor* (fruits, 222 minutes), *Leonia glycyarpa* (leaves and fruits combined, 312 minutes) and *Bellucia pentamera* (fruits, 138 minutes).

Habitat wide productivity influenced the diversity of white footed tamarin's diet and its feeding behavior. We found that the diversity of food items was inversely related to fruit productivity (e.g., fruits, insects and exudates) (Simple linear regression:  $F(1,20)=10.55$ ,  $p=0.004$ ,  $R^2=0.345$ ; Fig. 3a) and plant species richness was positively related to fruit

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

productivity (Simple linear regression:  $F(1,20)=18.75$ ,  $p=0.0003$ ,  $R^2=0.480$ ; Fig. 3b). We found no relation between the proportion of fruits and productivity included in tamarin's diet (Simple linear regression:  $F(1,20)=2.38$ ,  $p=0.142$ ,  $R^2=0.10$ ), but insect consumption was inversely related to productivity (Simple linear regression:  $F(1,18)=25.73$ ,  $p=0.0001$ ,  $R^2=0.59$ ), as well as exudate consumption was inversely related to productivity (Simple linear regression:  $F(1,20)=4.92$ ,  $p=0.038$ ,  $R^2=0.20$ ). Regardless, fruit was the most common item eaten every month, and it accounted for at least 50% of the tamarins' diet in every month (Fig. 4).

### Seasonality and habitat use

Based on 3812 location records, white-footed tamarins used the forest interior most intensively (90%) followed by forest edges (8%) and pastures were rarely used (2%). White-footed tamarins visited pastures more frequently during months of lower habitat-wide fruit productivity ( $H= 4.337$ ,  $P<0.05$ ,  $N=12$ ). Although tamarins also used forest edges more often during periods of low productivity and spent more time in the forest interior during periods of high productivity, there were no differences in the pattern of visits and use of any of these habitats between seasons (forest interior:  $H= 0.32$ ,  $P=0.57$   $N=12$ ; forest edge:  $H=0.54$ ,  $P=0.46$ ,  $N=12$ ). During periods of lower fruit availability, tamarins included the exudates of *Carludovica palmata*, *Cordia bicolor*, and *Macrolobium acaciifolium* in their diet. Also, fruits of *Bellucia pentamera*, the third most consumed species overall, were mainly eaten during periods of low productivity and tended to be located at the edges of the forest fragments.

Overall, group A had a home range of 31.2 ha and a core area 9.2 ha, while group C had a home range of 15.0 ha and a core area 4.5 ha. Home range overlap of these two adjacent groups was 3.0 ha. The two study groups used larger areas during periods of low productivity (group A: 36.8 ha; group C: 16.8 ha) compared to periods of high productivity (group A: 25.8 ha, group C: 15.9 ha). Also, core areas were larger during periods of low productivity (group A: 10.8 ha; group C: 5.1 ha) compared to periods of high productivity (group A: 7.1 ha, group C: 4.5 ha). Home range overlap was also greater during periods of fruit scarcity (4.2 ha) than in periods of higher fruit availability (1.7 ha) (Fig. 5).

### Seed dispersal

Overall, we collected 134 fecal samples in the forest, forest borders, pastures and adjacent forest fragments (Fig. 6). From these samples, we recovered 4246 dispersed seeds from at least 44 species of trees and lianas. Most fecal samples contained between one and five seeds, and 22% of samples contained more than 10 seeds, with a maximum of 504 seeds found in a single sample. Dispersed seeds ranged in size <1 - 26 mm, with an average size of 11 mm. Non-pioneer plants represented 58% of dispersed seeds, while the remaining 42% were came from pioneer plants.

Seeds of pioneer species were found in fecal samples more frequently during periods of high productivity than during low productivity months (ANOVA  $F=8.861$   $P=0.004$ ). For non-pioneer seeds, the same trend was seen, although the difference between high and low productivity months was not (ANOVA  $F=3.440$ ,  $P=0.07$ ). The four species most represented in fecal samples based on the number of seeds per sample were *Carludovica palmata*

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

(Cyclanthaceae), *Piper sp.* (Piperaceae), *Cecropia obtusifolia* (Cecropiaceae), and *Ficus sp.* (Moraceae). All of these species had small seeds ranging between 0.9 and 2.1 mm. *Carludovica palmata* was also one of the species found in the greatest proportion of fecal samples, along with *Inga sp.* (Fabaceae), *Leonia sp.* (Violaceae), and *Pouroma sp.* (Cecropiaceae). As expected, tamarins dispersed seeds into all types of habitats. Based on a limited data set (N = 16 days of long behavioral follows), we estimated an average gut passage time for seeds of 201 min  $\pm$  SD 107 min (N = 52 samples) and an average dispersal distance of 206 m  $\pm$  SD 95 m (N=51 samples), with a maximum dispersal distance of 529 m.

### *Discussion*

#### Seasonality behavioral patterns and diet

White-footed tamarins at Remedios have a diverse diet, similar to that described for other tamarins, as they mainly fed on ripe fruits and supplemented their diet with insects, exudates, nectar, leaves, and even vertebrate prey (Garber 1988b, 1993b, Buchanan-Smith 1991, Lopes & Ferrari 1994, Poveda & Sánchez-Palomino 2004). Given their small size, tamarins can access different plant forms vertically distributed from the understory to the forest canopy (Culot et al. 2010). During this study, white-footed tamarins fed from trees and lianas from different forest strata, but seldom, if ever, were seen foraging in the forest floor. Although most of the foraging behavior of white-footed tamarins at Remedios is done through actively searching for prey in an ample variety of substrates (see Garber 1993b), we did not observe tamarins foraging near or on the forest ground. Although habitats with anthropogenic disturbances may have lower availability and diversity of feeding resources,

at Remedios tamarins fed from a significant proportion on fruits during every month, thus suggesting that these forests still represent a suitable habitat for *Saguinus*. In fact, in the relatively large fragments of Remedios, tamarins have a more diverse diet when compared to earlier studies on *S. leucopus* in highly human-impacted sites such as Mariquita, where they were reported to only feed from 13 plant species over a six month period (Poveda & Sánchez-Palomino 2004). Thus, the diet breadth of white-footed tamarins may decrease when they are restricted to small and more heavily impacted fragments (Irwin 2008).

White-footed tamarins mainly complemented their frugivorous diet by feeding on insects. The relative contribution of insects to *S. leucopus*' diet during this study may be underestimated, given that most feeding bouts on insects take place in short time periods that can be overlooked by researchers. At Remedios, Orthopterans are presumably a key dietary item for white-footed tamarins as they accounted for at least 18% of the observed preying bouts. Grasshoppers have been reported to be some of the main food items of *S. geoffroyi*, which included from 60% to 70% of Tettigonids in their diet (Garber 1993a, Nadjafzadeh & Heymann 2008). Insects are an important food item for small-bodied primates such as tamarins as they may represent a staple food resource even during periods of fruit scarcity (Garber 1993a). Similar to other tamarins, *S. leucopus* opportunistically fed on plant exudates, although at Remedios they only represented a minor portion of their overall diet (Garber 1993a, b, Heymann & Smith 1999, Porter et al. 2009). White-footed tamarins fed on exudates during those months when habitat-wide productivity was lower, suggesting it may be a fallback item. Feeding on exudates may be particularly important

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

during periods of scarcity as they can provide carbohydrates, water, proteins and minerals such as calcium, phosphorous, zinc and iron (Peres 1994, Heymann & Smith 1999, Smith 2000).

Similar to what has been found in wild populations of *S. fuscicollis* and *S. mystax* (Peres 1994), habitat-wide productivity did not explain the proportion of fruits included in tamarin's diet. In fact, fruits were the main feeding item during the whole year, and variation within months in fruit consumption was relatively small. On the contrary, dietary diversity changed substantially throughout the study. Tamarins had a more diverse diet during the periods of lower productivity, and included a larger proportion of insects and exudates in their diet during these periods. Insects (and exudates) may thus be providing key minerals as well as proteins, oligoelements and lipids that complement tamarins diet (Smith 2000) and thus may become key items in their diet, especially during scarcity periods.

### Seasonality and habitat use

White-footed tamarins showed the adaptability of tamarin species as they used different types of habitats such as mature forest, secondary forest, forest borders and pastures (Cuartas-Calle 2001, Poveda & Sánchez-Palomino 2004, Roncancio et al. 2011, Alba-Mejia et al. 2013). During this study, tamarins ventured across pastures almost exclusively during periods of low productivity. They used fences and the ground to cross from one forest

fragment to another, or to reach isolated trees within cattle ranching pastures. This behavioral flexibility may well explain how tamarins cope with human impacted landscapes where other sympatric species, such as the brown spider monkey (*Ateles hybridus*), are not present (Roncancio et al. 2011). Moreover, *S. leucopus* may be playing a key role in maintaining the forest dynamics and ecosystem services of the degraded forests of the Magdalena River Valley in Colombia.

Earlier studies on *Saguinus* have suggested that tamarins frequently use antipredatory strategies seldom exposing themselves over long periods and thus reducing the chances of being detected by aerial predators (Vidal & Cintra 2006). Some species of tamarins opportunistically use the forest floor and actively forage for invertebrates even when they might increase their exposure to terrestrial predators (e.g. *Saguinus tripartitus*, Link personal observation). Even though we did not observe tamarins on the forest ground during this study, they did use it to cross to isolated feeding trees or to reach adjacent isolated forest patches. The fact that white-footed tamarins used exposed feeding trees within a matrix of pastures during periods of low fruit availability suggests that they may be willing (or forced) to incur in higher predation risks in order to fulfill their nutritional requirements during periods of scarcity.

White-footed tamarins used larger home ranges and core areas during periods of fruit scarcity, probably as they may need to cover larger daily distances and use broader areas in order to obtain the resources needed for all group members. In addition, overlap areas

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---

between the two study groups were larger (although represented a small fraction of their territories) during period of fruit scarcity. These results support the hypothesis that as groups increase in size, or as fewer resources are available, social groups will need to cover larger distances and use broader areas in order to fulfill each individual's energetic and nutritional requirements (Janson & Goldsmith 1995).

### Seed dispersal

White-footed tamarins dispersed seeds from at least 44 plant species, including pioneer and non-pioneer plants throughout the year. Given their small body size, they dispersed relatively large seeds (up to 26 mm) (Garber & Kitron 2013), as has been described for *S. mystax* and *S. fuscicollis* [Culot et al., 2010]. Retention times and dispersal distances estimated in this study fall within the range reported for other tamarins (Garber 1986, Knogge et al. 1998) and demonstrate the ability of tamarins to move seeds away from parental trees. Their dispersal shadow reached different habitats including degraded habitats such as edge forests or pastures.

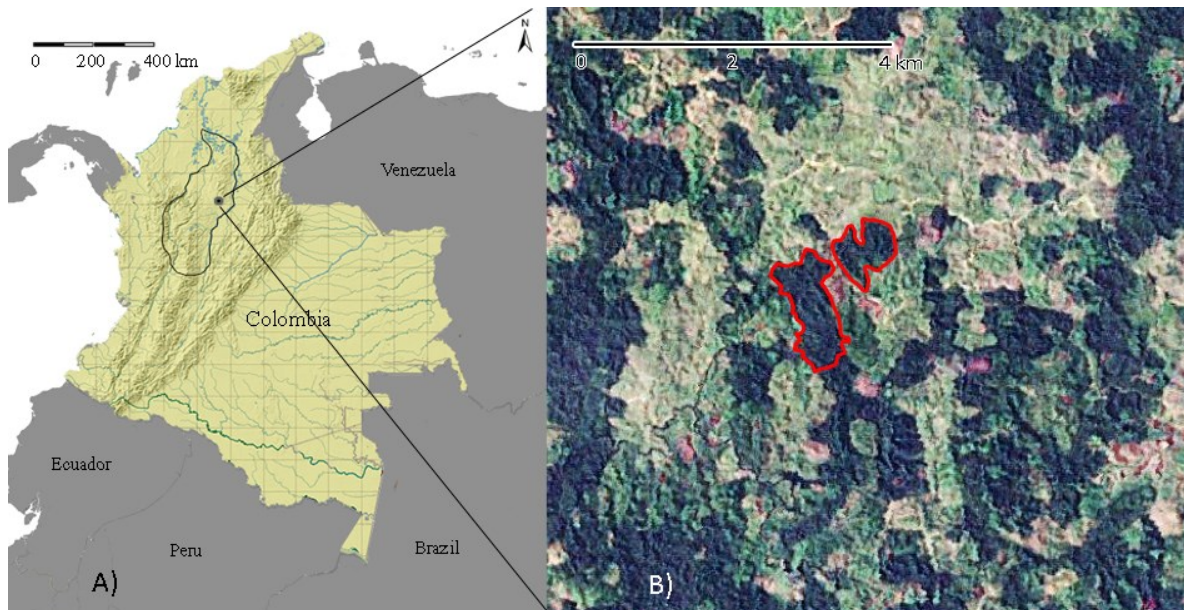
### Implications for Conservation

Early stages of forest regeneration in fragmented landscapes have been described to rely on abiotic factors, bats and birds (Gorchov et al. 1993, Medellin & Gaona 1999) as primary seed dispersal agents. Neotropical primates have been proposed to influence later stages of regeneration through their seed dispersal services as they are thought to be unable to use highly degraded areas such as pastures. Nonetheless, white-footed tamarins are

potentially playing a key role in seed dispersal across fragments in the earlier stages of forest succession. They dispersed seeds into habitats such as pastures and second growth forests and dispersed both small and large seeds into these areas. Thus, tamarins are decreasing dispersal limitation for many plant species, especially subcanopy and canopy trees and lianas. Finally, in areas where large mammals have been extirpated the role of *S. leucopus* might become crucial for large-seeded trees and lianas, which have been reported to have severe bottleneck recruitment in the absence of dispersers (Tabarelli & Peres 2002).

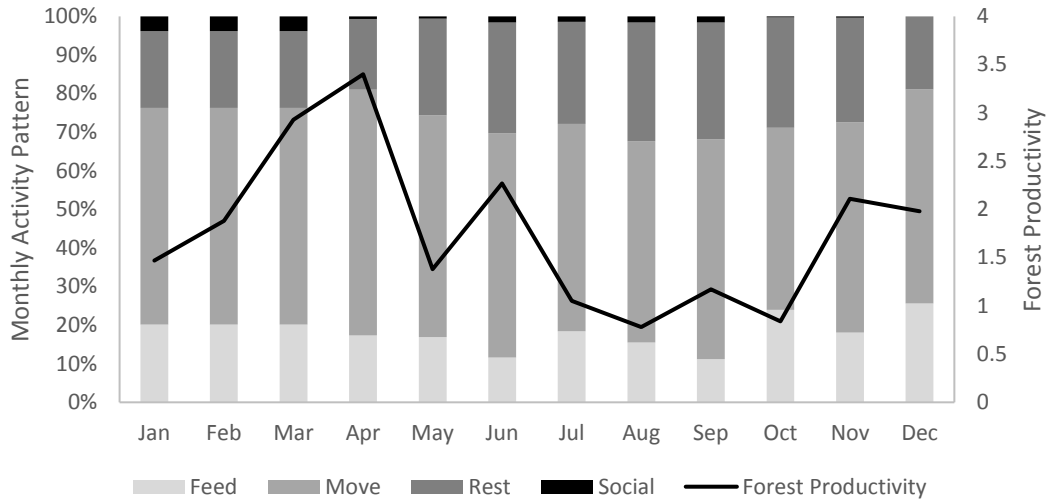
## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---



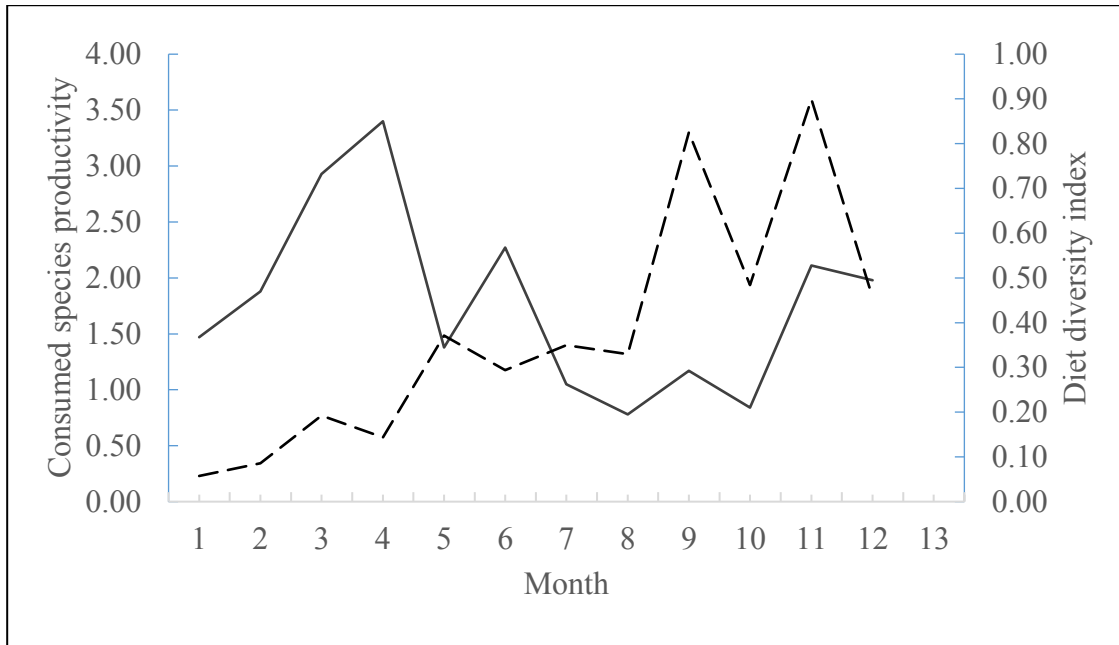
**Figure 1.** A) Location of the study site within in Colombia and B) map of vegetation cover at Hacienda La Brillantina, in Remedios, Antioquia. The red contour shows the study area comprised by two contiguous forest fragments within a matrix of cattle ranching pastures.

**Figure 2.** Activity patterns of white-footed tamarins and fruit productivity at Remedios, Colombia

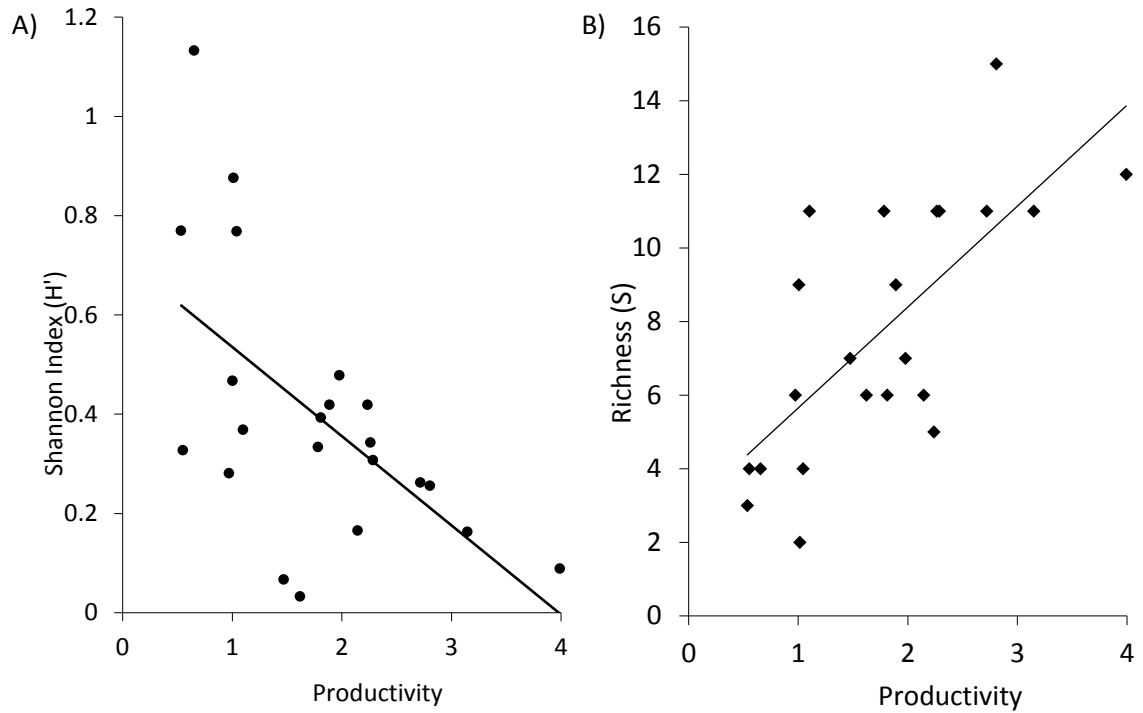


## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---



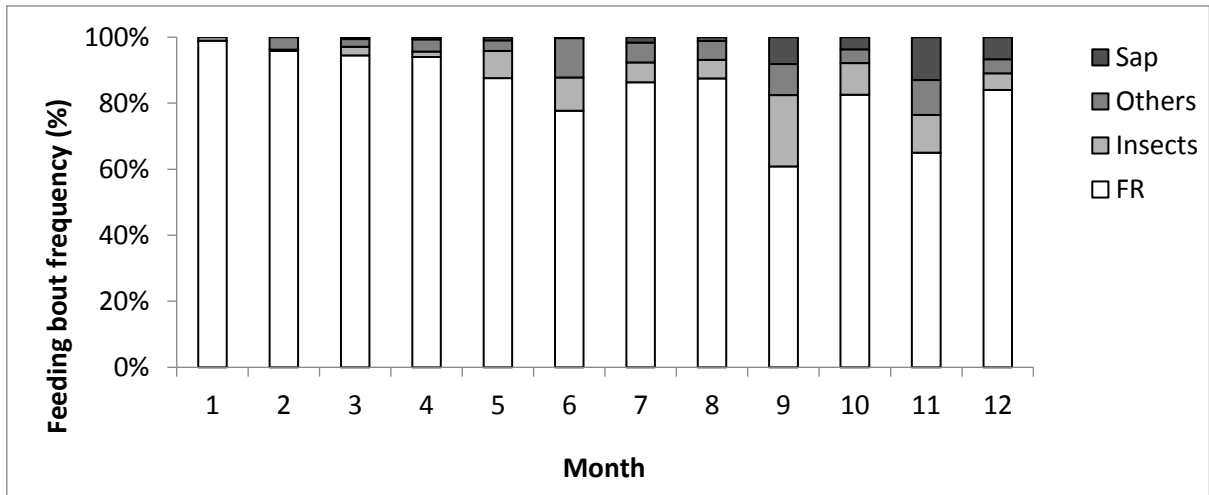
**Figure 3.** Forest productivity (solid line) and monthly dietary diversity index ( $H'$ ) (dashed line) for *Saguinus leucopus* .



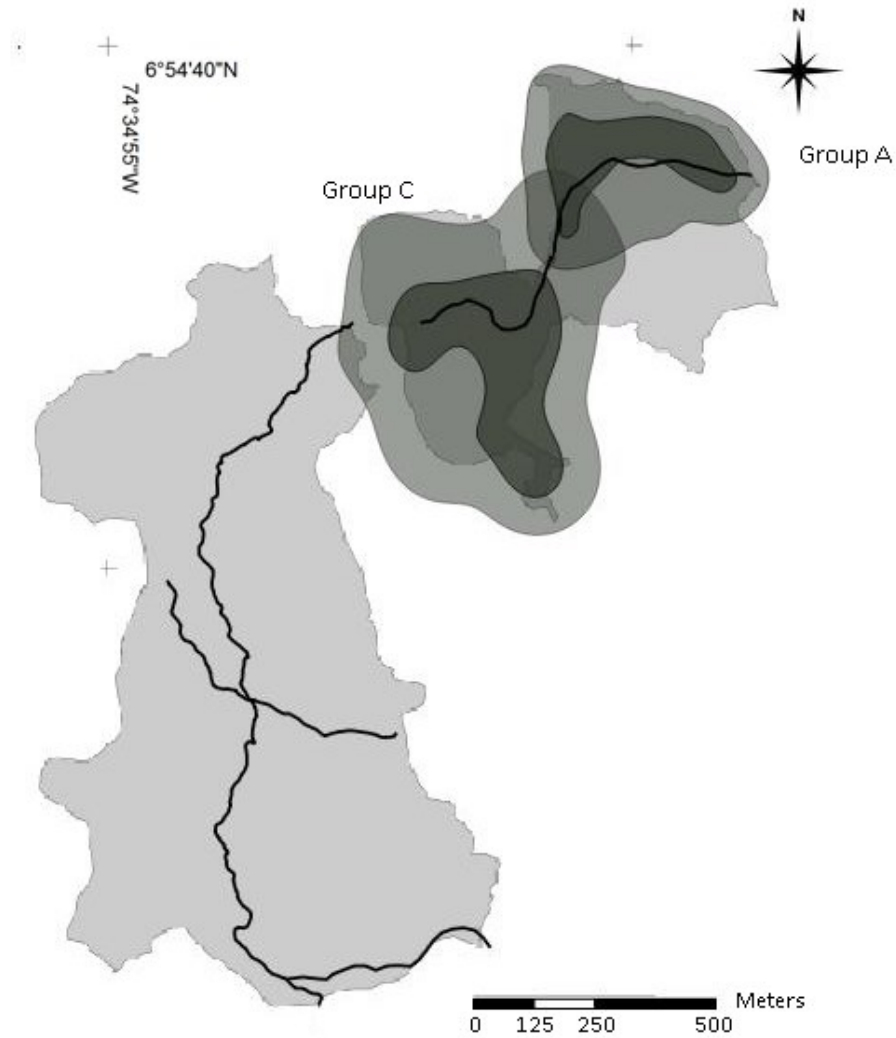
**Figure 4.** Simple linear regression between habitat-wide productivity and A) Feeding item diversity ( $H'$ ) and B) Species richness in tamarin's diet.

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---



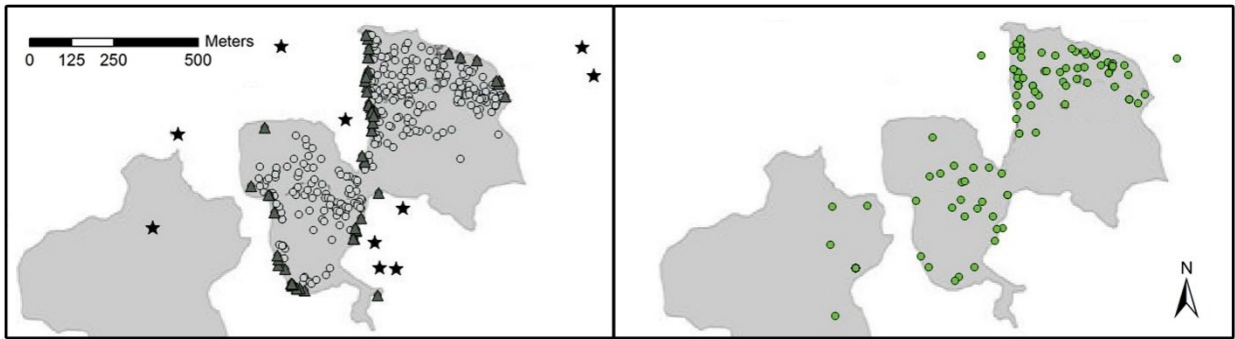
**Figure 5.** Monthly variation in the composition of the diet of *Saguinus leucopus*. The category "others" includes flowers, leaves, bark, water, and vertebrate prey.



**Figure 6.** Study fragments (light grey), home ranges (intermediate grey) and core areas (darker grey) of two groups of *Saguinus leucopus*. Home ranges were defined as 95% kernel density estimates, and core areas as 50% kernel density estimates. Black line illustrate the trails used from penological monitoring of the study site.

## Behavioral ecology of white-footed tamarins

---



**Figure 7.** A) Distribution of feeding trees (Circles= Forest, Triangle=Border, Stars= Pasture) and B) Defecation/seed dispersal sites.

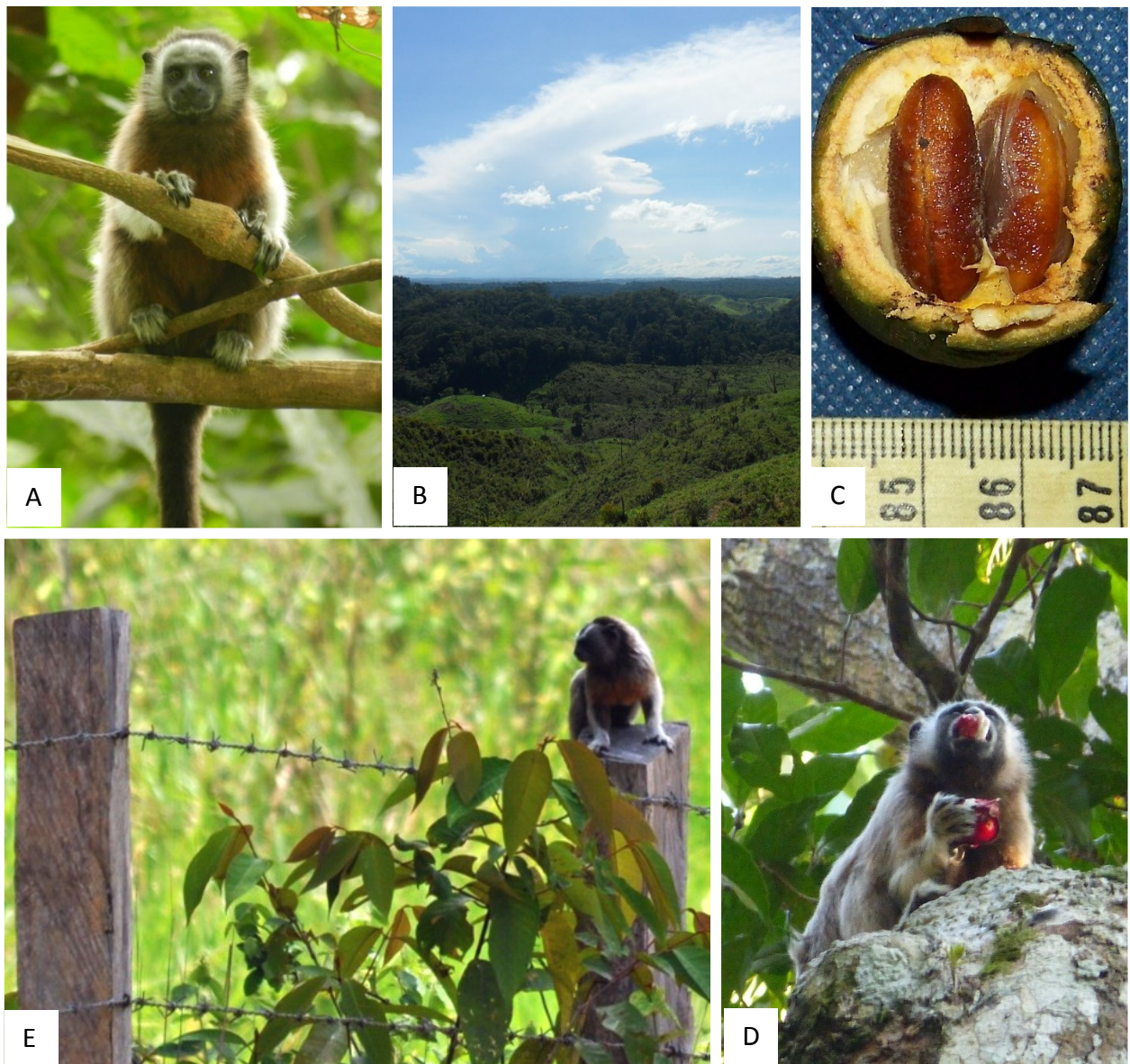


Fig. 8. (a) Juvenile of white footed tamarin (b) Fragmented landscape at study site (c) Fruit of the species with the largest average seed size dispersed by white footed tamarins (*Diospyros vestita*) (d) Adult feeding on fleshy fruit (*Protium sp.*) (e) Adult tamarin using a fence to access trees in the pastures (Photos taken by: (a,c) Daniela Ramirez, (b) Ivan Gonzalez, (d) Yesenia García-Morera, (e) John Aristizabal)



### Capítulo 4

Este capítulo reproduce el capítulo del libro en prensa: Link A, Ramirez-Amaya S, Montes-Rojas A, **de Luna AG** & Di Fiore A. Dinámica demográfica de los monos araña café (*Ateles hybridus*) en un hábitat fragmentado en San Juan de Carare, Colombia. Primatología en Latinoamérica.

### Dinámica demográfica de los monos araña café (*Ateles hybridus*) en un hábitat fragmentado en San Juan de Carare, Colombia.

#### *Resumen*

Los monos araña son uno de los primates más vulnerables a la fragmentación y degradación de su hábitat debido a sus largos ciclos reproductivos y a su dieta frugívora. En este estudio, describimos los cambios demográficos de una población de monos araña café en el Magdalena Medio, Colombia. Durante el estudio, los grupos de *A. hybridus* tuvieron frecuentes cambios en su composición, debido a la alta mortalidad de adultos y juveniles y a varios eventos de desintegración de los grupos sociales. Probablemente, los individuos confinados a estos pequeños fragmentos aumenten su probabilidad de entrar en una depresión genética. Este estudio provee evidencia de la vulnerabilidad de las poblaciones de monos araña expuestos a procesos de fragmentación de su hábitat natural y muestra la necesidad de proteger las áreas de bosque continuo, así como de implementar trabajos de conectividad a través de restauración ecológica donde hay poblaciones viables pero con un creciente aislamiento generado por procesos de fragmentación de su hábitat.

# Dinámica demográfica de los monos araña café

---

## *Abstract*

Among primates, spider monkeys are particularly sensitive to habitat fragmentation and degradation due to their long life history variables and their frugivorous diet. In this study we describe the demographic changes of several groups of brown spider monkeys in the Magdalena Valley of Colombia. Over time the study groups of *A. hybridus* had a frequent variation in group composition mainly driven by high adult and juvenile mortality as well as the disintegration of social groups. This chapter provides evidence of how vulnerable are spider monkeys to forest fragmentation, and the need to design and execute adequate conservation initiatives in the near future aiming to increase forest connectivity between viable populations of *Ateles hybridus*.

## *Introducción*

La destrucción y degradación de los bosques tropicales es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y extinción local de especies (Fahrig 2003, Pereira et al. 2010, Ripple et al. 2015). El proceso de intervención humana sobre los hábitats naturales frecuentemente conlleva a procesos graduales de fragmentación, en donde un hábitat continuo termina convertido en fragmentos aislados con mayor exposición a actividades humanas. Estos efectos antropogénicos a lo largo de sus bordes finalmente alteran la estructura y función de dichos fragmentos, comprometiendo la supervivencia de las especies más vulnerables o con restricciones ecológicas más fuertes (Estrada & Coates-Estrada 1996a, Henle et al. 2004).

Los primates neotropicales son uno de los grupos de animales más vulnerables a la fragmentación de su hábitat natural, debido a que, con unas pocas excepciones, tienen hábitos principalmente arborícolas (Fleagle 2013). Esto implica que los platirrininos no sólo usan el estrato arbóreo para su desplazamiento, sino que también obtienen la mayor parte de su alimento de él. Por ende, la fragmentación del hábitat tiene implicaciones directas sobre la ecología, el comportamiento y en últimas sobre las dinámicas de las poblaciones de primates, comprometiendo, al menos para algunas especies, su capacidad de sobrevivir en áreas fuertemente intervenidas por el hombre (Abondano & Link 2012, Benchimol & Peres 2013, Chapman et al. 2013).

Varios estudios han intentado evaluar los efectos de la fragmentación sobre el estado y la viabilidad de las poblaciones de mamíferos en los bosques neotropicales [Benchimol & Peres, 2013] así como las consecuencias de su desaparición sobre la dinámica de estos ecosistemas (Chapman & Onderdonk 1998, Link & Di Fiore 2006, Stevenson & Aldana 2008, Peres et al. 2016). La mayor parte de estos estudios coincide en que los primates Atelinos son particularmente vulnerables a los efectos (directos e indirectos) de la fragmentación de su hábitat. Por ejemplo, en la Amazonía brasilera se evidenció que los monos araña se encontraban en prácticamente todos los bosques continuos, mientras que tan solo estaban en una pequeña fracción de bosques fragmentados (Michalski & Peres 2005). Además, por el hecho de tener un tamaño corporal grande, son presas preferidas de las comunidades locales (Peres 2001, Franzen 2006) lo que afecta directamente a sus poblaciones. Estas presiones hacen que en el largo plazo los primates atelinos estén ausentes de áreas

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

fragmentadas y áreas con fuerte presión de cacería (Link et al. 2013). Aunque los factores próximos de cómo se diezman las poblaciones de los primates atelinos aún no son comprendidos, algunos patrones poblacionales han empezado a entenderse más recientemente. Por ejemplo, en estudios sobre monos araña café (*Ateles hybridus*) en Colombia, se encontró que estos primates generalmente tienen densidades poblacionales más altas en zonas recientemente fragmentadas, pero por lo contrario se encuentran ausentes de fragmentos intervenidos hace varios años o décadas (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). Estos resultados sugieren que, en ausencia de cacería, la fragmentación produce un patrón de “aglomeración inicial” de las poblaciones. Sin embargo, a mediano o largo plazo otros factores ecológicos (por ej. baja disponibilidad de recursos), antropológicos (por ej. cacería) o restricciones biológicas de estas especies (por ej. lentos ciclos de vida) llevan a que sus poblaciones se extingan localmente de estos fragmentos (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, Ramirez, et al. 2010). Por ende, los primates Atelinos son considerados como unos de los grupos más vulnerables a procesos de intervención antropogénica sobre sus ecosistemas.

Los monos araña (género *Ateles*) pertenecen a la familia Atelidae, una exitosa radiación que incluye a los primates más grandes del nuevo mundo y reconocidos también por tener una cola prensil que funciona como una quinta extremidad. El género *Ateles* tiene una amplia distribución geográfica que va desde el sur de México hasta Bolivia y desde la costa pacífica hasta los ecosistemas de bosque húmedo tropical en Brasil y las Guayanas (Di Fiore et al. 2010). Viven en grupos que contienen múltiples machos y hembras (Shimooka et al. 2008)

y se caracterizan por tener unas sociedades fluidas en donde los miembros de un grupo social son estables a lo largo del tiempo, pero rara vez se encuentran juntos en el mismo lugar (Symington 1990). Por el contrario, se mueven en subgrupos que se dividen y unen en espacios muy cortos de tiempo en lo que se ha denominado un patrón de agrupación de Fisión-Fusión (Symington 1990). Sus ciclos de vida son largos, las hembras alcanzan su edad reproductiva a los 8 – 9 años, generalmente tienen una sola cría (ver Link *et al.* 2006) y tienen periodos entre nacimientos largos que oscilan entre los 32 y 36 meses (Symington 1988). Su dieta es principalmente frugívora y complementada con hojas jóvenes, flores, otras partes vegetativas de plantas, madera en descomposición y tierra de saladeros, entre otros (Di Fiore *et al.* 2008). Esta combinación de atributos conlleva a que los monos araña sean extremadamente vulnerables a procesos naturales o antropogénicos asociados a la reducción de sus poblaciones o al deterioro de la calidad de su hábitat, convirtiéndose en unas especies indicadoras de las afectaciones sobre los ecosistemas al ser uno de los primeros mamíferos en desaparecer bajo presiones como la deforestación, fragmentación y cacería (Michalski & Peres 2007).

El mono araña café (*Ateles hybridus*) es uno de los 25 primates más amenazados en el mundo (Mittermeier *et al.* 2009) debido a la transformación y fragmentación de los ecosistemas donde habita (Etter *et al.* 2006, Link *et al.* 2013). La cacería de subsistencia, el tráfico ilegal y su uso en medicina tradicional aumentan las presiones sobre sus poblaciones silvestres [Link *et al.*, 2013]. Se encuentra distribuido en los bosques de tierras bajas del norte de Colombia y Venezuela donde menos de un 20% de la cobertura boscosa de su

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

distribución histórica aún persiste (Morales-Jiménez 2004, Link et al. 2013) debido a la transformación del hábitat natural de esta especie en grandes extensiones dedicadas a la agroindustria (ej. palma de aceite) y la ganadería extensiva [Link et al., 2013]. Estas amenazas continúan afectando a las poblaciones de *Ateles hybridus*, teniendo en cuenta que tan sólo unas pocas áreas dentro de su distribución histórica se encuentran protegidas bajo la figura de Parques Naturales Nacionales [Link et al., 2013].

Estudios recientes han evidenciado la capacidad de los primates para adaptarse a los cambios en su ambiente a través de cambios en su dieta y comportamiento (Nowak & Lee 2013). Específicamente en monos araña, varios estudios han mostrado que estos primates tienden a incluir una proporción importante de hojas en su dieta en periodos de escasez de recursos asociados a ciclos estacionales de productividad de los bosques (Stevenson et al. 2000) o en zonas con fuertes intervenciones sobre su hábitat natural (Chaves et al. 2012, Montes-Rojas 2013).

En este estudio presentamos los datos demográficos de una población de monos araña café (*Ateles hybridus*) en los bosques fragmentados de San Juan de Carare en Colombia. A través de siete años de estudio continuo realizamos la primera descripción de la variación en la composición de tres grupos sociales de *A. hybridus* y los efectos de frecuentes cambios en el paisaje sobre los grupos de estudio. En ausencia de información sobre los factores próximos que llevan a la extinción local de algunos primates en hábitats fragmentados, en este estudio proveemos un ejemplo puntual de algunas de las amenazas directas sobre las poblaciones de *Ateles hybridus* en un hábitat fuertemente intervenido, y resaltamos la

vulnerabilidad de estas poblaciones al vivir en hábitat fragmentados incluso en ausencia de presión de cacería.

### *Métodos*

#### *Área de Estudio*

El área de estudio está ubicada en los bosques inter-andinos del valle del Río Magdalena, específicamente en la Hacienda San Juan del Carare (6°42'58" N y 74°08'03" O) en el municipio de Cimitarra, departamento de Santander en Colombia. La zona de estudio hace parte del complejo cenagoso del Río San Juan y consta de un mosaico de bosques estacionalmente inundables, bosques de tierra firme y amplias zonas de humedales naturales. La zona ha tenido una fuerte fragmentación de los hábitats naturales para la expansión de la frontera agrícola y pecuaria y en la actualidad menos del 15% del hábitat disponible para la especie tiene cobertura vegetal.

El área de estudio se caracteriza por tener varios fragmentos de bosque húmedo tropical, adyacentes a sabanas estacionalmente inundables por el Río Magdalena, y zonas transformadas en pastizales para ganadería. Tiene un ciclo anual de pluviosidad bimodal con dos periodos marcados de lluvia (régimen invernal de Colombia), el primer periodo de marzo a mayo y el segundo de octubre a noviembre, con una precipitación media anual de aproximadamente 3450 mm, una temperatura promedio de 28°C y una humedad promedio

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

de 80%. Durante los años lluviosos, los bosques inundables permanecen por debajo del agua por varias semanas.

Este estudio a largo plazo sobre la demografía de la población de monos araña de San Juan de Carare se concentró en cinco fragmentos de bosque en donde habitaban en 2008 tres grupos sociales y un macho solitario en uno de los fragmentos de bosque (Figura 1). Los dos fragmentos (F1 y F2) al costado noroccidental del Río San Juan tienen en conjunto un total 70 hectáreas y los fragmentos al costado suroriental tienen aproximadamente 140 (F4) y 30 hectáreas (F5), el quinto fragmento estudiado es un corredor estrecho de bosque (F3) a lo largo del costado oriental del río San Juan (Figura 1).

En los fragmentos de estudio, se ha establecido un sistema de >12 km de senderos marcados cada 25 metros y se han marcado y georreferenciado más de 4000 árboles de alimentación de la comunidad de primates de San Juan. En San Juan de Carare hay un extenso trabajo botánico con más de cinco parcelas permanentes de 1 ha de vegetación y un monitoreo quincenal de la fenología del bosque realizada continuamente desde 2009.

Los grupos de estudio SJ1 y SJ2 se habituaron desde finales de 2008 y en julio de 2009 empezamos un seguimiento continuo y registro de la composición y eventos demográficos de cada grupo. En 2013 empezamos a habitar y estudiar un tercer grupo SJ4 que habita en el F4 al costado suroriental del Río San Juan. Todos los individuos son reconocidos a través de marcas únicas en su frente y su rostro (Figura 2) y características individuales de su zona ano-genital. Una vez identificados todos los miembros de los tres grupos sociales (SJ-1, SJ-2 y SJ-3) registramos los nacimientos e inmigraciones hacia los grupos de estudio en la fecha

en que por primera vez observamos las crías o nuevos individuos que cambiaron de grupo. Las emigraciones las asumimos para hembras subadultas que desaparecieron de los grupos de estudio teniendo entre 6 y 8 años de edad, y para los demás individuos que desaparecieron durante el periodo de estudio asumimos que se murieron, confirmándolo sólo en unas pocas ocasiones en donde encontramos evidencia de su muerte.

### *Resultados*

Durante los siete años de estudio sobre la población de monos araña café en los bosques fragmentados de San Juan de Carare, se registraron cambios drásticos en la composición de los grupos asociados a varios factores: (1) la desaparición simultánea de parte de los grupos de estudio en al menos tres ocasiones, (2) la alta tasa de mortalidad de individuos adultos y de infantes y (3) la ocurrencia de varios eventos extremos ambientales (por ej. inundaciones) que modificaron los fragmentos de bosque donde habitan los monos araña café.

### *Desapariciones simultáneas de integrantes de los grupos de estudio.*

En tres ocasiones independientes, varios miembros de los grupos de monos araña café estudiados en San Juan desaparecieron simultáneamente o migraron hacia fragmentos de bosque a través del río o a través de pastizales naturales y/o sabanas. Debido a nuestra continua presencia en la zona y al hecho que no evidenciamos cambios comportamentales

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

en los miembros de los grupos de estudio, creemos que la cacería no fue un factor influyente sobre estas migraciones-desapariciones conjuntas. Varios de los subgrupos que migraron se establecieron posteriormente en otros fragmentos, mientras que otros desaparecieron (probablemente migraron hacia zonas aledañas que no son monitoreadas habitualmente). Finalmente, debido a que en los monos araña las hembras son el sexo dispersor, y a que migran individualmente, consideramos que es poco probable que sean eventos migratorios concertados por varios miembros de un grupo social.

El primer evento de desapariciones simultáneas tuvo lugar al principio del estudio (Julio de 2009) cuando se estaba empezando a seguir el grupo SJ2 y el cual estaba compuesto por cuatro machos adultos, un macho subadulto y cinco hembras adultas con sus crías y juveniles (Figura 3a). Hacia finales del año 2009, repentinamente los cinco machos del grupo dejaron de verse y por ende los seguimientos se enfocaron sobre las hembras del grupo. Después de varias semanas de no ver a ninguno de los machos de SJ2 realizamos una búsqueda intensiva por el área de hogar del grupo (aprox. 30 ha) y no logramos encontrar rastro de ellos. A los pocos meses uno de los machos de SJ1 “Kumanday” empezó a visitar frecuentemente a las hembras de SJ2 y finalmente emigró hasta este grupo permaneciendo allí por varios años. Inesperadamente, y dado el pequeño tamaño del fragmento (F1 y F2) donde viven los dos grupos de estudio (SJ1 y SJ2), los grupos no se integraron entre sí, sino que siguieron usando áreas de hogar adyacentes dentro del fragmento de bosque (Figura 3).

El segundo evento de desaparición simultánea tuvo lugar en Enero de 2013 cuando empezamos a tener dificultades para encontrar a la mayor parte de los integrantes de SJ1 en su área de hogar habitual (F1). Después de varios días de no encontrar sino a unos pocos individuos, nos dimos cuenta que una parte del grupo había cruzado a nado el Río San Juan de aproximadamente 20m de ancho y se encontraba al otro lado del río aislado de los demás integrantes del grupo. De hecho, este subgrupo permaneció en el F3 en búsqueda de una nueva área de hogar. En el proceso, y después de casi un año, los tres machos y dos hembras con crías que cruzaron el río lograron establecerse en un fragmento pequeño de bosque (F5) después de varios meses de ser agredidos por el grupo SJ4 y verse obligado a vivir en la delgada franja de bosque (F3) a orillas del Río San Juan (ver Figura 3) y de tener que frecuentemente bajar al suelo para cruzar entre fragmentos de bosque para alimentarse (Figura 4).

En Julio de 2013, y después de una visita inesperada de tres machos desconocidos al F2, la mayor parte del grupo de estudio SJ2 desapareció y tan sólo quedo un macho y una hembra del grupo. Dado que no encontramos rastro de ninguno de los individuos de SJ2 que emigraron, asumimos que se fueron a fragmentos de bosque hacia el suroccidente de la zona de estudio, los cuales no tienen un fácil acceso para los investigadores. Finalmente, en los siguientes meses hubo dos eventos adicionales en donde los monos araña café cruzaron el Río San Juan o sus afluentes y migraron hacia otros fragmentos: en una ocasión una hembra con su cría de SJ1 que había quedado aislada y sola en un fragmento, cruzó el Río San Juan y se unió a un macho adulto que había vivido solitario por varios años en una franja

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

estrecha de bosque al costado suroriental del río San Juan (F3). En otra ocasión un grupo de dos hembras con crías y un macho cruzaron un pequeño afluente del Río San Juan (formado en las inundaciones del 2011) y quedaron aislados en un fragmento pequeño de bosque donde habitan hasta la actualidad (F1-A, ver Figura 3d).

### *Mortalidad en adultos y crías de mono araña café en San Juan de Carare*

A lo largo del estudio, varios individuos de nuestros grupos de estudio desaparecieron. En la mayoría de estos casos no se pudo confirmar si los individuos realmente murieron o simplemente se dispersaron a otros fragmentos. A continuación presentamos una descripción de los cambios demográficos atribuidos a desapariciones y muertes de los integrantes de nuestros grupos de estudio de monos araña café en San Juan de Carare. Como se mencionó anteriormente, cinco machos (4 adultos y 1 subadulto) de SJ2 desaparecieron simultáneamente a finales de 2009, y dada la coincidencia temporal de su desaparición y el hecho que posteriormente en el estudio hemos evidenciado múltiples casos de migración de individuos de *Ateles* entre fragmentos de bosque aislados (incluso a través del río San Juan), consideramos que es probable que haya sido un evento de migración de los machos a un fragmento adyacente pero desconocido para los investigadores del proyecto.

En el otro grupo de estudio (SJ1) por el contrario los tres machos adultos al comienzo del estudio y un subadulto que alcanzó a la adultez durante el estudio, murieron o

desaparecieron en eventos independientes a lo largo de los siete años de estudio. En cada uno de cuatro años prácticamente consecutivos (2009, 2011, 2012 y 2013), uno de los machos adultos de SJ1 desapareció o se encontró sin vida en el área de estudio. Para solo un macho se pudo confirmar su muerte (“Wampi” en el 2013) los otros tres machos desaparecieron repentinamente, siendo vistos unos pocos días antes de su desaparición sin muestras evidentes de tener alguna deficiencia en su condición física o de salud. Aunque asumimos que estas desapariciones pudieron estar asociadas a la muerte de estos individuos, no podemos descartar que hayan migrado individualmente a otros fragmentos como lo hizo uno de los machos de SJ1 “Kumanday” al migrar al grupo vecino SJ2 en 2010. Finalmente, a lo largo del estudio una hembra adulta de SJ1 (“Rasta” en 2009) también se murió y tres hembras subadultas desaparecieron (las cuales asumimos que emigraron voluntariamente, incluso a través de la matriz de pastizales o a través del río San Juan) justo a los 6 años, edad esperada para que las hembra emigren de su grupo natal [Shimooka *et al.*, 2008].

Con relación a las crías, en San Juan de Carare la población de monos araña café ha tenido una supervivencia relativamente baja y unos patrones de desaparición o muerte muy particulares. De los tres grupos de estudio (SJ1, SJ2 y SJ4) en tan sólo uno de ellos (SJ-1) se han registrado la desaparición de crías. A lo largo del estudio nacieron 9 crías (6 machos y 3 hembras) y al comienzo del estudio había 5 juveniles-infantes (2 machos y tres hembras). De los seis machos que nacieron en SJ1, tres desaparecieron antes de cumplir 2 meses de vida y un cuarto fue “encontrado” por los asistentes del proyecto con múltiples heridas y

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

abandonado en el suelo del bosque y fue llevado a su madre que lo acogió. Por ende, cuatro de los seis machos murieron o estuvieron cerca de morir en sus primeros meses de vida (Alvarez *et al.* 2015). Finalmente, una de las tres crías hembra que nació en SJ1 también murió de 1.5 años de vida en el proceso de migración de uno de los grupos a los fragmentos al lado opuesto del Río San Juan. En los demás grupos no se han registrado desapariciones de juveniles o infantes.

### *Variabilidad climática y cambios en los grupos de estudio en San Juan de Carare*

Durante el periodo de estudio se han registrado varios eventos extremos del clima como el fenómeno de la niña en 2010-2011 y eventos de sequías extremas en 2013 y 2015. Estos fenómenos climáticos inusuales estuvieron asociado a cambios en la composición de los grupos de *Ateles hybridus* en San Juan de Carare. En primer lugar las inundaciones del año 2011 hicieron que el fragmento de bosque en el noroccidente del Río San Juan (F1-A) se fragmentara por la crecida de algunos afluentes y el desbancamiento de los bordes de estas cañadas. Este fenómeno coincidió con el hecho que no había monos araña en F1-A y por ende durante un tiempo, los miembros de SJ1 no pudieron acceder a este fragmento y su hábitat se redujo significativamente al F1-B. Segundo, durante la época seca del 2013, un subgrupo de SJ1 migró a través del afluente al fragmento F1-A en el norte de la zona de estudio y casi simultáneamente el resto del grupo cruzó el río San Juan y se estableció temporalmente en el banco opuesto en un pequeño fragmento al borde del río (F3).

### *Cronología de cambios demográficos y composición en los grupos de *Ateles hybridus* en San Juan de Carare*

#### Año 2008 (Oct – Dic)

Después de realizar un trabajo inicial en donde se estimó la densidad poblacional de primates en San Juan de Carare [Link *et al.*, 2010], se habituaron los dos grupos de monos araña (SJ1 y SJ2) que se encontraban contiguos en uno de los fragmentos de bosque (F1 y F2). Durante este periodo se registró la composición de cada uno de los grupos y se identificó individualmente a cada miembro del grupo. El grupo SJ1 estaba compuesto por 18 individuos: 4 machos adultos, 6 hembras adultas, 1 macho subadulto, 1 hembra subadulta y 6 juveniles e infantes. El grupo SJ2 estaba compuesto por 4 machos adultos, 5 hembras adultas, 1 macho subadulto y 4 juveniles e infantes. Desde el comienzo del estudio había un macho adulto solitario en un fragmento de bosque estrecho a lo largo del Río San Juan (F3), no había monos araña en el fragmento nororiental (F5) y aunque se conocía la presencia de otro grupo en el fragmento más al sur (F4), no se había habituado ni estudiado a la fecha.

#### Año 2009 (Jun – Jul & Nov – Dic)

A mediados del 2009 se comenzaron los seguimientos continuos sobre SJ1 y SJ2 que continúan en la actualidad. A lo largo de este tiempo en SJ1 se desapareció una hembra

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

subadulta “Kala”, quien posiblemente migró a otros grupo a través de pastizales inundables (en época seca) o a través del Río San Juan. Además, desapareció un macho adulto “Mohan” quien se presume pudo haber muerto. Además, una cría macho que nació durante este año, desapareció un mes después de su nacimiento y se presume que murió. Finalmente, a finales de 2009 no se volvieron a ver los cinco machos adultos-subadultos de SJ2 (ver Figura 3a).

### Año 2010 (Ene – Dic)

Durante los primeros meses del 2010, SJ2 no tuvo ningún macho adulto en el grupo. Sin embargo, uno de los machos de SJ1 migró hacia SJ2 y se instaló como macho residente del grupo. En SJ1 muere una hembra adulta “Rasta” y nace una cría hembra “Konga” (ver Figura 3b).

### Año 2011 (Ene – Dic)

A lo largo del 2011 nacieron en SJ1 tres crías macho (“Dante”, “Baloo” y “Vino”) y tan solo sobrevivió este último. Tanto “Dante” como “Baloo” murieron o desaparecieron antes de tener dos meses de edad. En este grupo también murió un macho adulto “Poleko” y “Roko” alcanzó la edad adulta. Además, dos hembras subadultas en el grupo “Piola” y “Kiara” emigraron del grupo. En SJ2 nació una cría macho “Miko”. Finalmente al final del 2011 las inundaciones fraccionaron algunos de los fragmentos eliminando su conectividad a través del dosel y aislando aún más a algunos grupo de estudio (SJ1) (ver Figura 3c).

### Año 2012 (Ene – Dic)

En SJ1 muere uno de los machos adultos “Nawal” y otro macho alcanza la edad adulta “Wampi”. También nacen una cría macho “Deye” y una cría hembra “Pandora”. “Deye” es encontrado en el suelo del bosque por los investigadores con graves heridas después de un evento de agresión y es llevado a donde está su madre quien lo recibe; “Deye” sobrevive hasta la fecha. En SJ2 “Hetor” alcanza la edad adulta y nacen dos crías macho “Cuzco” y “Gecco” y una cría hembra “Maya” (ver Figura 3d).

### Año 2013 (Ene – Dic)

Durante la época seca de Enero y Febrero dos subgrupos de SJ1 atravesaron independientemente unos ríos y migraron de su área de hogar habitual. Primero, un subgrupo compuesto por tres machos, dos hembras y dos juveniles migraron a través del Río San Juan y permanecieron en un fragmento a lo largo del río (F3), en donde estaba un macho solitario que eventualmente recorría el fragmento con ellos. En varias ocasiones intentaron colonizar (los machos) el fragmento (F4) utilizado por SJ4 pero fueron expulsados y agredidos por los machos de este mismo grupo. Finalmente, después de varios meses y teniendo que atravesar a través de una matriz de pastizales, el subgrupo migró hacia el fragmento más al norte (F5) que no tenía otros grupos de *Ateles hybridus*. En este proceso se encontró muerto uno de los machos del grupo “Wampi” y también desapareció una cría hembra de 1.5 años “Pandora”. Segundo, otro subgrupo de SJ1 compuesto por un macho adulto, dos hembras adultas y dos juveniles e infantes se cruzaron al fragmento más

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

al norte del lado noroccidental del Rio San Juan (F1-A). Por ende, en el territorio de SJ-1 tan sólo quedo una hembra solitaria con su cría hembra juvenil.

Finalmente, durante el 2013 llegaron tres machos desconocidos al grupo de SJ2 por varios días y justo después la mayor parte del grupo desapareció. Tan solo quedaron un macho adulto y una hembra adulta en su rango de hogar. Meses después otra hembra subadulta desconocida llegó al grupo SJ2 (ver Figura 3e).

### Año 2014 (Ene – Dic)

Durante el 2014 se presentó un nuevo evento en donde una hembra adulta y una juvenil se cruzaron el Rio San Juan para llegar al fragmento (F3) donde vive el macho solitario y desde entonces estos tres individuos permanecen en este fragmento. En el F1-A nació una cría macho "Benito". Finalmente se terminó de habitar e identificar al grupo SJ4 quien contaba con 4 machos y al menos 8 hembras (ver Figura 3f).

### Año 2015 (Ene – Dic)

En el 2015 los grupos se mantuvieron estables en la composición de machos y hembras adultas y en los fragmentos que utilizan. Sin embargo, en el grupo del nororiente nació una cría y en SJ2 Nació o una cría hembra.

### *Discusión*

El estudio de la dinámica demográfica de la población de monos araña café en un ecosistema altamente fragmentado en San Juan de Carare aporta evidencia empírica sobre la vulnerabilidad de las poblaciones de monos araña que se enfrentan a la fragmentación de su hábitat natural. A lo largo de siete años de estudio, dos de los grupos sociales estudiados se desintegraron y en el presente se encuentran en grupos no sólo de muy reducido tamaño sino con altísimo potencial de presentar problemas relacionados a la endogamia. En San Juan de Carare los monos araña café incurren con cierta frecuencia en comportamientos altamente riesgosos y que ocurren muy rara vez o no han sido reportados en los estudios a largo plazo sobre poblaciones de *Ateles*. De hecho los grupos de estudio en San Juan han cruzado ríos en múltiples ocasiones y se han visto obligados a cruzar grandes extensiones de pastizales para colonizar otros fragmentos de bosque. Estos procesos han estado asociados a la inestabilidad de los grupos sociales y a la alta mortalidad de adultos e infantes, dando como resultado un escenario altamente vulnerable para esta población de primates críticamente amenazados con la extinción.

A lo largo del estudio, una parte significativa de la población desapareció y varios individuos se presume que murieron. De hecho en cinco ocasiones miembros de un grupo coordinadamente abandonaron su área de hogar, la cual suele ser relativamente estable a lo largo del tiempo (Spehar *et al.* 2009; Ramos-Fernandez *et al.* 2013). En dos de estos eventos (en el grupo SJ2) no fue posible identificar el paradero de los emigrantes del grupo, mientras que en tres ocasiones (en SJ1) se pudo documentar con detalle los movimientos y miembros del grupo involucrados en estos inusuales eventos. Además, en al menos uno de

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

los grupos de estudio (SJ1) todos los machos adultos al comienzo del estudio y un macho que alcanzó la adultez a lo largo del estudio desaparecieron o murieron, al igual que una de las seis hembras adultas del grupo. Así mismo, las crías en este grupo tuvieron una baja supervivencia y de hecho tres crías macho desaparecieron en sus primeros meses de vida posiblemente víctimas de ataques de machos adultos y subadultos de su mismo grupo social (ver Alvarez *et al.* 2015). Durante el proceso de cambio de área de hogar en 2013 un macho adulto y una cría hembra de 1.5 años desaparecieron sugiriendo que estas migraciones a través de una matriz hostil (por ej. pastizales) pueden tener riesgos para la supervivencia de los monos araña café. Finalmente, aunque el hábitat en San Juan está fuertemente fragmentado, tres hembras subadultas posiblemente migraron de sus grupos sociales, y aunque su destino es incierto, presumimos que migrar del grupo natal en un ecosistema altamente intervenido incrementa los riesgos asociados a este proceso de dispersión (Ekernas & Cords 2007). En San Juan de Carare hay una población natural de grandes felinos como el Jaguar (*Panthera onca*) y el Puma (*Puma concolor*), y hay perros cazadores que podrían depredar monos araña que se encuentren vulnerables en el suelo del bosque o cruzando entre fragmentos de bosque.

Aunque se ha propuesto que los monos araña son extremadamente sensibles a la fragmentación de su hábitat, también se ha documentado que bajo situaciones de estrés estos primates pueden responder con cambios y adaptaciones en su comportamiento y patrones de agrupación (Link & Di Fiore datos sin publicar). Por ejemplo, en los bosques fragmentados de San Juan de Carare en Colombia, los monos araña emplean casi la mitad

de su tiempo de alimentación consumiendo hojas jóvenes (Montes-Rojas 2013). Este cambio hacia una dieta más folívora se ha reportado en los ecosistemas estacionales de Centroamérica en donde en periodos de escasez de frutos los monos araña incrementan el consumo de hojas jóvenes (Chapman 1988) y en ecosistemas fragmentados o intervenidos estos primates también tienden a consumir una proporción mayor de hojas (Chaves, Stoner, Arroyo-Rodríguez, et al. 2011). Aún se desconoce si para los monos araña, especializados en el consumo de frutos maduros y carnosos, el consumo de grandes cantidades de hojas podría tener repercusiones negativas sobre su reproducción e incluso comprometer su salud y su supervivencia. De hecho, los monos araña café que se encuentran en zonas fragmentadas y con mayores niveles de intervención antrópica, suelen tener niveles de estrés fisiológico (medido a través de glucocorticoides) más elevados que aquellos individuos que viven en zonas más conservadas (Rimbach et al. 2013). Finalmente, el hecho de vivir en fragmentos aislados puede estar asociado con problemas genéticos debido a la alta tasa de endogamia, o a una mayor tasa de mortalidad de individuos que deben dispersarse de sus grupos natales a través de una matriz de potreros donde son más vulnerables a la depredación o a la captura para tráfico ilegal.

Uno de los mayores retos en el mediano y largo plazo para las poblaciones de monos araña expuesto a hábitats fragmentados es el de afrontar una depresión genética causada por la endogamia. Este estudio muestra algunos resultados contradictorios con relación a esta potencial amenaza a la viabilidad de las poblaciones de monos araña café. Por un lado, aunque el ecosistema está altamente fragmentado, se observó la posible migración de las

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

hembras al llegar a su edad reproductiva siguiendo un patrón similar de dispersión por hembras reportado para el género *Ateles* (Shimooka et al. 2008, Di Fiore et al. 2009). Así mismo, el hecho de tener una población que frecuentemente incurre en desplazamiento y colonización de nuevas áreas podría, al menos potencialmente, dar pie a la “mezcla” de individuos en diferentes fragmentos. Sin embargo, el fraccionamiento de los grupos observado en San Juan sugiere que existe una alta probabilidad que grupos de individuos emparentados queden aislados en fragmentos y los problemas asociados a la consanguinidad sean mayores. Por ejemplo, en SJ1 el grupo se fraccionó en tres subgrupos a lo largo de 2013. El grupo que colonizo el F5 estaba compuesto por 3 machos, dos hembras con cría y una hembra juvenil. Dado que uno de los machos y una cría hembra murieron en los meses de emigración, el “grupo” quedó conformado por dos machos, dos hembras y una cría macho. En este grupo uno de los machos adultos es hijo de una hembra adulta que además tiene la cría macho, de tal manera que en un par de años dos de los tres machos potenciales para la reproducción de esta hembra son sus propios hijos. El segundo subgrupo que se formó tiene el mismo problema ya que estaba compuesto por un macho, dos hembras con cría y una hembra juvenil. El macho adulto también es hijo de una de las hembras adultas quien tiene otra cría macho y la otra hembra tiene a su juvenil (hembra) aun con ella. Finalmente, las dos hembras que quedaron en el fragmento y que posteriormente se pasaron a F3 donde habitaba el macho solitario también son mamá e hija. En conclusión, los cambios demográficos asociados a la fluida dinámica de colonización de nuevos fragmentos tienen un altísimo potencial de incrementar los procesos endogámicos en la población de San Juan del Carare.

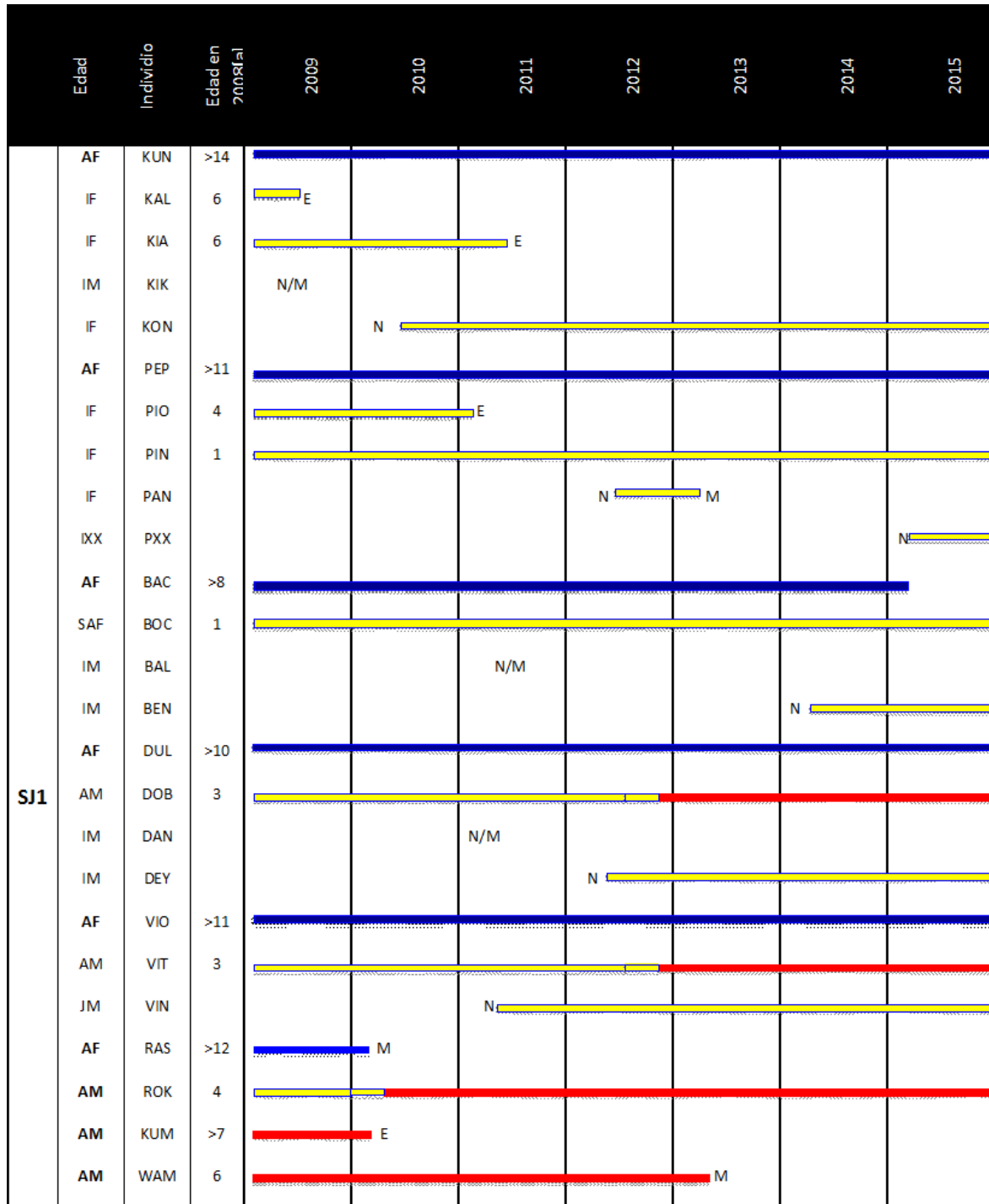
Aunque no existe una amplia información sobre los efectos de la endogamia y depresión genética sobre las poblaciones de primates, existen algunos estudios que han mostrado tales efectos. Por ejemplo, el famoso gorila albino del Zoológico de Barcelona, mejor conocido como “Copito de Nieve” obtuvo su condición de albinismo por un proceso relacionado con el cruce entre dos individuos cercanamente relacionados en su hábitat natural en Guinea Ecuatorial (Prado-Martinez et al. 2013). En la población de *Ateles hybridus* en San Juan de Carare hay dos individuos que también tienen una anomalía en la pigmentación de su piel, en este caso leucismo, el cual podría estar asociado a los efectos de la endogamia sobre las poblaciones de primates silvestres.

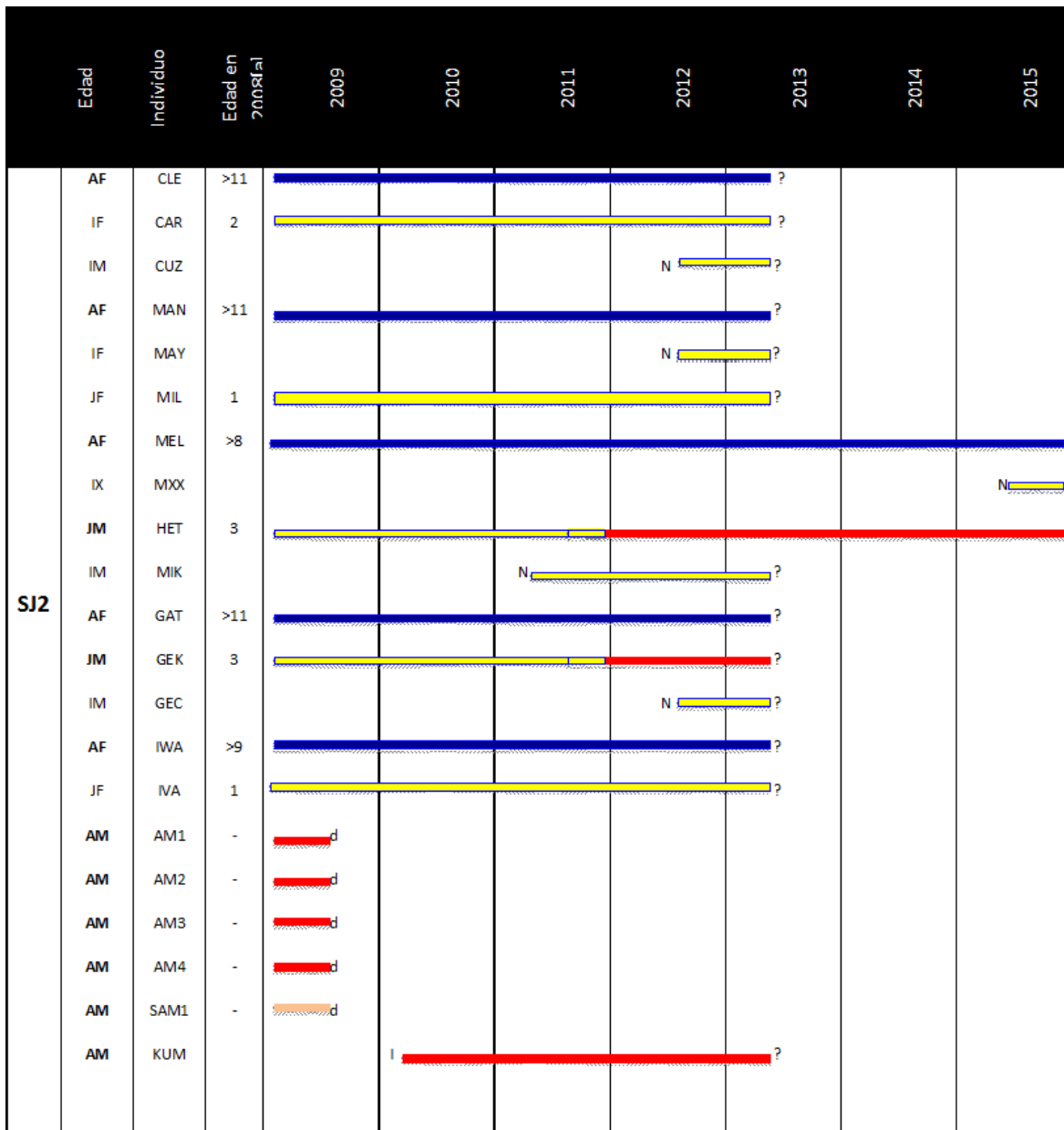
En conclusión, el estudio a largo plazo sobre la población de monos araña café en San Juan de Carare aporta evidencia adicional sobre la alta vulnerabilidad de las poblaciones de estos primates al estar expuesto a intervenciones antropogénicas de su hábitat y en especial a la fragmentación de su hábitat que aísla a las poblaciones de estos primates en fragmentos de bosque y que evita el flujo genético entre estos grupos aislados o aumenta el riesgo al que se exponen estos primates al verse obligados a cruzar a través de una matriz de pastizales, rastrojo o incluso a través de ríos para colonizar nuevos fragmentos de bosque.

# Dinámica demográfica de los monos araña café

**Tabla 1. Composición y reconstrucción demográfica en el tiempo para los dos grupos de estudio. E= emigración; I=inmigración; N= nacimiento; M= Muerte, D= desaparición.**

\*Edad de los individuos hace referencia a la edad de cada individuo en Dic-15 ó último avistamiento registrado. \*\* Azul: AF; Amarillo: IM/F ; Amarillo y rojo: Intervalo de tiempo en donde un individuo alcanza a la adultez; Rojo: AM





SJ2

# Dinámica demográfica de los monos araña café

Figura 1. Mapa de Colombia y de la ubicación geográfica de la zona de estudio en la Hacienda San Juan de Carare.

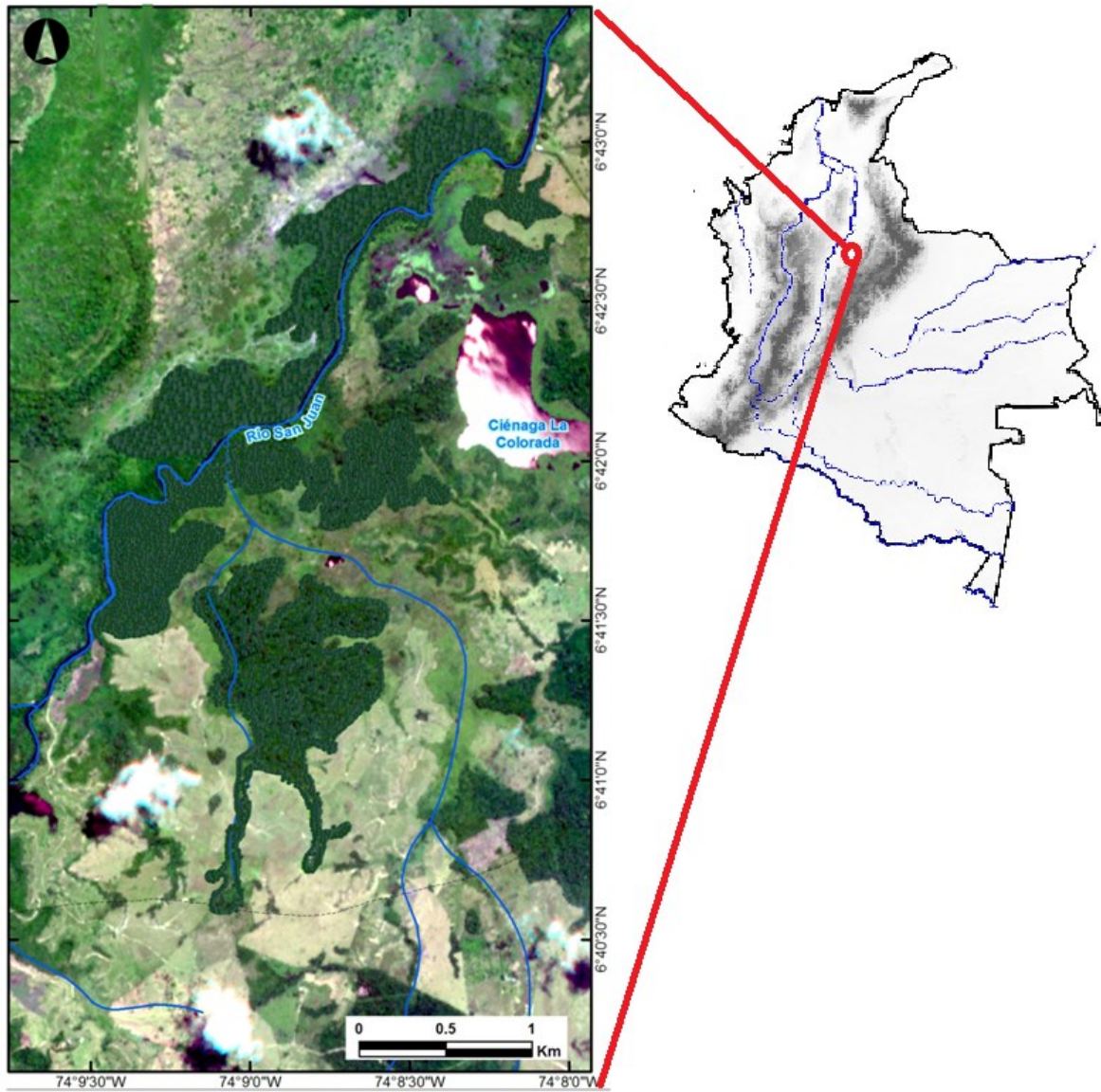


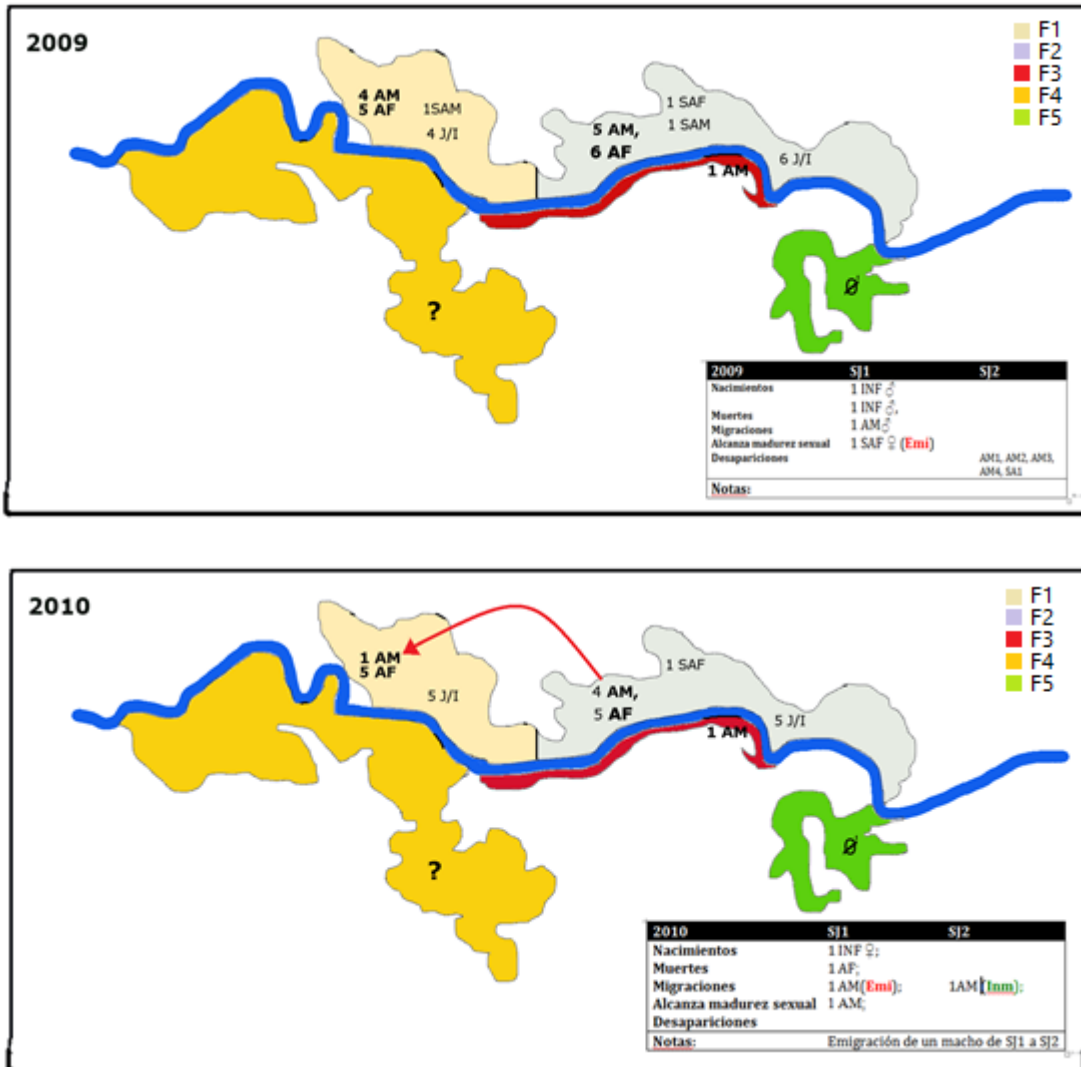
Figura 2. Identificación individual de *Ateles hybridus* a partir de caracteres faciales. En la foto se evidencia la forma diferente del parche frontal, la presencia de marcas en la piel (ej., cejas), entre otros.

A) Bachue, B) Violeta, C) Gekire y D) Maya.



# Dinámica demográfica de los monos araña café

Figura 3



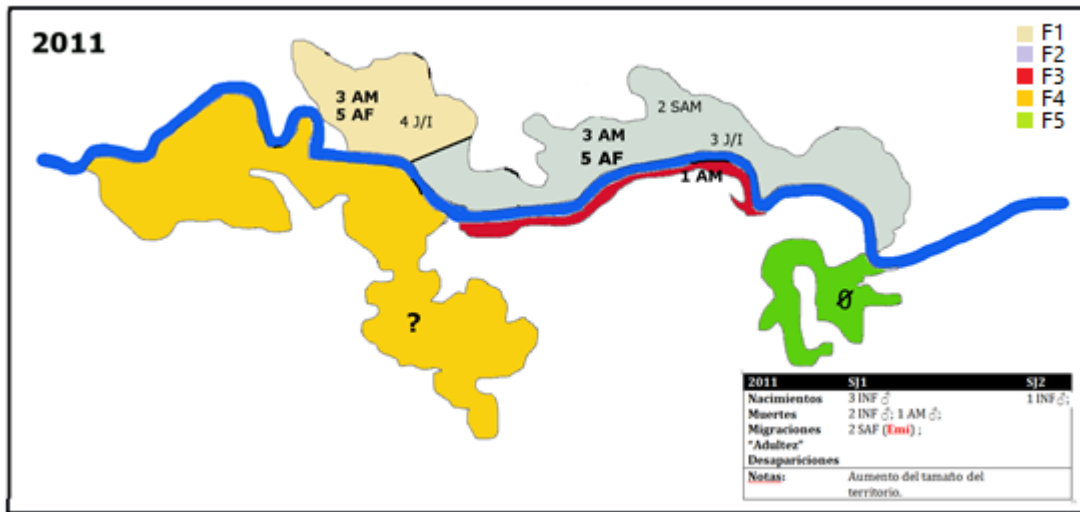
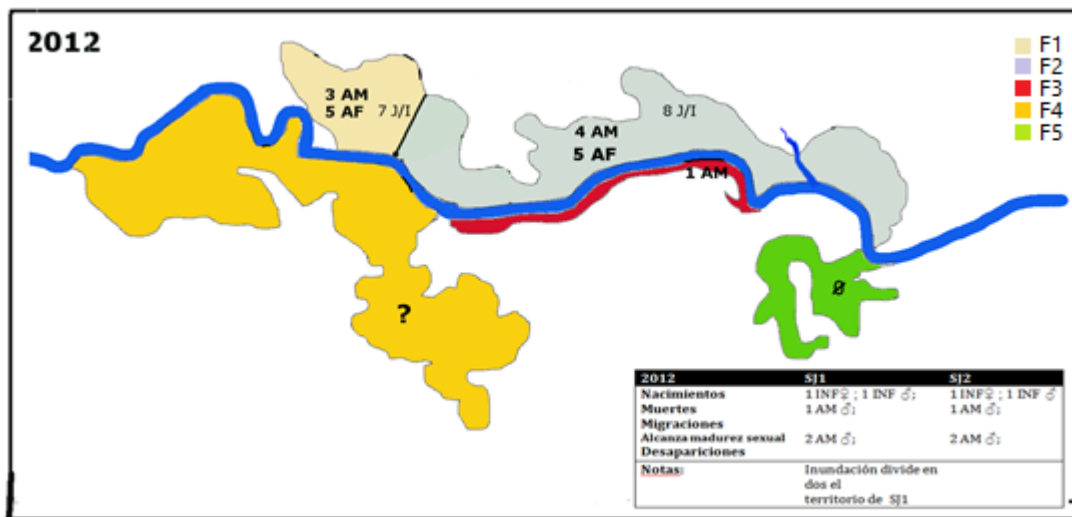


Figura 3 (cont.)



# Dinámica demográfica de los monos araña café

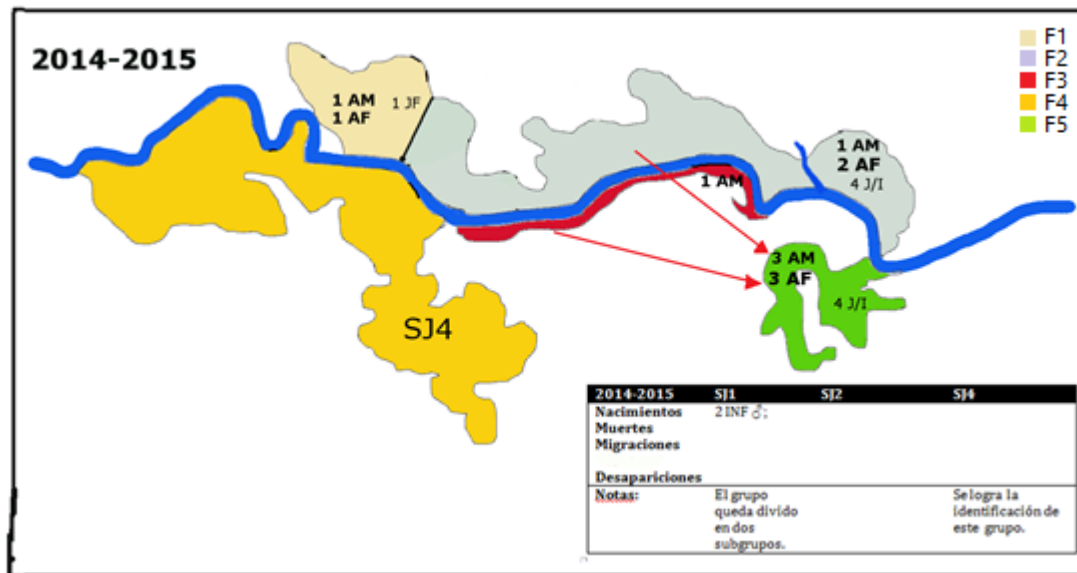
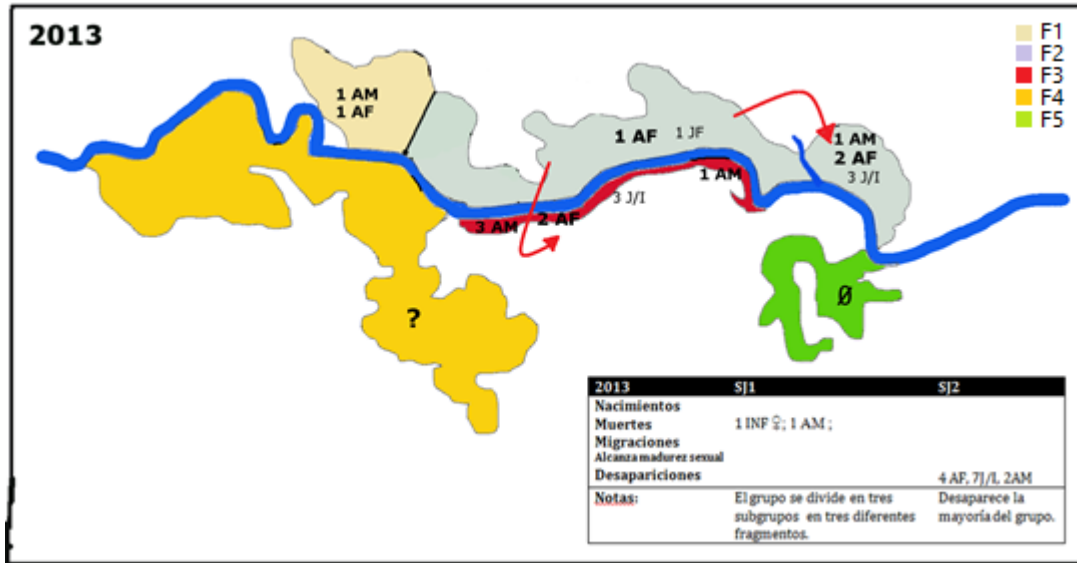


Figura 4. Monos araña café cruzando a través de potreros y usando el suelo para alcanzar fragmentos de bosque habitable en San Juan de Carare. En la Foto, Violeta una hembra adulta con Vino su hijo macho cruzando entre dos fragmentos de bosque.





## Capítulo 5

Este capítulo reproduce el artículo: **de Luna AG**, Link A, Montes A, Alfonso F, Mendieta L, Di Fiore A. 2017 Increased folivory in brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) living in a fragmented forest in Colombia *Endangered Species Research*, 32, 123-134.

### Increased folivory in brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) living in a fragmented forest in Colombia

#### *Abstract*

Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) are one of the most threatened primates in the Neotropics. Most of the remaining populations of this species either already live in forest fragments or live in areas that face imminent anthropogenic disturbance. Understanding how these animals cope with the challenge of living in small fragments while, at the same time, being a large, frugivorous mammal is crucial to design conservation and management strategies. We studied the diet of wild *A. hybridus* and measured forest productivity in a small fragment of ~65 ha in size found in the Magdalena Region of northern Colombia over a period of 26 months. Spider monkeys at this site spent far less time feeding on fruits than reported in previous studies on *Ateles* living in other, less fragmented sites. Moreover, in every month we registered high consumption of leaves (on average 37% of their feeding time) as well as the consistent inclusion of decayed wood in the diet. Trees from the genus *Ficus* can be considered staple feeding items, as they were present in high proportions in the diet of brown spider monkeys throughout the study. Although wild populations of spider monkeys can have flexible diets that include large proportions of leaves through long periods of time, they may be also exposed to a suboptimal diet which may have negative implications on their reproduction and wellbeing in the long run, and thus, further compromise the viability of wild populations living in intervened habitats.

Key words: Behavioral flexibility; *Ficus*; habitat fragmentation; leaf consumption

# Dinámica demográfica de los monos araña café

---

## *Introduction*

Habitat loss and fragmentation are globally pervasive processes that have increased during the last decades in the remaining tropical forests of the world (Achard et al. 2002, Fahrig 2003). For example, in Latin America and the Caribbean, Aide et al. (2013) estimated that deforestation during the decade between 2001 and 2010 resulted in the conversion of > 540,000 km<sup>2</sup> of tropical woody vegetation into agricultural fields and pastures. Although other large areas also began natural recovery processes during this time window (Aide et al. 2013), they may be decades away from attaining the structure, composition and functionality of original habitats and ecosystems.

For New World primates, fragmentation poses a major threat to wild populations given their almost strictly arboreal habits (Rosenberger & Strier 1989). Habitat degradation and fragmentation have direct effects on the viability of primate populations via the reduction of potential habitat (Link, de Luna, Alfonso, Giraldo-Beltran, & Ramirez 2010, Arroyo-Rodríguez et al. 2013, Chapman et al. 2013) and the limitation of gene flow between isolated populations (Templeton et al. 1990, Ganzhorn et al. 2015, Mbora & McPeck 2015). At the same time, habitat degradation and fragmentation also influence the behavior and ecology of primates (see Marsh et al. 2013 and refs therein). Amongst Neotropical rainforest vertebrates, spider monkeys (genus *Ateles*) are one of the most threatened taxa (IUCN 2015) and one of the first to go locally extinct in fragmented landscapes (Michalski & Peres 2005). Their long reproductive cycles, in which females begin reproducing at the age of 7 to 9 years and have a single offspring every three years, makes them vulnerable to drivers of population decline such as habitat loss (Link et al. 2013), hunting (Franzen

2006), and disease (Holzmann et al. 2010). Also, given their large body size (ca. 8 – 10 kg) and their reliance on ripe fleshy fruits in their diets, spider monkeys generally require large territories in order to fulfill their energetic needs (Di Fiore et al. 2008). Nonetheless, spider monkeys are able to cope with seasonal variation in fruit availability by adjusting foraging subgroup size (thereby reducing direct competition for feeding resources) and/or by adjusting diets to include a larger proportion of other complementary and more readily available items, such as young leaves (Di Fiore et al. 2008).

Species with flexible grouping patterns such as spider monkeys and chimpanzees (Symington 1990), can balance the costs and benefits of group living by adjusting their foraging subgroup size to the immediate social and ecological conditions (Lehmann & Boesch 2004, Aureli et al. 2008). Spider monkeys show a high degree of fission fusion dynamics in which stable social groups (of 15 to 55 individuals) frequently break apart into smaller subgroups which vary in size and composition (Symington 1990). Given their frugivorous diet and large body size, fission-fusion association patterns in spider monkeys might allow individuals to reduce intra-group feeding competition by ranging in smaller subgroups during periods of fruit scarcity (Steenbeek et al. 1999, Shimooka 2003, Asensio et al. 2008, 2009). For example, at Tinigua Park, in Colombia, spider monkeys ranged, on average, in larger subgroups during the period of fruit abundance than during the period of fruit scarcity, while individuals were more often solitary during low fruit periods (Shimooka 2003).

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

An alternative and nonexclusive strategy used by spider monkeys for coping with periods of fruit scarcity is by increasing the intake of leaves and other supplementary feeding items during periods of fruit shortage (Castellanos & Chanin 1996, Felton et al. 2008). Spider monkeys are considered ripe fruit ‘specialists’ because in most studies across their geographical distribution they mainly feed on a wide variety of ripe, fleshy fruits, which generally constitute more than 75% to 90% of their yearly diet (Di Fiore et al. 2008, González-Zamora et al. 2009). Several studies on spider monkeys have found a positive relationship between habitat-wide fruit availability and fruit consumption (Klein & Klein 1977, Symington 1987, Chapman 1990, Chapman et al. 1995, Stevenson et al. 2000). Nonetheless, spider monkeys that live in areas with contrasting rainfall seasons and marked differences in fruit availability across the year can temporarily adjust their diet to rely more heavily on young leaves and other items (Chapman 1987, Symington 1987, Castellanos & Chanin 1996, Stevenson et al. 2000, González-Zamora et al. 2009, Chaves, Stoner, & Arroyo-Rodríguez 2011). Finally, spider monkeys complement their frugivorous diet with leaves, flowers, unripe fruit, other plant parts, decayed wood (Klein & Klein 1977, Suarez 2006, Di Fiore et al. 2008) clay from mineral licks (Izawa 1993, Link, de Luna, et al. 2011), and, occasionally, with insects (Link 2003).

Habitat fragmentation may have direct and indirect effects on habitat-wide productivity and on the availability of ripe fleshy fruits as smaller fragments are generally associated with modified vegetation structure and composition (Hill & Curran 2003). Small fragments are often lacking in large fruiting trees and have less diverse tree communities, thus reducing their overall fruit productivity and potentially increasing the durations of fruit

scarcity periods (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006). Under these conditions, spider monkeys must rely on more readily available items (e.g., leaves), or on keystone plant species (e.g., *Ficus spp.*) during periods of habitat-wide fruit scarcity (Felton et al. 2008).

To date, most studies on the feeding ecology of spider monkeys have been conducted in forests with little or no human intervention. However, recent studies aiming to compare the diets of spider monkeys in fragmented areas and continuous areas have documented that, in a similar way to the dietary response to periods of fruit scarcity, spider monkeys tend to include a larger proportion of leaves in their diet when they are constrained into small forest fragments (González-Zamora et al. 2009). Nonetheless, there is still little information on how spider monkey may cope with habitat fragmentation and its long term implications on the persistence of their wild populations.

Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) are one of the most endangered primates in the Neotropics (Mittermeier et al. 2009), and only a single previous study has focused on describing the feeding behavior of these endangered primates (Link et al. 2012). At Serranía de Las Quinchas, an inter-Andean forest site in northern Colombia, brown spider monkeys almost exclusively feed from ripe fleshy fruits all year-round (Link et al. 2012) and only complemented their diet with leaves and other items for approximately 6% of their time spent feeding. Spider monkeys at Las Quinchas frequently visit mineral licks in a similar pattern to the behavior of spider monkeys in western Amazonia (Izawa 1993, Link et al. 2011a, Link et al. 2011b) to obtain complementary nutrients or minerals not readily

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

available on their diets or to mitigate the effects of secondary metabolites contained in leaves and other vegetative parts of plants (Krishnamani & Mahaney 2000).

Here, we describe the diet of two groups of brown spider monkeys living in a small forest fragment in the inter-Andean Rio Magdalena valley in northern Colombia. We provide evidence on how critically endangered brown spider monkeys are able to cope with the challenges of forest fragmentation and living at high population densities (see Link et al. 2010 for details), and we assess the importance of the availability of fleshy fruits on dietary composition. This study builds on the broad literature on the diets of spider monkeys by documenting the diet of a population of brown spider monkeys in a heavily fragmented area where the monkeys have also been the subject of long-term, longitudinal study.

### *Methods*

#### *Study area*

The study site consists of a small fragment of approximately 65 hectares of seasonally flooded, lowland forest (90 m.a.s.l.) that runs along the San Juan River and within the floodplains of the Magdalena River in the province of Santander, Colombia (6° 42' 58.2" N, 74° 08' 02.7" W). The site is located within Hacienda San Juan del Carare (hereafter San Juan), a private cattle ranch made up of a mosaic of pastures, wetlands, and small patches of forest. The site experiences an average annual rainfall of 3458 mm. The site has an annual bimodal rainfall cycle, with rainy seasons between March and May and between September and November and drier seasons between December and February and between June and August. During peak rainy periods, the entire study site floods for periods that range between a few days and several weeks. The study fragment is covered by ~9 km of

mapped and georeferenced trails and contains over 2000 marked and mapped trees in which spider monkeys have been recorded feeding throughout the study.

### *Study subjects and field methods*

This study was conducted on two neighboring groups of brown spider monkeys living the study fragment. Most of the data was collected on a single study group, SJ-1, which over the course of the study contained 2 to 4 adult males and 5 to 6 adult females and their dependent offspring. The second study group comprised a single adult male and five adult females and their dependent offspring at the time of the study.

We conducted dawn-to-dusk behavioral follows and collected systematic data on the feeding behavior of animals from the two study groups for approximately three years, from July 2009 through March 2012. Data collection was not continuous throughout the study period given the intense rainy seasons of 2010 and 2011, which prevented us from collecting data during certain months when flooding made portions of the study fragment inaccessible. We used focal animal sampling (Altmann 1974), attempting to follow a single focal animal for the entire day and balancing focal animal follows in order to have similar sampling for all adults and subadults in the two groups.

During behavioral follows, we collected instantaneous point samples of the behavior of our focal subject at 5 min intervals, based on a comprehensive behavioral protocol and ethogram developed during our long term research on spider monkeys in Colombia and Ecuador (Di Fiore and Link, unpublished data). Data on the activity patterns of spider

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

monkeys were extracted from these five minute point samples in which we recorded one out of five general activities for the focal individual: [1] Feeding, [2] Moving, [3] Resting, [4] Social Activities, and [5] Other non-social activities.

In order to quantify the diet of brown spider monkeys at San Juan, we recorded continuous records on all feeding events from our focal animal by recording the starting and ending time of each feeding bout (and thus its duration), the species or morphospecies consumed, and the item eaten (e.g., fruits, young leaves, etc.). In addition, for all major feeding sources (those used by the focal animal for > 5 min) we tagged them with a unique ID number, and we recorded its diameter at breast height (DBH) and its spatial location. Locations were recorded by measuring the distance and angle of the tree from one of the roughly 2500 reference points within the study fragment that had been previously mapped and georeferenced using a handheld GPS with a high sensitivity antenna. We collected botanical vouchers for all trees and lianas included in the diet of brown spider monkeys and identified them either at the Herbarium at Universidad de Los Andes Natural History Museum or at the Dendrology Laboratory at Universidad del Tolima.

### *Forest productivity*

We estimated habitat-wide fruit availability within the study fragment by conducting regular phenological surveys and estimating the productivity of ripe fleshy fruits (the main feeding item in spider monkeys diet: Di Fiore et al. 2008), following the methods developed by Stevenson (2002). Every two weeks we sampled eight transects covering roughly 6500 linear meters and recorded phenological information for all trees and lianas

whose crowns fell within 1 m of the transect line and that were bearing ripe fruits during the particular monitoring cycle. Thus, transects were walked slowly, and fruiting trees and lianas were detected directly by examining the overlying crown or by indirect cues of fruits and flowers in the forest floor. For each fruiting tree, we recorded its diameter at breast height (DBH), its perpendicular distance to the transect, and its spatial location along the transect. Each tree was also tagged with a unique identification number. In order to estimate the effective sampling area covered in our surveys, we averaged the perpendicular distance of all fruiting trees from the transect and used this average distance as half the transect width (as it is considered at both sides of the transect), which multiplied by the total distance covered for each phenological sampling gave us the total estimated sampling area (see Stevenson 2002 for details).

This research project has been conducted under the institutional guidelines from Universidad de Los Andes and the approval of Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, and complies with the ethical standards for the study of endangered primates in their natural habitats,

### *Data analyses*

We quantified the time spent feeding by spider monkeys throughout the study as the proportion of 5-min point samples in which we recorded the focal animal feeding, over the total number of point samples in the study. Then, based on the continuous feeding records from our focal animal samples, we calculated the proportion of time brown spider monkeys spent feeding on the different feeding items and on the different species of trees and lianas

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

throughout the study. We partitioned these data by months in order to evaluate the variability in brown spider monkey's feeding strategies across the study period and to evaluate the effect of fruit availability on their diet. We compared the diets of the two study groups and compared the diets of males versus females using Mann-Whitney U tests.

We used the “preference index” proposed by Krebs (1989) and used by Felton et al. (2008) in order to evaluate which trees and lianas were preferred by brown spider monkeys. The index is calculated as:

$$E_i = (r_i - n_i) / (r_i + n_i)$$

Where  $r_i$  is the percentage of species  $i$  in the diet and  $n_i$  is the relative abundance of species  $i$  in the area, which we calculated as the basal area of species  $i$  per hectare (Krebs 1989). The preference index values can range between -1 (for avoided trees or lianas) and +1 (for highly preferred trees or lianas). Data on forest structure and diversity were taken from botanical work done at San Juan (Villanueva 2008).

In order to estimate biweekly habitat-wide productivity, we used two variables as proxies of fruit availability within the study fragment: [1] the number of fruiting trees and lianas in phenological transects during each period, and [2] the basal area of all fruiting trees and lianas in the transect. Given that the fruiting periods of most tropical trees and lianas may fall on two or more biweekly periods, we divided the contribution of each fruiting tree along its fruiting period by assigning a coefficient derived from Pascal triangles (see Stevenson 2002) to each fruiting period and then multiplying this coefficient by its basal area. Thus, a tree fruiting for 3 consecutive periods would have its basal area (as an index

of its productivity) assigned 0.25, 0.50 and 0.25 to each of the three fruiting periods, respectively. Finally, we used a Spearman's correlation test in order to evaluate the relationship between fruit availability and the proportion of fruits in the diet of brown spider monkeys.

### *Results*

Overall, we completed 2052 hours of focal animal sampling on our two study groups (SJ-1 = 1890 hours and SJ-2 = 162 hours). Spider monkeys spent most of their time resting ( $45.2\% \pm 6.2\%$   $N = 20$  individuals), and invested almost a quarter of their time feeding ( $25.9\% \pm 2.8\%$ ) and moving ( $23.8\% \pm 3.5\%$ ), while devoting only a small proportion of time to social behavior ( $4.4\% \pm 4.0\%$ ) and other non-social activities ( $0.6\% \pm 0.6\%$ ). We recorded 4818 feeding bouts in which brown spider monkeys invested a total of 29,651 minutes (494.2 hours) feeding, which accounted for 24% of the total sampling time. The average proportion of time spent feeding by the 14 adult individuals in our main study group was  $24.8\% \pm 3.7\%$  (range 17.9% - 30.7%) based on 5-min point samples.

At San Juan de Carare, the diet of brown spider monkeys included items such as ripe fruits, young leaves, flowers, decayed wood, soil from termite nests, and water, amongst others. Although ripe fruits were the most intensively used item, the monkeys spent only 54.1% of their feeding time on ripe fruits. Young leaves accounted for 37.2% of their feeding time, while flowers from a few species ( $N = 8$ ) and decayed wood comprised 3.9% and 3.2% of their feeding time, respectively. Only 1.6% of their feeding time was spent on items that were not identified (Fig. 1).

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

### *Temporal variation in diet of brown spider monkeys*

Even though behavioral follows had to be interrupted during several months of the study due to floods in the study area, we were able to record the diet of brown spider monkeys at San Juan during a total of 26 months over a period of three years. Although the temporal variation in the diet of brown spider monkeys at San Juan is not as marked as that of other populations of wild spider monkeys (Chapman et al. 1995, Di Fiore et al. 2008), the consumption of fruits reached monthly levels comparable to other *Ateles* populations (up to 74% of the monthly diet). Nonetheless, the proportion of fruits consumed in some months was sometimes quite low, as little as only 34% of their feeding time (Fig. 2). Brown spider monkeys at San Juan ate decayed wood from dead-standing trees during almost all months of the study. Decayed wood represented 3.1% of their overall diet, although in some months it reached as much as 12% of their feeding time (Fig. 2). Flowers were also part of brown spider monkey's diet on 23 out of the 26 months sampled.

### *Group, sex and Individual variation in diet*

Although sampling was not even between study groups, we did not find any differences in the time individuals from each of the study groups spent feeding on different items (flowers: Mann Whitney  $U=183$   $p=0.67$ ; fruits: Mann Whitney  $U=3104$   $p=0.35$ ; leaves: Mann Whitney  $U=3121$   $p=0.46$ ; wood: Mann Whitney  $U=236$   $p=0.92$ ). Also, we did not find differences between the sexes in the proportion of time feeding spent on any particular item (flowers: Mann Whitney  $U=414$   $p=0.19$ ; fruits: Mann Whitney  $U=9494$   $p=0.58$ ; leaves: Mann Whitney  $U=9573$   $p=0.44$ ; wood: Mann Whitney  $U=610$   $p=0.58$ ). In both

study groups, ripe fruits were the most common item included in the diet (54% by group SJ-1 and 59% by group SJ-2). Leaves also composed a major feeding item in both study groups reaching 38% and 32% of the feeding time of SJ-1 and SJ-2, respectively.

### *Dietary diversity.*

The diet of brown spider monkeys at San Juan included at least 55 plant species from 47 different genera and 27 plant families (Table 1). We were unable to identify the plant species consumed for a large percentage of brown spider monkey's feeding events, corresponding to 23% of feeding time; these were mainly from short feeding bouts (< 1 min) where the animals fed on young leaves from canopy lianas. The most important family in the diet was Moraceae, comprising 34.4% of the monkeys' total feeding time and including at least three of the most important species in their diet (see below). Other key families in the diet of brown spider monkey's at San Juan included Malvaceae (11.7%), Fabaceae (4.7%), Polygonaceae (4.1%), and Annonaceae (4.1%). Out of the 27 plant families included in the diet, only 12 individually accounted for >1% of the total feeding time (Table 1).

In a similar pattern to that described in other studies on spider monkeys, only a handful of species individually contributed a large proportion of their diet. The five most intensively consumed species accounted for almost half of the diet (46%). Three figs (*Ficus dendrocyda*, *Ficus insipida*, and *Ficus sp.* (not identified to species level)) were amongst the most consumed species, contributing to 11.9%, 11.8% and 7.5% of the total feeding

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

time, respectively. Other important species included *Guazuma ulmifolia* (10.2% of feeding time) and *Coccoloba lehmannii* (4.1%) (Fig. 3).

Brown spider monkeys fed on fig trees during all 26 months of the study, and figs accounted for 31.8% of their time spent feeding. During seventeen months figs accounted for at least 25% of the monthly diet (Fig. 4), and in four months figs comprised more than half of brown spider monkeys' feeding time. Interestingly, the monkeys fed not only on ripe and unripe fruits of *Ficus*, but also included a high percentage of leaves during their time feeding on fig trees.

### *Habitat wide fruit availability*

During the study period, we recorded a total of 2913 individual trees and lianas from 60 different species that produced ripe fleshy fruits and whose crowns were on top of the phenological transect. Given that average distance of all fruiting trees to the center of the phenological transect was 4.4 m, we estimated our sampling area as 28,380 m<sup>2</sup> or 2.84 ha. The average fruiting tree density per monitoring period was 30.9 trees/ha and the average total basal area of trees bearing fruits on each monitoring period was 8,576,330 cm<sup>2</sup> (Table 2). Across 36 monitoring periods, these two variables used to estimate habitat-wide productivity were highly correlated ( $r = 0.499$ ,  $p = 0.002$ ).

Finally, we did not find a significant relationship between ripe fruit availability and the proportion of ripe fruits included in brown spider monkey's diet. When we used the number of fruiting trees per monitoring period as a proxy of fruit availability, we found that there

was no relationship between productivity and fruit consumption ( $r = 0.071$   $p = 0.77$   $N = 20$ ) (Fig. 2). When we used the basal area of fruiting trees as a proxy of habitat wide fruit availability, contrary to our expectations, we found a negative relationship but nonsignificant relationship between fruit availability and the proportion of the diet made up of ripe fruits ( $r_s = -0.403$   $p = 0.08$   $N = 20$ ) (Fig. 2).

### *Discussion*

Brown spider monkeys living in the seasonally flooded forest of San Juan have one of the most folivorous diets and least diverse reported for *Ateles*. Contrary to an earlier study on the diet of *A. hybridus* in another inter-Andean forest at Serranía de Las Quinchas, approximately 75 kms away (Link et al. 2012), brown spider monkeys at San Juan heavily relied on young leaves year-round and, in fact, leaves comprised approximately 37% of their annual diet, and the animals spent as much as 74% of their time feeding on leaves in some months. Also, contrary to the results found by Chaves et al. (2012) on the dietary differences between Central American spider monkeys in which spider monkeys living in smaller fragments tended to diversify their overall diet, the diet of brown spider monkeys at San Juan was less diverse than that of populations living in the less intervened forests of Las Quinchas (55 spp. vs 123 spp.). The lower diversity in the diet of spider monkeys at San Juan may be due to the fact that they inhabit a seasonally flooded forest with overall lower species richness (72.5 species/hectare  $N = 2$ ) than terra firme forests (160.5 species/hectare  $N = 4$ ) at las Quinchas (Stevenson et al. 2011). Overall, the diet of spider

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

monkeys at San Juan was less diverse than that found in most other long term studies of wild spider monkeys (Table 3).

The dietary diversity of brown spider monkeys at San Juan might be underestimated due to the fact that a large proportion of feeding bouts, took place on lianas and epiphytes that we were unable to identify. For spider monkeys, a folivorous diet might increase the amount and diversity of toxins and secondary metabolites consumed, which could have both direct and indirect influences on their nutrition and health. It may be significant, then, that in most long-term studies spider monkeys are reported to feed on clay from mineral licks (Izawa 1993, Link et al. 2011a, Link et al. 2011b), which is suggested to be one means by which spider monkeys cope with the effects of secondary metabolites. Spider monkeys at San Juan and elsewhere also are reported to feed on decayed wood from dead standing trees (Suarez 2006, Di Fiore et al. 2008, Chaves et al. 2012), which may allow them access to additional minerals not otherwise available in their diet (Krishnamani & Mahaney 2000, Ferrari et al. 2008).

In a similar pattern to that reported in most studies on *Ateles*, figs were an extremely important item in the diet of brown spider monkeys. *Ficus* constituted the single most important genus of plant consumed by brown spider monkeys, averaging 24.1% of their diet across months and reaching up to 68.1% of the monthly time devoted to feeding (Fig. 4). At La Chonta in lowland Bolivia, spider monkeys also heavily relied on figs in their diet, leading Felton et al. (2008) to propose that figs were staple food items as they were available almost all year round and monkeys fed on them even during periods of fruit

abundance. Based on the results of our study, figs at San Juan can also be considered staple feeding items, as they were present in the diet of brown spider monkeys all throughout the study. At San Juan, spider monkeys fed on both ripe and unripe fig fruits (also see Felton et al. 2008), and they also heavily relied on young leaves from *Ficus dendrocida* and *Ficus insipida* year round.

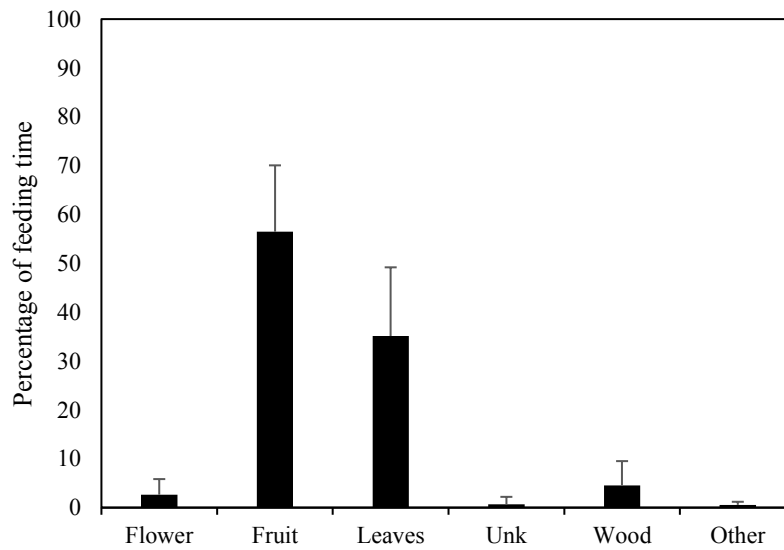
Although at other sites spider monkeys have been seen to include a large proportion of leaves during periods of fruit scarcity (Symington 1987, Chapman & Chapman 1990, Wallace 2005) and when living in intervened and fragmented habitats (González-Zamora et al. 2009, Chaves et al. 2012), there is scant information on the potential effects on of extensive leaf consumption on their reproduction and health. This is particularly relevant given the fact that at San Juan spider monkeys do not invest larger portions of their time to resting and processing the large quantity of leaves in their diet. The digestive system of spider monkeys seems best suited for feeding on fleshy ripe fruits – they have very short gut passage times of (circa 4.5 h: (Link & Di Fiore 2006)) – and they also generally feed on leaves prior to long resting bouts, where their metabolism is lower and there may be more time for leaves to be efficiently processed in their digestive system (Chapman 1995). Thus, spider monkeys may be physiologically restricted as to the amount of leaves they can include on their diet. In fact, Wallace (2005) found that during periods when spider monkeys most heavily relied on leaves, their body condition seemed to deteriorate. Given that habitat fragmentation is pervasive across the areas within the historical distribution of spider monkeys (see Link et al. 2013), there is an urgent need to better understand the effect of fragmentation and habitat degradation not only on spider monkeys' feeding ecology but

## Dinámica demográfica de los monos araña café

---

also on their long term population dynamics. Under the suboptimal conditions of a low quality diet in fragmented landscapes, spider monkeys may develop more slowly or experience longer inter-birth intervals. Also, spider monkeys may face increased stress levels, higher parasitic loads (Rimbach et al. 2015), and even lower survival in fragmented landscapes, which (coupled with hunting and other anthropogenic factors) may increase the risk of local extinctions.

Figure 1. Diet of brown spider monkeys in a fragmented forest in San Juan de Carare, Colombia. Bars represent the percentage of feeding time of different items (Unk: Undetermined).



# Dinámica demográfica de los monos araña café

Figure 2. Monthly proportions of items included in the diet of *A. hybridus* (bars) and estimates of habitat-wide fruit availability (line) at San Juan de Carare.

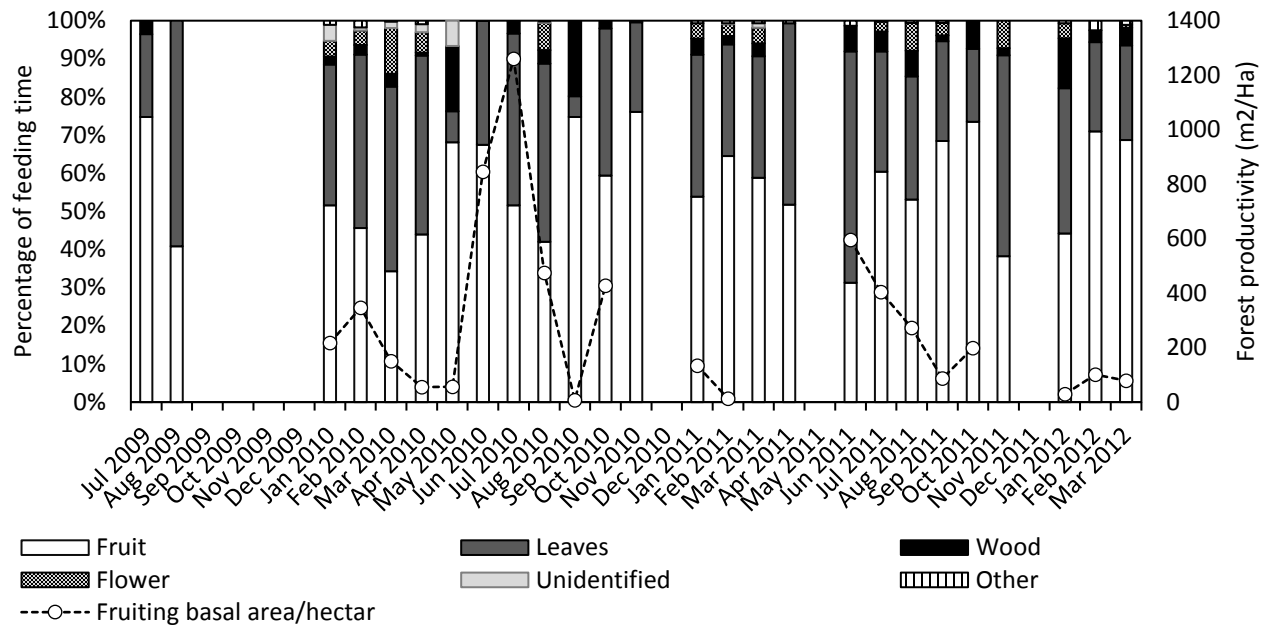
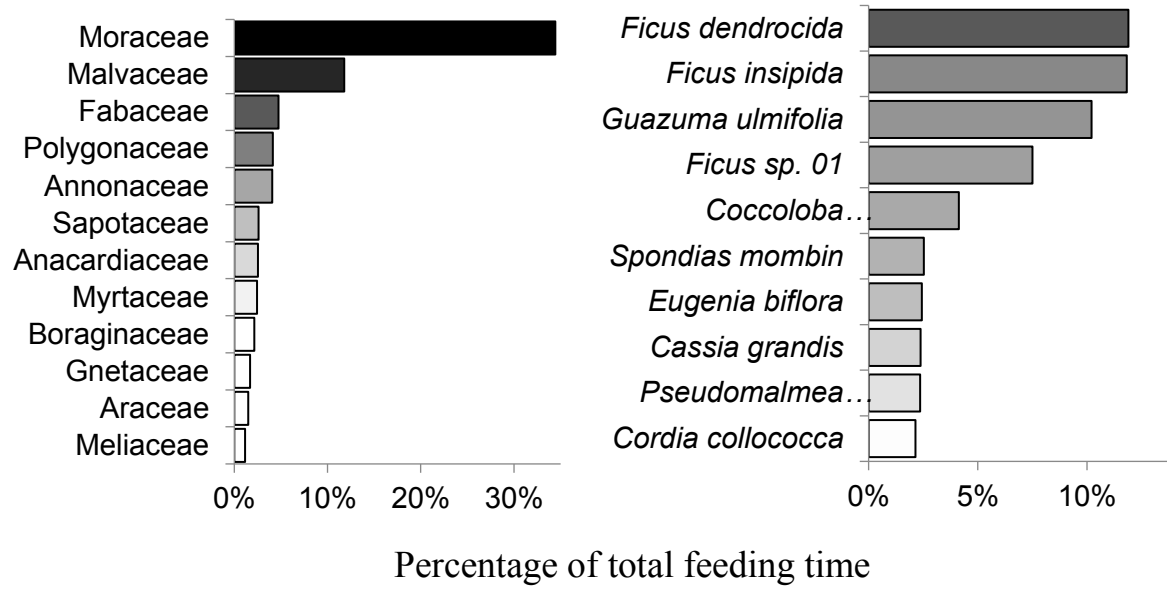


Figure 3. Percentage of the most common families and species in the diet of brown spider monkeys



# Dinámica demográfica de los monos araña café

Figure 4. Percentage of feeding time invested in eating different parts of *Ficus spp.* trees and *Ficus spp.* productivity.

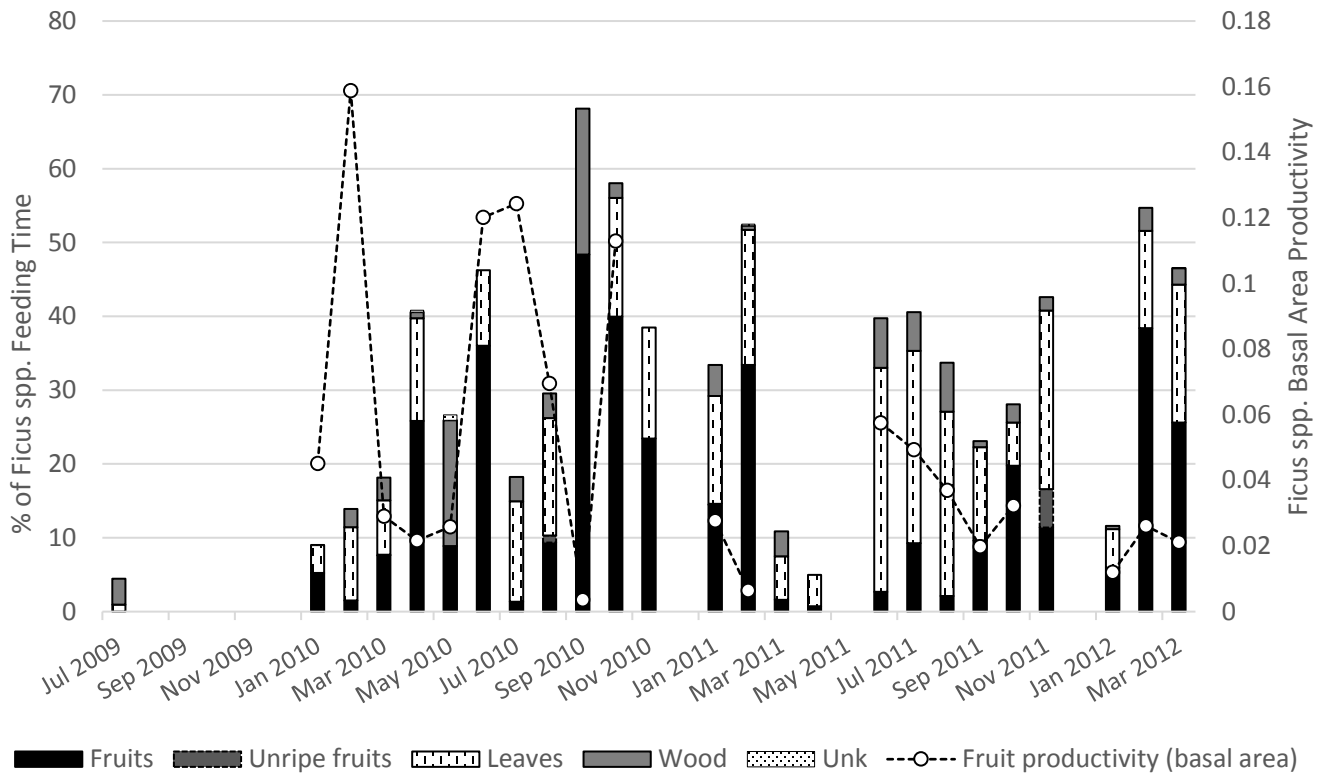


Table 1. Species consumed by *A. hybridus* in the fragment of San Juan. FR = Fruits, FL = Flowers, L = Leaves, DW =Decayed Wood.

Family	Species	Item	Feeding time (min)	Preference index
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	FR	745	-0,58
Annonaceae	<i>Duguetia colombiana</i> Maas	FR, L	123	-0,12
Annonaceae	<i>Oxandra</i> sp.	FR	9	-0,72
Annonaceae	<i>Pseudomalmea boyacana</i> (J.F.Macbr.) Chatrou	FL, FR, L	695	0,71
Annonaceae	<i>Xylopia amazonica</i> R.E. Fr.	FR	371	0,61
Araceae	<i>Anthurium</i> sp.	L	20	
Araceae	<i>Syngonium</i> sp.	L	107	
Arecaceae	<i>Bactris pilosa</i> H. Karst.	FR	18	
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	L	90	
Boraginaceae	<i>Cordia collococca</i> L.	FR	632	0,16
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	FR	44	
Chrysobalanaceae	<i>Licania platypus</i> (Hemsl.) Fritsch	FR	68	-0,87
Clusiaceae	<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	FR	7	
Clusiaceae	<i>Garcinia</i> sp.	FR	9	
Convolvulaceae	<i>Maripa panamensis</i> Hemsl.	FL, FR, L	218	
Fabaceae	<i>Cassia grandis</i> L. f.	FL, FR, L	701	0,45
Fabaceae	<i>Erythrina glauca</i> Willd.	FL, L	44	
Fabaceae	<i>Inga pezizifera</i> Benth.	FR, L	297	0,90
Fabaceae	<i>Inga punctata</i> Willd.	FR, L	3	-0,79
Fabaceae	<i>Machaerium capote</i>	FR, L	165	
Fabaceae	<i>Ormosia colombiana</i> Rudd	L	4	-0,95
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.)	L	41	-0,73
Fabaceae	<i>Zygia longifolia</i> (	L	27	-0,93
Gnetaceae	<i>Gnetum leyboldii</i> Tul.	FR	498	
Lecythidaceae	<i>Gustavia dubia</i> (Kunth) O. Berg	FR	66	0,06
Loganiaceae	<i>Strychnos panamensis</i> Seem.	FR	60	
Loganiaceae	<i>Strychnos</i> sp.	FR	62	
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	FR, L	3007	0,69
Malvaceae	<i>Luehea seemannii</i> Triana & Planch.	L	8	
Malvaceae	<i>Pseudobombax septenatum</i> (Jacq.) Dugand	L	67	0,85
Malvaceae	<i>Vasivaea podocarpa</i> Kuhlm.	FR, L	374	0,80
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	FR	340	0,63
Menispermaceae	<i>Chondodendron tomentosum</i> Ruiz & Pav.	FR	14	
Moraceae	<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.	FL, FR, L	619	0,59
Moraceae	<i>Ficus amazonica</i> (Miq.) Miq.	FR, L	109	
Moraceae	<i>Ficus crassiuscula</i> Warb. ex Standl.	FR, L	39	

# Dinámica demográfica de los monos araña café

Cont. Table 1

Family	Species	Item	Feeding time (min)	Preference index
Moraceae	<i>Ficus dendrocyda</i> Kunth	FR, L, DW	3504	
Moraceae	<i>Ficus</i> hoja lanceolada	L	28	
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	FL, FR, L, DW, OT	3482	-0,06
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	FL, FR, L, DW, OT	2210	
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	FR, L	125	
Moraceae	<i>Sorocea pubivena</i> Hemsl.	FL	38	
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	FR, L	718	0,95
Polygonaceae	<i>Coccoloba lehmannii</i> Lindau	FR, L	1217	0,81
Rubiaceae	<i>Faramea capillipes</i> Müll. Arg.	FR	4	-0,92
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	FR	176	-0,42
Salicaceae	<i>Laetia corymbulosa</i> Spruce ex Benth.	FR	9	0,11
Salicaceae	<i>Tetrathylacium johanseni</i> Standl.	FR	197	0,64
Sapindaceae	<i>Dilodendron costaricense</i> (Radlk.) A.H. Gentry & Steyerm.	FR	108	-0,02
Sapindaceae	<i>Paullinia bracteosa</i> Radlk.	FR	1	
Sapindaceae	<i>Talisia cerasina</i> (Benth.) Radlk.	FR	14	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp.	FR	169	
Sapotaceae	<i>Pouteria baehniiana</i> Monach.	FR	542	0,56
Sapotaceae	<i>Sarcaulus brasiliensis</i> (A. DC.) Eyma	FR	40	
Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i> Trécul	FR, L	230	0,88
<b>Other</b>			195	
<b>Unidentified</b>			6943	

## Capítulo 4

Table 2. Monthly forest productivity

<i>Date</i>	<i>Period</i>	<i>Distance</i>	<i># Trees</i>	<i>Sampled area (ha)</i>	<i>Density (Trees/ha)</i>	<i>Basal area (cm<sup>2</sup>)</i>
<i>dic-09</i>	<b>I</b>	6457	85	2,84	29,92	451184,32
<i>ene-10</i>	<b>I</b>	6307	91	2,77	32,79	249290,63
	<b>II</b>	6457	47	2,84	16,54	190145,32
<i>feb-10</i>	<b>I</b>	6307	48	2,77	17,29	1532602,58
	<b>II</b>	3500	7	1,54	4,54	13710,52
<i>mar-10</i>	<b>I</b>	6117	73	2,69	27,12	183667,60
	<b>II</b>	5642	62	2,48	24,97	98982,08
<i>abr-10</i>	<b>I</b>	6277	54	2,76	19,55	145694,80
	<b>II</b>	6267	63	2,75	22,84	64935,50
<i>may-10</i>	<b>I</b>	6307	36	2,77	12,97	125892,64
<i>jun-10</i>	<b>I</b>	6457	104	2,84	36,60	584775,81
<i>jul-10</i>	<b>I</b>	6457	157	2,84	55,26	605245,32
<i>ago-10</i>	<b>I</b>	6457	230	2,84	80,95	449262,43
	<b>II</b>	6457	92	2,84	32,38	227280,49
<i>sep-10</i>	<b>I</b>	3350	68	1,47	46,13	17313,35
<i>oct-10</i>	<b>I</b>	6457	82	2,84	28,86	549065,85
	<b>II</b>	6307	80	2,77	28,82	550997,80
<i>ene-11</i>	<b>I</b>	6307	76	2,77	27,38	112190,28
	<b>II</b>	6457	72	2,84	25,34	157732,15
<i>feb-11</i>	<b>I</b>	4645	19	2,04	9,29	30566,37
	<b>II</b>	4455	22	1,96	11,22	32362,18
<i>jun-11</i>	<b>I</b>	5445	131	2,39	54,67	280024,09
<i>jul-11</i>	<b>I</b>	6457	103	2,84	36,25	174523,67
	<b>II</b>	6457	131	2,84	46,10	305571,58
<i>ago-11</i>	<b>I</b>	5445	90	2,39	37,56	161785,92
	<b>II</b>	6457	105	2,84	36,95	198366,13
<i>sep-11</i>	<b>I</b>	5445	43	2,39	17,94	73715,81
	<b>II</b>	6457	105	2,84	36,95	118591,39
<i>oct-11</i>	<b>I</b>	6457	132	2,84	46,46	206450,75
	<b>II</b>	5445	105	2,39	43,82	108182,5
<i>ene-12</i>	<b>I</b>	6117	52	2,69	19,32	44290,71
	<b>II</b>	4300	27	1,89	14,27	72030,13
<i>feb-12</i>	<b>I</b>	4790	40	2,10	18,97	68260,35
	<b>II</b>	5162	107	2,27	47,10	185938,86
<i>mar-12</i>	<b>I</b>	6457	113	2,84	39,77	114005,86
	<b>II</b>	5467	61	2,40	25,35	91694,42

# Dinámica demográfica de los monos araña café

Table 3. Dietary composition data of *Ateles spp.*

Species	Location	Country	Study length (months)	Number of species	% Fruits		% Leaves		% Flowers		% Prey		% Other		Sources
					Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Ilha de Maraca, Roraima	Brasil	12	62	88.5	74-98	8.3	0-26	---	---	0	0	3.2	---	5
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Tinigua National Park	Colombia	12	106	74	---	12	---	5	---	0	---	9	---	6
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Tinigua National Park	Colombia	13	117	73.0	41-96	13.0	3-25	12.0	1-36	1.4	0-9	1.2	0-4	7
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	La Macarena National Park	Colombia	10	---	83	78-100	7	0-22	<1	---	0	---	10	0-18	8
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Yasuni National Park	Ecuador	17	238	78.8	52-92	7.7	0-22	3.2	0-24	0	0	10.3	0-24	9
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Yasuni National Park	Ecuador	11	> 200	79.4	60-100	12.4	0-23	2.7	0-10	0	0	5.5	0-20	10
<i>A. belzebuth belzebuth</i>	Reserva El Caura	Venezuela	12	83	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	11
<i>A. belzebuth chamek</i>	Manu National Park	Peru	12	125	74.7	54-99	15.5	<1-38	4.5	0-22	0	0	4.5	0-21	12
<i>A. belzebuth chamek</i>	Lago Caiman, Noel Kempff	Bolivia	11	75	85.7	63-99	10.7	1-37	2.9	0-16	---	---	0.6	0-3	13
<i>A. belzebuth chamek</i>	La Chonta	Bolivia	9	63	82.0	---	13.0	---	4.7	---	<1	---	0	0	14
<i>A. geoffroyi</i>	Tikal National Park	Guatemala	9	30	54.9	31-84	15.1	1-34	6.3	0-22	1.9	0-17	21.8	1-66	1
<i>A. geoffroyi</i>	Santa Rosa National Park	Costa Rica	38	---	71.4	14-100	12.5	0-86	14.0	---	2.1	0-30	0	0	2
<i>A. geoffroyi</i>	Barro Colorado Island	Panama	14	107	82.2	69-91	17.2	6-32	1.0	0-9	0.6	0-2	0	0	3
<i>A. hybridus</i>	El Paujil Private Reserve	Colombia	12	123	91.7	77-100	7.4	---	0	0	0	0	0.7	---	16
<i>A. hybridus</i>	San Juan de Carare	Colombia	26	55	54.1	14-76	37.2	5-60	3.9	0-12	0	0	4.8	0-20	17
<i>A. paniscus</i>	Voltzberg Nature Reserve	Surinam	26	207	79.8	54-92	7.9	1-23	6.4	1-28	<1	---	5.6	1-17	4

-Sources: 1-(Cant 1977); 2-(Chapman et al. 1995); 3-(Campbell 2000); 4-(van Roosmalen 1985); 5-(Nunes 1998); 6-(Russo et al. 2005); 7-Link (unpublished data); 8-(Klein & Klein 1977); 9-(Suarez 2006); 10-Link & Di Fiore (Unpublished data); 11-(Castellanos & Chanin 1996); 12-(Symington 1987); 13-(Wallace 2005); 14-(Felton et al. 2008); 16-(Link et al. 2012); 17-Present study



## Capítulo 6

This chapter is based upon the manuscript: Link A, **de Luna AG**, Arango R, Diaz MC. 2011b.

Geophagy in brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a lowland tropical rainforest in

Colombia. *Folia Primatologica* 82:25–32.

### Geophagy in brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a lowland tropical rainforest in Colombia

#### *Abstract*

Spider monkeys and howler monkeys are the only neotropical primates that eat soil from mineral licks. Not all species within these genera visit mineral licks, and geophagy has been restricted to populations of *Ateles belzebuth belzebuth*, *Ateles belzebuth chamek* and *Alouatta seniculus* in western Amazonian rainforests. With the aid of a camera trap we studied the visitation patterns of a group of brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) to a mineral lick at Serrania de Las Quinchas, in Colombia. Spider monkeys visited the lick frequently throughout the year, with a monthly average of  $21.7 \pm 7.2$  visits per 100 days of camera trapping (N = 14 months). Spider monkeys visited the mineral lick almost always on days with no rain, or very little (< 3mm) rain, suggesting that proximate environmental variables might determine spider monkeys' decisions to come to the ground at the licks. This study expands the geographical occurrence of mineral lick use by spider monkeys providing additional data for future assessments on the biogeographical correlates of mineral lick use by platyrrhines.

#### Key words

*Ateles hybridus*, Camera Traps, Mineral lick, Soil consumption, Spider monkeys

### *Introduction*

Geophagy, the intentional consumption of soil by animals, has been observed in several primate species amongst catarrhines and platyrrhines (Krishnamani & Mahaney 2000, Ferrari et al. 2008). For many primate species, or populations, soil is an important and frequently consumed item in their diets (e.g., *Ateles* and *Alouatta* (Izawa 1993, Blake et al. 2010, Link, Galvis, et al. 2011) most often obtained from termite mounds, leaf-cutting ant mounds, the forest floor or mineral licks [Ferrari et al., 2008]. Mineral licks are specific sites where not only primates come to eat soil or drink water, but also a large diversity of mammals and birds use them for similar purposes (Izawa 1993, Montenegro 2004, Tobler et al. 2009). Even though geophagy in platyrrhines seems to occur in several genera, only two species of spider monkeys (*Ateles spp.*) and one species of howler monkeys (*Alouatta seniculus*) are regular visitors of mineral licks [Ferrari et al., 2008 and references therein].

Several non-exclusive hypotheses have been proposed to explain the functionality of geophagy in mammals and birds (Johns & Duquette 1991, Krishnamani & Mahaney 2000, Brightsmith & Muñoz-Najar 2004, Brightsmith et al. 2008). The most accepted hypotheses propose that soil [1] can help detoxify secondary plant metabolites and tannins (Johns & Duquette 1991, Gilardi et al. 1999), [2] can provide supplementary minerals that might be absent or in very low concentration in an animal's diet (Oates 1978, Brightsmith et al. 2008, Lee et al. 2010), [3] act as anti-diarrheal [Krishnamani and Mahaney 2000] or [4] can be associated with the enhancement of the pharmacological properties of secondary plant compounds (Klein et al. 2008). The higher concentration of minerals such as Calcium, Sodium or Potassium, amongst others, from the mineral lick soils when compared to control sites (Emmons & Stark 1979, Izawa 1993, Montenegro 2004, Mahaney et al. 2005), combined with the frequent use of mineral licks by many bird and mammal species suggests that it provides beneficial effects on their nutrition and health.

Only scant data exists on geophagy by atelids (Izawa 1975, 1993, Ayres & Ayres 1979, Blake et al. 2010). Recently, Ferrari et al. [2008] compiled the data on geophagy by New World monkeys and proposed two potential trends: [1] geophagy is more common amongst

## Geophagy in brown spider monkeys

---

herbivorous species compared to those that include insects (at least partially) in their diets, and [2] geophagy is more common for Amazonian primates compared to other Neotropical primates. From this meta-analysis [see Table 3 in Ferrari et al. [2008]] and the review on spider monkey diet done by Di Fiore et al. [2008], it is noticeable that all reports of geophagy at mineral licks by Neotropical primates are restricted to long-haired spider monkeys (*Ateles belzebuth belzebuth*), black spider monkeys (*Ateles b. chamek*) and red howler monkeys (*Alouatta seniculus*), particularly in populations living in western Amazonia. Data on the temporal patterns of mineral lick visitation by primates or on the influence of environmental factors on primate geophagy are still scant.

Spider monkeys are one of the largest neotropical primates. They are ripe-fruit specialists generally relying on a wide variety of fruits, usually complement their diet with young leaves and other plant items [Di Fiore et al. 2008], and insectivory only occurs in a few populations and accounts for a very small portion (>1%) of their diet (Link 2003). They have fission-fusion grouping patterns in which subgroups frequently change their size and composition (Aureli & Schaffner 2008).

This study aims to provide a descriptive analysis of the temporal patterns of mineral licks use by a group of wild brown spider monkeys in Colombia. We specifically test if spider monkey visitation patterns at Las Quinchas respond to immediate weather conditions as described for parrots in Amazonia (Brightsmith 2004), and discuss our results based on the hypothesis primates perceive high predation risk when accessing mineral licks in the forest ground. This study also expands the geographical range where primate visitation to mineral licks is frequent in the Neotropics.

### *Methods*

*Study Area.* This research took place at the Private Reserve “El Paujil” (06°02'48 N, 74°16'00 W) from Fundación ProAves, in the Serrania de Las Quinchas, a small mountain branch in the western slope of the Eastern Andes in Colombia. Serrania de Las Quinchas is one of the largest Inter-Andean lowland forests in the eastern bank of the Magdalena River. Annual rainfall averages  $3544 \pm 336$  mm (2006-2008) and temperature is relatively constant

throughout the year with minimum and maximum daily average temperatures of 24.5 °C and 32.0 °C. The study site contains a mixture of rainforest and recently formed pastures. It comprises a forest fragment of ca. 80 hectares that connected to a larger forested area during the study through several “canopy bridges”. Our main study group of brown spider monkeys has been habituated and studied since January 2006, and visits a single mineral lick which consists of ca. 30 m cliff wall located next to a dirt road built over 10 years ago. It is accessed by primates at the very top of the cliff where they are able to access the ground from the adjacent trees.

During 13 months (Dec 14, 2007 through Jan 20, 2009), we monitored the mineral lick using one camera trap (CuddeBack Excite<sup>®</sup>) aimed at the base of the only tree where primates could access the mineral lick. The camera was set to take a picture every minute (the shortest available time interval between pictures) upon detecting movement. This allowed us to record mineral lick visits even if we were not following the group. We collected daily data on rainfall at 6:00 and 18:00 using a rain gauge and the daily temperature through a wall thermometer.

We assessed the frequency of spider monkey visits to the mineral lick by counting all independent visits for those months in which the camera was working continuously, and estimated the frequency of visitation on those months when camera was not working for >1 day. Expected visitation rates were calculated by multiplying the number of visits in each month by the quotient between the days the traps were working in a month and the total number of days in that particular month. Sampling effort is described in Table 1. We defined independent visits as visits that occurred in periods greater than three hours, based on preliminary data on the time of vigilance displayed by spider monkey groups around mineral licks prior to coming down to the ground at several sites in Colombia and Ecuador (Link & Di Fiore 2009).

Table 1. Number of days per month with camera trap monitoring of the mineral lick used by brown spider monkeys.

## Geophagy in brown spider monkeys

	Dec 07	Jan 08	Feb 08	Mar 08	Apr 08	May 08	Jun 08	Jul 08	Aug 08	Sep 08	Oct 08	Nov 08	Dec 08	Jan 09
Days sampled	15	30	28	29	30	31	20	30	31	26	30	30	30	19
Spider monkey visits	4	7	4	2	7	8	5	5	3	6	7	9	9	5

### *Results*

During 379 days of salt lick monitoring, our main study group of brown spider monkeys visited the mineral lick on 81 occasions. On five days spider monkeys came twice to the mineral lick, thus visiting the lick on a total of 76 days. These data include only the events when primates came down to the ground and ate soil, as spider monkeys sometimes came to the mineral lick area but left prior to eating soil [Link unpublished data]. Thus the rates presented in this article refer to the successful visitation of mineral licks where at least one spider monkey consumed soil from the ground.

Based on approximately 800 hours of behavioral follows collected continuously from January 2006 to January 2009 on our study group of brown spider monkeys, we observed that they only used one mineral lick to eat soil from the ground. Mineral lick visitation by brown spider monkeys was frequent throughout the year, averaging 21.4 visits per 100 days that corresponds to on average slightly more than 1 visit every 5 days. The expected visitation rates were almost identical (as sampling was almost complete for all months) averaging  $21.7 \pm 7.2$  visits per 100 days (range: 6.9 to 30.0 visits per 100 days,  $N = 14$  months) as shown in Figure 1.

Brown spider monkeys visited the mineral licks throughout the day with the earliest record being at 07:17 and the latest at 17:53. There was a higher frequency of visitation around midday hours. In fact two out of every three visits took place between 10:30 and 15:30 (Fig. 2). Only 4 out of 81 visits took place in the first and last 2 hours of sunlight.

The duration of the visitations to the mineral lick by our study group varied from 1 to 154 minutes and this variation seems to be explained by the number of animals coming to the

mineral lick, which ranged from 1 to 29 individuals. Due to the long minimum interval between pictures (1 minute) we could not assess for a direct count of the number of individuals coming down to the mineral licks, as many individuals might have crossed in front of the camera in its delay time, thus not being detected by it. Nevertheless, the duration of the visitation could be estimated to the closest minute, as the first individual was detected and the last picture would be taken at most one minute before all individuals left the mineral lick. On average the spider monkey group spent  $34.1 \pm 29.8$  minutes (median = 27 min, N = 81) on the ground, and ca. 54% of visitations lasted between 10 and 40 minutes (Fig. 3). Nine visits (11%) occurred with only one individual coming to the ground, a pattern not commonly observed for most other studied populations of spider monkeys (Link et al. 2005, Link & Di Fiore 2009).

Spider monkeys visited the lick during dry days (<3 mm) more often than expected by chance (Yates'  $\chi^2 = 3.926$ , d.f. = 1,  $p = 0.047$ , N = 363 days). There was a tendency by spider monkeys to visit the mineral licks on days with no rain as (72 out of 74) 98% of visits took place on days with < 3mm of rain, and 80% of the days had no rain at all. Only two visits (2.7%) took place on days when there was substantial rain, even though we could not determine if this rain occurred after mineral lick visitations as rain gauge records account for complete diurnal periods of 12 h periods (6:00 to 18:00).

### *Discussion*

The results of this study suggest that mineral licks are important sites for some populations of brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) as they visit them frequently throughout the year. It is still uncertain if geophagy is providing brown spider monkeys with supplementary minerals, and/or aiding on detoxification. Nevertheless, it is evident that soil is a regular resource in the brown spider monkeys' diet, which at the site is non-seasonal having minor variation, with fruits comprising on average  $93.4 \pm 6.7\%$  (N= 27 months) of their monthly diets [Link et al. unpublished data]. The importance of mineral licks for spider monkeys and howler monkey has also been suggested in previous studies at Tinigua Park, Colombia (Izawa 1993, Inaba 2000, Shimooka 2005), and on-going studies

## Geophagy in brown spider monkeys

---

at Yasuni Park, Ecuador (Blake et al. 2010, Link, Galvis, et al. 2011), where both species frequently visited mineral licks throughout the year [Izawa, 1993; Inaba, 2000]. Shimooka [2005], also suggested that mineral licks influenced the ranging behavior of spider monkeys, and Spehar et al., [2010] and Link & Di Fiore [2011] found that the area around mineral licks was the most frequent and intensively used area for groups of spider monkeys in eastern Ecuador.

Consistent with the observations of environmental correlates of mineral lick use by parrots at Tambopata, Peru [Brightsmith, 2004], and by howler monkeys and spider monkeys at Tiputini Biological Station in Ecuador [Link et al., 2011], brown spider monkeys also visited the mineral licks on days without rain or inconvenient weather conditions. Brightsmith [2004] observed that birds would visit mineral licks on 94% of mornings that were sunny. When weather was “inclement” there was a significant reduction on the percentage of mornings with bird visitation suggesting that rain reduced bird visitation to mineral licks.

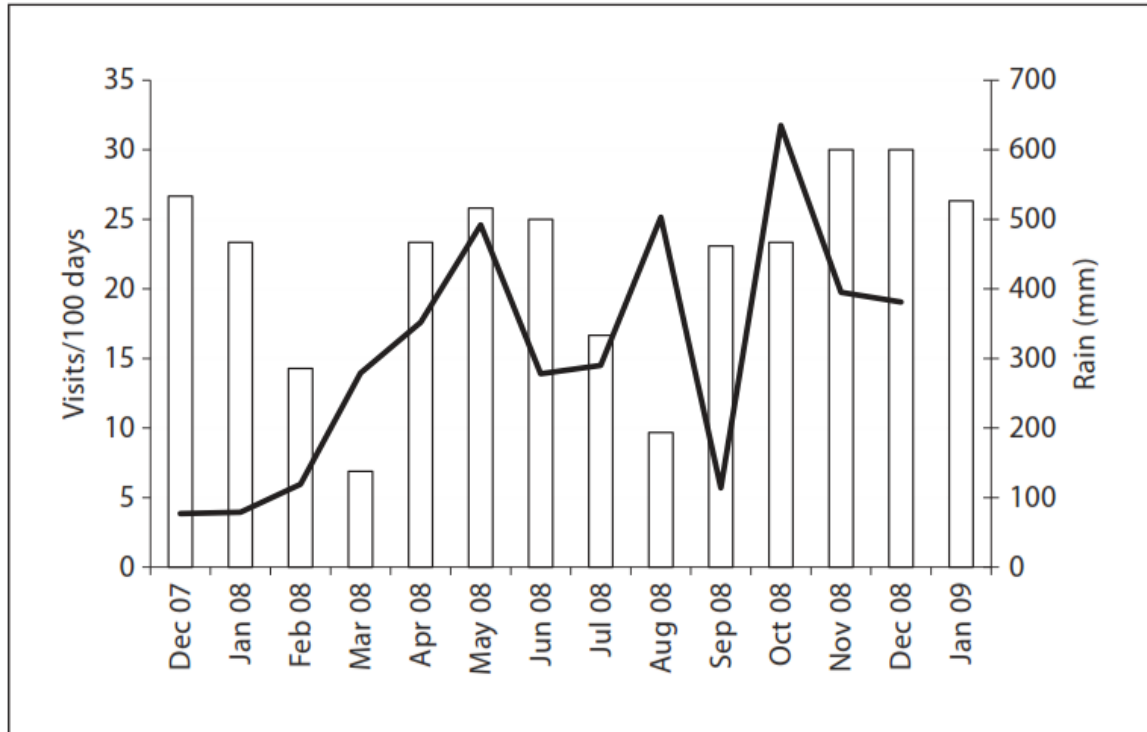
For arboreal primates, mineral licks are areas with a relatively higher risk of predation from terrestrial predators. Izawa [1993] suggested that the selection of mineral licks by spider monkeys and howler monkeys could be influenced by their sense of predation risk. Although infrequent, indirect and direct evidence of predation of howler monkeys and spider monkeys by pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) exists [Ferrari 2009 and references therein]. In fact, Matsuda and Izawa [2008] observed predation of a spider monkey on the forest floor by a jaguar, and another attempt of predation on a spider monkey from a puma at one of the mineral licks used by them. This evidence suggests that at least for large arboreal primates, mineral lick visitation is influenced by environmental and climatological conditions, as they might in turn influence the probability of detecting a predator in the forest ground [Link et al., 2011].

If predation is a main factor influencing the decisions of spider monkeys to come down to the ground to eat soil, it could be hypothesized that, in general, spider monkeys would come down to the salt lick on average larger groups than average size of foraging or travelling

subgroups. This seems to be the case for populations of spider monkeys living in pristine ecosystems that have high densities of large felids (Link & Di Fiore 2009). From the results obtained in our study, it is important to take into account that the high percentage of visits when small subgroups of spider monkeys came to the ground can reflect the fact that the mineral lick used by our study group is located adjacent to a road and thus exposed humans; a more influential predator of brown spider monkeys in this area in the recent past.

This study is the first report mineral lick use by spider monkeys outside western Amazonian populations. The reasons for why only these populations of spider monkeys and howler monkeys visit mineral licks remain unknown but seem consistent with the geographical patterns observed for other taxa [e.g., parrots in Lee et al., 2009]. This study thus broadens the geographical scope where mineral licks are use by primates in the Neotropics allowing for stronger tests on the ecological and biogeographical correlates of mineral lick availability and use for primates in the Neotropics. These data might in turn contribute to the understanding of the specificity of mineral lick use by only some populations of spider monkeys, while being completely absent in other populations (Campbell et al. 2005).

# Geophagy in brown spider monkeys



**Fig. 1.** Monthly frequency of mineral lick visitation by brown spider monkeys (bars) and monthly rainfall (line) at Las Quinchas during the study period.

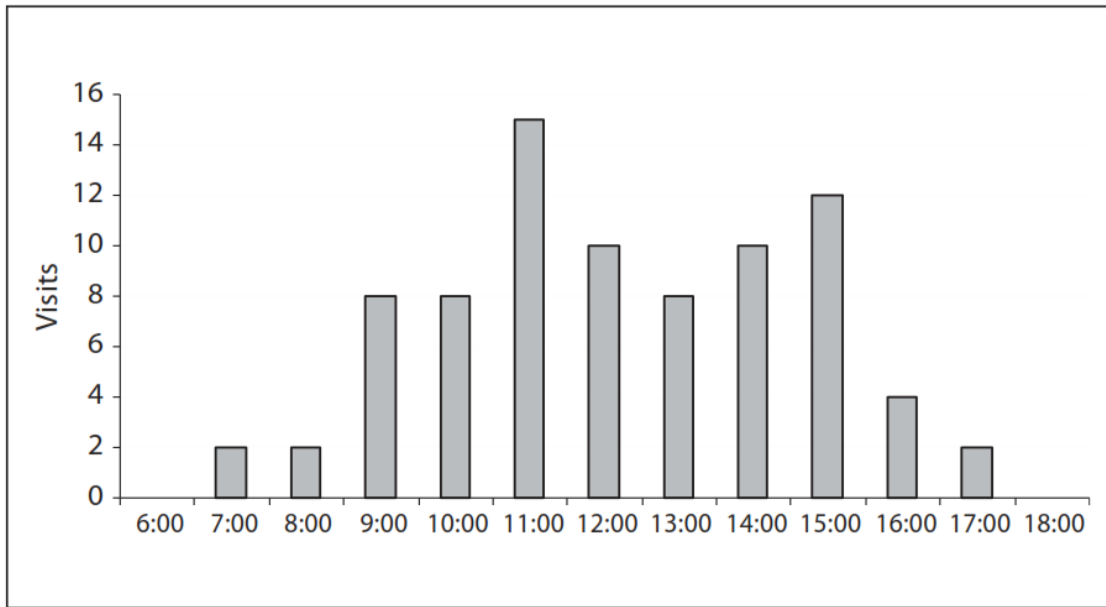


Fig. 2. Daily pattern of mineral lick visitation by brown spider monkeys.

## Geophagy in brown spider monkeys

---

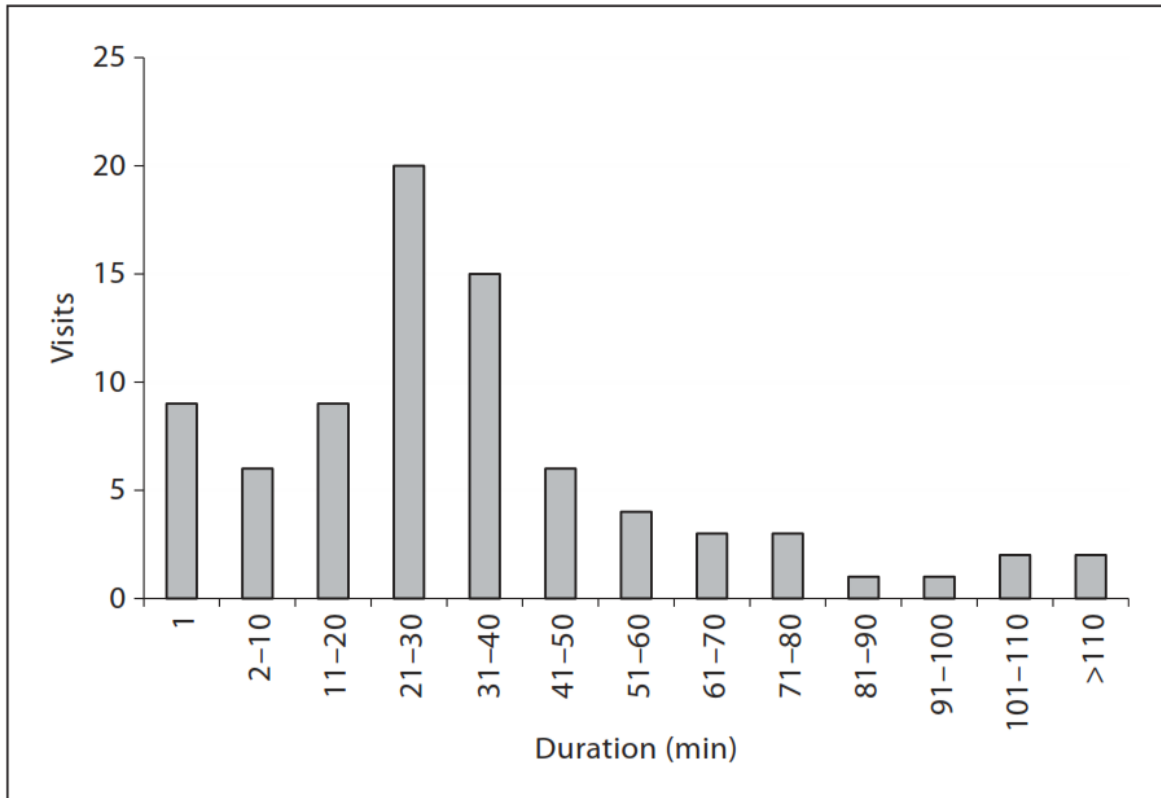


Fig. 3. Duration of mineral lick visitation by brown spider monkeys.



*Mono araña café albino San Juan del Carare, Santander, Colombia*

## Capítulo 7

Este capítulo reproduce el capítulo del libro: Link A, **de Luna AG**, Burbano-Girón J. 2013.

Estado de conservación en Colombia de uno de los primates más amenazados con la extinción: el mono araña café (*Ateles hybridus*). En: Defler TR, Stevenson PR, Bueno ML,

Guzmán-Caro DC, editores. *Primates Colombianos en Peligro de Extinción*. Bogota:

Asociación Primatológica Colombiana. p 88–119.

## Estado de conservación del mono araña café

---

Estado de conservación en Colombia de uno de los primates más amenazados con la extinción: el mono araña café (*Ateles hybridus*)

### *Resumen*

A pesar de ser considerado como uno de los primates más amenazados del mundo, el conocimiento sobre la distribución y el estado de las poblaciones del mono araña café (*Ateles hybridus*) es escaso. Este trabajo recopila la información que se ha obtenido sobre los monos araña café en Colombia para los últimos años en un documento que contiene el estado de conocimiento actual de su distribución y el de algunas de sus poblaciones estudiadas. Basándose en registros recientes (1999 -2012) generamos un modelo de predicción del hábitat de *Ateles hybridus* en Colombia y lo contrastamos con: datos históricos, áreas protegidas naturales y un análisis de pérdida de hábitat. Se recopiló la información de estudios de censos poblacionales y discutimos algunos de sus resultados más relevantes. En el 2010, tan solo 22% de la distribución histórica contenía hábitat disponible para la especie. La tasa de deforestación de los últimos 20 años fue de más del 27%, sugiriendo que el proceso de pérdida y fragmentación del hábitat es prevalente. Identificamos ocho áreas prioritarias para su conservación en Colombia y la necesidad de crear nuevas áreas protegidas, ya que únicamente 3% de su distribución se encuentra legalmente protegida. Finalmente, identificamos que las densidades más altas de las poblaciones estudiadas, no son necesariamente las que se encuentran en mejor estado, ya que se restringen a pequeños fragmentos de bosque usualmente aislados. La situación de las poblaciones de *Ateles hybridus* es crítica y se requieren esfuerzos coordinados e inmediatos para evitar su pronta extinción.

*Palabras clave:* Densidad poblacional, modelo de nicho, mono araña café, primates amenazados.

### *Abstract*

*Ateles hybridus* is a Critically Endangered primate, endemic to Colombia and Venezuela. Little is known about the biology and population status of its wild populations. This article aims to gather information about the brown spider monkeys in Colombia, and to generate data on state of the species, its distribution and population status. Based on recent sightings (1999-2012) of wild populations of *Ateles hybridus* we developed a model that predicts its available habitat in Colombia. We contrast those data against historical data, and we present an analysis of habitat loss in the region. In 2010, only 22% of the historical distribution of the brown spider monkey remained. Deforestation rates in the last 20 years have resulted in the disappearance of more than 27% of the forests within the distribution of this species. We identify eight key areas for conservation of brown spider monkeys in Colombia. Since only 3% of its distribution is under legal protection, we urgently appeal for the creation of new reserves. We identify that the highest population densities of *Ateles hybridus* in small, isolated forest fragments. We underline the importance of population evaluations, especially in the main areas proposed for its conservation.

*Key words:* Population density, niche modeling, brown spider monkey, threatened primates

### *Introducción*

Los monos araña café (*Ateles hybridus*) son una especie endémica de Colombia y Venezuela, con una distribución histórica restringida principalmente a los bosques de tierras bajas de la cuenca media del Río Magdalena y los bosques del piedemonte del norte de la cordillera oriental de Los Andes en Colombia y Venezuela (Defler, 2004; Hernández-Camacho y Cooper, 1975). Reconocida como una especie a finales de la década de los años 90 (Collins 1999, Collins & Dubach 2000b), los monos araña café (Fig. 1) han sido considerados como uno de los 25 primates más amenazados en el mundo desde el 2004 (Mittermeier et al.

## Estado de conservación del mono araña café

---

2009). Actualmente se encuentran dentro de la categoría más alta de amenaza para una especie en estado silvestre - *Críticamente amenazado (CR)* -, según las categorías de la IUCN (Urbani et al. 2008b). Las principales amenazas para las poblaciones silvestres de *Ateles hybridus* siguen siendo [1] la rápida reducción de su hábitat natural, [2] la cacería y [3] el tráfico de especies silvestres (Cooper & Hernandez-Camacho 1975, Green 1978, Defler 2004, Morales-Jiménez 2004, Etter et al. 2006).

La destrucción de los hábitats naturales y el rápido cambio de uso de los suelos destinados a actividades antropogénicas (ej. agricultura, ganadería y minería) son unos de los principales factores que influyen actualmente sobre el declive de un gran número de especies de plantas y animales (Fahrig 2003). Así mismo, la fragmentación de los hábitats es considerada una de las amenazas más importantes asociadas con la pérdida de biodiversidad (Stedman-Edwards 2000, Sala et al. 2000, Sax & Gaines 2003, Millennium Ecosystem Assessment 2005b, Pereira et al. 2010).

En las últimas décadas la acelerada tasa de fragmentación y la magnitud de los procesos de cambio de la cobertura natural en Colombia, han llevado a una dramática transformación de sus ecosistemas (ej. bosques húmedos del Magdalena medio), imponiendo un reto enorme para la conservación de las especies que allí habitan (Etter et al. 2006). En particular para el mono araña café, Morales (2004) calculó que su distribución histórica se había reducido dramáticamente, y que muchas de las zonas restantes estaban fuertemente fragmentadas.

La fragmentación de hábitat no solo tiene una influencia directa sobre las poblaciones silvestres a través de la disminución de su hábitat disponible, sino que expone una mayor proporción de ésta a la presencia de actividades humanas (ej. cacería) y transmisión de enfermedades (Michalski & Peres 2005, Gillespie & Chapman 2006). Aunque existe un vacío de información sobre la magnitud de la cacería sobre las poblaciones de *Ateles hybridus* en

Colombia, en gran parte de su distribución, las comunidades locales lo cazan para su consumo o el tráfico de especies (Bernstein et al. 1976).



**Figura 1.** Foto de una hembra adulta y un macho subadulto de *Ateles hybridus* en la Serranía de Las Quinchas. Foto tomada por Andrés Link.

Los efectos de la destrucción del hábitat, la fragmentación y la cacería sobre las poblaciones de monos araña pueden ser muy relevantes (Ramos-Fernández y Wallace, 2008) debido a que : [1] son primates de gran tamaño alcanzando los 9 – 10 kg de peso, [2] se alimentan principalmente de frutos carnosos maduros por lo que requieren grandes extensiones de bosque para su supervivencia, y [3] tienen unos ciclos reproductivos extremadamente lentos en donde las hembras se reproducen por primera vez alrededor de los 7 a 8 años de edad con intervalos entre nacimientos de aproximadamente 3 años (Di Fiore et al. 2010).

## Estado de conservación del mono araña café

---

De hecho, se ha reportado que los monos araña tienden a ser unas de las primeras especies de mamíferos en desaparecer de los fragmentos pequeños y su presencia en los fragmentos depende en gran medida de la calidad de estos y de la ausencia de cacería (Peres 1990, Michalski & Peres 2005, Franzen 2006).

*Ateles hybridus* tiene una distribución histórica que comprende los bosques húmedos tropicales y algunos bosques secos del norte de Suramérica. Se encuentran en los bosques inter-andinos de la cuenca del Río Magdalena en Colombia y en las estribaciones orientales y occidentales del extremo norte de la cordillera oriental en los departamentos de Boyacá, Santander, Caldas, Antioquia, Bolívar, Norte de Santander, Cesar y Guajira (Cooper & Hernandez-Camacho 1975, Defler 2004). Además, existen poblaciones en Venezuela en el área de la serranía del Perijá, Caparó, y Miranda (Diana Liz Duque, datos sin publicar). Desde las primeras revisiones taxonómicas del género *Ateles* (Kellogg & Goldman 1944), las poblaciones del norte de los Andes en Colombia y Venezuela habían sido incluidas como una subespecie de los monos araña de barriga blanca (*Ateles belzebuth*). Una vez que se aceptaron como especie (Collins 1999, Collins & Dubach 2000b) se hizo evidente que el conocimiento de sus poblaciones naturales era incipiente (Cooper & Hernandez-Camacho 1975, Bernstein et al. 1976, Green 1978).

El principal objetivo de este artículo es recopilar la información que se ha obtenido sobre los monos araña café en Colombia a través de los últimos años, con el fin de mejorar el conocimiento actual de la distribución y estado de las poblaciones de *Ateles hybridus* en Colombia

### *Métodos*

#### **Registros recientes de poblaciones naturales de *Ateles hybridus***

Desde el 2005, se han venido realizando diferentes esfuerzos por validar la presencia de poblaciones silvestres de los monos araña café en Colombia y Venezuela. A partir de varias

expediciones y estudios de diferentes grupos de investigación se ha logrado registrar la presencia de individuos silvestres de *Ateles hybridus* en 53 localidades (Tabla 1). Aunque los muestreos y expediciones de validación de campo han sido sesgados hacia zonas donde la inestabilidad política no ha impedido el ingreso de investigadores, se ha generado una información más actualizada de los tipos de bosque en los que habitan actualmente las poblaciones naturales de *Ateles hybridus*., También hemos recopilado información sobre registros históricos (definidos como previos a 1999) de la especie a partir de registros de museos y estudios previos (ej. Morales2004). Sin embargo, solo utilizamos los datos históricos con el fin de plasmar las localidades de donde se ha sugerido que provienen los especímenes de museo o las observaciones históricas de *Ateles hybridus*.

### **Modelo de nicho fundamental y distribución potencial de *Ateles hybridus* en Colombia**

Con el fin de generar modelos de distribución de las especies, es común el uso de enfoques basados en predicciones a través de puntos georeferenciados de la ocurrencia de las especies y variables bióticas y abióticas (Peterson et al. 2007, Elith & Leathwick 2009), con los cuales los distintos algoritmos usados buscan establecer el nicho fundamental de las especies o su distribución potencial, para luego determinar su distribución real basándose en el conocimiento de su hábitat y rango geográfico (Phillips et al. 2004, Elith & Leathwick 2009). En este tipo de modelos variables climáticas y topográficas son frecuentemente empleadas, ya que puede entenderse que casi para cualquier especie el rango de distribución está limitado por la altura. El clima es considerada una variable con buen poder predictivo de su distribución, debido a que éste determina algunas de las características fisiológicas de las especies (Hijmans & Graham 2006). No obstante, debe reconocerse que muchos otros factores como las interacciones bióticas, la evolución y la capacidad de dispersión juegan un papel importante en la distribución histórica, actual, y futura de las especies. Sin embargo, teniendo en cuenta la complejidad que los sistemas naturales presentan a los modelos predictivos, puede considerarse que un enfoque bioclimático proporciona una aproximación útil para establecer la distribución potencial de una especie (Pearson & Dawson 2003).

## Estado de conservación del mono araña café

---

En este trabajo se determinó la distribución potencial de la *Ateles hybridus* en Colombia con base en el principio de máxima entropía incorporado en MAXENT (Phillips et al. 2004, 2006, Elith et al. 2010), basado únicamente en 53 puntos georeferenciados de presencia confirmada de la especie (Tabla 1), la altura, y distintas combinaciones de las variables climáticas interpoladas (promedio mensual multianual de precipitación y temperatura media) y propuestas (bio1 - bio19) por Hijmans *et al.*, (2005) en la base de datos climática mundial WorldClim - Global Climate Data ([www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)), todas estas a una resolución espacial de 1km.

Para convertir los modelos de carácter probabilístico producidos por MAXENT a mapas binarios de presencia-ausencia de la especie, fue necesaria la aplicación de umbrales de probabilidad. Si bien, distintos acercamientos para definir dichos umbrales han sido propuestos (Liu et al. 2005), estos se basan en el balance entre predicciones falsas-positivas y falsas negativas, por lo que su correcta aplicación se limita a casos donde se tienen ausencias confirmadas de la especie, siendo el uso del menor valor predicho asociado para cualquiera de los datos observados, la medida más común ante puntos de solo presencia de la especie (Pearson et al. 2007).

En la práctica el uso de cualquier umbral puede llevar a la sub-estimación o sobre-estimación de la distribución de la especie, por lo que se construyeron distintas distribuciones usando diferentes umbrales basados en percentiles de omisión de los datos de presencia, tomando como base el mínimo umbral de presencia (percentil 0). Sin embargo los modelos de distribución de especies basados en sólo clima resultan normalmente en sobrepredicciones mostrando la especie en lugares donde ésta no está presente por factores históricos, barreras geográficas y/o factores bióticos (Graham et al. 2010), razón por la cual se eliminaron manualmente aquellas áreas que se consideraron no hacían parte de la distribución propuesta para la especie (Urbani *et al.*, 2008).

### **Pérdida de hábitat**

Para delimitar el hábitat de *Ateles hybridus* se usaron las capas de cobertura boscosa producidas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia - IDEAM (IDEAM 2011), ya que se considera que el hábitat natural de la especie son los bosques primarios (Urbani et al. 2008b, Mittermeier et al. 2009, Defler 2010), además de ser el producto oficial con el que cuenta el país. Se contó con información de bosque en Colombia para los años 1990, 2000, 2005 y 2010, producto del proyecto de monitoreo de la Reducción de Emisiones provenientes de la Deforestación y la Degradación de los bosques - REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) desarrollado por el IDEAM (2011).

## Estado de conservación del mono araña café

**Tabla 1.** Ubicación geográfica de los registros recientes (1999-2012) de *Ateles hybridus* en Colombia.

	Fuente	Año	Longitud	Latitud	
1	MORALES, 2004	2004	-74.266	6.053	Serrania de Las Quinchas, Boyaca
2	MORALES, 2004	2001	-74.634	6.513	Buenos Aires, Maceo, Antioquia
3	MORALES, 2004	2003	-74.622	7.006	Vereda el Popero, Remedios, Antioquia
4	MORALES, 2004	2000	-75.070	7.106	Vereda la Usura, Anori, Antioquia
5	MORALES, 2004	1999	-75.164	7.128	Vereda la Australasia, Anori, Antioquia
6	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-74.790	7.319	Vereda el Cristo, Zaragoza, Antioquia
7	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-74.722	7.156	Verea San Miguel, Segovia, Antioquia
8	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-74.418	6.986	Paso de la Mula, Remedios, Antioquia
9	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-74.217	6.733	Ciénaga de Barbacoas, Yondo, Antioquia
10	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-75.117	7.525	El 51, Caceres, Antioquia
11	J.D. Sánchez (Corantioquia)	2007	-74.648	6.560	Canon del Rio Alicante, Maceo, Antioquia
12	P. Stevenson (com. Pers)	2008	-74.227	7.985	Juan Sobrino, Bolivar
13	P. Stevenson (com. Pers)	2009	-74.455	8.450	Juan Sobrino, Bolivar
14	WCS-COLOMBIA	2011	-75.006	7.980	Nordeste Antioqueño
15	WCS-COLOMBIA	2011	-75.068	7.983	Nordeste Antioqueño
16	WCS-COLOMBIA	2011	-74.955	8.004	Nordeste Antioqueño
17	WCS-COLOMBIA	2011	-74.465	8.268	Bolivar
18	WCS-COLOMBIA	2010	-74.446	8.443	Bolivar
19	WCS-COLOMBIA	2010	-74.446	8.456	Bolivar
20	WCS-COLOMBIA	2011	-74.201	8.589	Bolivar
21	Fundación Proyecto Primates	2012	-74.269	6.045	El Paujil, Puerto Pinzon, Boyaca

## Capítulo 7

22	Fundación Proyecto Primates	2008	-74.238	6.005	La Guinea, Santander
23	Fundación Proyecto Primates	2008	-74.256	5.986	La Arenosa, Boyaca
24	Fundación Proyecto Primates	2008	-74.190	6.019	La Guinea, Santander
25	Fundación Proyecto Primates	2008	-74.191	5.998	La Guinea, Santander
26	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.128	6.266	La India, Santander
27	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.212	6.185	La India, Santander
28	Fundación Proyecto Primates	2011	-73.858	6.581	Campo Capote, Santander
29	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.014	6.842	Ciénaga de Chucuri, Puerto Parra, Santander
30	Fundación Proyecto Primates	2012	-74.150	6.703	San Juan, Cimitarra, Santander
31	Fundación Proyecto Primates	2012	-74.124	6.693	San Juan, Cimitarra, Santander
32	Fundación Proyecto Primates	2007	-74.165	6.810	Rompedero, Yondo, Antioquia
33	Fundación Proyecto Primates	2008	-74.259	6.710	Ciénaga de Barbacoas, Antioquia
34	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.342	6.720	Barbacoas-San Bartolo, Colombia
35	Fundación Proyecto Primates	2009	-74.694	5.875	Doradal, Antioquia

## Estado de conservación del mono araña café

36	Fundación Proyecto Primates	2010	-74.690	5.862	Doradal, Antioquia
37	Fundación Proyecto Primates	2006	-74.632	6.512	Cañon del Rio Alicante, Antioquia
38	Fundación Proyecto Primates	2010	-72.461	11.118	Montes de Oca, Guajira
39	Fundación Proyecto Primates	2010	-72.467	11.120	Montes de Oca, Guajira
40	Fundación Proyecto Primates	2010	-72.450	11.114	Montes de Oca, Guajira
41	Fundación Proyecto Primates	2010	-72.476	11.131	Montes de Oca, Guajira
42	Fundación Proyecto Primates	2010	-72.465	11.131	Montes de Oca, Guajira
43	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.561	6.932	Giraldo, La Cruz, Antioquia
44	Fundación Proyecto Primates	2009	-74.575	6.889	La Brillantina, La Cruz, Antioquia
45	Fundación Proyecto Primates	2009	-73.632	9.216	Cerro Champan, Curumani, Cesar
46	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.844	7.373	Machuca, Antioquia
47	WCS-COLOMBIA	2011	-74.458	8.428	Bolivar
48	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.790	7.320	Machuca, Antioquia
49	Fundación Proyecto Primates	2011	-74.412	6.981	Bodegas, Antioquia
50	WCS-COLOMBIA	2011	-74.200	8.584	Bolivar
51	WCS-COLOMBIA	2011	-74.474	8.277	Bolivar

52	Fundación Proyecto Primates	2012	-72.796	11.127	Tomarrazon, Guajira
53	WCS-COLOMBIA	2012	-75.116	5.497	Selva de Florencia, Caldas

Las capas originales fueron producidas a una resolución de 30 m con base en la interpretación de imágenes de satélite Landsat y Radar (2010). Sin embargo, debido a la resolución usada para generar el modelo de distribución original de la especie, las capas de bosque se remuestrearon a una resolución de 1 km usando el algoritmo de mayoría. La proporción de cobertura boscosa se calculó a ambas resoluciones (30 m y 1 km) en cada una de las fechas dentro de la distribución original de *Ateles hybridus* sin evidenciar cambios significativos con el remuestreo, por lo que se decidió trabajar con las capas de resolución más gruesa.

Debido a la naturaleza del sensor tipo óptico usado para obtener las imágenes Landsat, la nubosidad en dichas imágenes es siempre constante en Colombia (especialmente en las regiones pacífica y andina ), además del bandeamiento producido por su daño en el año 2003 (Leimgruber et al. 2005). Por esta razón el producto de cobertura boscosa generado por el IDEAM (2011) cuenta con pixeles sin información donde fue necesaria la extrapolación de los valores de deforestación en cada año para la distribución de la especie.

La proporción de bosque, la deforestación y la regeneración fueron calculadas a través de la extrapolación de los pixeles donde no existía información. Para determinar la proporción de bosque se hicieron de la siguiente manera: A partir de los valores originales tomados de las capas de bosque y restándose (nunca sumándose ya que la tendencia generalizada fue deforestación) un valor correspondiente al porcentaje de deforestación calculado para cada periodo de cambio (1990-2000, 2000-2005, 2005-2010), aplicado en el área sin información correspondiente en cada fecha. Para el año 1990 donde no se tiene referencia del cambio

## Estado de conservación del mono araña café

---

de cobertura boscosa ya que no hay un periodo anterior se usó el porcentaje de deforestación promedio de los tres periodos.

Se decidió utilizar este método para ilustrar la pérdida de hábitat de la especie ya que este propone extrapolar del área sin información el valor correspondiente al porcentaje de cambio que ocurre en el periodo para el área de distribución de la especie, así, como la tendencia general es la deforestación, en todos los casos se reduce la proporción de bosque en concordancia con el porcentaje de deforestación ocurrido en el periodo. El cálculo de la deforestación se hizo tomando los valores obtenidos en para cada periodo de cambio con respecto a la fecha inicial del periodo:

$$\frac{PB_i - PB_{i-1}}{PB_{i-1}} * 100$$

Para el cálculo de la regeneración se siguió el mismo protocolo que en el cálculo de la proporción de bosque, obteniendo los valores de regeneración a partir de análisis espaciales usando ArcGIS 10 (ESRI 2010). El porcentaje de regeneración se calculó de la misma manera que el de deforestación.

### **Análisis de vacíos**

El Análisis de Vacíos (Gap analysis) es una herramienta metodológica utilizada frecuentemente en conservación para identificar “vacíos” en la red de áreas protegidas (Jennings 2000). El fin último de este análisis es ubicar áreas claves que permitan garantizar la representatividad del hábitat de una especie, un ecosistema, o en términos generales la biodiversidad de un área determinada, de tal manera que los “vacíos” encontrados puedan ser llenados a través de la adquisición de reservas, nuevas designaciones y/o cambios en las practicas de manejo y las políticas de gestión ambiental. Se busca con el análisis de vacíos

focalizar los esfuerzos de conservación en las áreas prioritarias encontradas, acompañado de un análisis biológico de acuerdo a las necesidades del estudio (Scott et al. 1993).

Finalmente, se analizó la representatividad del Sistema Nacional de Áreas protegidas de Colombia en la distribución propuesta para *Ateles hybridus* en Colombia. Se tuvieron en cuenta dentro del análisis: las Áreas Protegidas Nacionales (PNN), Regionales y Locales; las reservas de categorías especiales: Reserva Forestal Protectora y Reserva Forestal (entre otras categorías a nivel nacional, éstas dos las únicas presentes dentro de la distribución de la especie); y las Reservas Naturales de la Sociedad Civil. Se comparó la representatividad del Sistema Nacional de Áreas protegidas de Colombia para el hábitat de mono araña café a través de las cuatro fechas en las que se analizó la pérdida de hábitat para la especie. Todos los análisis se realizaron usando ArcGIS 10 (ESRI 2010).

### **Estudios de densidad poblacional de *Ateles hybridus* en Colombia**

En los últimos años se han realizado varios censos poblacionales de las comunidades de primates en algunas zonas de distribución de los monos araña café. Todos estos estudios se han basado en técnicas de muestreo con transectos lineales y análisis de los datos por medio del método de King y/o del uso del programa DISTANCE 5.0 (National Research Council, 1981; Peres, 1999; Buckland *et al.* 2001). Aquí resumimos los principales resultados de algunos de estos trabajos, comparando las densidades poblacionales de monos araña para diferentes bosques del Magdalena medio, nordeste antioqueño y el norte de Colombia. Por último, discutimos los resultados a la luz de los patrones observados en los estudios realizados en *Ateles hybridus* en Colombia.

### **Caso de estudio: Análisis de amenazas y usos de *Ateles hybridus* en el nordeste de Antioquia**

Con el propósito de describir la presión de la cacería sobre los monos araña café y de obtener un mejor conocimiento sobre las percepciones de la gente local sobre estos primates se realizaron encuestas sistemáticas a todos los caseríos (N = 41 personas) en la

## Estado de conservación del mono araña café

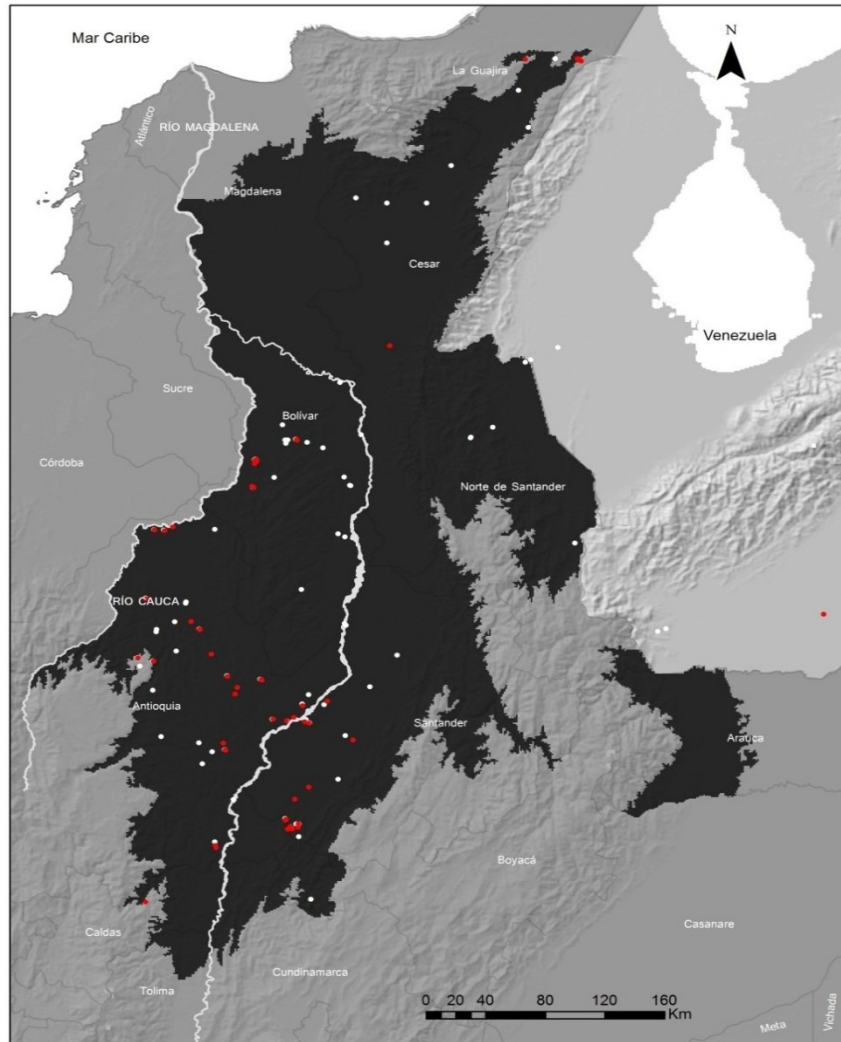
---

zona de influencia cercana a una población de *A. hybridus* en el nordeste antioqueño. Además se hicieron reuniones con los pobladores locales (N=50) para contrastar con los datos de las encuestas. Las encuestas se realizaron en siete veredas del municipio de Remedios, Antioquia: La Cruz, El Jardín, El Pollo, El Hatillo, Las Dantas, El Popero y el Alto del Cazador. En las encuestas primero se preguntó si el encuestado reconocía la especie y si esta estaba presente en la zona, para lo cual se utilizó una guía fotográfica de la Policía Ecológica (CVC 2008) y un listado de especies de la región (Cuartas-Calle y Muñoz-Arango, 2003). Segundo, se preguntó si existía algún conflicto con la especie (perjudicial o no perjudicial), sus posibles usos (alimento, partes, compañía, medicina), la percepción de abundancia (escaso, común o abundante), creencias o mitos relacionados con la especie y finalmente comentarios adicionales. Por último, se hizo un ranking entre las especies identificadas para evaluar el animal preferido para consumo, el animal más consumido, el animal preferido como animal de compañía y el animal que más se ha tenido o visto como animal de compañía.

### *Resultados*

#### **Registros recientes de poblaciones naturales de *Ateles hybridus***

A partir de validaciones de campo en donde se pudo constatar la presencia de *Ateles hybridus* en su hábitat natural se obtuvieron 53 puntos geográficos de avistamientos recientes de la especie (Fig. 2). La información descriptiva de estos avistamientos recientes de *Ateles hybridus* está contenida en la Tabla 1.



**Figura 2.** Registros recientes (puntos rojos) e históricos (puntos blancos) dentro del rango potencial histórico de distribución de los monos araña café (*Ateles hybridus*) en Colombia (área sombreada)

La distribución histórica potencial (o nicho fundamental) de los monos araña café en Colombia está restringida al valle del Rio Magdalena y el nororiente de Colombia. En el costado occidental del Rio Magdalena, los monos araña café se encuentran distribuidos desde el departamento de Caldas pasando por los bosques del Magdalena medio en Antioquia, el nordeste antioqueño, los bosques del Sur de Bolívar y la Serranía de San Lucas, con su distribución limitada al norte por el Rio Cauca. En el costado oriental del Rio Magdalena su distribución va desde el Magdalena medio en Cundinamarca pasando por los

## Estado de conservación del mono araña café

---

departamentos de Boyacá, Santander, Norte de Santander y Cesar. En el norte de Colombia existen poblaciones registradas para la zona sur de la Sierra Nevada de Santa Marta y los bosques del piedemonte del flanco occidental de la Cordillera Oriental hasta Los Montes de Oca en el departamento de La Guajira. Finalmente en el flanco oriental de la Cordillera Oriental se han registrado históricamente poblaciones de *Ateles hybridus* en la región del Catatumbo (la cual conecta con grandes extensiones de bosque en la Serranía del Perijá en Venezuela) y en algunas zonas cercanas al PNN Tamá (Fig. 2).

### **Modelo de la distribución potencial de *Ateles hybridus* en Colombia**

A partir de la información de los 53 registros recientes de monos araña café se obtuvo una distribución potencial para *Ateles hybridus* en Colombia de 126930 km<sup>2</sup> representada como el área sombreada de la Figura 2. Ésta resulta de la combinación de los umbrales obtenidos: mínimo valor de presencia y percentil 10 del mínimo valor de presencia para los puntos de entrenamiento del modelo obtenido en MAXENT, con un valor logístico de 0.034 y 0.226 respectivamente.

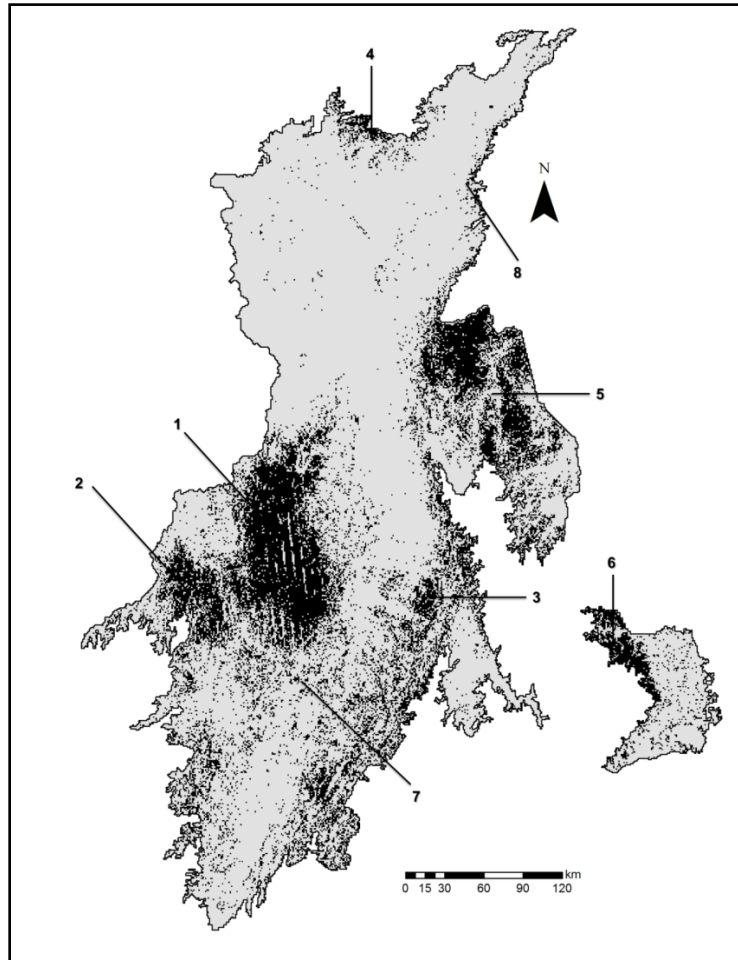
Los límites propuestos concuerdan con la propuesta metodológica de Phillips, Dudík, y Schapire (2004); Phillips, Anderson y Schapire (2006); y Pearson *et al.*, (2007), para delimitar el área potencial de una especie a través de modelos de distribución de especies. El límite boreal en los departamentos de Cesar y Guajira corresponde al umbral del mínimo valor de presencia, mientras en el departamento del Magdalena el límite es el percentil 10 del mínimo umbral de presencia. El límite occidental corresponde a los ríos Cauca y Magdalena y el este a al umbral del mínimo valor de presencia sobre los departamentos de Guajira, Cesar, Bolívar y Arauca, mientras en el noroeste el límite es la frontera con Venezuela en Norte de Santander. El límite austral corresponde al percentil 10 del mínimo umbral de presencia.

### **Pérdida de hábitat**

Los resultados del modelo de distribución actual (para el año 2010) de *Ateles hybridus* en Colombia muestran que la especie ha perdido alrededor del 78% de su distribución potencial, y que el área de distribución actual está restringida a tan solo 28173 km<sup>2</sup> aproximadamente (Fig. 3, Tabla 2). Sin embargo aunque el proceso de deforestación de los bosques de tierras bajas del Magdalena medio empezó prácticamente desde la época de la Colonia española, la tasa de deforestación y pérdida de hábitat actual es particularmente alarmante. A partir de una comparación de la extensión de hábitat disponible para los monos araña café en los últimos 20 años (de 1990 a 2010) se estimó que más del 27% del área disponible para esta especie se ha destruido en estas dos últimas décadas (Tabla 2). Esto corresponde a la transformación de más de 10 457 km<sup>2</sup> de bosques de los 38 631 km<sup>2</sup> que aun existían en 1990 (ver Fig. 4). La mayor parte de esta transformación de los ecosistemas habitados por el mono araña café se ha dado en los últimos 5 años (3492 km<sup>2</sup> correspondientes a más del 33% de la pérdida de hábitat de las últimas dos décadas). No solo las áreas principales con hábitat disponible para *Ateles hybridus* se han venido reduciendo en su extensión (ej. La Serranía de San Lucas, el Catatumbo y La Serranía de Las Quinchas), sino que es evidente la pérdida de hábitat y desaparición casi total de los fragmentos de bosque disponible para los monos araña café en toda la zona del Magdalena medio en el pasado reciente (Fig. 4).

### **Análisis de vacíos**

En la Figura 5 se muestran las áreas protegidas dentro de la distribución de *Ateles hybridus* y el cambio en la proporción de hábitat protegida de la especie para las fechas: 1990, 2000, 2005 y 2010 (Apéndice 1). Es de resaltar que para la distribución original de la especie propuesta con las áreas protegidas analizadas se encontraría tan solo protegido aproximadamente el 7% del hábitat de la especie, mientras a la actualidad (2010) aproximadamente el 3% (Fig. 6).



**Figura 3.** Modelo de hábitat disponible (en negro) para *Ateles hybridus* en Colombia en el 2010.

La reducción entre el área protegida originalmente (si se tuvieran en cuenta las áreas protegidas analizadas) y la actual es de 57%, mientras en los periodos 1990-2000, 2000-2005, 2005-2010, 2000-2010 y 1990-2010, las reducciones en hábitat protegido fueron: 7.0%, 6.2%, 10.5%, 16.0% y 21.9% respectivamente. Dichos cambios responden a la reducción del hábitat de la especie donde según la información usada para el análisis, inclusive se presenta la desaparición total de bosque en algunas áreas protegidas (Fig. 6, Apéndice 1).

Para todos los años se resalta la mayor proporción de área protegida que aportan las ANP nacionales y regionales, dentro de las cuales sobresalen por su extensión: Catatumbo,

Serranía de los Yariguies<sup>1</sup> y la Reserva forestal Carare Opon (Fig. 6, Apéndice 1). Éstas suman en todos los casos (Original 1990, 2000, 2005 y 2010) aproximadamente el 70% de las áreas de protección en la distribución de la especie y corresponden a entre el 2 y 5% de la distribución original. Se debe tener en cuenta que la mayor proporción de hábitat remanente de la especie ubicada en la Serranía de San Lucas no se encuentra actualmente protegida, aunque se sabe existen avances al respecto.

**Tabla 2.** Estadísticas de transformación del hábitat para *Ateles hybridus* en Colombia para los últimos 20 años.

		<b>Bosque km2</b>	<b>% Habitat Remanente</b>	
	Original	126 930	100	
	1990	38 630	30	
	2000	34 237	27	
	2005	31 665	25	
	2010	28 173	22	
		<b>Perdida de Hábitat Km2</b>	<b>Regeneración km2</b>	<b>Regeneración</b>
90-00	-4 393.35	-11.4%	695	1.8%
00-05	-2 571.82	-7.5%	1 458	4.3%
05-10	-3 492.28	-11.0%	421	1.3%
90-10	-10 457.44	-27.1%	2 818	7.3%
00-10	-6 064.09	-17.7%	1 764	5.2%
Ori-10	-98 756.84	-77.8%		

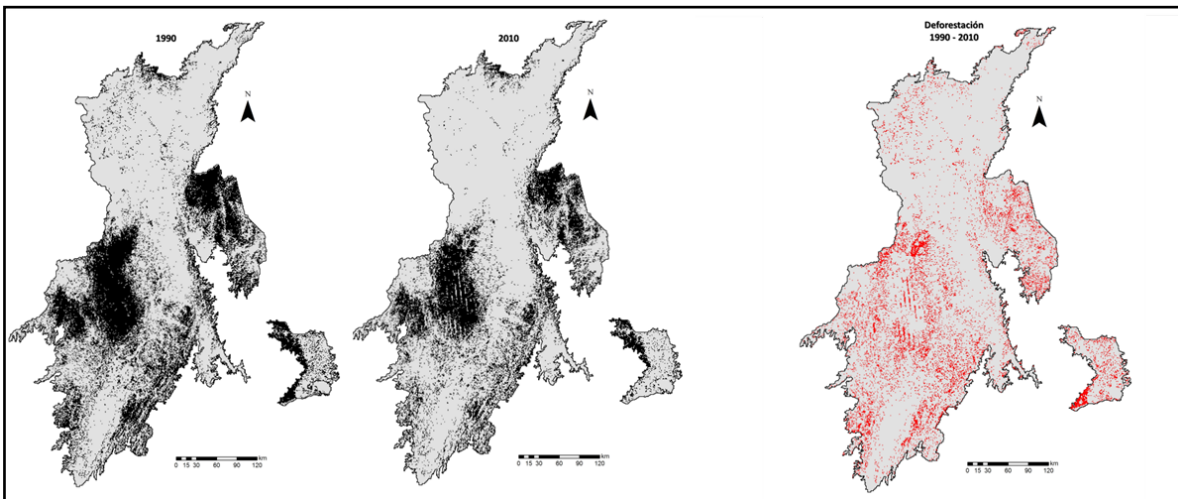
### Estudios de densidad poblacional de *Ateles hybridus* en Colombia

En la actualidad existen datos de al menos 10 estudios que han estimado la densidad poblacional de *Ateles hybridus* en Colombia. Los primeros dos estudios fueron realizados en

<sup>1</sup> Esta área protegida se considera dentro de las categorías ANP nacional y regional. Como ANP nacional está catalogada como el PNN Serranía de los Yariguies, mientras a nivel regional como el Distrito de Manejo Integrado Serranía de los Yariguies. Curiosamente a nivel regional abarca mayor extensión que a nivel nacional.

## Estado de conservación del mono araña café

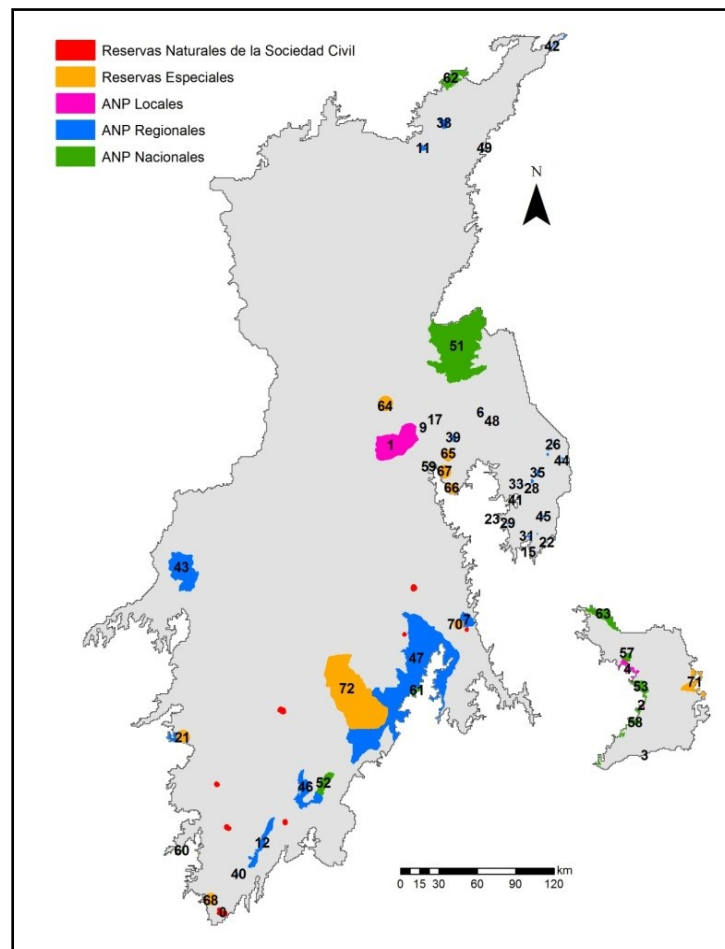
la década de los 70 por Bernstein *et al.*, (1976) y Green (1978) en La Serranía de San Lucas. Tan solo desde el año 2006 se retomaron estos trabajos en diversas áreas de Colombia (Tabla 2). Durante el 2006 y 2007 se realizaron censos en uno de los últimos grandes remanentes de bosque en la zona austral del costado oriental del Rio Magdalena, específicamente en la Serranía de Las Quinchas. En esta zona se encontró una densidad de 38 - 41 individuos/km<sup>2</sup> en los bosques con intervención antrópica (ej. tala selectiva y construcción de carretera), mientras que en los bosques con menor intervención la densidad poblacional de *Ateles hybridus* fue relativamente menos y estimada entre 26 – 29 individuos/km<sup>2</sup> (Aldana *et al.*, 2008; Link *et al.*, 2010).



**Figura 4.** Cambios en la cobertura vegetal durante el periodo de 1990 a 2010. El color negro corresponde a las zonas donde ha permanecido constante la presencia de bosques y el color rojo las zonas con pérdida de bosques.

Algunos de los estudios realizados en fragmentos de bosque muy pequeños (< 100 ha) las densidades poblacionales han sido relativamente altas (ver Doradal (Antioquia), San Juan fragmento (Santander) y Bañaderos (Guajira) en la Tabla 2). En estos estudios en pequeños fragmentos se evidencia que aunque los valores de densidad poblacional son unos de los más altos registrados para *Ateles hybridus*, el tamaño de las poblaciones es realmente bajo

y probablemente representan escenarios subóptimos para la supervivencia de estas poblaciones. Por ejemplo, la alta densidad poblacional de San Juan (fragmento) estimada en 33 individuos/km<sup>2</sup> y registrada a través de conteo directo de todos los individuos en 43 individuos/km<sup>2</sup> (Link *et al.* 2010) realmente corresponde a una población de aproximadamente 20 individuos. El mismo caso ocurre para el estudio realizado en El Pajuil en Antioquia donde se estimó una densidad poblacional de 39 individuos/km<sup>2</sup> lo que equivale a un estimativo de aproximadamente 8 individuos en ese fragmento de bosque de 21 ha. Los estimativos de densidad poblacional en otros bosques de extensiones intermedias han sido relativamente bajos (ej, San Juan (continuo) y La Brillantina).

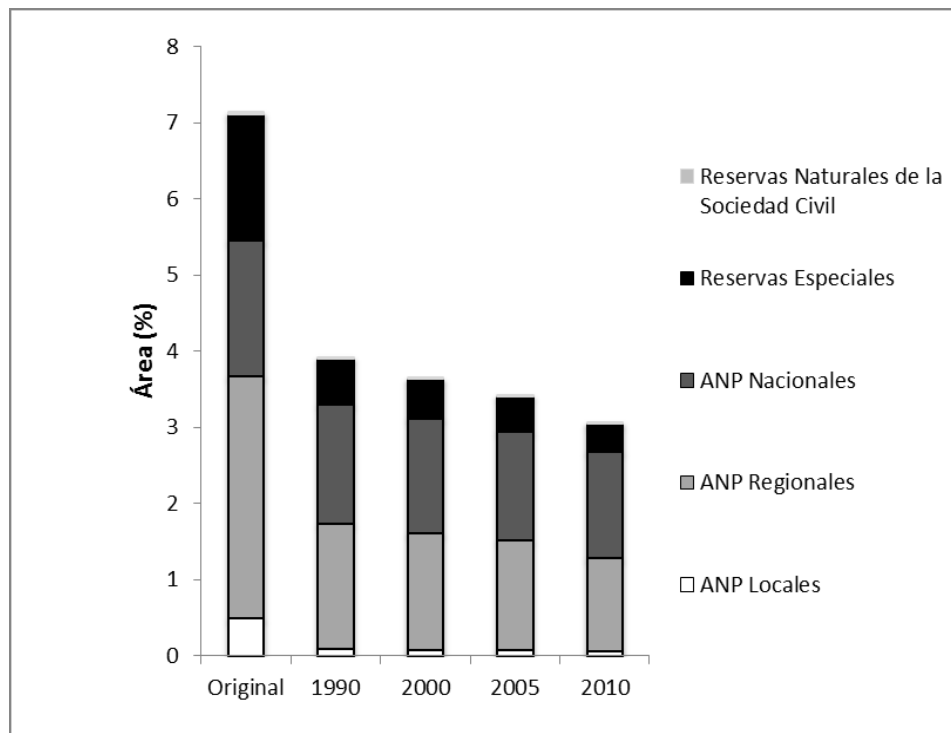


**Figura 5.** Áreas protegidas dentro de la distribución de *Ateles hybridus*.

## Estado de conservación del mono araña café

---

Es importante anotar que los datos aquí presentados probablemente muestran un sesgo grande de los estudios de estimación de densidad poblacional hacia aquellas zonas (fragmentadas o continuas) donde existe la presencia de poblaciones de monos araña. Esto impide buscar correlaciones entre el tamaño de fragmento y su tiempo de intervención sobre las densidades de *Ateles* o su presencia o ausencia de fragmentos de diferente tamaño (Michalski y Peres, 2005). Probablemente, debido a la alta sensibilidad de las poblaciones de monos araña a procesos asociados con la fragmentación (ej, cacería y tráfico de especies silvestres), la presencia de estos primates y sus densidades estén fuertemente influidos por factores particulares en cada zona de estudio.



**Figura 6.** Proporción de hábitat protegido para *Ateles hybridus* con respecto a la distribución de la especie originalmente y en los años 1990, 2000, 2005 y 2010.

### **Análisis de amenazas y usos de *Ateles hybridus* en el nordeste de Antioquia**

A través de la información recopilada en las encuestas, se pudo registrar que el 87.8% de los encuestados reconocieron al mono araña café y lo identificaron como una especie que se encuentra en la región. En las discusiones de grupo todos los asistentes lo identificaron. En total 15 de los 41 encuestados tiene la percepción de que *Ateles hybridus* es una especie abundante en la zona. Aproximadamente dos de cada tres encuestados (N = 27) consideran que los monos araña café son cazados para consumir su carne como alimento y el 12% de los encuestados identificó que la especie es cazada para capturar de sus crías (el tráfico de especies, mascotas domesticas). Aproximadamente un tercio de los encuestados (N = 12) considera que *Ateles hybridus* es cazado ya que existe la falsa creencia de que su consumo tiene propiedades medicinales asociadas con la cura de la anemia y/o malaria. Este uso también se evidenció en las discusiones de grupo. Ninguno de los encuestados consideró que se cazarán los monos araña café debido a un conflicto con la especie (ej. daño de cosechas, entre otros). Solo un 4.9% lo incluyó como un animal preferido por su carne en las encuestas, sin embargo en las reuniones de grupo estuvo entre los 10 animales silvestres más preferidos para el consumo. Finalmente, un 14.6% de los encuestados consideró que *Ateles hybridus* estaba dentro de los cinco mamíferos preferidos para tener como mascota y un 39% señaló que lo habían tenido o visto cómo mascota. Durante este estudio también se identificó otra amenaza crítica en esta región la minería, en muchos casos ilegal.

### *Discusión*

A través del modelo de nicho basado en el principio de máxima entropía para estimar el hábitat disponible para los monos araña café se estimó que tan solo queda en la actualidad aproximadamente un 22% de su hábitat original. Los resultados de este estudio se basaron únicamente en datos recientes de observaciones directas de poblaciones silvestres de *Ateles hybridus* en Colombia, con el fin de minimizar la probabilidad de asignar localidades erróneas (ej. de etiquetas de colección de los especímenes de museo, o datos antiguos e imprecisos). Es evidente que en las últimas dos décadas (1990 – 2010) la disminución del

## Estado de conservación del mono araña café

---

hábitat potencial para la especie en el Magdalena medio y nororiente de Colombia no ha cesado y sino que por el contrario se ha intensificado perdiéndose en tan solo 20 años un ~ 8% de su distribución histórica. Por otro lado, tan solo un 3% de la distribución de *Ateles hybridus* en Colombia se encuentra en áreas naturales protegidas (muchas de ellas zonas de inestabilidad socio-política), y aún más preocupante se ha visto un decrecimiento de más del 50% en la distribución de hábitats dentro de estas ANP's. La figura de parques nacionales naturales resultó siendo la que menor pérdida proporcional de hábitat ha sufrido y esto realza la necesidad de declarar otros parques nacionales naturales en la zona de distribución de *Ateles hybridus* (ej. Serranía de San Lucas). La pérdida de hábitat y la fragmentación son probablemente la principal amenaza para las poblaciones restantes de *Ateles hybridus* en el Colombia, en especial ya que la pérdida de hábitat esta a su vez relacionada con mayores presiones antrópicas (ej. cacería y tráfico de especies). En conclusión la situación de *Ateles hybridus* en Colombia es crítica, ya que los procesos regionales de deforestación y transformación de los ecosistemas naturales se suman a su vulnerabilidad asociada a sus largos ciclos de vida y altas demandas ecológicas.

### **Registros recientes (e históricos) en el costado occidental del Rio Magdalena**

Los registros recientes de poblaciones de monos araña café en la zona austral del costado occidental del Rio Magdalena están limitados a unos avistamientos recientes en los bosques de Florencia en el departamento de Caldas (Roncancio y colaboradores, comunicación personal) y a un par de grupos de *Ateles hybridus* restringidos a dos fragmentos muy pequeños de bosque (< 30 ha) en la zona de Doradal, Antioquia (Roncancio *et al.* 2010). En la zona media del costado occidental se han realizado varios avistamientos principalmente en el nordeste de Antioquia, en los municipios de Remedios, Segovia y Zaragoza, así como algunos registros en el municipio de Maceo y en los bosques aledaños al Rio Magdalena en el Municipio de Puerto Berrío y Yondó. Es importante mencionar que en gran parte de esta región no se han realizado estudios recientes y es de esperar que algunas poblaciones se encuentren en los demás municipios del nordeste antioqueño y del sur de Bolívar. En la zona boreal del costado occidental del Rio Magdalena se han observado monos araña café

al sur del Rio Cauca, en el municipio de Cauca, en Antioquia, y en la zona del Norte de la Serranía de San Lucas, particularmente en la zona de Juan Sobrino y áreas aledañas en el departamento de Bolívar. Es de anotar que los registros históricos de *Ateles hybridus* incluyen varias zonas en el norte y oriente de la Serranía de San Lucas y otras zonas al occidente de la distribución, de donde no hay registros recientes (Fig. 2).

### **Registros recientes (e históricos) en el costado oriental del Rio Magdalena**

Los registros recientes de poblaciones de monos araña café en la *zona austral* del costado oriental de Rio Magdalena están concentrados en los bosques húmedos tropicales que aún existen en la Serranía de Las Quinchas y algunas zonas fragmentadas en el sur-occidente del departamento de Santander (municipio de Cimitarra y Puerto Parra, entre otros), en particular la zona de La India y en la cuenca del Rio San Juan, el bajo Rio Carare y la ciénaga de Chucurí. Aunque no hay registros recientes en los bosques de la cuenca del Rio Opón, fuera de zonas aledañas en la zona de Campo Capote, se presume que esta zona también tiene actualmente poblaciones de monos araña café. En la zona media del costado oriental tan solo hay un registro reciente en el municipio de Curumaní, en un fragmento aislado y pequeño de bosque (~ 30 ha). En la zona boreal se han observado poblaciones silvestres en los bosques de Montes de Oca en la zona más Norte de los Andes colombianos y en el suroriente de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta, en Tomarrazón, Guajira (Fig. 2). Los registros históricos indican que han existido poblaciones en los bosques húmedos del sur de la Sierra Nevada de Santa Marta, en la Zona del Catatumbo y en zonas cercanas al piedemonte en Arauca en Colombia. Es posible que en esta región del piedemonte oriental de los Andes orientales aun existan poblaciones de monos araña, ya que aun existen algunas poblaciones al norte del departamento de Arauca en la Reserva Caparo en Venezuela (Hernández-Camacho y Cooper, 1975; Diana Liz Duque datos sin publicar).

## Estado de conservación del mono araña café

---

### **Áreas prioritarias para la conservación y estudio de los monos araña café en Colombia**

A partir del análisis de hábitat disponible para *Ateles hybridus* se puede identificar que al menos seis zonas con mayor disponibilidad de hábitat y/o relevancia para la conservación de los monos araña café (dentro de su rango de distribución) corresponden a (Fig. 3):

#### **[1 y 2] La Serranía de San Lucas, el Nordeste Antioqueño y el sur de Bolívar**

Probablemente esta zona represente el hábitat más conservado y con mayor extensión de bosques continuos para los monos araña café en Colombia. Recientemente, se han encontrado poblaciones en la zona norte de la Serranía de San Lucas (Roncancio *et al*, este volumen), en gran parte de las zonas aledañas a la carretera Puerto Berrio – Remedios – Zaragoza en Antioquia y en otras zonas que colindan con el Sur de Bolívar (ej, Bodegas y Barbacoas en el municipio de Yondo, Antioquia). Las estribaciones orientales y occidentales de la Serranía de San Lucas, así como las amplias extensiones de bosque primario del nordeste de Antioquia probablemente alberguen las poblaciones más numerosas de monos araña café en Colombia. Aunque existen varios registros históricos entre las estribaciones orientales de la Serranía de San Lucas y el Rio Magdalena, no se tienen registros recientes y es una prioridad la pronta evaluación de las poblaciones de *Ateles hybridus* en esta zona del país. Así mismo consideramos que es necesaria la designación de un área natural protegida que proteja las poblaciones más grandes de uno de los primates más amenazados con la extinción en el mundo, conservando a su vez una importante parte de la biodiversidad colombiana y de los servicios ecosistémicos que proveen los bosques donde habitan.

#### **[3] La Serranía de Las Quinchas, las cuencas de los ríos Carare y Opón y el piedemonte occidental de la cordillera oriental de Los Andes**

Los bosques húmedos tropicales del valle del Rio Magdalena en el piedemonte de Los Andes orientales han sufrido una dramática reducción, y actualmente el mosaico de fragmentos restantes está fuertemente amenazado por el establecimiento de

monocultivos extensivos (ej. palma de aceite) en esta parte del país. Sin embargo esta región es también prioritaria para la conservación de *Ateles hybridus*, ya que contiene dos zonas con grandes extensiones de hábitat conservado: La Serranía de Las Quinchas en los departamentos de Boyacá y Santander y los bosques de la cuenca del Río Opón en Santander. Entre estas dos regiones aún se encuentra un sistema de fragmentos de bosque de diferente tamaño y tienen una vital importancia para mantener el flujo genético entre las poblaciones del Magdalena medio y aquellas en la zona norte de Colombia y en Venezuela (ver abajo las consideraciones filogenéticas).

#### [4] ***La zona sur y suroriental de la Sierra Nevada de Santa Marta***

Existen registros históricos de poblaciones silvestres de *Ateles hybridus* en varias localidades de las estribaciones sur y surorientales de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) particularmente en zonas de bosque húmedos tropicales. Aunque no hay registros recientes en esta zona, es muy probable que todavía haya grandes poblaciones de monos araña café. Recientemente, la gente local afirma que hay poblaciones cerca de Pueblo Viejo de Sul en Cesar. Además, existen varios registros recientes (2011 y 2012) de *Ateles hybridus* en la zona de Bañaderos y de Tomarrazón en la zona oriental de La Sierra, en el departamento de la Guajira. En conclusión, los registros recientes, la conectividad de los bosques en el sur de la SNSM en el Cesar y el hecho de que varios registros históricos coinciden en esta área, hace que sea un sitio prioritario para realizar estudios que confirmen la presencia de *Ateles hybridus* y evalúen el estado de sus poblaciones.

#### [5] ***El Parque Nacional Catatumbo-Bari, La Gabarra y Tibu***

Por la extensión de su cobertura vegetal y del hábitat disponible para *Ateles hybridus*, esta zona es prioritaria para la conservación de la especie en Colombia. Esta zona tiene aun más importancia si se tiene en cuenta su conectividad con grandes extensiones de bosque húmedo tropical en la Serranía del Perijá en Venezuela. El Parque Nacional

## Estado de conservación del mono araña café

---

Catatumbo-Bari es una de las pocas zonas protegidas de gran extensión (Apéndice 1) que incluye la distribución potencial del mono araña café con mas 140.000 hectáreas de bosque aun presentes en el año 2010. Existen algunos registros históricos de *Ateles hybridus* en esta zona, sin embargo el orden público no ha permitido que se realicen estudios recientemente. Así mismo, los bosques húmedos de tierras bajas de Tibú tienen una amplia cobertura disponible para *Ateles hybridus*. Es muy probable que la población de *Ateles hybridus* en esta zona del país sea considerablemente grande y represente una de las unidades de conservación más importantes para la especie.

### [6] ***El Parque Nacional Natural Tamá y piedemonte llanero en Arauca***

El modelo de nicho generado en este estudio muestra un área con grandes extensiones de hábitat potencial para *Ateles hybridus* en el Parque Nacional Natural Tama y en el piedemonte llanero en el Departamento de Arauca. Existen al menos dos registros históricos muy cerca del Parque Nacional Natural Tama, los dos de ellos en Venezuela, lo que sugeriría que han existido y posiblemente aun existan poblaciones de *Ateles hybridus* en esta zona. Estudios preliminares en el 2010 y 2011 no han confirmado la presencia de monos araña café pero la comunidad local asegura que allí existen (Alvarez, comunicación personal). Además hay reportes recientes de una de las ultimas poblaciones viables de *Ateles hybridus* en suroccidente de Venezuela, en la Reserva Caparo (Diana Liz Duque, datos sin publicar) lo que sugiere que la distribución histórica de *Ateles hybridus* si alcanza esta región en Colombia. Es relevante realizar más estudios que permitan confirmar la presencia de monos araña café en esta región del país. Hernández-Camacho y Cooper (1975) habían reportado una población en el piedemonte de Arauca, pero después de tantos años es necesario confirmar si todavía existen allí.

Aparte de las seis zonas identificadas y descritas anteriormente, hay dos regiones adicionales que han tenido fuertes impactos por la deforestación y perdida de hábitat y/o

son regiones importantes, independiente de que su área de cobertura de bosques no sea tan extensa con relación a las áreas descritas anteriormente. Estas son:

### [7] ***Valle medio del rio Magdalena***

Aunque el valle del Rio Magdalena ha sufrido históricamente una dramática reducción de su cobertura vegetal, aun existe un amplio mosaico de fragmentos de bosque en una matriz de zonas de ganadería extensiva y más recientemente grandes monocultivos. Los estudios recientes sobre poblaciones naturales de monos araña café que se han realizado en Colombia se han enfocado en esta región. Aparte de su valor por tener aun varias zonas con poblaciones naturales de *Ateles hybridus*, parece ser que esta zona ha actuado históricamente como un corredor genético entre las poblaciones en ambos bancos del rio Magdalena (Link *et al.*, datos sin publicar) y por ende consideramos que sería muy importante tratar de mantener estos corredores en esta región de Colombia.

### [8] ***La Serranía del Perijá y el norte de los Andes Orientales***

Esta zona cubre el piedemonte occidental de la cordillera oriental en su región más al norte en Colombia, en los departamentos de Cesar y Guajira. Aunque en Colombia se evidencia tan solo una pequeña franja de hábitat disponible para *Ateles hybridus*, esta zona está posiblemente conectada con las poblaciones más al norte del país (ej, Montes de Oca y la SNSM) y así mismo está conectada con grandes extensiones de bosque húmedo tropical en la Serranía del Perijá en Venezuela. En Montes de oca se conoce una población grande de monos araña café y se debería investigar más a fondo esta región binacional debido a su gran potencial de conservación de la biodiversidad.

Finalmente, el modelo de nicho presentado en este estudio combinado con la información reciente e histórica sobre la presencia de poblaciones silvestres de *Ateles hybridus* también nos permite identificar algunas zonas de vacíos de información claves para entender la biogeografía de los monos araña café y su estado actual de conservación. Por ejemplo, este

## Estado de conservación del mono araña café

---

estudio evidencia la ausencia de registros históricos y recientes en la zona nor-occidental de la distribución propuesta para la especie, en particular en lo que hoy son zonas de sabanas y bosques secos de los departamentos de Magdalena y Cesar, en el banco oriental del Río Magdalena. Dada la distribución de los registros de *Ateles hybridus*, es probable que la distribución histórica de esta especie sea diferente. Se hacen necesarios estudios sobre la biogeografía y filogenética de la especie (combinados con estudios paleobotánicos y reconstrucciones de los posibles ecosistemas en esta zona del país) que nos permitan tener un mejor entendimiento de las relaciones entre sus poblaciones. Aún queda por resolver si los monos araña café estuvieron distribuidos históricamente en todo el valle del Magdalena medio o si su distribución ha sido amplia en los bosques del sur de su distribución y por el contrario se han expandido a lo largo de los bosques del piedemonte de la cordillera oriental, colonizando el norte de Colombia y Venezuela.

### ***Ateles hybridus* en áreas naturales protegidas**

Uno de los resultados más importantes de este estudio es que sólo aproximadamente 7% de la distribución histórica propuesta para *Ateles hybridus* está contenida bajo alguna categoría de Área Natural Protegida, y menos de la mitad permanece hoy con hábitat potencial para esta especie. Esto evidencia no solo la necesidad de crear áreas protegidas en esta inmensa zona del país, donde habitan otras especies en peligro crítico de extinción (ej. el paujil de pico azul (*Crax alberti*)), sino que es clave mejorar su control para garantizar su supervivencia.

### **Recuento de los estudios de densidad poblacional de monos araña café en Colombia:**

#### **Avances, consideraciones y vacíos**

En los últimos cinco años se han realizado un gran número de estudios de estimación de las poblaciones de *Ateles hybridus* en el país (Tabla 3). En parte esto ha sido positivo para aumentar el interés sobre esta especie en comunidades locales, entidades regionales e incluso nacionales. Así mismo, se ha generado una información básica sobre el estado de las poblaciones en varias zonas de Colombia. Sin embargo, es importante resaltar que los

resultados encontrados en estos estudios deben ser analizados e interpretados con el mayor cuidado. En varios estudios se ha encontrado que las densidades poblacionales de *Ateles hybridus* llega a alcanzar los valores más altos reportados para el género *Ateles*, en Suramérica (Link *et al.*, 2010; Roncancio *et al.*, 2011; Forero *et al.*, datos sin publicar). Sin embargo estas investigaciones han sido realizadas, al menos en parte, en fragmentos de bosque extremadamente pequeños y aislados y sus altas densidades tan solo representan unos pocos individuos reproductivos (ej. < 15 individuos reproductivos). Esta situación es común en el país en especial en algunas zonas altamente fragmentadas (ej, Curumaní, Cesar) en donde no hubo una presión de cacería que llevara a la extinción local a estas poblaciones de mono araña café.

Otro punto a considerar dentro de la selección de áreas de muestreo para estimar la densidad poblacional de *Ateles hybridus* en los estudios recientes es que, por motivos lógicos, los muestreos no han sido aleatorios, sino enfocados en aquellos fragmentos donde los investigadores han llegado por conocimiento de la presencia de al menos algunos individuos de *Ateles hybridus*. Esto no le quita valor a estos estudios, sino que evidencia que aun desconocemos lo que sucede en la mayor parte de áreas fragmentadas (cada vez más comunes en Colombia) donde ya no se encuentran poblaciones de monos araña café.

## Estado de conservación del mono araña café

---

**Tabla 3.** Densidad poblacional (individuos/km<sup>2</sup>) de las poblaciones silvestres de monos araña café (*Ateles hybridus*) en Colombia.

LUGAR	INDIVIDUOS/KM <sup>2</sup>	AREA	REFERENCIA
Serranía de San Lucas, Bolivar, Colombia	9 a 14		Bernstein <i>et al.</i> , 1976
Cerro Bran, Bolivar, Colombia	33	83	Green, 1978
La Guinea, Santander, Colombia	29	>5000	Aldana <i>et al.</i> , 2008
Reserva El Paujil, Boyacá, Colombia	38	~400	Aldana <i>et al.</i> , 2008
La Guinea, Santander, Colombia	26	>5000	Link <i>et al.</i> 2010
Reserva El Paujil, Boyacá, Colombia	41	~400	Link <i>et al.</i> 2010
San Juan (fragmento), Santander, Colombia	33	70	Link <i>et al.</i> 2010
San Juan (continuo), Santander, Colombia	5	~1500	Link <i>et al.</i> 2010
El Pajuil, Antioquia, Colombia	39	21	Roncancio <i>et al.</i> , 2010
La Brillantina, Antioquia, Colombia	6	~400	Fundación Proyecto Primates (datos sin publicar)
Tomarrazon, La Guajira, Colombia	7	~500	Fundación Proyecto Primates (datos sin publicar)
Bañaderos, La Guajira, Colombia	65	~100	Fundación Proyecto Primates (datos sin publicar)

Hasta la fecha solo hay pocos estudios que han estudiado la densidad poblacional de *Ateles hybridus* en zonas con gran potencial de conservación. Por ejemplo, en la Serranía de Las Quinchas se encontró una población grande de *Ateles hybridus* en bosques ligeramente

intervenidos, así como en bosque con mínima intervención (Aldana *et al.*, 2008; Link *et al.*, 2010) o en la zona norte de la Serranía de San Lucas (Roncanio *et al.*, este volumen) donde también parecen haber poblaciones viables de esta especie. En conclusión, aunque se ha avanzado enormemente en el estudio e identificación de poblaciones silvestres de *Ateles hybridus* aún hay mucho trabajo por hacer en aras de conocer el estado real de sus poblaciones y plantear las herramientas y programas más efectivas para su conservación.

### **Caso de estudio: Análisis de amenazas y usos de *Ateles hybridus* en el nordeste de Antioquia**

Los resultados de las encuestas y las discusiones grupales también mostraron que la mayor parte de los participantes reconocen la especie. Si asumimos que este es un patrón común a lo largo de su distribución y se combina con su gran tamaño, su importante papel ecológico, y su distribución restringida (casi endémico) se puede establecer que *Ateles hybridus* es un muy buen candidato para ser una especie bandera en Colombia (Dietz *et al.*, 1993).

Por otro lado los resultados de este estudio también mostraron que para los monos araña café en esta región la cacería es una de las mayores amenazas. Debido a que la cacería es una actividad ilegal no se pudo estimar la tasa real a la que ocurre, sin embargo casi la mitad de los encuestados aceptaron haber comido/haber visto o tenido como mascota un mono araña café en su vida (<50 años). La cacería es también una de las peores amenazas para especies similares al mono araña café (Michalski y Peres, 2005; Shanee *et al.*, 2007) en especial debido a sus lentos ciclos de vida.

Un resultado muy importante de este estudio es que en esta zona es común la creencia de que la carne de esta especie tiene propiedades medicinales. Esta creencia se ha registrado también en otras localidades (ej. Serranía de las Quinchas) donde se han obtenido datos en

## Estado de conservación del mono araña café

---

conversaciones informales con pobladores locales (Fundación Proyecto Primates datos sin publicar). Alves *et al.* (2010) identificaron que el uso de los primates o sus partes en la medicina tradicional es una amenaza común para muchos primates. Es por esto que para especies como el mono araña café, es una prioridad entender dichos usos (ej. que tan comunes son) y los factores socioculturales de las poblaciones de influencia, antes de establecer planes de conservación y manejo. Por último cabe mencionar que durante este estudio se evidenció otra gran amenaza que es crítica en esta región, la minería de oro, sobretodo la minería ilegal.

Se necesitan más estudios de este tipo en más puntos de la distribución de *A. hybridus* para determinar el nivel de influencia que los factores socio-económicos tienen en la conservación de esta especie y su hábitat que permitan realizar esfuerzos de conservación efectivos. Estos esfuerzos deben incluir la educación ambiental local y nacional, así como el mayor control de las autoridades de las actividades ilícitas (ej. Tala, caza, minería) y la promoción del uso sostenible y alternativas económicas para las comunidades locales.

### *Conclusión*

Este estudio documenta la generalizada pérdida de hábitat potencial para las poblaciones de *Ateles hybridus* y muestra que este rápido proceso de transformación de los ecosistemas no sólo sigue ocurriendo actualmente sino que se ha intensificado. Así mismo, se hace evidente que el sistema de áreas naturales protegidas actual en Colombia es insuficiente para proteger a esta especie. Además se identifica una amenaza nueva, la cacería de los individuos de esta especie con fines medicinales. Finalmente, después de cinco años de investigaciones sobre la presencia y estado de las poblaciones de monos araña café en Colombia, aun se evidencia que se requieren muchos estudios y sobretodo muchas iniciativas de conservación integrales para proteger a esta especie de la extinción.



## Estado de conservación del mono araña café

---

18	El Manantial	41.82	0.00	38.08	0.01	38.08	0.01	2.08	0.00	2.08	0.00
19	El Porvenir	12.80	0.00	0.75	0.00	0.75	0.00	0.75	0.00		
20	El Purgatorio	14.31	0.00								
21	Embalse Del Peñol Y Cuenca Del Rio Guatape	9 032.10	1.00	2 922.88	0.59	2 922.88	0.63	2 797.43	0.65	2 060.80	0.53
22	Fundación	37.27	0.00	0.38	0.00	0.38	0.00				
23	La Andina	14.91	0.00	22.82	0.00	22.82	0.00	22.82	0.01	22.82	0.01
24	La Esperanza	23.01	0.00								
25	La Esperanza San Miguelito	23.07	0.00								
26	La Floresta	131.68	0.01	13.88	0.00	101.87	0.02	98.73	0.02	98.73	0.03
27	La Florida	16.84	0.00								
28	La Garrapata	361.22	0.04	36.04	0.01			61.69	0.01	7.52	0.00
29	La Gloria	36.07	0.00	3.13	0.00	2.65	0.00				
30	La Honda	26.37	0.00								
31	La Legia	108.62	0.01	100.45	0.02	100.45	0.02	100.45	0.02	100.45	0.03
32	La Ovejera	54.99	0.01	55.00	0.01	55.00	0.01	25.58	0.01	25.58	0.01
33	La Palmita	114.79	0.01	50.74	0.01	38.25	0.01	102.33	0.02	102.33	0.03
34	La Rinconada	69.39	0.01	15.39	0.00	17.06	0.00	17.06	0.00	11.62	0.00
35	La Salina	528.11	0.06	116.81	0.02	116.81	0.03	116.81	0.03	51.94	0.01
36	Las Camelias	47.77	0.01	0.11	0.00	0.11	0.00				
37	Las Monas	22.84	0.00								
38	Los Besotes	3 556.55	0.39	60.81	0.01						
39	Maravilla	763.65	0.08	591.31	0.12	532.07	0.12	509.26	0.12	509.26	0.13

## Capítulo 7

40	Meandro O Madre Vieja De Guarinocito	96.80	0.01								
41	Mesetas I	1.36	0.00								
42	Montes De Oca	1 529.66	0.17	756.76	0.15	602.57	0.13	682.43	0.16	682.43	0.18
43	Nechi Bajo Cauca	45 571.55	5.03	42 593.91	8.58	40 865.15	8.85	39 669.31	9.16	37 429.46	9.66
44	Rancho Grande N.2	117.75	0.01	5.79	0.00	5.79	0.00	5.79	0.00	5.79	0.00
45	San Isidro	554.78	0.06	460.43	0.09	460.43	0.10	249.36	0.06	184.79	0.05
46	Serrania De Las Quinchas	21 228.93	2.34	16 526.32	3.33	15 746.98	3.41	13 359.83	3.09	9 157.70	2.36
47	Serrania De Los Yariguies	294 721.60	32.51	140 430.50	28.30	128 830.83	27.91	121 738.88	28.12	101 044.50	26.07
48	Tequendama	42.11	0.00	42.11	0.01	42.11	0.01	11.99	0.00	11.99	0.00
49	Unidad Biogeografica De Cerro Pintao	65.56	0.01	8.77	0.00	8.77	0.00				
	<b>Anp Nacionales (Pnn)</b>	<b>226 408.70</b>	<b>24.97</b>	<b>198 770.98</b>	<b>40.05</b>	<b>191 644.59</b>	<b>41.51</b>	<b>182 495.54</b>	<b>42.15</b>	<b>178 150.03</b>	<b>45.96</b>
50	Caño Alonso	467.00	0.05	118.70	0.02	73.65	0.02				
51	Catatumbo Bari	159 277.62	17.57	150 006.29	30.23	146 312.78	31.69	139 083.86	32.13	139 538.25	36.00
52	Cuchilla El Minero	10 092.43	1.11	8 355.26	1.68	8 120.80	1.76	7 746.41	1.79	6 068.20	1.57
53	El Cocuy	13 908.65	1.53	14 126.37	2.85	12 950.97	2.81	11 869.50	2.74	9 920.53	2.56
54	Estoraques	635.92	0.07	1.58	0.00	1.58	0.00	1.58	0.00	1.58	0.00
55	Quebrada La Tenería	791.13	0.09	231.37	0.05	231.37	0.05	231.37	0.05	231.37	0.06
56	Quebradas El Peñon Y San Juan	637.37	0.07	107.88	0.02	107.88	0.02	107.88	0.02	99.50	0.03
57	Río Satoca	4 158.46	0.46	4 034.08	0.81	3 910.41	0.85	3 744.51	0.86	3 744.51	0.97
58	Rio Tame	1 565.99	0.17	842.53	0.17	689.99	0.15	620.68	0.14	597.83	0.15
59	Rio Tejo	449.80	0.05	14.43	0.00	14.43	0.00	14.43	0.00	14.43	0.00

## Estado de conservación del mono araña café

60	Selva De Florencia	428.17	0.05	303.83	0.06	303.83	0.07	303.83	0.07	64.92	0.02
61	Serranía De Los Yariguies	5 898.15	0.65	4 071.05	0.82	3 906.75	0.85	4 714.51	1.09	4 011.92	1.04
62	Sierra Nevada De Santa Marta	12 699.65	1.40	1 519.19	0.31	901.11	0.20	978.20	0.23	878.20	0.23
63	Tama	15 398.35	1.70	15 038.42	3.03	14 119.04	3.06	13 078.79	3.02	12 978.79	3.35
	<b>Reservas Especiales</b>	<b>211 615.66</b>	<b>23.34</b>	<b>76 623.90</b>	<b>15.44</b>	<b>65 629.34</b>	<b>14.22</b>	<b>58 306.69</b>	<b>13.47</b>	<b>46 256.40</b>	<b>11.93</b>
64	Res For Prot Caño Alonso	9 251.60	1.02	400.00	0.08	300.00	0.06	100.00	0.02	100.00	0.03
65	Res For Prot Cuenca Quebrada Teneria	4 949.64	0.55	618.93	0.12	618.93	0.13	698.30	0.16	698.30	0.18
66	Res For Prot Cuenca Alta Río Algodón	5 733.26	0.63	29.18	0.01						
67	Res For Prot Cuenca Alta Río Tejo	6 893.88	0.76								
68	Res For Prot Cuenas Qebradas El Peñon Y San Juan	6 019.58	0.66	382.97	0.08	382.97	0.08	649.13	0.15	349.13	0.09
69	Res For Prot Embalse El Peñol	6 737.89	0.74	2 528.04	0.51	2 528.04	0.55	2 665.14	0.62	1 484.38	0.38
70	Res For Prot Escarpas Occ Y Malpaso	3 937.79	0.43	173.03	0.03	107.75	0.02	73.03	0.02	76.14	0.02
71	Reserva Forestal	12 355.33	1.36	2 230.40	0.45	1 150.07	0.25	1 250.07	0.29	1 150.07	0.30
72	Reserva Forestal Carare Opon	155 736.69	17.18	70 261.35	14.16	60 541.57	13.11	52 871.03	12.21	42 398.38	10.94
	<b>Reservas Naturales De La Sociedad Civil</b>	<b>2 487.76</b>	<b>0.27</b>	<b>479.41</b>	<b>0.10</b>	<b>378.86</b>	<b>0.08</b>	<b>371.90</b>	<b>0.09</b>	<b>255.40</b>	<b>0.07</b>

	<b>Total</b>	<b>906 594.48</b>	<b>100.0 0</b>	<b>496 271.08</b>	<b>100.0 0</b>	<b>461 630.26</b>	<b>100.0 0</b>	<b>432 924.13</b>	<b>100.0 0</b>	<b>387 609.48</b>	<b>100.0 0</b>
--	--------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------



### Capítulo 8

Este capítulo reproduce el capítulo del libro: **de Luna AG & Link A.** Conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates fuera de áreas protegidas en Colombia.

Capítulo 15. Pp. 275-293. En: Payán, E., C. A. Lasso y C. Castaño-Uribe (Editores). I.

Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, D. C., Colombia. 2015.

### Conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates fuera de áreas protegidas en Colombia

#### *Resumen*

El mono araña café (*Ateles hybridus*) es uno de los primates más amenazados de extinción en el mundo. Endémico de Colombia y Venezuela, ha enfrentado una reducción del 80% de su hábitat histórico y una acelerada transformación de sus hábitats naturales. En Colombia, solo el 3% del área de distribución del mono araña café se encuentra bajo la protección del sistema de áreas protegidas. Los monos araña son [1] indicadores de la calidad de los bosques húmedos tropicales, [2] cumplen una función clave en el mantenimiento de la dinámica de estos ecosistemas y [3] se encuentran en una de las regiones más intervenidas del Neotrópico, su conservación debería ser priorizada en Colombia y Venezuela. Aquí describimos dos estrategias para la conservación de *A. hybridus*: la primera asociada a la declaratoria de áreas protegidas en el área de su distribución actual, y la segunda asociada al manejo de los hábitats en matrices productivas en común acuerdo con actores gubernamentales, económicos y sociales. Dado que la mayor parte de su población está por fuera de áreas protegidas, la conservación de *A. hybridus* depende de la protección de estas poblaciones. Su conservación garantizará la conservación de una inmensa diversidad de especies y ecosistemas.

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

### *Abstract*

Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) are one of the most endangered primates in the world. Only found in Colombia and Venezuela, approximately 80% of its habitat has been destroyed. In Colombia, only 3% of its distribution area falls within protected areas. Given that [1] the presence of spider monkeys is an indicator of high quality habitat, [2] that spider monkeys are important species in the maintenance of tropical tree diversity, and [3] that they inhabit one of the most intervened ecosystems in the Neotropics, conservation efforts aiming to prevent their extinction should be prioritized in Colombia and Venezuela. We describe two non-exclusive strategies towards the conservation of *A. hybridus*: the first one, related to the declaratory of new protected areas, and the second one related to the management of natural populations through conservation agreements and initiatives with local government agencies, private land owners and local communities. Given that most of their population lives outside protected areas, we emphasize that the conservation of brown spider monkeys largely depends in the successful conservation initiatives and programs that will be implemented outside from protected areas. The conservation of brown spider monkey will encompass de conservation of a wide diversity of species in Colombia.

### *Introducción*

En la actualidad, más de la mitad de los primates del mundo se encuentran en peligro de extinción (IUCN 2015). En la región del Neotrópico, los monos araña hacen parte de los vertebrados más vulnerables a la destrucción y fragmentación del hábitat (Michalski & Peres 2005) y la cacería (Franzen 2006). Debido a su tamaño (9 a 10 kg), son presas preferidas de las comunidades indígenas y de colonos que se alimentan de fauna silvestre (Franzen 2006). Además, la mayoría de las especies son cazadas para uso medicinal para distintas enfermedades incluyendo la anemia, el paludismo el reumatismo y la leishmaniasis (Alves et al. 2010, Link et al. 2013). Su dieta se compone principalmente de frutos carnosos, por lo que requieren de grandes extensiones de bosques (Di Fiore et al. 2008) y tienen ciclos reproductivos lentos que impiden que sus poblaciones se recuperen fácilmente (Di Fiore et al. 2010). En resumen, los monos araña son extremadamente vulnerables a la degradación de los ecosistemas en donde viven y a las amenazas directas como la cacería.

El mono araña café o marimonda del magdalena (*Ateles hybridus*) es uno de los 25 primates más amenazados de extinción en el planeta (Mittermeier et al. 2009). Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el mono araña café está “Críticamente Amenazado” (CR) debido a la acelerada pérdida y fragmentación de su hábitat (Etter et al. 2006, Link et al. 2013) y a la cacería para consumo, al uso en medicina tradicional y al tráfico ilegal de especies (Link et al. 2013). Esta especie fue reconocida hace tan solo 15 años (Collins 1999, Collins & Dubach 2000b). Una vez reconocidos como especie, se visibilizó la falta de conocimiento sobre el estado de sus poblaciones (ver Bernstein et al.

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

1976; Green 1978). Sin embargo, desde ese momento, el acelerado deterioro de los ecosistemas dentro de su área de distribución histórica hizo evidente que esta especie se encuentra amenazada con la extinción.

La distribución histórica del mono araña café está restringida a los bosques de tierras bajas del norte de Colombia y Venezuela. Se encuentra en la cuenca del río Magdalena en Colombia, en el nordeste antioqueño, en la Serranía de San Lucas y en las estribaciones del norte de la cordillera oriental de Los Andes (Cooper & Hernandez-Camacho 1975, Defler 2004). En Venezuela, existen registros en el noroccidente del país (Cordero-Rodriguez & Biord 2001) y en el Parque Nacional Guatopo (Figura 1). Los monos araña coinciden en la mayor parte de su distribución con otras tres especies de primates, los aulladores rojos (*Alouatta seniculus*), los monos cariblancos (*Cebus versicolor*) y las martejas o monos nocturnos (*Aotus griseimembra*). En la zona occidental además coinciden con los monos titis grises (*Saguinus leucopus*). Por último en la zona de la Serranía de San Lucas también cohabitan con los churucos (*Lagothrix lagotricha lugens*) (Defler 2004). De estas cinco especies las últimas cuatro son endémicas de Colombia y presentan algún grado de amenaza (IUCN 2015). Es clave tener esto en cuenta, ya que a pesar de que este trabajo se enfoca principalmente al mono araña café, las amenazas y estrategias de conservación que se analizan en este capítulo están dirigidas a toda la comunidad de primates de la zona interandina y norte de Colombia.

### *Estado de conocimiento*

Durante la última década se han hecho grandes avances en el conocimiento del mono araña café (Cordero-Rodríguez & Biord 2001; Link et al. 2010; 2012; 2013; Abondano & Link 2012; Rimbach et al. 2012; 2013; 2014; León & Link 2013; Álvarez et al. 2014). Sin embargo, las amenazas sobre este son cada vez más fuertes, especialmente si se tiene en cuenta que menos del 3% de su área de distribución está contenida dentro de las áreas naturales nacionales protegidas (Link et al. 2013). Esto hace prever que su conservación depende en gran medida de lo que ocurra con sus poblaciones naturales por fuera de las áreas protegidas.

En la última década se han registrado monos araña café en más de 60 localidades en Colombia (ver detalles en Link et al. 2013), principalmente en zonas altamente degradadas y en fragmentos de bosque pequeños que no garantizan la supervivencia de estas poblaciones (González 2013). Aún quedan algunas áreas prioritarias en donde se debe verificar el estado de sus poblaciones, como lo son la Serranía de San Lucas, La Serranía de Perijá, el Catatumbo y el Parque Nacional Guatopo (este último en Venezuela). Las densidades más altas reportadas para la especie están asociadas a fragmentos de bosque pequeños en donde posiblemente [1] se han aglomerado recientemente las poblaciones que se encontraban en áreas adyacentes, y [2] no ha habido tiempo suficiente para que factores denso-dependientes regulen la capacidad de carga de estos fragmentos (Link et al. 2010). Por ende, estos estimativos no son necesariamente alentadores sobre el estado de conservación de las poblaciones de *A. hybridus* en Colombia.

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

Dos estudios independientes estimaron que menos del 20% de la distribución histórica de la especie conserva su cobertura natural (Morales-Jiménez 2004 & Link et al. 2013). Una de las tendencias más preocupantes que revelan estos estudios es la acelerada tasa de conversión del hábitat disponible para *A. hybridus* por la agroindustria (ej. palma de aceite) y la ganadería extensiva. En las últimas dos décadas (1990 a 2010) se estimó una pérdida de hábitat que supera el 27% del hábitat disponible en 1990. Esto significa que de los 38.600 km<sup>2</sup> que existían en 1990, se perdieron aproximadamente 10.500 km<sup>2</sup> hasta el 2010, con una acelerada tasa de pérdida especialmente en los últimos cinco años (Link et al. 2013). Además, gran parte del área natural que aún existe está fuertemente fragmentada y expuesta a sólidas presiones económicas y sociales en el futuro inmediato.

En Colombia, tan solo un 3% del área de distribución de *Ateles hybridus* está dentro de las áreas naturales protegidas, y 1.5% de dicha área está bajo el Sistema Nacional de Parques Nacionales, específicamente en el PNN Catatumbo y el Parque Selva de Florencia (Roncancio 2012). Uno de los resultados más relevantes de los ejercicios de modelación de nicho de *A. hybridus* (Link et al. 2013) es que, en términos del sistema nacional de áreas protegidas (SINAP) de Colombia, la categoría que ha disminuido en menor proporción su área de distribución en los últimos años corresponde a los Parques Nacionales Naturales (ver Tabla 1).

Los estudios realizados sobre los efectos de la fragmentación en la ecología de los monos araña en el río San Juan en Santander, evidencian su vulnerabilidad en ecosistemas

intervenidos. En pequeños fragmentos de bosque los monos araña consumen una proporción de hojas más alta que lo reportado para otras especies del género (Di Fiore et al. 2008; Link et al. 2011; Montes 2012). Al ser especialistas en frutos maduros (Di Fiore et al. 2008), basar su dieta en hojas podría tener implicaciones negativas sobre su tasa de desarrollo y supervivencia. En cuanto a su comportamiento, en estos estudios se evidencian comportamientos anormales como el infanticidio sistemático de crías de monos aulladores (Rimbach et al. 2012), la alta competencia entre grupos sociales y la elevada mortalidad de las crías nacidas en los grupos de estudio (Alvarez et al. 2014). Además, se han evidenciado al menos 5 eventos en donde monos araña café cruzan ríos o grandes fragmentos, lo cual aumenta el riesgo de ser predados por animales silvestres, animales domésticos e incluso los humanos. Entonces, no es sorprendente que bajo estas condiciones los monos araña sean uno de los primeros vertebrados en desaparecer de los bosques húmedos neotropicales (Michalski & Peres 2005).

### *Amenazas directas y conservación del mono araña café en áreas no protegidas*

Las dos principales amenazas sobre las poblaciones de monos araña café son la pérdida del hábitat natural y la extracción de individuos de las poblaciones silvestres.

La acelerada destrucción de los hábitats naturales dentro del área de distribución de *A. hybridus* está asociada a la desmedida intensificación de agroindustrias (ej. palma de aceite), la ganadería extensiva y el desarrollo de grandes iniciativas de infraestructura

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

nacional y proyectos extractivos de minerales e hidrocarburos (Etter et al. 2006; 2008; Restrepo & Syvitsky 2006). En la región norte y central de Colombia, que incluye toda el área de distribución de la especie para el país, en el 2011 había al menos 245.561 hectáreas sembradas de palma (124.340 ha en la zona norte y 121.221 ha en la central) (Figura 2 C) (Fedepalma 2012). Así mismo, de los 75 municipios con cultivos de palma identificados por Fedepalma, 81% están dentro del área de distribución histórica de los monos araña (Figura 2 C). El aumento de cultivos de palma extensivos en muchos casos tiene diferentes efectos: disminuyen el hábitat disponible por directa deforestación, promueven el drenaje y canalización extensivo de afluentes y ciénagas para el abastecimiento hídrico de la agroindustria de palma de aceite, y limita la conectividad (Fitzherbert et al. 2008).

En la distribución de la especie también existen grandes yacimientos de hidrocarburos y de oro que actualmente están siendo explotados (Figura 2 E y F). Se ha evidenciado que la exploración y explotación de hidrocarburos tiene un efecto negativo directo sobre los ecosistemas (O'Rourke & Connolly 2003). Su exploración y posterior explotación y transporte han requerido de cierta infraestructura (ej. Carreteras, oleoductos o gaseoductos) que ha fragmentado y degradado en muchos casos los ecosistemas del valle del río Magdalena y norte de Colombia (Figura E). Además, en el caso de los yacimientos de oro, al ser explotados inadecuadamente (ej. uso de retroexcavadoras, dragas, etc.) transforman de forma irreversible estos ecosistemas (Figura 2 F). La Figura 2 F muestra que la distribución de los títulos mineros otorgados coincide en gran medida con los remanentes boscosos identificados en el primer mapa. Teniendo en cuenta que en el censo minero del

2010-2011 se estimó que únicamente 37% de las minas tenían títulos, se puede afirmar que más de la mitad de las minas del país no tienen ningún plan ambiental que minimice los impactos (Ministerio de Minas 2012). Muchas de estas minas sin título se encuentran en zonas prioritarias de conservación para los monos araña café, como es el caso de la Serranía de San Lucas.

Así mismo, existen grandes megaproyectos en la zona de distribución de *A. hybridus* que comprometen los ecosistemas hoy disponibles para esta especie. Por ejemplo, el dragado del río Magdalena, la construcción de hidroeléctricas y mega puertos comprometen la conectividad hídrica y ecosistémica en el Magdalena Medio. Estas amenazas, junto con la rápida expansión de vías de transporte en la zona (Figura 2 D), ponen en riesgo las poblaciones remanentes de estos primates, tal y como ha sido demostrado en otras regiones neotropicales (Angelsen & Kaimowitz 1999; Batistella et al. 2000 Espinosa et al. 2014). Uno de los riesgos más grandes que conllevan los proyectos de infraestructura, de extracción, energéticos y otros megaproyectos, es que proveen acceso a zonas antes inasequibles y permiten la llegada de nuevos frentes de colonización (Ochoa-Quintero et al. 2015). Finalmente, ante un escenario de “post-conflicto” en Colombia, crece la amenaza directa sobre las poblaciones de monos araña café debido a que algunas de las áreas prioritarias para su conservación coinciden con iniciativas de reservas campesinas y de reforma agraria, en donde muy probablemente se transformen ecosistemas naturales para la reubicación de poblaciones humanas.

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

Aunque existe un vacío de información sobre la magnitud del efecto de la cacería sobre las poblaciones de los monos araña café en Colombia, estos grandes primates son frecuentemente cazados para el consumo, el uso medicinal o prácticas culturales y el tráfico de especies (Alves et al. 2010, Link et al. 2012). Teniendo en cuenta que Peres estimó en 1990 que una sola familia de caucheros con tres cazadores cazó en 18 meses al menos 100 monos araña en un hábitat no fragmentado amazónico, se puede asegurar que la cacería es una de las amenazas directas más importantes sobre sus poblaciones naturales (Franzen 2006).

Debido a que la mayor parte de las poblaciones de *Ateles hybridus* se encuentran por fuera de áreas protegidas, su conservación depende de lo que ocurra en estas áreas. Irónicamente, a largo plazo y dadas las diferentes amenazas a las que se ven enfrentados (Figura 2 B), la principal estrategia para conservar grandes extensiones de hábitat natural en el área de distribución de la especie es a través de la declaratoria de Parques Nacionales Naturales. Estas figuras de conservación han demostrado ser las áreas protegidas con menor pérdida de cobertura boscosa en las últimas décadas en Colombia (Link et al. 2013). La conservación de las poblaciones del mono araña café en mejor estado dependerá entonces de la declaratoria de áreas como el PNN Serranía de San Lucas, El PNN Serranía del Perijá o de otros parques nacionales naturales dentro de sus áreas prioritarias de conservación (Link et al. 2013).

Dada la complejidad socio-económica que enmarca la declaratoria exitosa de áreas protegidas en el corto plazo, la conservación de las poblaciones de monos araña café está fuertemente ligada a iniciativas y acuerdos, locales o regionales, de conservación. Sin embargo, al analizar los mapas de distribución actual de la especie, se evidencia que las zonas con mayor cobertura boscosa, y por ende prioritarias para la conservación (Figura 2 A), se encuentran en áreas de difícil acceso (Figura 2 E). Estas áreas también se caracterizan por una alta inestabilidad política, por lo que se han realizado muy pocos estudios y se han llevado a cabo muy pocas acciones de conservación concretas en ellas. Sin embargo, en las zonas de distribución geográfica de *A. hybridus* que son más accesibles, se vienen desarrollando al menos cinco acciones que tienen un impacto sobre su conservación: [1] proyectos de investigación, [2] acuerdos privados de conservación y declaratoria de reservas privadas, [3] acuerdos privados de restauración, conservación y desarrollo de estrategias de conectividad dentro de matrices productivas, [4] proyectos de divulgación, sensibilización y apropiación ambiental, y [5] proyectos para generar alternativas económicas sostenibles. Estas acciones, aunque son muy valiosas, se han llevado a cabo de manera puntual, y es ahora indispensable implementarlas a nivel de paisaje.

El papel de los proyectos de investigación a largo plazo ha demostrado ser clave en la conservación de poblaciones naturales de primates (Chapman & Peres 2010). Estos estudios a largo plazo no sólo permiten obtener información sobre las especies, sus amenazas y los recursos críticos que requieren para sobrevivir, también ejercen un efecto de conservación en la zona donde se desarrollan (Pusey et al. 2007; Wrangham & Ross 2008). En conjunto,

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

se ha evidenciado que la presencia constante de investigadores en las zonas de estudio disminuye la cacería y la destrucción del hábitat (Campbell et al. 2011), como es el caso de las poblaciones del río San Juan en Cimitarra (Santander) (Fundación Proyecto Primates).

En gran parte del área de distribución histórica de *A. hybridus*, la existencia de remanentes de bosques ha estado ligada a decisiones privadas y voluntarias de conservación o al difícil acceso y/o uso de la tierra para actividades productivas. Estas decisiones pueden no mantenerse a largo plazo en la medida que dependan de un interés filantrópico de conservación a través de las generaciones, o que dichas decisiones primen por encima de oportunidades económicas emergentes, asociadas a la transformación de esos ecosistemas hacia sistemas productivos. A pesar de que existen algunas reservas privadas declaradas en la región del Magdalena Medio (Ej. Reserva de Funcopromas en la Serranía de San Lucas, Reserva Natural Privada El Paujil de la Fundación ProAves en la Serranía de las Quinchas, La Reserva El Silencio de la Fundación Biodiversa en Yondó, y la Reserva Las Marimondas de la Fundación Proyecto Primates, entre otras), la mayor parte de los remanentes de bosque son conservados por sus propietarios (Ocampo-Peñuela 2010).

Una de las actividades que tiene un impacto positivo sobre la conservación de los primates consiste en la siembra y restauración de los bosques. En la actualidad esta actividad es una de las más utilizadas por instituciones gubernamentales y no gubernamentales como parte de planes de conservación de la biodiversidad, mitigación de daños ambientales o prevención de desastres (Ej. Corantioquia, Cornare, Ecopetrol, Isagen, entre otros) (Murcia

y Guariguata 2014). Muchos proyectos han identificado especies y zonas prioritarias de restauración y conservación en la zona (Ej. Proyecto de Vida Silvestre). En ciertos casos esta restauración o reforestación ha servido como una figura de compensación por proyectos de infraestructura. Mediante estos procesos se han hecho esfuerzos encaminados a reconectar fragmentos aislados de bosque en zonas con grandes matrices productivas del Magdalena Medio. Cabe destacar dos proyectos (GEF) a gran escala que están llevando a cabo en la zona “Conservación y uso sostenible de la biodiversidad en ecosistemas secos para garantizar el flujo de los servicios ecosistémicos y mitigar los procesos de deforestación y desertificación.” y el proyecto llamado “Manejo sostenible y conservación de la biodiversidad en la cuenca del río Magdalena.” Estos proyectos pueden tener un impacto a nivel de paisaje muy importante, ya que además de incluir restauración, incluye proyectos productivos sostenibles y declaración de áreas protegidas ([www.thegef.org](http://www.thegef.org)). En el futuro próximo, será de gran relevancia evaluar su impacto sobre la probabilidad de supervivencia de los primates para poder replicarlos.

En algunos casos estos proyectos se han desarrollado con las comunidades locales, como es el caso del proyecto Restauración Ecológica Participativa en ríos, humedales y el piedemonte cordillerano del Magdalena Medio de la Fundación Guaya canal y Corporación Desarrollo y Paz del Magdalena Medio (CDPMM). Otra de las acciones de restauración participativa en la zona se ha llevado a cabo por la Fundación Alma. Ellos han trabajado en

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

el estudio y la recuperación de humedales con los pescadores artesanales en Juncal – Baquero en Gamarra, Cesar y en la ciénaga El Llanito (Garzón et al 2014). Estos son ejemplos de actividades que incluyen dos estrategias de conservación combinadas, cómo se describe en la Figura 3. Por un lado se encuentra la acción de restaurar hábitats y su conexión y por otro la sensibilización y apropiación ambiental de la comunidad. Esta restauración de bosques ribereños y humedales del Magdalena Medio sí se encuentra dentro de la Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia (Andrade et al. 2002). Su ejecución aumenta las posibilidades de supervivencia de los primates del Magdalena Medio no sólo aumentando su hábitat sino también la conexión entre los remanentes de bosque. Estudios en otros países han demostrado que los corredores ribereños en matrices fragmentadas son zonas de vital importancia para sobrellevar cambios drásticos, ya que proveen conectividad ecosistémica entre los fragmentos de bosque aledaños (Hannah et al. 2008; Lees & Peres 2008).

Otra de las estrategias de conservación que se han utilizado en la zona de distribución del mono araña café son proyectos comunitarios en muchos casos proyectos que generan alternativas económicas que disminuyen la presión sobre los ecosistemas. Estos proyectos han sido otra estrategia común en la conservación de primates (Peres & Chapman 2001). Uno de los proyectos que se han planteado en varias localidades de su distribución en Colombia es el cultivo de cacao (Bolívar, Santander y Cesar). Las plantaciones de cacao de sombra (y otros agro-ecosistemas similares) han demostrado ser efectivas para la conservación de varios primates en otros países neotropicales (Raboy et al. 2004; Rice &

Greenberg 2000). Sin embargo, es necesario evaluar su efecto sobre la conservación del mono araña café para determinar si estas alternativas económicas son realmente una acción factible para su conservación. En Brasil, un estudio demostró que la siembra de cacao fue una estrategia negativa, ya que cuando subían los precios del mismo, la tendencia era deforestar más para ampliar los cultivos, y cuando bajaban también se talaba, ya que la madera pasaba a ser la alternativa económica (Alger 1994). Otros ejemplos de alternativas económicas sostenibles son el ecoturismo (Ej. Reserva Natural Privada el Paujil) y los proyectos comunitarios (Ej. Mujeres por la conservación - Fundación Proaves). Al igual que con otras estrategias muchas de estas acciones son locales y han sido poco evaluadas para determinar sus efectos sobre la conservación, y así determinar si deben replicarse en otras zonas. Como propuso Seymour (1994), los proyectos de conservación comunitarios exitosos son en su mayoría locales y pequeños ya que se adaptan a la cultura y características de la comunidad. Sin embargo son una estrategia muy efectiva en conservación de primates (Shanee et al. 2014). Es clave tener en cuenta que el éxito de estos proyectos alternativos depende de una buena capacitación, y una estrategia paralela de divulgación y sensibilización.

Por último, la iniciativa económica sostenible que se empieza a expandir en el Magdalena Medio es la implementación de técnicas de ganadería sostenible. La Federación Colombiana de Ganaderos (Fedegan) y sus colaboradores definen estos proyectos como una valiosa estrategia para evitar el deterioro ambiental y mejorar la producción del negocio ganadero, a través de la integración de sistemas silvopastoriles y la conservación de bosques nativos

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

(Zuluaga et al. 2011). Esta puede convertirse en una estrategia efectiva para la conservación de los monos araña, y muchas otras especies, si incluye la conexión de estos bosques nativos a través de corredores, bosques de borde de río o cercas vivas. Muchas de las poblaciones encontradas de los monos araña se encuentran en fincas ganaderas. Es clave recalcar que en estos ecosistemas tan fragmentados e intervenidos su supervivencia está asociada a la ausencia de cacería de primates.

Eliminar la cacería del mono araña café es sin duda uno de los mayores retos para asegurar que esta especie logre sobrevivir en Colombia. Por ello la implementación de programas de educación, sensibilización y apropiación ambiental son de gran importancia tanto a nivel local como a nivel nacional. Los programas exitosos de conservación de primates han sido en su mayoría programas multidisciplinares y deben ir más allá de la pedagogía incluyendo disciplinas tan variadas como psicología, mercadeo y entretenimiento (Jacobson 2010). Cabe destacar que los proyectos de sensibilización y apropiación locales son de gran importancia porque pueden tener un gran impacto sobre los usos y percepciones de la población de esta especie. En Venezuela se lleva a cabo un trabajo con la comunidad cerca de la población de Caparó liderada por D. Duque y en Colombia existen al menos dos proyectos de trabajo con las comunidades alrededor de la conservación de primates, uno en Serranía de las Quinchas y otro en Cimitarra. La presencia de poblaciones constantes de primates (Link et al. 2010) en estas dos zonas de Colombia, en donde hay un trabajo constante con la comunidad, evidencia tanto un efecto positivo de los programas de educación como de los proyectos de investigación a largo plazo. Sin embargo, los esfuerzos

de divulgación y sensibilización sobre el estado crítico de conservación de los monos araña café han sido puntuales y poco integrados. Aun no existe una estrategia de educación a nivel nacional ni en Colombia ni en Venezuela que ayude a las poblaciones locales a conocer y apropiarse de la conservación del mono araña café.

Como se ha podido evidenciar tanto las amenazas como las estrategias de conservación están ligadas entre sí; como se resume en el esquema de la Figura 3. A grandes rasgos, tanto las amenazas como las estrategias se pueden agrupar en dos grandes grupos: [1] Actividades que tienen una decisión gubernamental y están en el esquema encuadradas con una línea discontinua (Ej. Plan Nacional de Desarrollo) y las que se pueden basar también en decisiones privadas, enmarcadas en el esquema con una línea continua. Se han identificado a su vez dos principales razones por las cuales los monos araña café están tan amenazados. Por un lado se encuentra la disminución y fragmentación de su hábitat y por otro la disminución de individuos de las poblaciones silvestres. Es muy importante tener en cuenta que ambas causas de disminución de las poblaciones están relacionadas entre sí en al menos tres aspectos importantes con procesos sinérgicos. Por un lado, la fragmentación facilita el acceso a áreas y favorece la cacería (Peres 2001). Por otro, la fragmentación y disminución de hábitat disminuye los recursos lo que directamente tiene implicaciones en la supervivencia de los individuos. Finalmente, las poblaciones gradualmente quedan aisladas en los remanentes de bosque dentro de matrices que no favorecen en muchos casos la dispersión (Figura 2B). El aislamiento en fragmento aislados de bosque puede disminuir la variabilidad genética de estas poblaciones por procesos asociados a la

## Conservación fuera de áreas protegidas

---

endogamia, promueve la posible proliferación de enfermedades (Ej. parásitos) y vuelve más susceptibles las poblaciones a procesos estocásticos.

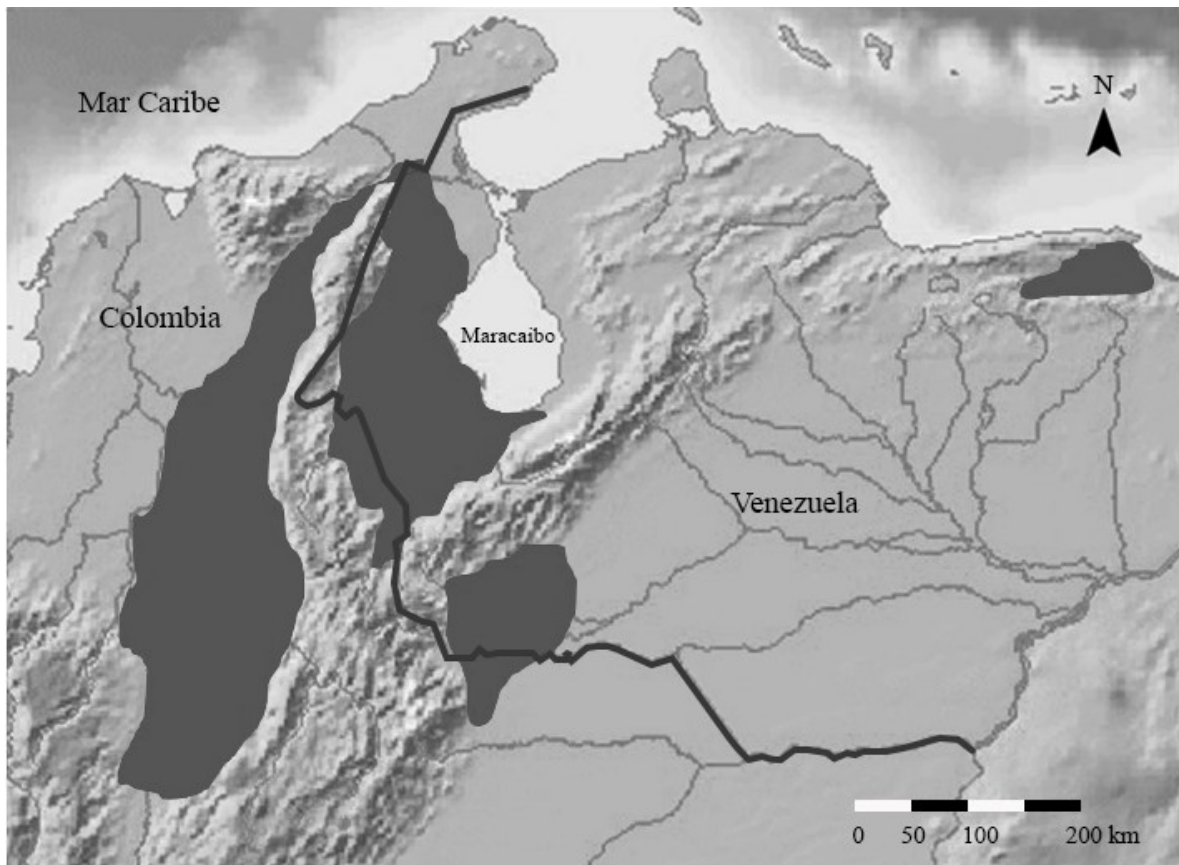
### *Conclusión*

En conclusión, las amenazas a las que se enfrentan los monos araña café son tan fuertes e inmediatas, que resulta necesario desarrollar un Programa Nacional de Conservación de *Ateles hybridus* para coordinar esfuerzos que eviten su inminente extinción en las próximas décadas. Es esencial la articulación de actores privados y gubernamentales para que las acciones tengan un impacto a nivel de paisaje y contribuyan positivamente sobre la supervivencia de la especie. Es de suma importancia que el ordenamiento territorial esté ligado a los planes de manejo predial de actores locales (ganaderos, palmicultores) para maximizar la conservación de los fragmentos y la conectividad de los ecosistemas dentro de un paisaje socio-ecológico. Así mismo, es necesario sensibilizar a las comunidades locales sobre las consecuencias de la pérdida de estos ecosistemas y los bienes y servicios que estos proveen, así como encontrar alternativas económicas y sostenibles que minimicen los impactos directos (ej. cacería) sobre las poblaciones de monos araña café. El desarrollo planeado para el Magdalena Medio y el Caribe debe estar enmarcado en escenarios que permitan la supervivencia y conectividad de las poblaciones silvestres del mono araña café, dado que su conservación está directamente asociada a la conservación de una inmensa diversidad de especies y ecosistemas en esta olvidada región de Colombia.

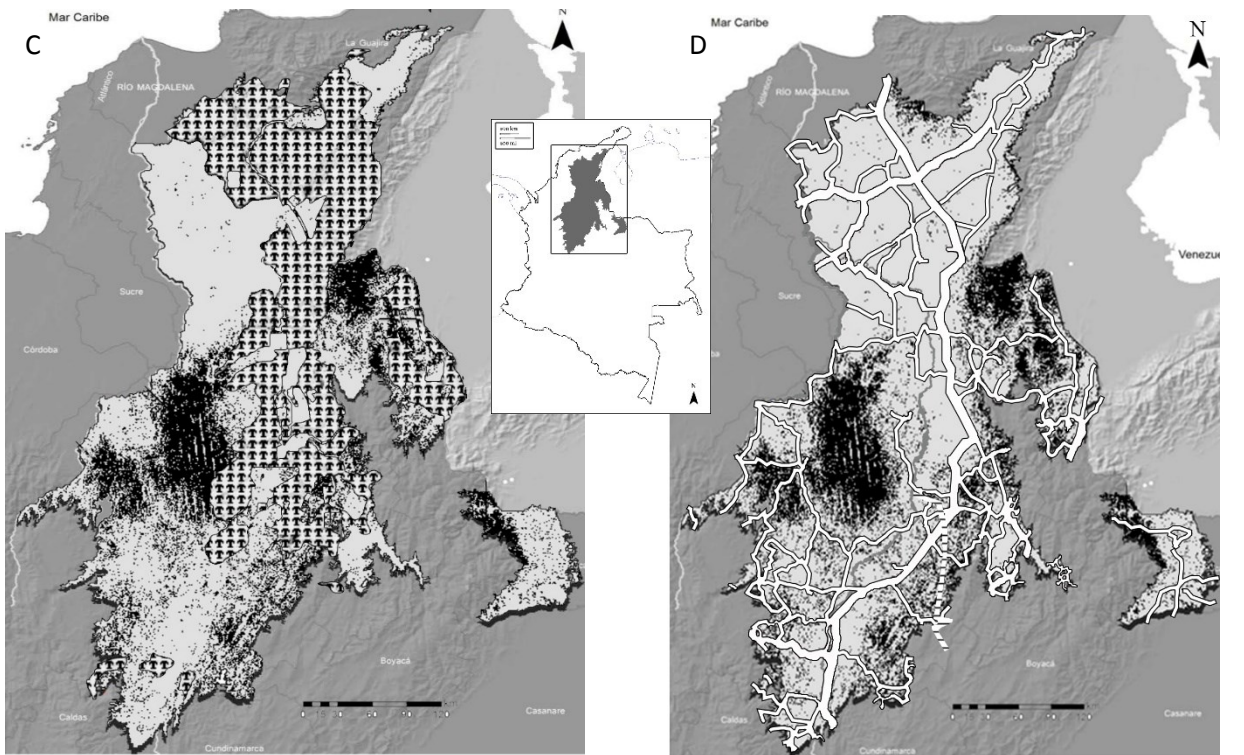
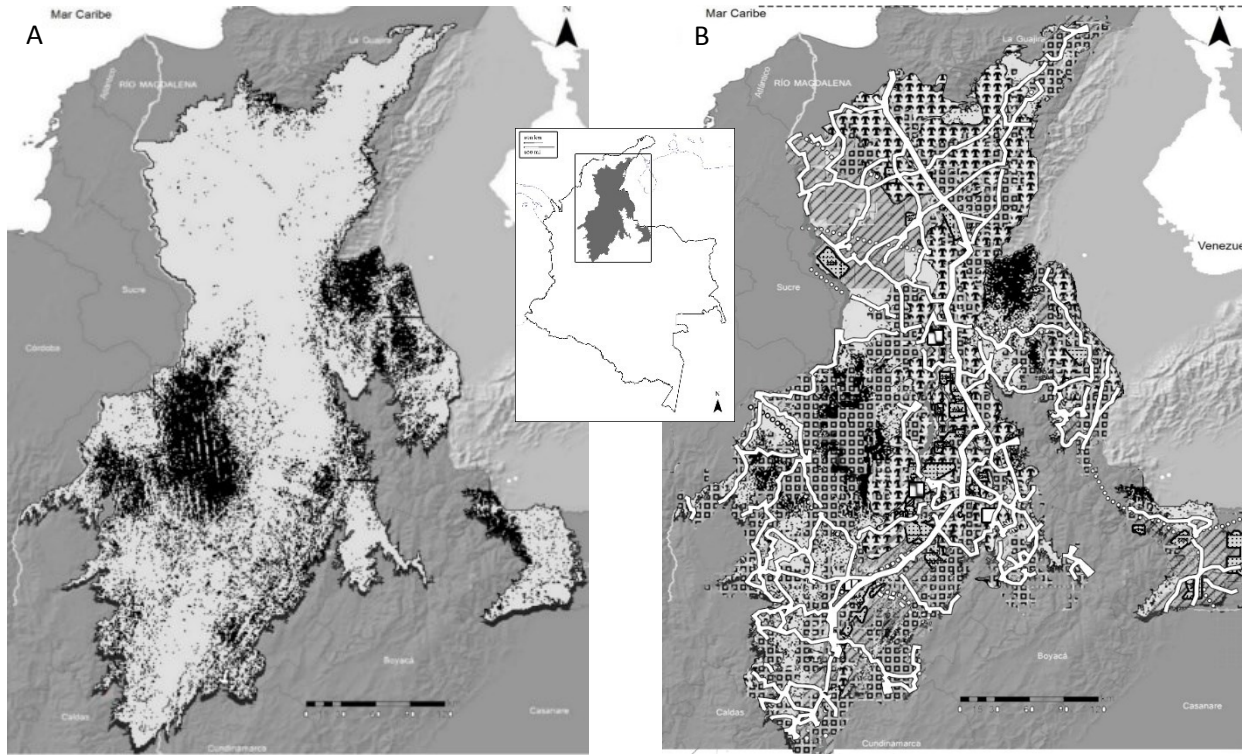
**Tabla 1.** Pérdida de cobertura boscosa en el sistema de áreas protegidas de Colombia entre 1990 y 2010 según Link et al. (2013).

	Extensión	Extensión	
	1990	2010	Porcentaje
	(hectáreas)	(hectáreas)	de Pérdida
ANP Locales	10.647	7.700	27,7%
ANP Regionales	209.749	155.247	26,0%
ANP Nacionales	198.770	178.150	10,4%
RNSC	479	255	46,8%
Reservas			
Especiales	76.623	46.256	39,6%

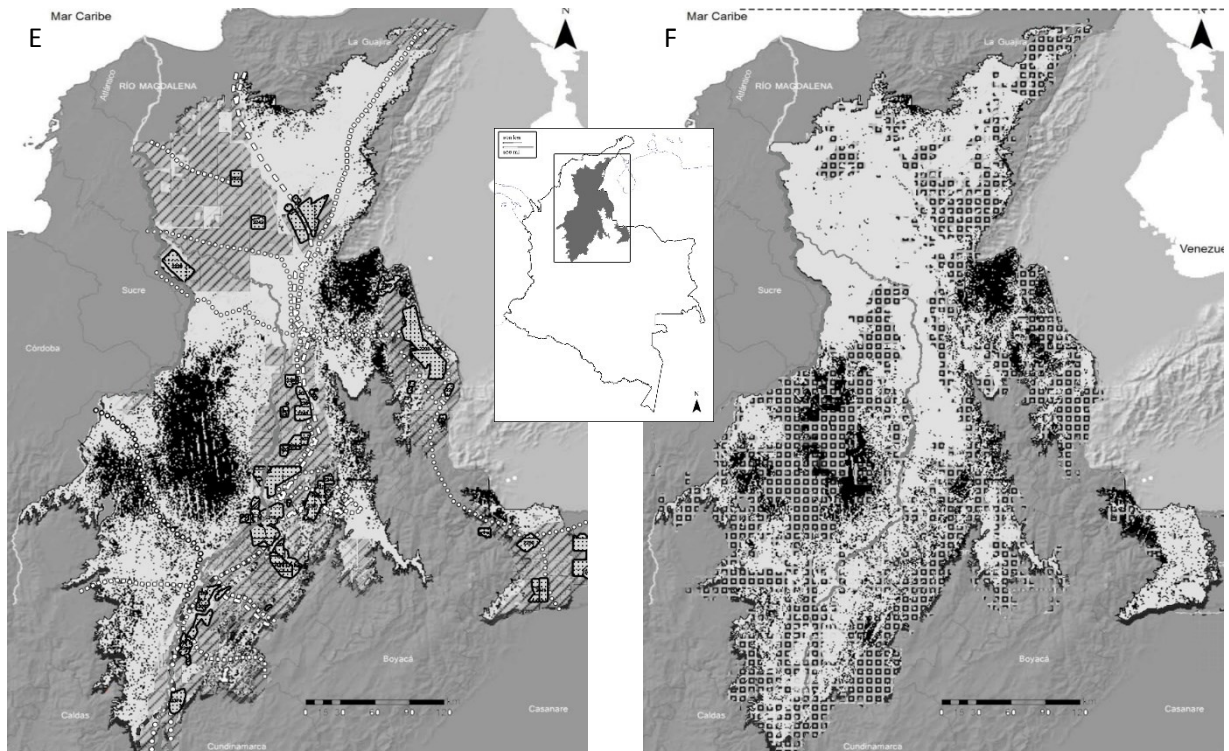
\*\*Áreas Nacionales Protegidas (ANP) y Reservas nacionales de la sociedad civil (RNSC)



**Figura 1.** Área de distribución histórica del mono araña café (*Ateles hybridus*) en Colombia y Venezuela (Adaptado de IUCN, 2008)



## Conservación fuera de áreas protegidas



**Figura 2.** Áreas de bosque interandino remanente y sus amenazas en Colombia. A) Hábitat disponible para *A. hybridus* en su distribución histórica. En negro se muestran las áreas con cobertura boscosa, en gris las que han sido deforestada (Link et al. 2013). B) Mapa que agrupa todas las amenazas sobre los ecosistemas del Magdalena Medio y norte de Colombia. Cada amenaza está descrita individualmente en los mapas 2C a 2F. C) Principales municipios productores de palma de aceite en el área de distribución (Fedepalma, 2012). D) Mapa de carreteras (líneas blancas con contorno negro), carreteras de doble calzada (líneas gruesas) y ferrocarriles (líneas horizontales), carreteras líneas blancas con contorno negro y carreteras de doble calzada líneas gruesas (Adaptado de mapa elaborado por Invias, 2014). E) Proyectos en el área de distribución de gas y petróleo. Bloques de exploración (polígonos con rayas diagonales), bloques de explotación (polígonos con puntos), gaseoductos y oleoductos (líneas discontinuas) (Adaptado de mapa Agencia Nacional de hidrocarburos 2014). F) Títulos mineros otorgados a 2012 (Adaptado de mapa elaborado por UAEGRTD, 2013, Catastro Minero Colombiano, 2012. Elaboró: Grupo Terra).

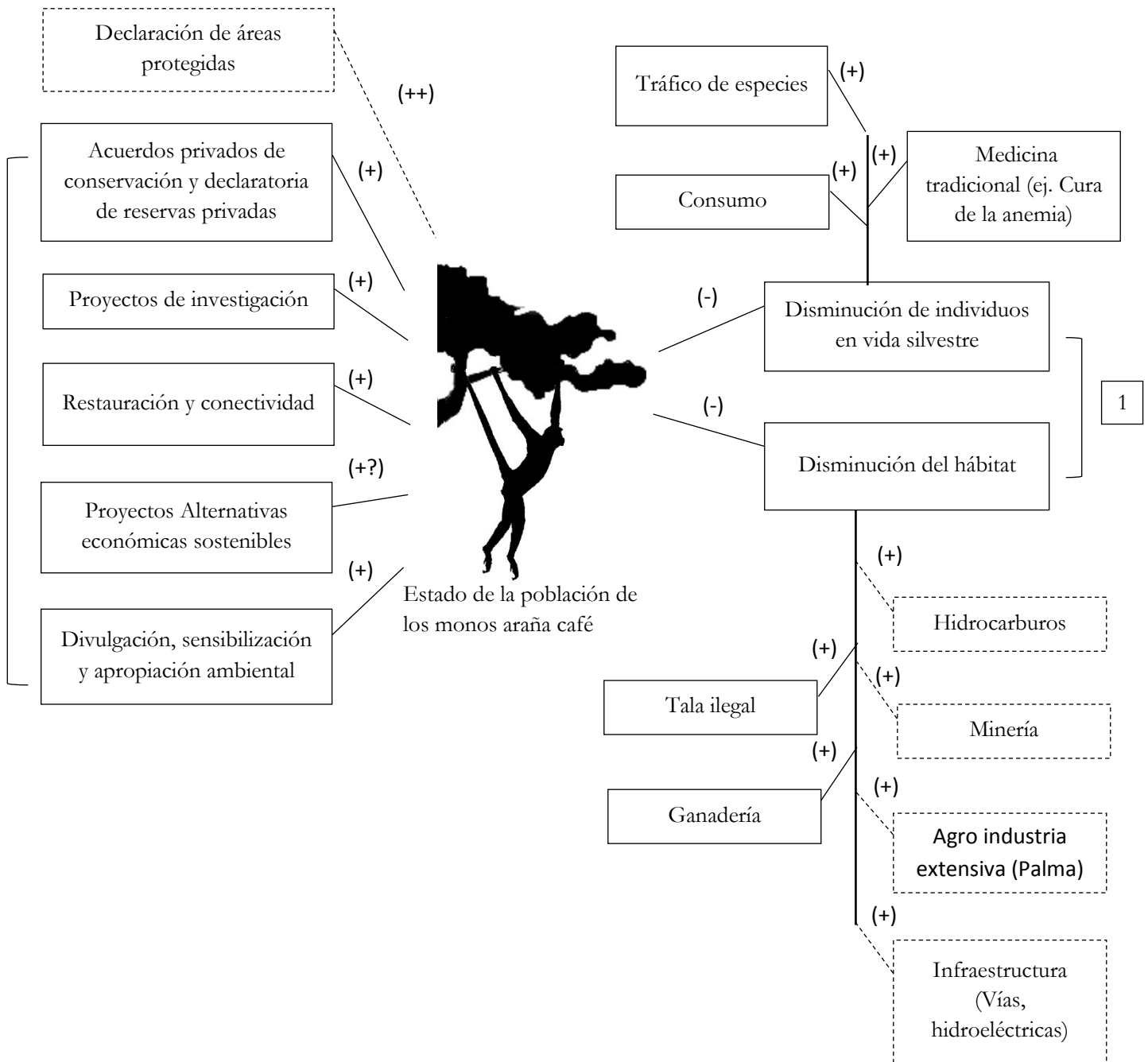


Figura 3. Esquema de amenazas y de estrategias de conservación, sus interacciones y sus efectos sobre el estado de la población de los monos araña café. (+) si la asociación aumenta el siguiente componente al que están conectados y (-) si lo disminuye. Las amenazas con líneas discontinuas son actividades que tienen una decisión gubernamental significativa (Plan de desarrollo nacional). 1. Las dos grandes causas de disminución de las poblaciones de monos araña café están relacionadas con procesos sinérgicos, ya que la fragmentación facilita el acceso a áreas y favorece la cacería 2. Las estrategias de conservación pueden estar asociadas entre sí. Ej. Un proyecto de restauración puede ser un proyecto de alternativa sostenible.

### Conclusiones y perspectivas

Los ocho capítulos anteriores hacen parte de los resultados de una investigación a largo plazo sobre algunas de las especies de primates más amenazadas de Colombia, su hábitat, sus amenazas y las posibles estrategias para su conservación. Este estudio pretende además ser un aporte al conocimiento de este ecosistema que sirva como instrumento para ser aplicado a su conservación.

En este contexto presento las principales conclusiones de este estudio:

1. Los bosques interandinos del valle del Río Magdalena y norte de Colombia, y las especies que habitan en ellos, están desapareciendo rápidamente debido a la transformación de sus bosques nativos en sistemas productivos dedicados a la agricultura extensiva y ganadería. En este estudio se calculó que a 2010, sólo aproximadamente el 20% de los bosques aun existían y estimamos una tasa de desaparición de 27% de 1990 al 2010, lo cual concuerda con la clasificación reciente de esta región como un punto caliente de deforestación en Colombia (Sanchez-Cuervo & Aide 2013). Durante el periodo de estudio evidenciamos fragmentos que fueron transformados a pastizales o cultivos de palma de aceite africana a lo largo de la región de estudio, desapareciendo con ellos las poblaciones de primates. Otros estudios previos han reportado la desaparición de poblaciones de *S. leucopus* de al menos cinco zonas del Magdalena Medio (Roncancio et al. 2013). Por ende, es

---

necesario monitorear los cambios de cobertura y uso del suelo en la región del Magdalena Medio y determinar la tendencia de las poblaciones de primates remanentes en estos ecosistemas para tener no sólo una aproximación a los motores que siguen propiciando la deforestación en la zona, sino también identificar el estado de la fauna y sus tendencias, ya que usualmente la defaunación puede llegar a ser un fenómeno críptico (Dirzo et al. 2014).

2. La mayoría de los estudios en los que se han reportado primates en el Magdalena Medio, en Colombia, han sido realizados en zonas fragmentadas (incluyendo este trabajo). Sin embargo, son de gran importancia los estudios que se puedan realizar en zonas con menos intervención cómo la Serranía de San Lucas o el Catatumbo, para estimar el tamaño poblacional de las poblaciones de primates en condiciones de baja intervención antrópica. A partir de mis resultados, es evidente que es necesario evaluar la presión de cacería sobre las poblaciones de primates, sobre todo de los monos araña café, ya que es éste parece ser un factor crítico para la presencia de especies que son más sensibles o preferidas por los cazadores, cómo los monos araña (*A. hybridus*) o los churucos (*L. lagothicha*) (Peres 1990).
3. Las altas densidades de primates encontradas en este estudio no necesariamente reflejan un buen estado de sus poblaciones. De hecho, las densidades más altas encontradas fueron en fragmentos muy pequeños donde es posible que se esté evidenciando un efecto de apiñamiento o aglomeración por efecto de la reducción de su hábitat (Defler 1981).

## Conclusiones y perspectivas

---

4. En la última década han aumentado los registros de distribución y estudios sobre los primates del Magdalena Medio. En especial los datos sobre distribución de las especies aportan nuevos registros para todas las especies y en total un 25% de los puntos de distribución actuales. Los registros de primates en la zona de estudio fueron prácticamente inexistentes desde finales de los años setenta hasta principios del 2000. Esto puede tener varias causas. Por un lado refleja la tendencia nacional de un aumento en el número de estudios de conservación no siendo exclusivo para primates (Stevenson et al. 2010). En el caso de la región del Magdalena hay otro factor clave y es el cambio en la situación socio política de zona. Esta región que históricamente ha sido una de las regiones con un conflicto armado más intenso, se ha vuelto una región más asequible para realizar diferentes estudios en la última década. No obstante, esta mayor asequibilidad es también responsable de la acelerada tasa de destrucción que ha sufrido los ecosistemas naturales de la región en este periodo de tiempo (Rodríguez & Etter 2008).
5. Los cambios demográficos registrados en dos poblaciones que habitan en altas densidades en pequeños fragmentos de bosque evidenciaron una alta inestabilidad reflejo de la alta mortalidad de adultos y juveniles. Esto sugiere que la viabilidad de estas poblaciones en pequeños fragmentos incluso en la ausencia de cacería es baja siendo necesaria una intervención adicional (creación de corredores, enriquecimiento de hábitat etc.) para asegurar su conservación. Estos resultados apoyan lo encontrado por Cordovez y colaboradores [Cordovez et al., 2013] utilizando modelos matemáticos.

- 
6. Los resultados de este estudio sobre la ecología alimentaria de dos de las especies más amenazadas en Colombia (y el mundo) el tití gris (*S. leucopus*) y el mono araña café (*A. hybridus*) muestran que ambas especies responden a las alteraciones de su hábitat siendo más flexibles en sus dietas, y en el caso de los titís utilizando otros tipos de hábitats. Sin embargo, es clave aclarar que el forrajeo sólo puede considerarse exitoso si la dieta ofrece suficiente cantidad de energía y nutrientes que cubran los requerimientos nutricionales de la especie (Oftedal et al. 1991). Por ejemplo, en el caso de los monos araña es necesario hacer un seguimiento a las poblaciones a largo plazo y hacer estudios nutricionales para evidenciar el efecto del alto consumo de hojas en una especie frugívora (Link et al. 2012). Más aún, en este estudio se registró por primera vez para la especie el consumo habitual de tierra en los saladeros en uno de los sitios de estudio más conservado. Sin embargo, en la zona fragmentada e inundable no se encontró saladero y los monos araña café incluyen una proporción importante de madera en descomposición en su dieta que podría tener efectos similares sobre su nutrición y salud.
  7. En el caso de los monos araña esta flexibilidad alimentaria parece estar facilitada por la presencia de recursos claves como los arboles de higos (*Ficus spp.*) que permiten a las poblaciones sobrevivir en tiempos críticos de oferta alimentaria. Los árboles de este género han sido ampliamente reconocidos como especies clave para los primates neotropicales y otras especies de animales (Terborgh 1986b, Kinnaird et al. 1999, Tweheyo & Lye 2003, Felton et al. 2008).

## Conclusiones y perspectivas

---

8. El estudio de los monos titís es uno de los primeros estudios de larga duración que describen no solamente su diversa dieta pero su importancia como agente dispersor de semillas en hábitats fragmentados. Al igual que otras especies de *Saguinus*, los titis grises pueden dispersar semillas de hasta 2.6 cm a diferentes hábitats incluidos pastizales (Oliveira & Ferrari 2000, Culot et al. 2010). Al igual que los titis las otras especies de primates, especialmente los Atelinos deben estar jugando un papel clave en el mantenimiento de los bosques interandinos y los servicios ecosistémico que ellos nos proveen (Asquith et al. 1999). Diversos estudios han demostrado la importancia de los primates en el mantenimiento de la diversidad de los bosques tropicales en especial los Atelinos (*Ateles*, *Lagothrix*) (Nuñez-Itauri y Howe, 2007; Terborgh et al., 2008; Stevenson, 2011)
9. Gracias a recientes estudios genéticos, poblaciones de primates considerados subespecies han sido reconocidos como nuevas especies. Este contexto ha evidenciado la ausencia de información que existe sobre los capuchinos *Cebus versicolor* y *C. cesarae*, el churuco colombiano *L. lagothricha* o el mono nocturno *Aotus griseimembra*. Esta situación es similar a lo ocurrido con el mono araña café hace diez años cuando estudios moleculares demostraron que era una especie diferente de los monos araña de vientre blanco *Ateles belzebuth*. Esto junto con la reclasificación en la lista roja tuvieron un efecto positivo en el esfuerzo para obtener información sobre los monos araña café (*A. hybridus*) y probablemente lo tenga también con las especies mencionadas anteriormente. .

- 
10. El futuro de la conservación de la región del Magdalena y en especial de sus primates debe ser considerada a la luz del contexto sociopolítico. El Magdalena medio sigue en muchas zonas teniendo una complicada situación sociopolítica y esta inestabilidad dificulta los programas continuos y efectivos de conservación. De hecho durante este estudio muchas salidas a ciertas localidades y algunos muestreos tuvieron que ser suspendidos o reprogramados varias veces. Por otro lado la creación de figuras de conservación ha sido un proceso especialmente complicado en la zona, siendo San Lucas uno de los principales ejemplos.
11. A nivel de paisaje los grandes megaproyectos como las grandes autopistas que están aislando las poblaciones del este y el oeste. A pesar de que estas poblaciones estaban separadas por el río Magdalena estudios filogenéticos han demostrado que ha existido un flujo genético, al menos en los monos araña café, que se ha dado probablemente en la zona de los humedales del Carare (Link et al. 2015). Sin embargo la tendencia actual es la de encontrar poblaciones en pequeños fragmentos inmersos en matrices de monocultivos.
12. Como se ha podido evidenciar tanto las amenazas como las estrategias de conservación están ligadas entre sí. Ambas se pueden agrupar en dos grandes grupos: Actividades que tienen una decisión gubernamental (Ej. Plan Nacional de Desarrollo) y las que se pueden basar también en decisiones privadas y comunitarias. Se han identificado a su vez dos principales razones por las cuales los monos araña café están tan amenazados. Por un lado se encuentra la disminución y fragmentación de su hábitat y por otro la disminución de individuos de las

## Conclusiones y perspectivas

---

poblaciones silvestres. Es muy importante tener en cuenta que ambas causas de disminución de las poblaciones están relacionadas entre sí en al menos tres aspectos importantes con procesos sinérgicos. Por un lado, la fragmentación facilita el acceso a áreas y favorece la cacería (Peres 2001). Por otro, la fragmentación y disminución de hábitat disminuye los recursos lo que directamente tiene implicaciones en la supervivencia de los individuos como se ha evidenciado en nuestro estudio de los monos araña café en la localidad de San Juan del Carare. Finalmente, las poblaciones gradualmente quedan aisladas en los remanentes de bosque dentro de matrices que no favorecen en muchos casos la dispersión afectando la variabilidad, promoviendo la proliferación de enfermedades (Ej. parásitos), y volviendo las poblaciones a procesos estocásticos.

13. En conclusión, las amenazas a las que se enfrentan las especies de primates en el Magdalena, en especial el mono araña café son tan fuertes e inmediatas, que resulta necesario coordinar esfuerzos que eviten su inminente extinción en las próximas décadas. Es esencial la articulación de actores privados y gubernamentales para que las acciones tengan un impacto a nivel de paisaje y contribuyan positivamente sobre su supervivencia. Es de suma importancia que el ordenamiento territorial esté ligado a los planes de manejo predial de actores locales (ganaderos, palmicultores) para maximizar la conservación de los fragmentos y la conectividad de los ecosistemas dentro de un paisaje socio-ecológico. Así mismo, es necesario sensibilizar a las comunidades locales sobre las consecuencias de la pérdida de estos ecosistemas y los bienes y servicios que estos proveen, así como encontrar

---

alternativas económicas y sostenibles que minimicen los impactos directos (Ej, cacería) sobre las poblaciones de monos araña café.

14. Es de suma importancia la creación y mantenimiento de áreas protegidas en la región del Magdalena, que como demuestra este estudio son prácticamente inexistentes. Durante este estudio se identificaron ocho regiones claves para la conservación de los monos araña café *A. hybridus*. Además, Roncancio y colaboradores proponen protegen parte del nordeste antioqueño Amalfi donde estimaron bloques de alta calidad de aproximadamente 100-200 km<sup>2</sup>(Roncancio et al. 2013).

15. Muchos autores concuerdan que la Serranía de San Lucas es uno de los lugares cuya conservación es de mayor urgencia en Colombia (Defler & Bueno 2010, Defler 2013, Link et al. 2013). Esta zona cuenta con diversos bloques de bosque de grandes extensiones 500 a 1000 km<sup>2</sup> (Roncancio et al. 2013). La conservación de estos bosques aseguraría la supervivencia de poblaciones saludables no sólo de las especies de primates que ahí habitan y la biodiversidad de la región, también mantendría un corredor entre Centroamérica, el Chocó y Sur América. Este corredor se ha reportado como esencial para la supervivencia de especies como el Jaguar. (Schwitzer et al. 2014, IUCN 2015). Con respecto a los monos araña café, la Serranía de San Lucas es probablemente la zona que albergaría la población con mejor viabilidad y los ecosistemas con mejor integridad dentro de su área de distribución en Colombia y Venezuela (Link et al. 2013). Los resultados de este estudio confirman la necesidad de proteger las poblaciones de estos primates en la Serranía de San

## Conclusiones y perspectivas

---

Lucas, en donde sus poblaciones parecen estar en mejor condición que en cualquier otro lugar de su distribución geográfica. Más aún, se desconoce cuál es la clasificación taxonómica de los monos nocturnos que están en las zonas más altas de la Serranía, las cuales podrían incluso llevar a definir una nueva especie de primate para Colombia además de albergar la última población del churuco colombiano en la región del Magdalena.

16. Es de crítica importancia que el desarrollo planeado para el Magdalena Medio y el Caribe sea enmarcado en escenarios que permitan la supervivencia y conectividad de las poblaciones silvestres de las especies que habitan en él, dado que su conservación está directamente asociada a la conservación de los ecosistemas de esta región de Colombia.

## Bibliografía

- Abondano LA, Link A (2012) The social behavior of brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a fragmented forest in Colombia. *Int J Primatol* 33:769–783
- Achard F, Eva HD, Stibig H-J, Mayaux P, Gallego J, Richards T, Malingreau J-P (2002) Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* (80- ) 297:999–1002
- Aide TM, Clark ML, Grau HR, López-Carr D, Levy MA, Redo D, Bonilla-Moheno M, Riner G, Andrade-Núñez MJ, Muñiz M (2013) Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45:262–271
- Alba-Mejia L, Caillaud D, Montenegro OL, Sánchez-Palomino P, Crofoot MC (2013) Spatiotemporal interactions among three neighboring groups of free-ranging white-footed tamarins (*Saguinus leucopus*) in Colombia. *Int J Primatol* 34:1281–1297
- Aldana AM, Beltrán M, Torres-Neira J, Stevenson PR (2008) Habitat Characterization and Population Density of Brown Spider Monkeys (*Ateles hybridus*) in Magdalena Valley, Colombia. *Neotrop Primates* 15:46–50
- Altmann J (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227–267
- Alves R, Souto W, Barboza RRD (2010) Primates in traditional folk medicine: a world overview. *Mamm Rev* 40:155–180
- Andren H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*:355–366
- Arroyo-Rodríguez V, González-Perez IM, Garmendia A, Solà M, Estrada A (2013) The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landsc Ecol* 28:1717–1727
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S (2006) Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *Int J Primatol* 27:1079–1096
- Asensio N, Korstjens AH, Aureli F (2009) Fissioning minimizes ranging costs in spider monkeys: a multiple-level approach. *Behav Ecol Sociobiol* 63:649–659
- Asensio N, Korstjens AH, Schaffner CM, Aureli F (2008) Intragroup aggression, fission–fusion dynamics and feeding competition in spider monkeys. *Behaviour* 145:983–1001
- Asquith NM, Terborgh J, Arnold AE, Riveros CM (1999) The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *J Trop Ecol* 15:229–235
- Aureli F, Schaffner CM (2008) Social interactions, social relationships and the social system of spider monkeys. *Spider monkeys Behav Ecol Evol genus Ateles*:236–265
- Aureli F, Schaffner CM, Boesch C, Bearder SK, Call J, Chapman CA, Connor R, Fiore A Di,

- Dunbar RIM, Henzi SP (2008) Fission-fusion dynamics. *Curr Anthropol* 49:627–654
- Ayres JM, Ayres C (1979) Aspectos da caça no alto rio Aripuanã. *Acta Amaz* 9:287–298
- Benchimol M, Peres CA (2013) Anthropogenic modulators of species–area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. *Divers Distrib* 19:1339–1352
- 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
- Blake JG, Guerra J, Mosquera D, Torres R, Loiselle BA, Romo D (2010) Use of mineral licks by white-bellied spider monkeys (*Ateles belzebuth*) and red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in eastern Ecuador. *Int J Primatol* 31:471–483
- Brightsmith DJ (2004) Effects of weather on parrot geophagy in Tambopata, Peru. *Wilson Bull* 116:134–145
- Brightsmith DJ, Muñoz-Najar RA (2004) Avian geophagy and soil characteristics in southeastern Peru. *Biotropica* 36:534–543
- Brightsmith DJ, Taylor J, Phillips TD (2008) The roles of soil characteristics and toxin adsorption in avian geophagy. *Biotropica* 40:766–774
- Brown AD, Zunino GE (1990) Dietary variability in *Cebus apella* in extreme habitats: evidence for adaptability. *Folia Primatol* 54:187–195
- Buchanan-Smith HM (1991) A field study on the red-bellied tamarin, *Saguinus l. labiatus*, in Bolivia. *Int J Primatol* 12:259–276
- Buckland S, Anderson D, Burnham K, Laake J, Borchers D, Thomas L (2001) Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford
- Campbell CJ (2000) The reproductive biology of black-handed spider monkeys (*Ateles geoffroyi*): Integrating behavior and endocrinology. University of California, Berkeley
- Campbell CJ, Aureli F, Chapman C a., Ramos-Fernández G, Matthews K, Russo SE, Suarez S, Vick L (2005) Terrestrial Behavior of *Ateles* spp. *Int J Primatol* 26:1039–1051
- Cant JGH (1977) Ecology, Locomotion, and Social Organization of Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*). University of California, Davis, CA
- Castellanos HG, Chanin P (1996) Seasonal differences in food choice and patch preference of long-haired spider monkeys (*Ateles belzebuth*). In: Norconk MA, Rosenberger AL, Garber PA (eds) Adaptive radiations of neotropical primates. Pleum Press, New York, NY, p 451–466
- Chapman CA (1987) Flexibility in diets of three species of Costa Rican primates. *Folia Primatol* 49:90–105

- Chapman CA (1988) Patterns of foraging and range use by three species of neotropical primates. *Primates* 29:177–194
- Chapman CA (1990) Association patterns of spider monkeys: the influence of ecology and sex on social organization. *Behav Ecol Sociobiol* 26:409–414
- Chapman CA (1995) Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evol Anthropol* 4:74–82
- Chapman CA, Chapman LJ (1990) Density and growth rate of some tropical dry forest trees: comparisons between successional forest types. *Bull Torrey Bot Club*:226–231
- Chapman CA, Chapman LJ, Wingham R, Hunt K, Gebo D, Gardner L (1992) Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica*:527–531
- Chapman CA, Chapman LJ, Wrangham RW (1995) Ecological constraints on group size: an analysis of spider monkey and chimpanzee subgroups. *Behav Ecol Sociobiol* 36:59–70
- Chapman CA, Ghai R, Jacob A, Koojo SM, Reyna-Hurtado R, Rothman JM, Twinomugisha D, Wasserman MD, Goldberg TL (2013) Going, going, gone: a 15-year history of the decline of primates in forest fragments near Kibale National Park, Uganda. In: Marsh LK, Chapman CA (eds) *Primates in fragments*. Springer, p 89–100
- Chapman CA, Onderdonk DA (1998) Forests without primates: primate/plant codependency. *Am J Primatol* 45:127–141
- Chapman CA, Struhsaker TT, Skorupa JP, Snaith T V, Rothman JM (2010) Understanding long-term primate community dynamics: implications of forest change. *Ecol Appl* 20:179–191
- Chapman CA, Wasserman MD, Gillespie TR, Speirs ML, Lawes MJ, Saj TL, Ziegler TE (2006) Do food availability, parasitism, and stress have synergistic effects on red colobus populations living in forest fragments? *Am J Phys Anthropol* 131:525–534
- Chapman CA, Wrangham R, Chapman LJ (1994) Indices of habitat-wide fruit abundance in tropical forest. *Biotropica*:160–171
- Chaves OM, Stoner KE, Arroyo-Rodríguez V (2011) Seasonal Differences in Activity Patterns of *Geoffroyis* Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*) Living in Continuous and Fragmented Forests in Southern Mexico. *Int J Primatol* 32:960–973
- Chaves OM, Stoner KE, Arroyo-Rodríguez V (2012) Differences in diet between spider monkey groups living in forest fragments and continuous forest in Mexico. *Biotropica* 44:105–113
- Chaves ÓM, Stoner KE, Arroyo-Rodríguez V, Chaves OM, Stoner KE, Arroyo-Rodríguez V (2011) Seasonal differences in activity patterns of *Geoffroyis* Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*) living in continuous and fragmented forests in Southern Mexico. *Int J Primatol* 32:960–973
- Chiarello AG (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal

- communities in south-eastern Brazil. *Biol Conserv* 89:71–82
- Chiarello AG, Melo FR de (2001) Primate Population Densities and Sizes in Atlantic Forest Remnants of Northern Espirito Santo, Brazil. *Int J Primatol* 22:379–396
- Coelho AM, Bramblett CA, Quick LB, Bramblett SS (1976) Resource availability and population density in primates: A socio-bioenergetic analysis of the energy budgets of Guatemalan howler and spider monkeys. *Primates* 17:63–80
- Collins AC (1999) Species status of the Colombian spider monkey *Ateles belzebuth hybridus*. *Neotrop Primates* 7:39–41
- Collins AC, Dubach JM (2000a) Biogeographic and Ecological Forces Responsible for Speciation in *Ateles*. *Int J Primatol* 21:421–444
- Collins AC, Dubach JM (2000b) Phylogenetic relationships of spider monkeys (*Ateles*) based on mitochondrial DNA variation. *Int J Primatol* 21:381–420
- Cooper RW, Hernandez-Camacho J (1975) A current appraisal of Colombia's primate resources. *Primate Util Conserv* John Wiley sons New York:37–66
- Cordero-Rodriguez GA, Biord FHJ (2001) Distribution and conservation of the spider monkey (*Ateles hybridus*) in the coastal range of northern Venezuela. *Neotrop Primates* 9:8–11
- Cordovez JM, Arteaga JR, Marino M, Luna AG de, Link A (2013) Population Dynamics of Spider Monkey (*Ateles hybridus*) in a Fragmented Landscape in Colombia. In: *BIOMAT 2012*. World Scientific, p 282–300
- Cowlishaw G (1999) Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conserv Biol* 13:1183–1193
- Cowlishaw G, Dunbar RIM (2000) *Primate conservation biology*. University of Chicago Press
- Crockett CM (1998) Conservation Biology of the Genus *Alouatta*. *Int J Primatol* 19:549–578
- Cuarón AD (2008) Effects of Land-Cover Changes on Mammals in a Neotropical Region: a Modeling Approach. *Conserv Biol* 14:1676–1692
- Cuartas-Calle CA (2001) Distribución parcial del tití gris (*Saguinus leucopus*, Callitrichidae) en el Departamento de Antioquia, Colombia. *Neotrop Primates* 9:109–111
- Culot L, Muñoz Lazo FJJ, Huynen M-C, Poncin P, Heymann EW (2010) Seasonal variation in seed dispersal by tamarins alters seed rain in a secondary rain forest. *Int J Primatol* 31:553–569
- Dasilva GL (1992) The western black-and-white colobus as a low-energy strategist: activity budgets, energy expenditure and energy intake. *J Anim Ecol*:79–91
- Dávalos LM (2001) The San Lucas mountain range in Colombia: how much conservation is owed to the violence? *Biodivers Conserv* 10:69–78

- Defler TR (1981) The density of *Alouatta seniculus* in the eastern llanos of Colombia. *Primates* 22:564–569
- Defler TR (2004) *Primates of Colombia*. Conservation International, Bogota
- Defler TR (2010) *Historia natural de los primates colombianos*. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogota
- Defler TR (2013) Aspectos para la conservación de los primates colombianos: ¿cuál es el futuro. In: Defler TR, Stevenson PR, Bueno ML, Guzman D (eds) *Primates colombianos en peligro de extinción*. Asociación Primatológica Colombiana, Bogota, p 2–21
- Defler TR, Bueno ML (2010) Prioridades en investigación y conservación de primates colombianos. In: Pereira-Bengoa V, Stevenson PR, Bueno ML, Nassar-Montoya F (eds) *Primatología en Colombia: avances al principio del milenio*. Graficas San Martin, Bogota, p 193–214
- Defler TR, Pintor D (1985) Censusing primates by transect in a forest of known primate density. *Int J Primatol* 6:243–259
- Defler T, Stevenson PR (2014) *The Woolly Monkey: Behavior, Ecology, Systematics, and Captive Research*. Springer
- Dew JL (2005) Foraging, Food Choice, and Food Processing by Sympatric Ripe-Fruit Specialists: *Lagothrix lagotricha poeppigii* and *Ateles belzebuth belzebuth*. *Int J Primatol* 26:1107–1135
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80- ) 345:401–406
- Duarte-Quiroga A, Estrada A (2003) Primates as pets in Mexico City: an assessment of the species involved, source of origin, and general aspects of treatment. *Am J Primatol* 61:53–60
- Ekernas LS, Cords M (2007) Social and environmental factors influencing natal dispersal in blue monkeys, *Cercopithecus mitis stuhlmanni*. *Anim Behav* 73:1009–1020
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:677–697
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ (2010) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers Distrib*:no
- Emmons LH, Stark NM (1979) Elemental composition of a natural mineral lick in Amazonia. *Biotropica*:311–313
- ESRI (2010) *ArcGIS 10*. Environ Syst Res Institute, Redlands, United States
- Estrada A, Coates-Estrada R (1996a) Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *Int J Primatol* 17:759–783
- Estrada A, Coates-Estrada R (1996b) Tropical rain forest fragmentation and wild

- populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *Int J Primatol* 17:759–783
- Estrada A, Luecke L, Belle S Van, Barraeta E, Meda MR (2004) Survey of black howler (*Alouatta pigra*) and spider (*Ateles geoffroyi*) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, Mexico and Tikal, Guatemala. *Primates* 45:33–39
- Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, Possingham H (2006) Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agric Ecosyst Environ* 114:369–386
- Etter A, Wyngaarden W van (2000) Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO A J Hum Environ* 29:432–439
- Fahrig L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecol Appl* 12:346–353
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515
- Fashing PJ, Cords M (2000) Diurnal primate densities and biomass in the Kakamega Forest: an evaluation of census methods and a comparison with other forests. *Am J Primatol* 50:139–152
- Felton AAM, Felton AAM, Wood JT, Lindenmayer DB (2008) Diet and feeding ecology of *Ateles chamek* in a Bolivian semihumid forest: the importance of *Ficus* as a staple food resource. *Int J Primatol* 29:379–403
- Ferrari SF, Veiga LM, Urbani B (2008) Geophagy in New World monkeys (Platyrrhini): ecological and geographic patterns. *Folia Primatol* 79:402–415
- Fiore A Di, Campbell CJ (2007) The atelines: variation in ecology, behavior, and social organization. *Primates Perspect*:155–185
- Fiore A Di, Link A, Campbell CJ (2010) The atelines: behavioral and socioecological diversity in a New World radiation. In: *Primates in perspective*, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford, p 155–188
- Fiore A Di, Link A, Dew JL (2008) Diets of wild spider monkeys. *Spider monkeys Behav Ecol Evol genus Ateles*:81–137
- Fiore A Di, Link A, Schmitt CA, Spehar SN (2009) Dispersal patterns in sympatric woolly and spider monkeys: integrating molecular and observational data. *Behaviour* 146:437–470
- Fleagle JG (2013) Primate adaptation and evolution. In: 3rd edn. Academic Press, p 464
- Franzen M (2006) Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environ Conserv* 33:36–45
- Ganzhorn SM, Perez-Sweeney B, Thomas WW, Gaiotto FA, Lewis JD (2015) Effects of fragmentation on density and population genetics of a threatened tree species in a biodiversity hotspot. *Endanger Species Res* 26:189–199

- Garber PA (1986) The ecology of seed dispersal in two species of Callitrichid primates (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*). *Am J Primatol* 10:155–170
- Garber PA (1988a) Diet, foraging patterns, and resource defense in a mixed species troop of *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* in Amazonian Peru. *Behaviour* 105:18–34
- Garber PA (1988b) Foraging decisions during nectar feeding by tamarin monkeys (*Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru. *Biotropica* 20:100–106
- Garber PA (1993a) Feeding ecology and behaviour of the genus *Saguinus*. In: Rylands AB (ed) *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*. Oxford University Press., Oxford, p 273–295
- Garber PA (1993b) Seasonal patterns of diet and ranging in two species of tamarin monkeys: Stability versus variability. *Int J Primatol* 14:145–166
- Garber PA, Kitron U (2013) Why do tamarins swallow such large seeds? A response to Heymann's commentary. *Int J Primatol* 34:450–454
- Gilardi JD, Duffey SS, Munn CA, Tell LA (1999) Biochemical functions of geophagy in parrots: detoxification of dietary toxins and cytoprotective effects. *J Chem Ecol* 25:897–922
- Gillespie TR, Chapman CA (2006) Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. *Conserv Biol* 20:441–448
- Goldberg TL, Gillespie TR, Rwego IB, Estoff EL, Chapman CA (2008) Forest Fragmentation as Cause of Bacterial Transmission among Nonhuman Primates, Humans, and Livestock, Uganda. *Emerg Infect Dis* 14:1375–1382
- Gómez-Posada C, Roncancio-D N, Hincapié-V P, Betancourt-L A (2010) Densidad y composición de grupos en tres poblaciones de mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en valle y cauca, Colombia. *Boletín Científico Cent Museos Mus Hist Nat* 14:79–91
- Gomez C, Cuartas-Calle CA, Lopez GJ (2014) Estado poblacional de *Saguinus leucopus* en el área de influencia del proyecto hidroeléctrico Porce III. *Rev Ciencias Ambient Y Sostenibilidad CAS* 1:69–92
- González-Zamora A, Arroyo-Rodríguez V, Chaves OM, Sánchez-López S, Stoner KE, Riba-Hernández P (2009) Diet of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in Mesoamerica: current knowledge and future directions. *Am J Primatol* 71:8–20
- Gorchov DL, Cornejo F, Ascorra C, Jaramillo M (1993) The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107:339–349
- Graham CH, Silva N, Velásquez-Tibatá J (2010) Evaluating the potential causes of range limits of birds of the Colombian Andes. *J Biogeogr* 37:1863–1875

- Green KM (1978) Primate censusing in northern Colombia: A comparison of two techniques. *Primates* 19:537–550
- Hassel-finnegan HM, Borries C, Koenig A (2008) How Reliable are Density Estimates for Diurnal Primates ? *Int J Primatol* 29:1175–1187
- Hemingway CA, Bynum N (2005) The influence of seasonality on primate diet and ranging. In: Brockman DK, Schaik CP van (eds) *Seasonality in primates: Studies of living and extinct human and non-human primates*. Cambridge University Press, Cambridge, p 57–104
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv* 13:207–251
- Hernández-Camacho J, Cooper RW (1976) The nonhuman primates of Colombia. *Neotrop primates F Stud Conserv*:35–69
- Hernández-Camacho J, Defler TR (1989) Algunos aspectos de la conservación de primates no-humanos en Colombia. *La Primatol en Latinoamérica*:67–100
- Hernández-Camacho J, Walchsburger T, Ortiz R, Hurtado A (1992) Unidades biogeográficas de Colombia. In: Halffter G (ed) *La diversidad biológica de Iberoamerica I. Acta zoológica mexicana*. Instituto de Ecología A. C., Xalapa, México, p 105–151
- Hershkovitz P (1977) *Living new world monkeys (Platyrrhini)*, vol. 1. Univcrsity Chicago Press Chicago
- Heymann EW (1996) Social behavior of wild moustached tamarins, *Saguinus mystax*, at the Estacion Biologica Quebrada Bianco, Peruvian Amazonia. *Am J Primatol* 38:101–113
- Heymann EW, Smith AC (1999) When to feed on gums: temporal patterns of gummivory in wild tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis* (Callitrichinae). *Zoo Biol* 18:459–471
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978
- Hijmans RJ, Graham CH (2006) The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Glob Chang Biol* 12:2272–2281
- Hill JL, Curran PJ (2003) Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *J Biogeogr* 30:1391–1403
- Holzmann I, Agostini I, Areta JI, Ferreyra H, Beldomenico P, Bitetti MS Di (2010) Impact of yellow fever outbreaks on two howler monkey species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. *Am J Primatol* 72:475–480
- Inaba A (2000) Kumozaru no gun-kan kankei. (Intergroup relationships of wild spider monkeys in Macarena, Colombia.). In: In 16th Annual Meeting of Primate Society of Japan, Nagoya: Dogura & Co., Ltd.p 257

- Irwin MT (2008) Feeding ecology of *Propithecus diadema* in forest fragments and continuous forest. *Int J Primatol* 29:95–115
- IUCN (2015) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 20151
- Izawa K (1975) Foods and feeding behavior of monkeys in the upper Amazon basin. *Primates* 16:295–316
- Izawa K (1993) Soil-eating by *Alouatta* and *Ateles*. *Int J Primatol* 14:229–242
- Jack KM, Campos F a (2012) Distribution, Abundance, and Spatial Ecology of the Critically Endangered Ecuadorian Capuchin ( *Cebus albifrons aequatorialis* ). *Trop Conserv Sci* 5:173–191
- Janson CH, Goldsmith ML (1995) Predicting group size in primates: foraging costs and predation risks. *Behav Ecol* 6:326–336
- Jennings MD (2000) Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landsc Ecol* 15:5–20
- Johns T, Duquette M (1991) Detoxification and mineral supplementation as functions of geophagy. *Am J Clin Nutr* 53:448–456
- Johns AD, Skorupa JP (1987) Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *Int J Primatol* 8:157–191
- Kavanagh M, Dresdale L (1975) Observations on the woolly monkey (*Lagothrix lagothricha*) in Northern Colombia. *Primates* 16:285–294
- Kellogg R, Goldman EA (1944) Review of the spider monkeys. Smithsonian Inst., United States National Museum
- Kinnaird MF, O'Brien TG, Suryadi S (1999) The importance of figs to Sulawesi's imperiled wildlife. *Trop Biodivers* 6:5–18
- Klein N, Fröhlich F, Krief S (2008) Geophagy: soil consumption enhances the bioactivities of plants eaten by chimpanzees. *Naturwissenschaften* 95:325–331
- Klein LL, Klein DB (1977) Feeding behaviour of the Colombian spider monkey. In: Clutton-Brock TH (ed) *Primate ecology: Studies in Feeding and Ranging Behavior in Lemurs, Monkeys, and Apes*. Academic Press, London, p 153–181
- Knogge C, Heymann EW (2003) Seed dispersal by sympatric tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*: diversity and characteristics of plant species. *Folia Primatol* 74:33–47
- Knogge C, Heymann EW, Tirado Herrera ER (1998) Seed dispersal of *Asplundia peruviana* (Cyclanthaceae) by the primate *Saguinus fuscicollis*. *J Trop Ecol* 14:99–102
- Krebs CJ (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row New York
- Krishnamani R, Mahaney WC (2000) Geophagy among primates: adaptive significance and ecological consequences. *Anim Behav* 59:899–915

- Lambert JE, Garber PA (1998) Evolutionary and ecological implications of primate seed dispersal. *Am J Primatol* 45:9–28
- Lee ATK, Kumar S, Brightsmith DJ, Marsden SJ (2010) Parrot claylick distribution in South America: do patterns of “where” help answer the question “why”? *Ecography (Cop)* 33:503–513
- Lehmann J, Boesch C (2004) To fission or to fusion: effects of community size on wild chimpanzee (*Pan troglodytes verus*) social organisation. *Behav Ecol Sociobiol* 56:207–216
- 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*:81–90
- Leimgruber P, Christen CA, Laborderie A (2005) The Impact of Landsat Satellite Monitoring on Conservation Biology. *Environ Monit Assess* 106:81–101
- Leopold A (1933) *Game management*. 481 pp. Charles Scribner’s Sons, New York
- Link A (2003) Insect-eating by spider monkeys. *Neotrop Primates* 11:104–107
- Link A, Fiore A Di (2006) Seed dispersal by spider monkeys and its importance in the maintenance of neotropical rain-forest diversity. *J Trop Ecol* 22:235–246
- Link A, Fiore A Di (2009) Effects of predation risk on the grouping patterns of spider monkeys. *Folia Primatol* 80:125
- Link A, Fiore A Di, Spehar S (2005) Predation risk affects subgroup size in spider monkeys (*Ateles belzebuth*) at Yasuni National Park, Ecuador. *Folia Primatol* 77:318
- Link A, Galvis N, Fleming E, Fiore A Di (2011) Patterns of mineral lick visitation by spider monkeys and howler monkeys in Amazonia: are licks perceived as risky areas? *Am J Primatol* 73:386–396
- Link AA, Galvis N, Marquez M, Guerrero J, Solano C, Stevenson PR (2012) Diet of the critically endangered brown spider monkey (*Ateles hybridus*) in an inter-Andean lowland rainforest in Colombia. *Am J Primatol* 74:1097–105
- Link a, Luna A de, Alfonso F, Giraldo-Beltran P, Ramirez F (2010) Initial effects of fragmentation on the density of three neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. *Endanger Species Res* 13:41–50
- Link A, Luna AG de, Alfonso F, Giraldo-Beltran P, Ramirez F, AG de L, Alfonso F, Giraldo-Beltran P, Ramirez F (2010) Initial effects of fragmentation on the density of three neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. *Endanger Species Res* 13:41–50
- Link A, Luna AG de, Arango R, Diaz MC (2011) Geophagy in brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a lowland tropical rainforest in Colombia. *Folia Primatol* 82:25–32
- Link A, Luna AG de, Burbano-Girón J (2013) Estado de conservación en Colombia de uno

- de los primates más amenazados con la extinción: el mono araña café (*Ateles hybridus*). In: Defler TR, Stevenson PR, Bueno ML, Guzmán-Caro DC (eds) *Primates Colombianos en Peligro de Extinción*. Asociación Primatológica Colombiana, Bogota, p 88–119
- Liu C, Berry P, Dawson T, Pearson RG (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography (Cop)* 28:385–393
- Lopes MA, Ferrari SF (1994) Foraging behavior of a tamarin group (*Saguinus fuscicollis weddelli*) and interactions with marmosets (*Callithrix emiliae*). *Int J Primatol* 15:373–387
- Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Rylands AB, Malcolm JR, Quintela CE, Harper LH, Brown Jr KS, Powell AH, Powell GVN, Schubart HOR (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé ME (ed) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, p 257–285
- Luna AG de, Link A (2015) Conservación del mono araña café por fuera de áreas protegidas. In: Payán E, Lasso CA, Castaño-Uribe C (eds) *I. Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil.*, Serie Edit. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá D.C., Colombia, p 275–293
- Lynch Alfaro JW, Boubli JP, Olson LE, Fiore A Di, Wilson B, Gutiérrez-Espeleta GA, Chiou KL, Schulte M, Neitzel S, Ross V, Schwochow D, Nguyen MTT, Farias I, Janson CH, Alfaro ME (2012) Explosive Pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. *J Biogeogr* 39:272–288
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press
- Mahaney WC, Milner MW, Aufreiter S, Hancock RG V, Wrangham R, Campbell S (2005) Soils consumed by chimpanzees of the Kanyawara community in the Kibale Forest, Uganda. *Int J Primatol* 26:1375–1398
- Marsh LK, Chapman C (Eds) (2013) *Primates in fragments: Complexity and resilience*. Springer New York, New York, NY
- Marsh LK, Chapman CA, Arroyo-Rodríguez V, Cobden AK, Dunn JC, Gabriel D, Ghai R, Nijman V, Reyna-Hurtado R, Serio-Silva JC (2013) *Primates in fragments 10 years later: once and future goals*. In: *Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. Springer, New York, NY, p 503–523
- Marshall AR, Lovett JC, White PCL (2008) Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: lessons from the primates. *Am J Primatol* 70:452–462
- Mbora DNM, McPeck MA (2015) How monkeys see a forest: genetic variation and population genetic structure of two forest primates. *Conserv Genet* 16:559–569

- Medellin RA, Gaona O (1999) Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31:478–485
- Medley KE (1993) Primate conservation along the Tana River, Kenya: an examination of the forest habitat. *Conserv Biol* 7:109–121
- Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol Conserv* 124:383–396
- Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv Biol* 21:1626–1640
- Millennium Ecosystem Assessment (2005a) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005b) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, USA
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (2012) *Estrategia Nacional para la prevención y control al Tráfico Ilegal de Especies Silvestres: Diagnóstico y Plan de Acción ajustado*. Bogota
- Mittermeier RA, Gil PR, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch-Mittermeier C, Lamoreux J, Fonseca GA Da (2005) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions. Conservation International, Mexico City
- Mittermeier RA, Oates JF (1985) Primate diversity: The world's top countries. *Prim Conserv* 5:41–48
- Mittermeier RA, Rylands AB, Wilson DE (2013) *Handbook of mammals of the world: Vol 3. Primates*. (RA Mittermeier, AB Rylands, and DE Wilson, Eds.), 1st editio. Lynx editions, Barcelona, Spain
- Mittermeier RA, Wallis J, Rylands AB, Ganzhorn JU, Oates JF, Williamson EA, Palacios E, Heymann EW, Kierulff MCM, Yongcheng L (2009) Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2008-2010. *Primate Conserv* 24:1–57
- Montenegro OL (2004) *Natural licks as keystone resources for wildlife and people in Amazonia*. University of Florida
- Montes-Rojas A (2013) *Caracterización de la dieta y evaluación nutricional de los alimentos más consumidos por *Ateles hybridus* en un fragmento de bosque en San Juan de Carare, Colombia*. Universidad del Tolima
- Morales-Jiménez AL (2004) Modeling distributions for Colombian spider monkeys (*Ateles* sp.) using GARP and GIS to find priority areas for conservation.
- Murillo A (1994) *Un mundo que se mueve como el río: Historia regional del Magdalena Medio* (Instituto Colombiano de Antropología, Ed.). Instituto Colombiano de Antropología, Bogota

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB Da, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Nadjafzadeh MN, Heymann EW (2008) Prey foraging of red titi monkeys, *Callicebus cupreus*, in comparison to sympatric tamarins, *Saguinus mystax* and *Saguinus fuscicollis*. *Am J Phys Anthropol* 135:56–63
- Newmark WD (1996) Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conserv Biol* 10:1549–1556
- Nowak K, Lee PC (2013) “Specialist” Primates Can Be Flexible in Response to Habitat Alteration. In: *Primates in Fragments*. Springer, p 199–211
- Nunes A (1998) Diet and Feeding Ecology of *Ateles belzebuth belzebuth* at Maracá Ecological Station, Roraima, Brazil. *Folia Primatol*:61–76
- Oates JF (1978) Water-plant and soil consumption by guereza monkeys (*Colobus guereza*): a relationship with minerals and toxins in the diet? *Biotropica*:241–253
- Oftedal OT, Whiten A, Southgate DAT, Soest P Van (1991) The Nutritional Consequences of Foraging in Primates: The Relationship of Nutrient Intakes to Nutrient Requirements [and Discussion. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 334:161–170
- Oliveira ACM, Ferrari SF (2000) Seed dispersal by black-handed tamarins, *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest habitats in eastern Amazonia. *J Trop Ecol* 16:709–716
- Olson DM, Dinerstein E (2002) The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Ann Missouri Bot Gard*:199–224
- Onderdonk DA, Chapman CA (2000) Coping with Forest Fragmentation : The Primates of Kibale National Park, Uganda. *Int J Primatol* 21:587–611
- Palacios E, Morales-Jiménez AL, Urbani B, Mittermeier RA, Wallis J, Rylands AB, Ganzhorn JF, Oates JF, Williamson EA (2007) Variegated or brown spider monkey *Ateles hybridus* I. Geoffroy, 1829. *Primates in peril: the world’s* 25:2006–2008
- Palacios E, Peres CA (2005) Primate Population Densities in Three Nutrient-Poor Amazonian Terra Firme Forests of South-Eastern Colombia. *Folia Primatol* 76:135–145
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr* 12:361–371
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J Biogeogr* 34:102–117
- Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez-Manjarrés JF, Araújo MB, Balvanera P, Biggs R, Cheung WWL, Chini L, Cooper HD, Gilman EL,

- Guénette S, Hurtt GC, Huntington HP, Mace GM, Oberdorff T, Revenga C, Rodrigues P, Scholes R, Sumaila UR, Walpole M (2010) Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* (80- ) 330:1496–1501
- Peres CA (1988) Primate community structure in western Brazilian Amazonia. *Primate Conserv* 9:83–87
- Peres CA (1990) Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biol Conserv* 54:47–59
- Peres CA (1994) Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica*:98–112
- Peres CA (1999a) Effects of subsistence hunting and forest types on the structure of Amazonian primate communities. In: JG F, C J, KE R (eds) *Primate Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, p 268–283
- Peres CA (1999b) General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotrop primates* 7:11–16
- Peres CA (2000) Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conserv Biol* 14:240–253
- Peres CA (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv Biol* 15:1490–1505
- Peres CA, Emilio T, Schietti J, Desmoulière SJM, Levi T (2016) Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* 113:892–897
- Peres CA, Lake IR (2003) Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conserv Biol* 17:521–535
- Peres CA, Roosmalen M van (2002) Primate frugivory in two species-rich neotropical forests: implications for the demography of large-seeded plants in overhunted areas. *Seed dispersal frugivory Ecol Evol Conserv CABI Publ Wallingford*:407–421
- Peterson AT, Papeş M, Eaton M (2007) Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography (Cop)* 30:550–560
- Phillips KA, Abercrombie CL (2003) Distribution and conservation status of the primates of Trinidad. *Primate Conserv* 19:19–22
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Modell* 190:231–259
- Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*. ACM, New York, USA, p 83
- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science*

(80- ) 269:347–349

- Plumptre AJ, Cox D (2006) Counting primates for conservation: primate surveys in Uganda. *Primates* 47:65–73
- Porter LM, Garber PA, Nascimento E (2009) Exudates as a fallback food for *Callimico goeldii*. *Am J Primatol* 71:120–129
- Poveda K, Sánchez-Palomino P (2004) Habitat use by the white-footed tamarin, *Saguinus leucopus*: a comparison between a forest-dwelling group and an urban group in Mariquita, Colombia. *Neotrop Primates* 12:6–9
- Prado-Martinez J, Hernando-Herraez I, Lorente-Galdos B, Dabad M, Ramirez O, Baeza-Delgado C, Morcillo-Suarez C, Alkan C, Hormozdiari F, Raineri E (2013) The genome sequencing of an albino Western lowland gorilla reveals inbreeding in the wild. *BMC Genomics* 14:1
- QGIS Development Team (2015) QGIS Geographic Information System.
- Ramos-Fernández G, Ayala-Orozco B (2003) Population Size and Habitat use of Spider Monkeys at Punta Laguna, Mexico. In: Marsh LK (ed) *Primates in Fragments*. Springer US, Boston, MA, p 191–209
- Ravetta AL, Ferrari SF (2009) Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. *Primates* 50:261–268
- Rimbach R, Bisanzio D, Galvis N, Link A, Fiore A Di, Gillespie TR (2015) Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*): a model for differentiating the role of social networks and physical contact on parasite transmission dynamics. *Philos Trans R Soc London B Biol Sci* 370:20140110
- Rimbach R, Link A, Heistermann M, Gómez-Posada C, Galvis N, Heymann EW (2013) Effects of logging, hunting, and forest fragment size on physiological stress levels of two sympatric ateline primates in Colombia. *Conserv Physiol* 1:cot031
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, Hayward MW, Kerley GIH, Levi T, Lindsey PA (2015) Collapse of the world's largest herbivores. *Sci Adv* 1:e1400103
- Rodríguez N, Etter A (2008) Transformación de la cobertura forestal en el valle del Magdalena medio en el periodo de 1987 - 2001. *Ambient y Desarro* 23:105–132
- Roncancio N (2012) A Record of the Variegated Spider Monkey (*Ateles hybridus* brunneus) in Selva De Florencia National Park, Colombia. *Neotrop Primates* 19:46–47
- Roncancio N (2013) Comparisons of population density and group structure for the variegated spider monkey (*Ateles hybridus*), Serranía de San Lucas (Bolívar). In: Defler TR, Bueno ML, Guzmán DC, Stevenson PR (eds) *Primates colombianos en peligro de extinción*. Asociación Primatológica Colombiana, p 231–244

- Roncancio N, Amilvia A-C, García-Loaiza LM, Franco C, Ríos A (2013) Distribución potencial y disponibilidad de hábitat actual del tití gris (*Saguinus leucopus*): un primate endémico de Colombia y en peligro de extinción. In: Defler TR, Stevenson PR, Bueno ML, Guzmán-Caro DC (eds) *Primates colombianos en peligro de extinción*. Asociación Primatológica Colombiana, Bogotá, p 213–230
- Roncancio NJ, Rojas W, Defler T (2011) Densidad poblacional de *Saguinus leucopus* en remanentes de bosque con diferentes características físicas y biológicas. *Mastozoología Neotrop* 18:105–117
- Roncancio N, Rojas W, Estévez JV (2008) Densidad poblacional y tamaño de grupo de *Saguinus leucopus* en parches de bosque en el departamento de Caldas, Colombia. *Neotrop Primates* 15:63–67
- Roosmalen MGM van (1985) Habitat preferences, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey (*Ateles paniscus paniscus* Linnaeus 1758), in Suriname: a socioecological field study. *Acta Amaz* 15:1–238
- Rosenberger AL, Strier KB (1989) Adaptive radiation of the ateline primates. *J Hum Evol* 18:717–750
- Rudran R, Fernandez-Duque E (2003) Demographic Changes over Thirty Years in a Red Howler Population in Venezuela. *Int J Primatol* 24:925–947
- Ruiz-García M, Castillo MI, Vásquez C, Rodríguez K, Pinedo-Castro M, Shostell J, Leguizamon N (2010) Molecular phylogenetics and phylogeography of the white-fronted capuchin (*Cebus albifrons*; Cebidae, Primates) by means of mtCOII gene sequences. *Mol Phylogenet Evol* 57:1049–1061
- Russo SE, Campbell CJ, Dew JL, Stevenson PR, Suarez SA (2005) A multi-forest comparison of dietary preferences and seed dispersal by *Ateles* spp. *Int J Primatol* 26:1017–1037
- Rylands AB, Williamson EA, Hoffmann M, Mittermeier RA (2008) Primate surveys and conservation assessments. *Oryx* 42:313–314
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney H, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* (80- ) 287:1770–1774
- Sanchez-Cuervo AM, Aide TM (2013) Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001–2010): implications for protected areas. *Ecosphere* 4:art143
- Sax DF, Gaines SD (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol Evol* 18:561–566
- Schipper J, Chanson JS, Chiozza F, Cox NA, Hoffmann M, Katariya V, Lamoreux J, Rodrigues ASL, Stuart SN, Temple HJ (2008) The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* (80- ) 322:225–230

- Schwitzer C, Mittermeier RA, Rylands AB, Taylor LA, Chiozza F, Williamson EA, Wallis J, Clark FE (eds. ). (2014) *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2012–2014*. Arlington, VA
- Scott J, Davis F, Csuti B, Noss R, Butterfield B, Groves C, Anderson H, Caicco S, D'Erchia F, Edwards, Thomas C. J, Ulliman J, Wright RG (1993) Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildl Monogr* 123:3–41
- Shimooka Y (2003) Seasonal variation in association patterns of wild spider monkeys (*Ateles belzebuth belzebuth*) at La Macarena, Colombia. *Primates* 44:83–90
- Shimooka Y (2005) Sexual differences in ranging of *Ateles belzebuth belzebuth* at La Macarena, Colombia. *Int J Primatol* 26:385–406
- Shimooka Y, Campbell C, Fiore A Di, Felton A, Izawa K, Link A, Nishimura A, Ramos-Fernandez G, Wallace R (2008) Demography and group composition of *Ateles*. In: Spider monkeys: behavior ecology and evolution of the genus *Ateles*. Cambridge University Press, Cambridge, p 329–348
- Siemers B rn M (2000) Seasonal variation in food resource and forest strata use by brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a disturbed forest fragment. *Folia Primatol* 71:181–184
- Sih A, Jonsson BG, Luikart G (2000) Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends Ecol Evol* 15:132–134
- Smith AC (2000) Composition and proposed nutritional importance of exudates eaten by saddleback (*Saguinus fuscicollis*) and mustached (*Saguinus mystax*) tamarins. *Int J Primatol* 21:69–83
- Soulé ME, Bolger DT, Alberts AC, Wrights J, Sorice M, Hill S (1988) Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral requiring birds in urban habitat islands. *Conserv Biol* 2:75–92
- Stedman-Edwards P (2000) A Framework for Analysing Biodiversity Loss. In: Wood A, Stedman-Edwards P, Mang J (eds) *The Root Causes of Biodiversity Loss*. WWF-International, London, UK, p 11–35
- Steenbeek R, Assink P, Wich SA (1999) TENURE RELATED CHANGES IN WILD THOMAS ' S LANGURS II : LOUD CALLS by Introduction In many primates , including langurs , adult males give loud calls , which often provoke counter calls from neighbouring males ( Gautier & Gautier , 1977 ). A wide range of . :627–650
- Stevenson PR (2002) Frugivory and seed dispersal by woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha*) at Tinigua Park, Colombia. State University of New York at Stony Brook
- Stevenson PR, Aldana AM (2008) Potential effects of Ateline extinction and forest fragmentation on plant diversity and composition in the western Orinoco Basin, Colombia. *Int J Primatol* 29:365–377
- Stevenson PR, Guzmán-Caro DC (2013) Procesos ecosistémicos provenientes del papel de

- los monos churucos (*Lagothrix lagothricha*) como dispersores de semillas. In: Defler TR, Stevenson PR, Bueno ML, Guzmán-Caro DC (eds) *Primates Colombianos en Peligro de Extinción*. Asociación Primatológica Colombiana, Bogota, p 332–347
- Stevenson PR, Guzmán DC, Defler TR (2010) Conservation of Colombian Primates: An Analysis of Published Research. *Trop Conserv Sci* 3:45–62
- Stevenson PR, Quiñones MJ, Ahumada JA (1998) Effects of fruit patch availability on feeding subgroup size and spacing patterns in four primate species at Tinigua National Park, Colombia. *Int J Primatol* 19:313–324
- 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
- Stoner KE, Riba-Hernández P, Vulinec K, Lambert JE (2007) The role of mammals in creating and modifying seed shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica* 39:316–327
- Strier KB (1992) Atelinae adaptations: behavioral strategies and ecological constraints. *Am J Phys Anthropol* 88:515–524
- Suarez S a. (2006) Diet and Travel Costs for Spider Monkeys in a Nonseasonal, Hyperdiverse Environment. *Int J Primatol* 27:411–436
- Symington MM (1987) Ecological and social correlates of party size in the black spider monkey, *Ateles paniscus chamek*. Princeton University
- Symington MM (1988) Demography, ranging patterns, and activity budgets of black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*) in the Manu National Park, Peru. *Am J Primatol* 15:45–67
- Symington MM (1990) Fission-fusion social organization in *Ateles* and *Pan*. *Int J Primatol* 11:47–61
- Tabarelli M, Peres CA (2002) Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol Conserv* 106:165–176
- Templeton AR, Shaw K, Routman E, Davis SK (1990) The genetic consequences of habitat fragmentation. *Ann Missouri Bot Gard*:13–27
- Terborgh J (1986a) *Five New World primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Terborgh J (1986b) Keystone plant resources in the tropical forest. In: Soule ME (ed) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, p 330–344
- Terborgh J, Janson CH (2008) The Socioecology of Primate Groups. *Ecology* 17:111–136
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling

- surveys for estimating population size. *J Appl Ecol* 47:5–14
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Hedley SL, Pollard JH (2006) Distance 5.0. Release 2. Research unit for wildlife population assessment, University of St. Andrews, UK.
- Tobler MW, Carrillo-Percestequi SE, Powell G (2009) Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *J Trop Ecol* 25:261–270
- Tutin CEG, Ham RM, White LJT, Harrison MJS (1997) The primate community of the Lopé Reserve, Gabon: diets, responses to fruit scarcity, and effects on biomass. *Am J Primatol* 42:1–24
- Tweheyo M, Lye KA (2003) Phenology of figs in Budongo Forest Uganda and its importance for the chimpanzee diet. *Afr J Ecol* 41:306–316
- Urbani B, Morales AL, Link A, Stevenson P (2008a) *Ateles hybridus*. IUCN Red List Threat Species 2008 eT39961A10280054
- Urbani B, Morales AL, Link A, Stevenson PR (2008b) *Ateles hybridus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Valle H (2004) Estimación del tamaño poblacional del tití gris *Saguinus leucopus* Gunther 1877 en tres zonas del municipio de Mariquita, Departamento del Tolima. Universidad del Tolima, Ibagué
- Vargas LS, Camacho S, Román L (1998) Diagnóstico socioeconómico de municipios productivos en el Magdalena Medio Colombiano. Recuper el 18
- Vidal MD, Cintra R (2006) Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor*-primates: Callitrichinae) in Central Amazonia. *Acta Amaz* 36:237–248
- Villanueva B (2008) Caracterización y descripción de dos relictos de bosque húmedo tropical en la hacienda San Juan del Carare, municipio de Cimitarra, Santander. Universidad del Tolima
- Wallace RB (2005) Seasonal variations in diet and foraging behavior of *Ateles chamek* in a southern Amazonian tropical forest. *Int J Primatol* 26:1053–1075
- Wallace RB, Painter RL, Taber a B (1998) Primate diversity, habitat preferences, and population density estimates in Noel Kempff Mercado National Park, Santa Cruz Department, Bolivia. *Am J Primatol* 46:197–211
- Webb CO, Peart DR (2001) High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. *Ecol Lett* 4:491–499
- Weghorst J a (2007) High population density of black-handed spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in Costa Rican lowland wet forest. *Primates* 48:108–116
- White F (1986) Census and preliminary observations on the ecology of the black-faced

black spider monkey (*Ateles paniscus chamek*) in Manu National Park, Peru. *Am J Primatol* 11:125–132

Wieczkowski J (2004) Ecological correlates of abundance in the Tana mangabey (*Cercocebus galeritus*). *Am J Primatol* 63:125–138

WWF (2014) Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places. (R McLellan, L Iyengar, B Jeffries, and N Oerlemans, Eds.). Gland, Switzerland