

**FRAGMENTACION DE BOSQUE Y SU RELACIÓN CON LA CONSERVACIÓN DE  
PRIMATES DIURNOS EN EL ARROYO PEHELÍN, SUCRE, COLOMBIA**

**SILVIA ISABEL GALVÁN GUEVARA**



**UNIVERSIDAD DE CARTAGENA  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACÉUTICAS  
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES  
CONVENIO SUE – CARIBE**

**CARTAGENA DE INDIAS, 2015**

**FRAGMENTACION DE BOSQUE Y SU RELACIÓN CON LA CONSERVACIÓN DE  
PRIMATES DIURNOS EN EL ARROYO PEHELÍN, SUCRE, COLOMBIA**

**SILVIA ISABEL GALVÁN GUEVARA**

**Trabajo de grado presentado como requisito, para optar el título de Magister en  
Ciencias Ambientales**

**JAIME DE LA OSSA VELÁSQUEZ, Ph.D.  
Director**

**UNIVERSIDAD DE CARTAGENA  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACÉUTICAS  
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES  
SUE – CARIBE**

**CARTAGENA DE INDIAS, 2015**

**Nota de Aprobación del Jurado**

---

---

---

---

**Jurado**

---

**Jurado**

**La Universidad de Cartagena ni el jurado examinador, se hacen responsables de los  
conceptos emitidos en el presente trabajo**

**CARTAGENA DE INDIAS, 2015**

## DEDICATORIA

A mi familia y amigos

<<Hay una fuerza motriz más poderosa que el vapor, la electricidad y la energía atómica: la voluntad. >>

**Albert Einstein**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Grupo de Investigación en Biodiversidad Tropical de la Universidad de Sucre por su importante apoyo para mi superación académica y desarrollo de este trabajo de grado.

Al Dr. Jaime De La Ossa V., por aceptar asesorarme, por sus valiosos aportes para el mejoramiento del escrito y porque comparte conmigo el amor por la naturaleza y el conocimiento.

Al profesor Justo Fuentes, por el apoyo y la asesoría en los análisis estadísticos brindados amigable y desinteresadamente.

Al Profesor Gastón Bayut por su colaboración en los análisis de Sistema de Información Geográfica.

## TABLA DE CONTENIDO

	<b>Pág</b>
INTRODUCCIÓN	18
1. MARCO TEÓRICO	20
1.1 GENERALIDADES Y ESTRUCTURA DEL ÁREA DE ESTUDIO	20
1.2 EL BOSQUE SECO TROPICAL	22
1.3 FRAGMENTACIÓN DE BOSQUE	25
1.4 LA FRAGMENTACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE	26
1.4.1 <i>Alouatta seniculus</i>	28
1.4.2 <i>Saguinus oedipus</i>	30
1.4.3 <i>Cebus capucinus</i>	31
2. OBJETIVOS	33
2.1 OBJETIVO GENERAL	33
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	33
3. MATERIALES Y METODOS	34
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	34
3.2 COBERTURA, TAMAÑO Y SELECCIÓN DE LOS FRAGMENTOS	36
3.3 EVALUACIÓN DEL GRADO DE FRAGMENTACIÓN	39
3.3.1 Índices basados en sistemas de información geográfica	39
3.3.2 Índices de forma	40
3.4 INFORMACIÓN DE CAMPO	41
3.4.1 Transecto lineal	41
3.4.2 Seguimiento continuo	41

3.5 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN DE CAMPO	42
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
4.1 ESTADO ACTUAL DE FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE EN EL ÁREA DE ESTUDIO	43
4.2 TAMAÑO Y COMPOSICIÓN DE GRUPO PARA <i>Allouata seniculus</i> , <i>Cebus capucinus</i> y <i>Saguinus oedipus</i>	45
4.3 DENSIDAD POBLACIONAL Y ESPACIO VITAL PARA <i>Allouata</i> <i>seniculus</i> , <i>Cebus capucinus</i> y <i>Saguinus oedipus</i>	50
4.4 USO DEL ESTRATO VERTICAL POR LAS TRES ESPECIES DE PRIMATES: <i>Allouata seniculus</i> , <i>Cebus capucinus</i> y <i>Saguinus oedipus</i>	54
5. CONCLUSIONES	57
6. RECOMENDACIONES	58
7. BIBLIOGRAFIA	59
ANEXOS	72



## LISTA DE TABLAS

	Pág
Tabla 1. Perímetros y áreas de los fragmentos identificados en la zona de estudio.	37
Tabla 2. Coordenadas y medidas de área de cada sitio de muestreo.	38
Tabla 3. Distribución porcentual de las formas de los fragmentos para el área de estudio.	45
Tabla 4. Tamaño y composición de grupo de la especie <i>Allouata seniculus</i> en la zona de estudio.	45
Tabla 5. Tamaño y composición de grupo de la especie <i>Cebus capucinus</i> en la zona de estudio.	46
Tabla 6. Tamaño y composición de grupo de la especie <i>Saguinus oedipus</i> en la zona de estudio.	46
Tabla 7. Análisis de Varianza para individuos	47
Tabla 8. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para <i>A. seniculus</i> .	50
Tabla 9. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para <i>C. capucinus</i> .	51
Tabla 10. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para <i>S. oedipus</i> .	51
Tabla 11. Fragmentos diferentes según prueba de múltiple rangos (LSD) para densidad.	53

Tabla 12. Rango de ocupación del estrato vertical por <i>A. seniculus</i> , <i>C. capucinus</i> y <i>S. oedipus</i>	54
Tabla 13. Fragmentos diferentes según prueba de múltiple rangos (LSD) para ocupación del estrato vertical.	56

## LISTA DE FIGURAS

	<b>Pág</b>
Figura 1. Área de estudio (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)	34
Figura 2. Trazado de las unidades o fragmentos en el bosque de la zona de estudio (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)	36
Figura 3. Sitios de muestreo (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)	38

## **LISTA DE ANEXOS**

Anexo 1. Formato de registro para la identificación de las manadas o grupos.

Anexo 2. Formato de registro para la determinación del uso del estrato vertical.

Anexo 3. Formato de planilla para la toma de tiempo de trabajo.

## LISTA DE ABREVIATURAS

Análisis de varianza	ANOVA
Área de dominio vital	ADV
Bosque Seco Tropical	Bs-T
Corporación Autónoma Regional de Sucre	CARSUCRE
Crítico	CR
Índice de continuidad de Vogelmann	FCI
Índice de diversidad de Patton	DI
Instituto Alexander Von Humboldt	IAVH
Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura	UNESCO
Método de la mínima diferencia significativa	LSD
Plan de desarrollo municipal	PDM
Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza	UICN
Vulnerable	V
World Conservation Monitoring Centre	WCMC

## RESUMEN

La fragmentación de hábitat naturales es una realidad creciente siendo cada vez más frecuente en los bosques tropicales, por razones antrópicas principalmente y con connotado sentido de explotación de los recursos naturales que allí existen. La modificación del hábitat debido a la fragmentación, crea parches boscosos aislados o conectados, que afectan a las comunidades de fauna silvestre, no siendo la excepción los primates, cuya sensibilidad a estos cambios es mucho mayor, comparativamente con otros grupos de vertebrados. En este trabajo se evaluó cómo influye la fragmentación del bosque seco tropical en el uso del estrato vertical, la densidad, estructura y composición de grupo de tres especies de primates (*Alouatta seniculus*, *Cebus capucinus* y *Saguinus Oedipus*). La zona de estudio hace parte de relictos de bosque seco tropical que ocupan los márgenes derecho e izquierdo del arroyo Pechelín, ubicado en los municipios de Colosó y Toluviejo, departamento de Sucre, Colombia y abarca un área total de 1656,19 ha. La ubicación inicial del área de estudio se hizo mediante el programa Google Earth (versión libre 7.1.2.2041), se generó un mosaico de imágenes mediante el software PTGui versión 7.8 Pro para obtener una imagen consolidada, se geo-referenció para la digitalización manual de todos los fragmentos y se utilizó el software ArcMap de ArcGIS® versión 9.3 para determinar la forma, tamaño, perímetro y área, obteniéndose un total de 36 unidades de muestreo donde finalmente se obtuvo una muestra representativa de 11 fragmentos escogidos al azar que suman en total 99.52 has.

Para determinar el estado de fragmentación del bosque se hizo uso de dos tipos de índices, los basados en sistemas de información geográfica (SIG): índice de grado de fragmentación e índice de continuidad espacial de Vogelmann y los calculados con valores de áreas: índice de diversidad de forma de Patton. La información poblacional se obtuvo mediante el método de transecto lineal y seguimiento continuo, registrándose para cada fragmento el tamaño y número de

grupos por especie, así como el uso del estrato vertical del bosque. Con los datos de los muestreos se determinó la composición de grupo, densidad y espacio vital. Los datos arrojan que el área de estudio se encuentra fragmentada en la categoría insularizada, con predominio de fragmentos de forma irregular y discontinuos, la población y densidad total para *A. seniculus*, *C. capucinus* y *S. oedipus* vinculando los 11 fragmentos fue de 178 individuos y 1,8 ind/ha, 261 individuos y 1,2 ind/ha y 261 individuos y 0,6 ind/ha respectivamente. La composición media (macho-hembra-juvenil-neonato) y uso del estrato vertical promedio fue de 2-3-1-1 y 15,46 m para *A. seniculus*, 2-4-1-1 y 13,71 m para *C. capucinus* y 1-1-0-1 y 14,86 m para *S. oedipus*. Los análisis estadísticos confirmaron que el comportamiento de las variables estudiadas difiere significativamente para los fragmentos muestreados y al comparar con la información reportada por distintos autores para las tres especies, lo que permite inferir que el estado actual del bosque está teniendo inferencia directa sobre los aspectos ecológicos de los primates objeto de estudio.

**Palabras clave:** Fragmentación, Bosque Seco Tropical, Arroyo Pechelín, *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus*, *Saguinus oedipus*.

## SUMMARY

The fragmentation of natural habitats is a growing reality becoming more common in tropical forests, mainly by anthropogenic reasons and notorious sense of exploitation of natural resources that exist there. Habitat modification due to fragmentation, creates isolated forest patches or connected, affecting wildlife communities, not the exception being primates, whose sensitivity to these changes is higher, in comparison with other vertebrate groups. In this work we were evaluated the fragmentation influences in tropical dry forest for vertical strata uses, density, structure and composition of group of three primate species (*A. seniculus*, *C. capucinus* and *S. oedipus*). The study area is part of remnants of tropical dry forest that occupy the left and right margins of Pechelín stream, located in the municipalities of Colosó and Tolviejo, in Sucre, Colombia, they covers a total area of 1656.19 hectares. The initial location of the study area was done through Google Earth (free version 7.1.2.2041). A mosaic of images using the software PTGui version 7.8 Pro for a consolidated picture, Geo-Referencing for manual scanning was generated to all fragments using ArcMap of ArcGIS® software version 9.3 to determine the shape, size, perimeter and area, yielding a total of 36 sampling units where finally a representative sample of 11 randomly selected fragments which together account was obtained 99.52 hectares.

To determine the status of forest fragmentation it is made using two types of indices, based on geographic information systems (GIS): degree of fragmentation index and spatial continuity index of Vogelmann and calculated values of areas: form diversity index of Patton. The population data was obtained by the line transect method and monitoring, recording for each fragment the size and number of species groups, and the use of vertical strata of the forest. Group composition, density and living space were determined. Data showed that the study area is fragmented in insularizada category, dominated by fragments of irregular and discontinuous manner, population and total density for *A. seniculus*, *C. capucinus*



and *S. oedipus* linking the 11 fragments was 178 individuals and 1.8 ind / ha, 261 individuals and 1.2 ind / ha and 261 individuals and 0.6 ind / ha respectively. The average composition (male-female-juvenile-infant) and the average use of a vertical layer was 2-3-1-1 and 15,46 m for *A. seniculus*, 2-4-1-1 and 13,71 m for *C. capucinus* and 1-1-0-1 and 14,86 m for *S.oedipus*. Statistical analyzes confirmed that the behavior of the variables differs significantly for the sampled fragments and comparing the information reported by various authors for the three species, which allows us to infer that the current state of the forest is having direct inference about the environmental aspects of primates studied.

**Keywords:** Fragmentation, Tropical Dry Forest, Arroyo Pechelín, *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus*, *Saguinus oedipus*.

## INTRODUCCIÓN

En Colombia, el aumento de la población humana y el modelo seguido en la tenencia de la tierra y su uso agropecuario, construcción de asentamientos urbanos y construcción de caminos, tiene como consecuencia cambios de uso del bosque nativo, ocasionando modificaciones notables del paisaje y produciendo discontinuidad en los ambientes naturales o fragmentación, alteraciones en los procesos ecológicos y disminución de las interacciones entre especies nativas modificando su futuro evolutivo (Primack *et al.*, 2001; Sánchez *et al.*, 2003; Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009; Lozano *et al.*, 2011). La fragmentación va casi siempre acompañada de: pérdida de hábitat, tanto o más importante que la fragmentación en sí; una reducción del número y el tamaño de los fragmentos; y de un mayor aislamiento de los mismos. Todo ello afecta negativamente a la calidad de los fragmentos de hábitat por un incremento del efecto borde, lo cual disminuye su conectividad biológica (Bustamante y Grez, 2004).

La susceptibilidad a eventos estocásticos ha ocasionado que estas modificaciones se vean reflejadas en la extinción local o regional de especies, la pérdida de recursos genéticos, cambios en la ocupación del hábitat, aumento en la ocurrencia de plagas, disminución en la polinización de cultivos, transformación de los procesos de formación y mantenimiento de los suelos o erosión, alteración de los ciclos biogeoquímicos, entre otros procesos de deterioro ambiental (Bustamante y Grez, 1995; Andrade y Castro, 2012).

En Colombia, debido a la fragmentación y reducción de hábitat 75% de los mamíferos presentan especies amenazadas (Leyva, 2001) y dentro de ellos varias especies de primates están predispuestas a un incremento en su riesgo de extinción especialmente aquellos cuyo hábitat son los ecosistemas forestales, los cuales ofrecen la oportunidad de alimentación, refugio y reproducción, y sobre los que cumplen funciones recíprocas como la dispersión de semillas. Aunque muchos presenten una gran plasticidad ecológica, los cambios en la dinámica del

paisaje pueden influir en el declive poblacional de las especies, tanto en número, como en estructura, puede ser un factor que segregue en diversas subpoblaciones, alterando la dinámica y el equilibrio ecosistémico (Groombridge y Jenkys, 2002; Bicca-Marques, 2003; WCMC, 2013). Este tipo de consideraciones de aceptación universal justifican los estudios, que como en este caso, buscan establecer las condiciones poblacionales de primates simpátricos habitantes de áreas fragmentadas, lo que a la postre es un aporte de gran valor para procesos, programas y proyectos de conservación (Estrada *et al.*, 2002).

Muy pocos estudios han evaluado los efectos de la fragmentación sobre la demografía y la distribución de los primates en los paisajes neotropicales; los géneros *Alouatta* y *Saimiri*, por ejemplo, son los que más atención han recibido (Estrada *et al.*, 2002, Marsh y Loiselle, 2003; Rodríguez-Vargas, 2003). En cuanto a *Cebus capucinus* (mono cariblanca) y *Saguinus oedipus* (titi cabeza blanca), los datos publicados para paisajes fragmentados fuera de áreas protegidas son exiguos.

Específicamente, se puede establecer que la limitada distribución de una especie, como sucede con *Saguinus oedipus*, por ejemplo, está significativamente relacionada con la pérdida de hábitat y la fragmentación, que son las principales razones de su estatus crítico (Morales-Jiménez y Link, 2008). A nivel global se reconoce y con referencia a los primates, que la pérdida de hábitat y la fragmentación afectan procesos ecológicos como densidad, estructura y composición de grupo, así como mecanismos de dispersión (Chiarello y De Melo, 2001; Stokstad, 2004; Chapman *et al.*, 2005; Anzures-Dadda y Manson, 2007; Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2007a, 2007b).

## 1. MARCO TEÓRICO

### 1.1 GENERALIDADES Y ESTRUCTURA DEL ÁREA DE ESTUDIO

El departamento de Sucre se encuentra localizado en la planicie costera Caribe al norte de las cordilleras Central y Occidental, entre los 10°9' y los 8°17' Norte y los 74°32' y 75°42' Oeste, con una superficie de 10.364 Km<sup>2</sup>. La parte norte del Departamento presenta una faja de colinas, que corresponden a la serranía de San Jacinto o Montes de María, de la cual hacen parte los municipios de Colosó y Toluviéjo (Aguilera, 2005).

La Subregión Montes de María ecológicamente es una zona estratégica para el departamento y es una geoforma que hace parte de las estribaciones septentrionales de la serranía de San Jerónimo. En el departamento de Sucre, las estribaciones de la serranía de Coraza- Montes de María situada en la planicie del litoral Caribe colombiano y que localmente recibe el nombre de Montes de María, está caracterizada por pertenecer según Holdrige *et al.*, (1971) al bosque seco tropical, caracterizado por bosques higrotropofíticos, subhigrofíticos y freatofíticos. Los elementos arbóreos más conspicuos, son: *Anacardium excelsum* (caracolí), *Brownea ariza* (arizal), *Enterolobium cyclocarpum* (orejero), *Bursera simaruba* (indio encuero), *Pachira quinata* (ceiba tolua), *Manilkara zapota* (abeto), *Pseudobombax septenatum* (acacia), *Uribea tamarindoides* (tamarindo de monte), *Hura crepitans* (ceiba de leche), *Sterculia apetala* (camajón) y *Spondias mombin* (jobo) (Cuervo *et al.*, 1986a).

La subregión Montes de María en la localidad de Colosó y linderos con Toluviéjo ha sido estudiada en varias oportunidades y pueden distinguirse dos formaciones (Barbosa *et al.*, 1988).

- Vegetación de ladera que corresponde a los bosques de tipo higrotropofítico calcícolas, desarrollados en fuertes pendientes con afloramientos de rocas calcáreas de origen coralino, el dosel se encuentra alrededor de los 25 m y

hay predominancia de especies caducifolias. El estrato arbóreo es heterogéneo con la presencia de *Aspidosperma polyneuron* (carreto), *Brosimum utile* (guáimaro), *Bursera simaruba* (indio en cuero), *Pseudobombax septenatum* (majagua), *Hura crepitans* (ceiba de leche) y *Uribea tamarindoides* (tamarindo de mico), entre otras. El estrato arbustivo muestra a *Pachira quinata* (ceiba roja), *Brosimum utile* (guáimaro), *Pithecellobium dulce* (guacamayo) y *Triplaris americana* (vara santa), en el estrato herbáceo se encuentra *Anthurium* sp (anturio), *Cnidoscylus tubulosus* (pringamosa) y *Jatropha* sp (hilera).

- Vegetación riparia, que corresponde a los bosques de galería desarrollados en los márgenes de los arroyos, en suelos franco arcillosos, ricos en nutrientes y buena disponibilidad de recurso hídrico. La vegetación se caracteriza por presentar en su estrato arbóreo elementos florísticos dominantes como *Anacardium excelsum* (caracolí) asociados a *Brownea macrophylla* (arizal), *Enterolobium cyclocarpum* (orejero), *Gyrocarpus americanus* (banco), *Hura crepitans* (ceiba de leche), *Lecythis magdalenica* (coca de mico), *Spondias mombin* (jobo), *Sterculia apetala* (camajón), *Manilkara zapota* (níspero), *Ficus* sp. (higo) y *Albizzia guachapele* (guacamayo). En el estrato arbustivo se encuentran *Brownea macrophylla* (arizal), *Genipa americana* (jagua), *Inga spectabilis* (guama), *Ficus* sp. (higo), *Pithecellobium dulce* (chiminango), *Garcia nutans* (avellano), *Capparis odoratissima* (naranjuelo) y *Erythrina* sp (canta gallo). En el otro estrato subordinado o subarbustivo se localizan *Bactris major* (palmiche), *Acalypha* sp. (moco de pavo), *Gustavia* sp. (membrillo), *Randia* sp. (roseto), *Heliconia* sp. (platanillo), *Piper marginatum* (maría) y *Aphelandra* sp. (cordoncillo).

## 1.2 EL BOSQUE SECO TROPICAL

El Bosque Seco Tropical (Bs-T) se define como aquella formación vegetal que presenta una cobertura boscosa continua y que se distribuye entre los 0-1000 m de altitud, con temperatura superiores a los 24 °C, ubicado en el piso térmico cálido, con precipitaciones entre los 700 y 2000 mm anuales; con uno o dos periodos marcados de sequía al año (IAVH, 1998). De acuerdo con Hernández (1992), ésta formación corresponde a los llamados bosques higrotropofíticos, bosque tropical caducifolio de diversos autores, bosque seco Tropical de Holdridge (1978) y al bosque tropical de baja altitud deciduo por sequía de la clasificación propuesta por la UNESCO (IAVH, 1998).

En Colombia, se ha ido perdiendo vertiginosamente la cobertura de los bosques secos tropicales, si se asume que en tiempos coloniales ésta era cercana a la que naturalmente debería existir y mantenerse, su extensión total debió ser de unos 80.000 km<sup>2</sup>, o sea algo más del 7,3% del territorio nacional. La introducción al país de la raza bovina cebú, a finales del siglo XIX y comienzos del XX, que se concentró en los climas cálidos estacionales de sabana y en las zonas de bosque seco tropical de la región Caribe y de los valles interandinos, fue la principal causa de dicha transformación (Otero *et al.*, 2006).

Entre 200 y 560 msnm, en la parte suroccidental de la Serranía de San Jacinto en jurisdicción de los municipios de Toluviejo, Colosó y Chalán, departamento de Sucre, se localiza la Reserva Forestal Protectora Serranía de Coraza y Montes de María. Las zonas bajas han sido en gran parte transformadas en pastizales e intensamente intervenidas para la extracción de maderas y leña, pero en las partes altas aún existen remanentes de bosque seco que albergan especies estructurales de una comunidad de clímax, como *Spondias mombin* (jobo), *Aspidosperma sp.* (carreto), *Hura crepitans* (ceiba de leche), *Bulnesia arborea* (guayacán) y *Sterculia apetala* (camajón); se destaca una especie de boj, recientemente descubierta en Colombia, *Buxus citrifolia*. En cuanto a la fauna, aún

se observan varias especies de primates, como *Ateles geoffroy* (marimonda), (*Cebus capucinus* (maicero o machín), *Alouatta seniculus* (aullador o mono cotudo) y *Saguinus oedipus* (tití cabeciblanco); también se encuentra *Cuniculus paca* (guatinaja), *Bradypus variegatus* (perezoso), *Tayassu tajacu* (puerco de monte), *Cerdocyon thous* (zorro), *Mazama americana* y *Odocoyleus virginianus* (venado) y diversas aves poco comunes en otras áreas de bosques secos, como *Ara ararauna*, *Ara macao* y *Ara severa* (guacamayas) (Otero *et al.*, 2006).

El área de estudio comprende dos zonas una en el municipio de Colosó y otra en Toluviéjo.

De acuerdo con CARSUCRE (2012), el municipio de Colosó tiene una extensión de 127 km<sup>2</sup> es decir 13.386 has de zona forestal, dentro de estas 6.190 has son de bosque primario y conforman la única reserva forestal del departamento de Sucre. La zona forestal principalmente está ubicada a lo largo del arroyo Colosó, en la serranía de Coraza desde Coraza hasta el nacimiento del arroyo grande de Colosó. En esta zona se encuentran especies como *Saguinus oedipus* (tití cabeza blanca), *Alouatta seniculus* (aullador o mono cotudo), *Cebus capucinus* (machín o mono cariblanco), las cuales son propias de las serranías de Colosó, además existen reportes de otras especies animales como: *Melanerpes rubricapillus* (pájaro carpintero), *Ramphastos sulfuratus* (tucán), *Leptotila verreauxi* (paloma), *Tayassu tajacu* (zaino), *Cuniculus paca* (guatinaja), *Dasyprocta punctata* (ñequé), *Leopardus wiedii* (tigrillo), entre otros, en cuanto a la flora, existen varias especies vegetales como *Brownea ariza* (arizal), *Spondias mombin* (jobo), *Anacardium excelsum* (caracolí), *Tabebuia rosea* (roble), *Cedrela odorata* (cedro colorado), *Samanea saman* (campano), *Talisia olivaeiformis* (mamón de María), *Melicoccus bijugatus* (mamón), *Simira cordifolia* (pijiño), *Bravaisia integerrima* (palo de agua), *Cordia dentata* (uvita o sauco), *Hura crepitans* (ceiba de leche), *Pachira quinata* (ceiba tolua), *Matayba scrobiculata* (guacharaco), *Guazuma ulmifolia* (guácimo), *Bauhinia* sp. (pata de vaca.), *Cordia allidora* (vara de humo), *Haematoxylum*

*brasiletto* (Brasil), *Bulnesia arborea* (guayacán), *Cassia siamea* (abeto), *Platymiscium pinnatum* (trébol) y *Sida acuta* (escobilla), entre otros.

En cuanto al municipio de Toluviéjo, la rica variedad de especies vegetales se zonifican en dos tipos: bosque de galería, rupícola o freátotifo y bosques de laderas. La primera, se localiza en las franjas emergentes a orillas de los cauces de los arroyos y corrientes estacionales, donde el nivel freático favorece la disponibilidad de agua. Los bosques de laderas se desarrollan en pendientes fuertes o moderadas, con abundante afloramiento rocosos calizos de origen marino, predominando especies caducifolias (CARSUCRE, 2012).

La flora predominante en el municipio de Toluviéjo se caracteriza por la presencia de especies como: *Anacardium excelsum* (caracolí), *Astronium graveolens* (santa cruz), *Spondias mombin* (jobo), *Tabebuia rosea* (roble), *Crescentia Cujete* (totumo), *Pachira quinata* (ceiba tolúa). La fauna predominante del Municipio de Toluviéjo, está conformada por: *Alouatta seniculus* (aullador o mono cotudo), *Cebus capucinus* (machín o maicero), *Ateles geoffroy* (marimonda), *Leopardus wiedii* (tigrillo), *Didelphis marsupialis* (zorra chucha), *Dasybus novemcintus* (armadillo), *Bradypus variegatus* (perezoso), *Agouti paca* (guartinaja), *Sciurus granantesis* (ardilla), *Silvilagus floridanus* (conejo), *Geochelone carbonaria* (morrocoy), *Caiman cocodrilus fuscus* (babilla), *Boa constrictor* (boa), *Iguana iguana* (iguana), *Milvago chimachima* (pigua), *Buteo magnirostris* (gavilán Jabao), *Columbina tapalcoti* (tortolita), *Ara macao* (guacamaya), *Amazona ochrocephala* (loro), *Aratinga pertinax* (cotorra), *Brotogeris juglaris* (periquito), entre otros (CARSUCRE, 2012).

La vegetación que conforma los remanentes boscosos entre los municipios de Colosó y Toluviéjo bordeando el cauce del arroyo Pechelín actúa como un corredor biológico fragmentado por una barrera física, el puente Pechelín (CARSUCRE, 2012).



### 1.3 FRAGMENTACIÓN DE BOSQUE

La fragmentación es un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a parches o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitat diferentes al original (Wilcove *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1991; Didham, 1997; Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009), por lo que este proceso conlleva pérdida del paisaje original, mayor aislamiento y reducción del tamaño de los fragmentos remanentes (Didham, 1997) y un incremento en la proporción del hábitat de borde (Merriam y Wegner, 1992; Laurance *et al.*, 2000b; Fahrig, 2003). Todas estas transformaciones se verán reflejadas en cambios en las condiciones ambientales como temperatura, viento o humedad (Nepstad *et al.*, 1999), debido a diferencias estructurales entre la vegetación del fragmento y la vegetación de la matriz circundante y consecuentemente en cambios en la distribución de las especies en función de su tolerancia a los efectos de borde (Murcia, 1995).

Los paisajes tropicales fragmentados son cada día más comunes debido principalmente a incendios, a la remoción de bosques para agricultura o ganadería (Spellerberg y Sawyer, 1999; Aguilar *et al.*, 2000) o por actividades humanas como la extracción para uso maderable (Palacio *et al.*, 2000; Geist y Lambin, 2002) o para cubrir necesidades de leña, carbón o madera para construcción y cercados (Ochoa-Gaona, 2001).

Es en general aceptado que las actividades agrícolas son la principal amenaza para la biodiversidad en los trópicos (Donald 2004; Henle *et al.*, 2004a; 2004b). Los agrosistemas son sistemas de manejo del suelo en los que de manera deliberada el hombre ha seleccionado ciertas plantas cultivables y animales domésticos para producción de alimentos, reemplazando a la flora y fauna nativa (Henle *et al.*, 2004a; 2004b). Actualmente, los agrosistemas cubren cerca de un cuarto de la superficie terrestre o cerca de 5 billones de hectáreas (Altieri, 2004). Existen agrosistemas altamente simplificados, como pastizales y monocultivos de

cereales, y otros más diversos en forma de policultivos y prácticas agroforestales (Altieri, 2004).

El alto grado de amenaza que sufre el bosque seco, producto de su larga historia de transformación y degradación en el Neotrópico y específicamente en Colombia, se suma a las grandes deficiencias que actualmente presentan las estrategias para su conservación, se estima que sólo 3 % de los bosques secos del país están incluidos en áreas protegidas, todos ellos ubicados en la eco-región del Caribe, donde se encuentran los relictos de bosque en mejor estado de conservación (Arango *et al.*, 2003).

#### **1.4 LA FRAGMENTACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE**

Para las especies animales, la fragmentación del bosque implica una disminución del hábitat disponible, con una serie adicional de cambios físicos, reflejados en incremento de temperatura y pérdida de humedad; y biológicos como la pérdida de recursos por mortalidad de plantas e insectos (Saunders *et al.*, 1991; Laurance *et al.*, 2001; Ries *et al.*, 2004). Las poblaciones de organismos nativos responden a los cambios del hábitat de manera variable, dependiendo de la especie (Robinson *et al.*, 1992). Sin embargo, en general, el tamaño poblacional se reduce conforme disminuye el área del hábitat o se incrementa el grado de aislamiento y perturbación del mismo (Bierregaard *et al.*, 1992). Sumado a lo anterior, la extracción de recursos forestales y la cacería contribuyen a acelerar la alteración del hábitat residual y a reducir el tamaño de las poblaciones de especies nativas (Stoner *et al.*, 2007; Wright *et al.*, 2007).

Una de las principales consecuencias de la fragmentación es el aumento de la probabilidad de endogamia, lo cual puede llevar a una pérdida progresiva de la eficacia fenotípica y a un potencial deterioro en la población, conduciendo a la extinción local de especies (Kattan, 2002). Otra de las consecuencias de este proceso es el aislamiento de las poblaciones en parches de diferente tamaño y forma, lo que incrementa su riesgo de extinción ya sea por factores demográficos

como bajo número de individuos o estocásticos como la ocurrencia de perturbaciones naturales (Kattan, 2002).

Las poblaciones de animales dispersores de semillas, como aves, murciélagos y primates son invariablemente afectadas por la fragmentación de la selva y sus efectos colaterales. En términos generales, las comunidades de estos animales son aisladas en los remanentes de vegetación nativa y tienden a disminuir en riqueza y abundancia (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008). La matriz que rodea los fragmentos de selva en que sobreviven constituye un ambiente hostil para las especies que no vuelan o que dependen de los árboles para desplazarse (Gascon *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 2002). En esta situación se encuentran la mayoría de los primates que habitan en las selvas, pero particularmente aquellos que son casi estrictamente arborícolas (Marsh, 2003).

El desplazamiento de primates arborícolas entre fragmentos aislados es algo que, si bien puede ocurrir (Anzures-Dadda, 1997; Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007), es poco frecuente (Anzures-Dadda y Manson, 2007). La evidencia sugiere que el desplazamiento de estos mamíferos entre fragmentos de selva se presenta bajo dos escenarios principales. El primero ocurre cuando los remanentes de hábitat están relativamente bien conectados entre sí por corredores de vegetación, a través de los cuales los primates pueden desplazarse entre fragmentos sin demasiado riesgo (Swart y Lawes, 1996). El segundo se presenta cuando los fragmentos no tienen conectividad mediante corredores de vegetación, pero los recursos son extremadamente limitados para los monos en los fragmentos donde sobreviven, lo que provoca que estos animales se desplacen entre fragmentos caminando sobre el suelo (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007).

Colombia es el quinto país con mayor diversidad de primates del nuevo mundo, presentando 12 de los 16 géneros existentes, distribuidos desde el nivel del mar hasta los 3.200msnm (Defler, 2003). No obstante, la transformación de hábitat y el acrecentamiento de la frontera agrícola muestran su impacto. Es así como en la

región Caribe, la antigua y la amplia cobertura de bosque seco tropical hoy corresponde en su mayoría a etapas sucesionales secundarias y sabanas antrópicas con pequeños parches boscosos (Andrade y Mejía, 1998), afectando las poblaciones silvestres naturales y entre ellas a los primates, como sucede en todo el Neotrópico (Ochoa *et al.*, 2011).

En el departamento de Sucre en las subregiones Sabanas, Montes de María y golfo de Morrosquillo, la mastofauna general está compuesta por 53 especies, pertenecientes a 48 géneros, incluidas en 28 familias y 12 órdenes, número bastante representativo comparado, con lo registrado en el territorio nacional (Cuervo *et al.*, 1986b; Eisenberg, 1989; Emmons, 1990). La riqueza específica de esta área representa 11,85% del total del territorio nacional que se estima en 447 especies de mamíferos (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2006).

Para la zona de reserva serranía de Coraza, Montes de María, existen 17 familias con 28 especies de mamíferos. Dentro de este grupo el segundo orden con mayor riqueza específica son los primates y en él las familias *Atelidae*, *Callitrichidae* y *Cebidae* compuestas por *Alouatta seniculus*, *Saguinus oedipus* y *Cebus capucinus*, respectivamente. Estas especies son consideradas de gran interés para su estudio por ser típicas de este tipo de formación boscosa, además de presentar características de conservación y participar como bioindicadores del estado de transformación del bosque (Galván-Guevara, 2010).

#### **1.4.1 *Alouatta seniculus***

El género *Alouatta* pertenece a la familia *Atelidae*, subfamilia *Alouattinae* (Defler, 2004). Las especies de este género se caracterizan por una fuerte vocalización que se debe al exagerado crecimiento del hueso hioides que le sirve como cámara de resonancia, por lo que no es difícil observar esta especie especialmente en la mañana a lo largo de las orillas de ríos y lagos (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Cuervo *et al.*, 1986; Defler, 2004, 2010). Presentan un marcado dimorfismo

sexual, siendo los machos generalmente más grandes que las hembras, con una barba más larga y con grandes testículos que permiten su identificación. La especie *Alouatta seniculus* se caracteriza por ser uno de los primates más grandes de Colombia. Alcanza una longitud cabeza-cuerpo de 4 – 69 cm y 54-79 cm para la cola, los machos tienen un peso promedio de 7.5 kg y las hembras de 6.3 kg (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2004). Su pelaje es en su mayoría caoba rojizo; el dorso y los lados son más claros, desde naranja brillante hasta dorado (Emmons 1997; Defler, 2004), aunque esto depende del individuo y de la edad (Defler, 2004).

Esta especie está presente en Colombia, en la mayor parte de Venezuela, en la Isla de Trinidad, al norte del río Amazonas en las Guyanas y en el norte y occidente de Brasil, al igual que en la Amazonía peruana y boliviana (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; 2004). En Colombia es el primate con la más amplia distribución geográfica, se encuentra en todo el país, excepto en la planicie Pacífica, el desierto de la península de la Guajira, el departamento de Nariño, así como en general en áreas sin bosque y regiones montañosas ubicadas sobre el nivel del bosque nublado por encima de los 3.200 metros de elevación (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2004).

Estos primates conforman grupos con tamaños que pueden variar desde 2 hasta más de 16 individuos, con un tamaño promedio de 6-9 individuos, que están usualmente compuestos por 1-2 machos adultos, 2-3 hembras adultas y varios individuos jóvenes, la composición y tamaño de los grupos pueden estar relacionados con la abundancia y distribución de los recursos; la densidad puede variar entre 15 y 118 individuos/Km<sup>2</sup> en Colombia; sus áreas de dominio vital están entre las 4 y 182 ha, variando de acuerdo a la disponibilidad de recursos, sin embargo esta relación no está totalmente establecida (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2014).

El hábitat que ocupa *Alouatta seniculus* en Colombia incluye diversos tipos de bosque como: manglares de la costa Caribe, bosques ribereños o de galería de muchos ríos y quebradas, bosques caducifolios tropicales, bosques húmedos, bosques nublados, incluyendo robledales. Se adaptan fácilmente a vivir en parches de bosque, bosques de crecimiento secundario y sistemas agroforestales (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2004). En los Montes de María, Sucre, no se ha mantenido un continuo estudio o monitoreo de sus poblaciones, a pesar de contar con la Estación Primatológica de Colosó; los últimos estudios reportados corresponden principalmente a la década comprendida entre 1986 y 1996 por Cuervo *et al.*, (1986), Fajardo.Patiño y De La Ossa (1994) y De La Ossa y Fajardo (1996).

De forma específica, los factores que afectan las poblaciones de *A. seniculus*, son: alteración del hábitat, con el consecuente aislamiento en parches de bosque y con limitaciones de alimentos; crecimiento reducido y baja resistencia a enfermedades, lo que puede, eventualmente, llegar a declinar poblacionalmente (Ochoa, 2011); sin embargo, se le reconoce por su gran habilidad para sobrevivir en ambientes degradados, es altamente adaptable y capaz de utilizar pequeños parches de bosque de crecimiento secundario. Según IUCN se le considera en la categoría de preocupación menor (Defler, 2010).

#### **1.4.2 *Saguinus oedipus***

Es una especie de primate de la familia Callitrichidae, de hábitos diurnos y territoriales, endémica de Colombia (Savage y Causado, 2010), habita en el borde de los bosques o en las selvas secundarias al noroeste de Colombia entre el río Atrato, el bajo Río Cauca (oeste del río Cauca y la isla de Mompós) y el río Magdalena, en los departamentos de Atlántico, Sucre, Córdoba y el oeste de Bolívar, desde el nivel del mar hasta 1.500 m (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Estrada, 2006; Savage y Causado, 2010).

Los individuos de *S. oedipus* tienen una cresta de pelos blanquecinos, desde la frente hasta la nuca que caen hacia atrás, la espalda es parda y los brazos y piernas blancos o amarillentos, la cola anaranjada en la base y negra en la punta, su peso oscila entre 300 y 850g, presenta una longitud total entre 50-65 cm, desde la cabeza hasta la cola 20-25 cm y de cola 30-40 cm, comen frutas, néctar, hojas frescas o retoños, insectos y lagartijas (De la Ossa y Fajardo, 1998). Viven en grupos familiares de 3 a 13 individuos que se pueden unir a otros grupos y permanecer en grupos de hasta 20 monos, no presentan dimorfismo sexual y el período de gestación dura en promedio 170 días, después de los cuales nacen entre una y tres crías y más comúnmente dos (De la Ossa y Fajardo, 1998).

Actualmente se encuentra en la categoría CR/VU lo que significa que está críticamente amenazado (CR), debido a la pérdida acelerada de la población según criterios de la UICN. Utilizando características adicionales de la especie como la capacidad de adaptarse a hábitat nuevos o a hábitat degradados o intervenidos, entre otras, se ha propuesto bajar la categoría a vulnerable (VU), aunque estudios para el norte de Colombia sugieren que las poblaciones están disminuyendo, de modo que deben estar clasificadas como críticas (Defler, 2010).

Aunque muchos animales fueron exportados durante los años setenta para investigaciones biomédicas y se formaron colonias en otros países, la situación de la especie ha empeorado después de prohibir la exportación en 1973, debido a que gran parte de su hábitat ha sido modificado para la agricultura y la producción ganadera. No obstante, se encuentra en grandes sectores de bosque secundario en el valle del Magdalena, los Montes de María y áreas cercanas a la cordillera occidental, la cual mantiene poblaciones de esta especie (Defler, 2010). Actualmente existen tres zonas protegidas para su conservación: el Parque Nacional Natural Paramillo, Los Colorados Santuario de Fauna y Flora silvestre, y Reserva Forestal Serranía de Coraza-Montes de María (Defler, 2010).

### **1.4.3 *Cebus capucinus***

Pertenece a la familia Cebidae, son monos del nuevo mundo de tamaño medio con un peso que oscila entre 1,5 y 4 kg, con una longitud promedio para los adultos entre 33,5 y 45,3 cm sin incluir la cola, siendo el macho alrededor del 27 % más grande. De cola prensil, negra y algunas veces ventralmente de color castaño y una longitud que puede llegar hasta los 55,1 cm, miembros anteriores y posteriores de color negruzco, cabeza, cuello, garganta y hombros color blanco-amarillento, la cara es rosada con pelos blancos dispersos. Un área negra en forma de V en la coronilla es característica de este mono. Su pelaje es más corto y oscuro en la espalda que en otras partes del cuerpo (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler 2010).

El cariblanco, como se le denomina popularmente, se encuentra en gran parte de América Central y en una pequeña porción de Sur América. En Suramérica, se encuentra comúnmente entre el océano Pacífico y los Andes de Colombia, así como al noreste de Ecuador (Hernández-Camacho y Cooper, 1976).

En Colombia, se ubican desde la frontera con Panamá y hacia el sur a lo largo de la costa Pacífica y la cordillera Occidental de los Andes colombianos (1800 – 2000 msnm). En la isla Gorgona, valle del río Cauca, en la región de Urabá en el departamento de Antioquia, en los departamentos de Córdoba, Sucre, norte de Bolívar y hacia el este de Atlántico, hacia la ribera del bajo río Magdalena y río San Jorge (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2010).

Su hábitat se compone de varios tipos de bosques, incluyendo bosques maduros y bosques secundarios, entre ellos los bosques perennes y caducifolios. También se encuentra en remanentes de bosques y en sitios con grandes concentraciones de palmas, principalmente palma de vino (*Scheelea magdalenica*). Aparentemente, altas poblaciones de capuchinos se encuentran en áreas de bosques primitivos, también en áreas con mayor disponibilidad de agua durante las épocas secas (Hernández-Camacho y Cooper, 1976; Defler, 2010).



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GENERAL**

Analizar cómo influye la fragmentación del bosque sobre la densidad, tamaño y composición poblacional de tres especies de primates diurnos en el arroyo Pechelín, Sucre, Colombia.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Determinar el estado actual de fragmentación del bosque seco tropical en el área de estudio.

Establecer densidad, tamaño y composición de grupo de las poblaciones de tres especies de primates diurnos *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus* y *Saguinus oedipus*.

Identificar el uso del estrato vertical y la existencia de simpatría para las tres especies de primates objeto de estudio.

### 3. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La zona hace parte de relictos de bosque seco tropical que ocupan las dos márgenes, derecha e izquierda, del arroyo Pechelín (también conocido como Pichilín), ubicado en los municipios de Colosó y Tolviejo, en las estribaciones de la serranía de coraza–Montes de María, departamento de Sucre, desde 9°29′44″N, 75°20′21″O hasta 9°30′35″N, 75°34′24″O, entre 35 y 80 msnm, pertenece al bioma tropical alternohigrico y hace parte del cinturón árido pericaribeño (Hernández-Camacho y Sánchez-Páez, 1992), se tipifica como bosque seco tropical (bs-T) (Holdridge, 1978). La formación es un bosque de galería que se encuentra dividido por una barrera física, el puente Pechelín (9°26′12.61″ N, 75°26′21.50″O), en la carretera que comunica la ciudad de Sincelejo con el puerto de Santiago de Tolú, en el golfo del Morrosquillo (Figura 1).

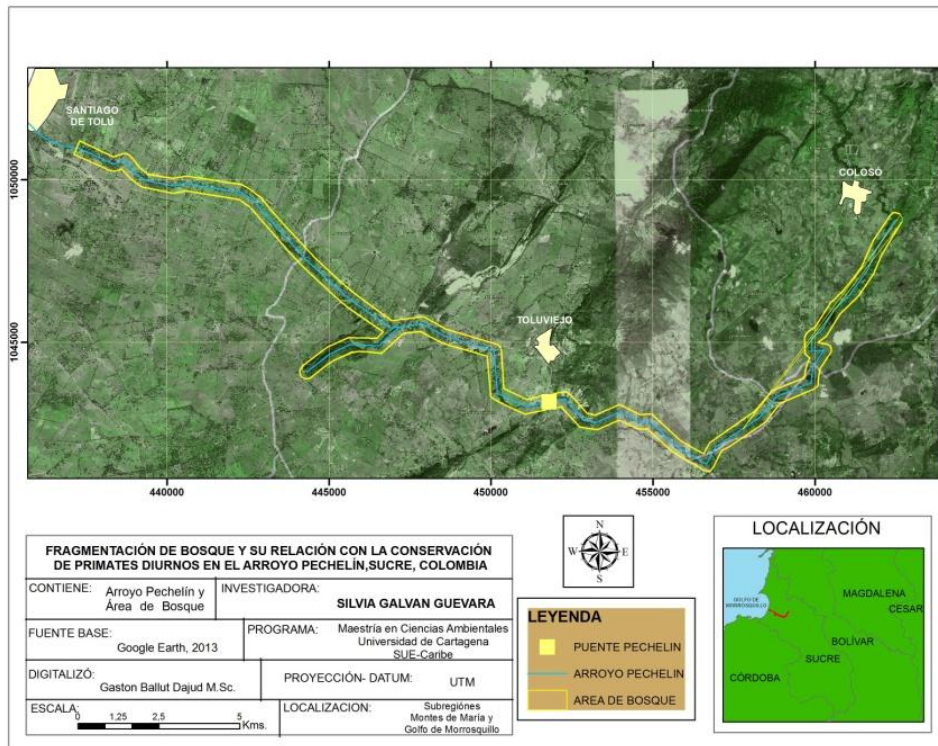


Figura 1. Área de estudio (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)

El clima es típicamente tropical, con una precipitación promedio anual entre 1.100 y 1.150 mm, con temperatura media anual de 27,5°C y humedad relativa media que va del 70 al 80%. El régimen de lluvia es bimodal, presenta un corto período de lluvias en el primer semestre, al cual le sigue un breve período seco en los meses de junio y julio, conocido en la región como el nombre de “veranillo de San Juan”; y un segundo semestre en el que presenta la mayor cantidad de precipitación pluvial (CARSUCRE, 2012).

La zona está transformada por acción antrópica, la mayor área la ocupan actividades relacionadas con la ganadería extensiva, la agricultura y minería, haciéndose notorio un incremento en el área dedicada a pastura para el ganado, gracias a la disminución de la superficie dedicada a otros usos, lo cual indica que existe una disminución en el área de bosques que a largo plazo se convertirá en potreros con la eliminación gradual de los escasos relictos de bosques persistentes, tales como: Reserva Forestal de Coraza en Colosó con 3.000 ha, Santuario los Colorados con 1.000 ha, Reserva del Cañito en San Juan Nepomuceno con 300 ha, Reserva el Corchal del Mono Hernández en San Onofre con cerca de 3.500 ha y la reserva de mangle Prieto en San Onofre con aproximadamente 500 ha, las cuales aún persisten como parte integral de la formación los Montes de María, lo que agravará aún más la situación de la biodiversidad local y regional, desmejorando el clima y las condiciones medioambientales del territorio (Menco, 2009, 2013).

El municipio de Colosó se caracteriza por presentar cinturones montañosos, escabrosos y disertados, que combinan valles y montañas escarpadas con alturas que oscilan entre los 200 y los 700 msnm (PDM-Colosó, 2012-2015) y hacia el municipio de Toluviejo, posee varias clases de suelos: suelo de planicie, que comprende cuatro tipos de relieve, entre ellos, llanura fluvio-marina, terraza marina, llanura deltaica y vallecitos; suelo de Lomerío, suelo de montaña y suelo de piedemonte. En general, el relieve varía de plano a inclinado, el material parental está constituido por coluviones de calizas y areniscas calcáreas, con

altitudes de 20 a 80 m, con pendientes que oscilan entre 3 el 12%. (PDM-Toluviejo, 2012-2015).

### 3.2 COBERTURA, TAMAÑO Y SELECCIÓN DE LOS FRAGMENTOS

La ubicación inicial del área de estudio, del arroyo Pechelín y las medidas para calcular su longitud y su ubicación se hicieron mediante la aplicación del programa Google Earth (versión libre 7.1.2.2041) imagen correspondiente al 03 de 2013, luego se generó un mosaico de imágenes mediante el software PTGui versión 7.8 Pro para obtener una imagen consolidada de toda el área de estudio y se georeferenció para la posterior digitalización manual de todos los fragmentos (Figura 2). Los polígonos se trasladaron al formato shape (.shp) para ser utilizados en el software ArcMap de ArcGIS ® versión 9.3 licenciado a la Universidad de Sucre. Se seleccionaron 36 unidades o fragmentos inmersos en un área de bosque de 1656,19 has.

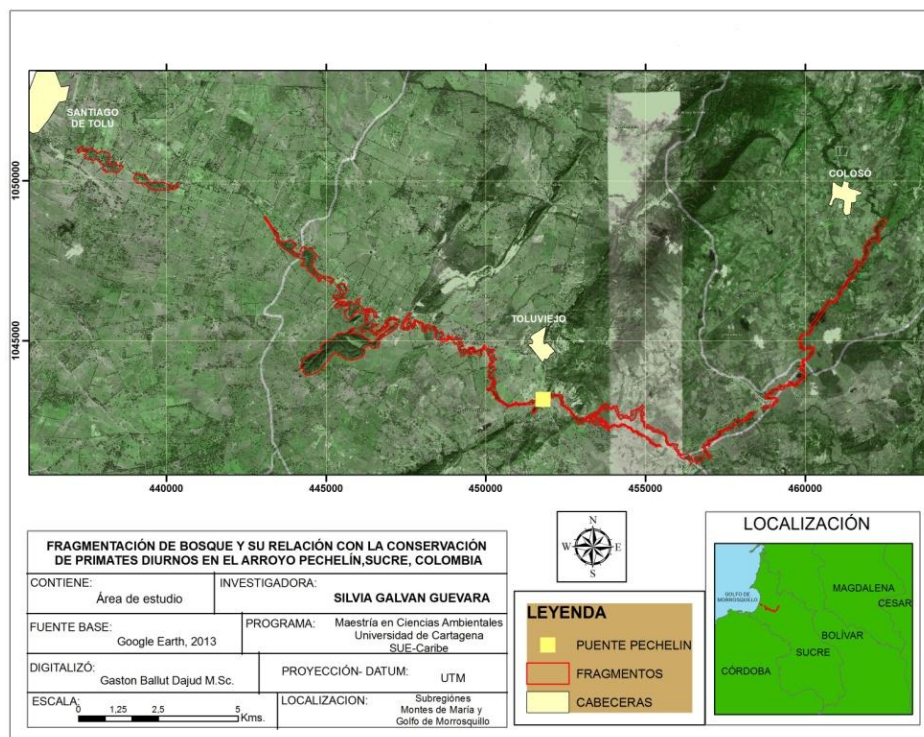


Figura 2. Trazado de las unidades o fragmentos en el bosque de la zona de estudio (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)

Para determinar la forma, tamaño, perímetro y área de los fragmento, se recurrió al método de polígonos mediante el uso del software ArcGIS® 9.3, en la Tabla 1 se presenta el perímetro y el área correspondiente a cada fragmento dentro del área de estudio.

Tabla 1. Perímetros y áreas de los fragmentos identificados en la zona de estudio

Fragmento	Área fragmento (m <sup>2</sup> )	Perímetro fragmento (m)	Fragmento	Área fragmento (m <sup>2</sup> )	Perímetro fragmento (m)
1	356643,26	7071,98	19	7215,21	474,13
2	389039,52	12475,76	20	121346,46	3865,70
3	26044,02	991,05	21	1697,18	173,98
4	28797,06	1146,13	22	11276,82	535,73
5	153606,89	4502,99	23	22384,05	724,18
6	42267,02	873,97	34	144679,15	4629,61
7	314565,34	9196,23	25	100970,02	2408,15
8	32826,34	969,25	26	39086,35	1212,24
9	5607,85	337,63	27	97178,10	2486,57
10	93547,22	4328,24	28	228316,08	5438,44
11	16837,64	693,40	29	94585,04	2822,68
12	4018,31	255,88	30	1497904,84	8810,47
13	6154,57	357,22	31	238828,69	5531,92
14	38379,74	1067,35	32	261800,04	4150,47
15	9227,38	506,23	33	114577,17	2001,18
16	6311,74	307,99	34	559275,69	8302,23
17	7258,58	356,99	35	303196,98	3501,42
18	9168,75	402,24	36	404898,42	4334,19
<b>Total</b>				<b>5'789.517,50</b>	<b>107.243,81</b>

Mediante aplicación de los postulados de muestreo aleatorio (Zar, 1999), para el cálculo de la población representativa se seleccionaron los sitios de muestreo, teniendo en cuenta tamaño, conectividad y cobertura, buscando la mayor uniformidad posible, con N= 36, p<0,05, nivel de confianza (alfa) del 95%, con error máximo de estimación del 5%, dio como resultado 11 unidades que fueron

escogidas al azar; los polígonos localizados del área se muestran en la figura 3, las coordenadas del centroide de cada uno y sus áreas en la Tabla 2.

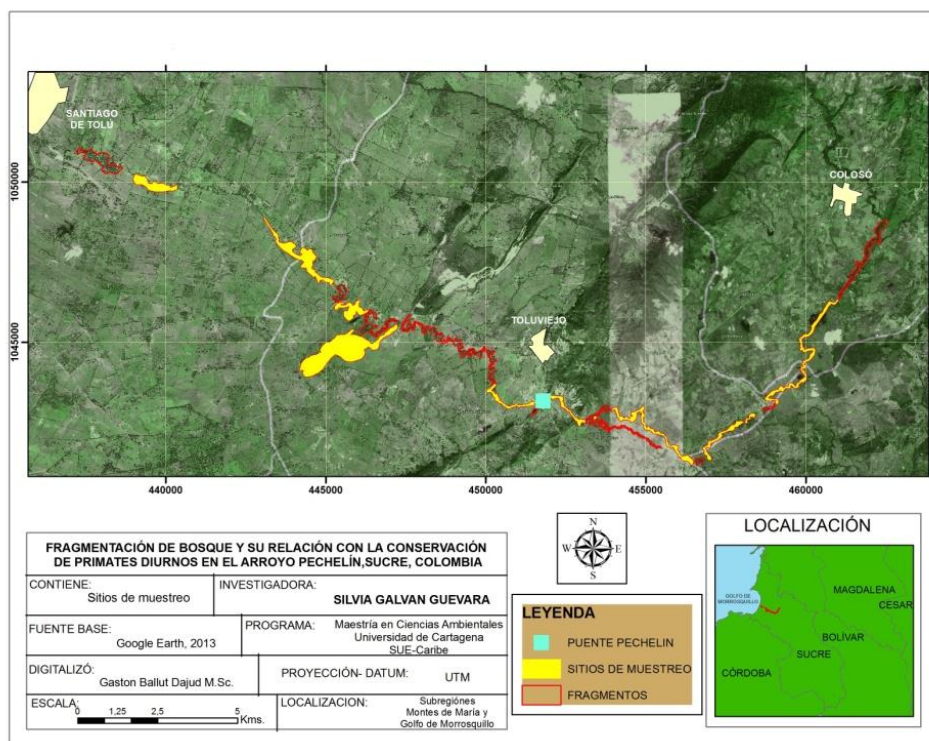


Figura 3. Sitios de muestreo (Google Earth Versión libre 7.1.2.2041, 2013)

Tabla 2. Coordenadas y medidas de área de cada sitio de muestreo.

Fragmento	Coordenadas UTM		Área (m <sup>2</sup> )
	Este	Norte	
1	459878	1044547	221.240
2	458261	1042658	17.800
3	457352	1042029	80.600
4	455193	1042224	160.000
5	453414	1042647	4.520
6	452543	1042913	64880
7	450674	1043209	82.560
8	445462	1044718	138.800
9	445795	1046010	43.600
10	444243	1047659	124.000
11	439596	1049919	57.200
<b>Área total</b>			995.200

### 3.3 EVALUACIÓN DEL GRADO DE FRAGMENTACIÓN

Se determinó el estado actual de fragmentación del bosque, usando dos tipos de índices: los calculados con base en sistemas de información geográfica (SIG) y los calculados con valores de áreas (Lozano, 2011), como se describe a continuación:

#### 3.3.1 Índices basados en sistemas de información geográfica

**Grado de fragmentación:** se estimó a través de la relación entre el área de bosque y el área total de la siguiente manera:

$$F = \text{área de bosque (ha)} / \text{área total (ha)}$$

Los valores de F oscilan entre 0 y 1 y se caracterizan de acuerdo a los siguientes rangos de valores:

$$\begin{aligned} F = 1 &\Rightarrow \text{sin fragmentación} \\ 1 > F \geq 0,7 &\Rightarrow \text{fragmentación moderada} \\ 0,7 > F \geq 0,5 &\Rightarrow \text{altamente fragmentado} \\ 0,5 > F &\Rightarrow \text{insularizado} \end{aligned}$$

**Continuidad espacial:** se usó para evaluar la continuidad espacial, como indicador de fragmentación.

$$FCI = \ln (\Sigma A / \Sigma P)$$

Dónde:

FCI = Índice de continuidad de Vogelmann

$\Sigma A$  = área total de parches de bosque del paisaje, en metros cuadrados ( $m^2$ )

$\Sigma P$  = perímetro total de parches de bosque del paisaje en metros (m).



Valores altos implican mayor continuidad del bosque y valores bajos reflejan mayor fragmentación y discontinuidad de los parches de bosque, comparados dentro de la escala logarítmica natural valores menores a cero indican continuidad.

### 3.3.2 Índices de forma

Para la evaluación de la forma de los fragmentos de bosque de la zona, se aplicó el siguiente índice:

**Índice de diversidad de forma de Patton:** se utilizó para evaluar fragmentación del bosque. Teóricamente, cuando el índice de diversidad es 1, la forma del fragmento semeja un círculo, y a medida que éste va en aumento, la forma se torna más compleja y aumenta el efecto de borde de las áreas circundantes o adyacentes. Se considera que índices de diversidad superiores a 2 reflejan formas amorfas.

$$DI = \frac{P}{2 \cdot \sqrt{3,1416} \cdot \sqrt{a}}$$

DI: Índice de diversidad de Patton

P: perímetro de cada fragmento

A: área de cada fragmento

El índice de diversidad se agrupa en 5 rangos de la siguiente forma:

Redondo  $\Rightarrow < 1.25$

Oval-redondo  $\Rightarrow 1.25 \leq 1.50$

Oval-oblongo  $\Rightarrow 1.50 \leq 1.75$

Rectangular  $\Rightarrow 1.75 \leq 2$

Amorfo irregular  $\Rightarrow > 2$



### **3.4 INFORMACIÓN DE CAMPO**

#### **3.4.1 Transecto lineal**

En los meses de enero a marzo del año 2013, durante 10 semanas, se llevó a cabo la toma de información poblacional mediante el registro de los grupos, manadas o tropas de las tres especies de primates (*Cebus capucinus*, *Saguinus oedipus* y *Alouatta seniculus*), utilizando inicialmente el método de transecto lineal (Burnham *et al.*, 1980), en parches ubicados sobre un terreno ligeramente plano (35-80 msnm) a lo largo del arroyo Pechelín, la longitud total del bosque fue de 34 Km, el transecto total fue de 24,8 Km y se tuvo un ancho fijo de 20 m, dado por las características de cobertura del parche y la visibilidad existente (Schaik, 1992). Los recorridos se llevaron a cabo entre las 06:00 y las 13:00 horas, dos veces/semana, de forma simultánea, con trayectos secuenciales divididos en cinco tramos a la vez, correspondientes a 4,96 Km (aprox. 5 Km) cada uno, en cada tramo a la misma hora y a la misma velocidad (800 m/h) 2 observadores/tramo hicieron los registros. El esfuerzo de muestreo fue: 6,25 horas/tramo x 5 tramos x 10 semanas x 2 transectos/semana = 625 horas.

Los puntos donde se presentó un avistamiento fueron geoposicionados utilizando GPS (Garmin Etrex H8®). La utilización del método del transecto lineal permitió unificar metodología con trabajos anteriores llevados a cabo con estas especies, tanto en la zona de estudio como fuera de ella; coleccionar información conducente a cálculos poblacionales de área de dominio vital (home range) y densidad (Burt, 1943; De La Ossa y Fajardo, 1996). La aplicación metodológica se condujo hasta lograr uniformidad en los registros.

#### **3.4.2 Seguimiento continuo**

Entre los meses de abril a junio de 2013, durante 10 semanas, una vez finalizada la fase metodológica anterior, se aplicó el método de seguimiento continuo (Schaik, 1992; Gómez-Posada, 2005). Se muestreó en cada parche durante 6

horas/día (06:00 a 09:00 horas y 15:00 a 18:00 horas), con tres grupos de observadores se cubrieron los 11 parches seleccionados a la semana. El esfuerzo de muestreo fue: 6 horas/parche x 11 parches x 10 semanas = 660 horas.

Con este método se buscó obtener información sobre: uso del estrato vertical, comportamiento simpátrico vertical y composición y tamaño de grupo, mediante la fórmula de altura  $H = d (\tan \alpha)$ , con la ayuda de un compás graduado y un medidor de distancia laser marca Stanley TLM-300 y binoculares NIKON 8246 Aculon A211 10 x 42 (Estrada *et al.*, 2002; Marsh, 2003; Anzures y Manson, 2007; Santamaría *et al.*, 2007; Roncancio *et al.*, 2009).

### **3.5 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN DE CAMPO**

Para el análisis estadístico de la información registrada en campo respecto a los cálculos poblacionales en general, los datos fueron organizados en tablas y se aplicó estadística paramétrica. Previa comprobación de la normalidad de los datos mediante el test de Shapiro-Wilk, se empleó ANOVA multifactorial para probar la existencia de diferencias significativas entre cada tratamiento con respecto a cada fragmento muestreado, posteriormente se realizó un ranqueo de medias mediante prueba de Tukey y método de la mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher, para identificar las diferencias.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los bosques tropicales sufren rápidos procesos de deforestación y fragmentación alterando la estructura y función de los ecosistemas, generando un impacto negativo sobre el tamaño, la estructura poblacional y otros aspectos ecológicos importantes, viéndose reflejado en la desaparición de numerosas especies vegetales y animales (Stoner *et al.*, 2007).

La fragmentación de los hábitat en parches separados conduce a la reducción de las poblaciones, siendo una de las principales amenazas para los primates (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009; Arroyo-Rodríguez y Dias, 2010). El creciente interés por esta pérdida de diversidad biológica llevó al desarrollo de herramientas de análisis de los ecosistemas a nivel del paisaje, como la documentación del efecto de la fragmentación sobre el nicho ecológico de las poblaciones de primates, mediante un análisis multitemporal de imágenes Landsat, donde se comprueba la disminución en la oferta de hábitat en la Reserva Forestal Protectora Serranía de Coraza - Montes de María, lo cual como consecuencia directa ha ocasionado la extinción local de dos especies (*Alouatta palliata* y *Ateles geoffroyi*) y la generación en las especies supervivientes de alteraciones en la ocupación del espacio, composición poblacional, densidad y espacio vital (Fajardo-Patiño, 2011), situación que igualmente se evidencia en el presente estudio.

### 4.1 ESTADO ACTUAL DE FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE EN EL ÁREA DE ESTUDIO

Los datos obtenidos arrojaron que existe fragmentación en el bosque del área de estudio. Según el índice de grado de fragmentación  $F = 0,3550$  la zona boscosa se encuentra en la categoría de insularizado, con un índice de continuidad  $FCI = 3,98$  que lo categoriza como discontinuo. Se podría decir que este paisaje fragmentado es el resultado de los efectos causados por las actividades agrícolas y la

ganadería extensiva, donde los parches de bosque existentes tienen una forma poco regular y poco continua.

En este estudio se contaron 36 fragmentos de bosques naturales, los cuales sumaron 578,951 has, inmersos en un área total de 1656,19 has, esto significa la composición de una matriz desventajosa para los bosques, cuando la evidencia por el uso del suelo indica que prima el uso agropecuario (Lozano *et al.*, 2011).

La discontinuidad espacial muestra que los relictos son vulnerables a una mayor fragmentación ante los efectos causados por el uso actual del suelo circundante a ellos, es importante destacar que si se aumentara la cobertura boscosa, conllevaría a mejorar los servicios ambientales de regulación hídrica, hábitat naturales, conservación de la biodiversidad, captura de carbono, reciclaje de nutrientes y los productos de la flora y fauna silvestre (Lozano *et al.*, 2011).

Por otra parte, se evaluó la cobertura boscosa de cada uno de los fragmentos, los resultados demuestran que independientemente del tamaño, la forma menos frecuente es la rectangular, por el contrario, la predominante es la irregular con un promedio de 41,7%, seguida de oval-oblonga con 19,4% (Tabla 3). Con base en lo expuesto, para una longitud de 34 km aproximadamente de extensión de bosque, el número de fragmentos indica que la densidad de bosques es espacialmente fragmentada, siendo crítica con formas irregulares, con un porcentaje del 41,7 %. Las formas irregulares generan un mayor efecto de borde respecto de la relación área/perímetro, ocasionando mayor influencia de la matriz cuanto más diferente es del propio hábitat, esto implica la generación de bordes graduales afectan directa o indirectamente a muchas especies que habitan el bosque, entre ellas los primates, generalmente debido a cambios ambientales, cambios en la abundancia, composición y distribución de especies, además de las interacciones entre ellas (Bustamante y Grez, 1995; Santos y Tellería, 2006; García, 2011).

Tabla 3. Distribución porcentual de las formas de los fragmentos para el área de estudio.

Redondo	Oval-redondo	Oval-oblongo	Rectangular	Irregular
16,7	13,9	19,4	8,3	41,7

Fuente: El autor

#### 4.2 TAMAÑO Y COMPOSICIÓN DE GRUPO PARA *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus* y *Saguinus oedipus*

En la Fase de campo llevada a cabo haciendo uso del método de transecto lineal y seguimiento continuo se registraron el número de individuos por grupos detectados y su composición, los resultados de los muestreos para cada uno de los fragmentos por especie se presentan en las Tablas 4, 5 y 6.

Tabla 4. Tamaño y composición de grupo de la especie *Allouata seniculus* en la zona de estudio.

<i>Allouata seniculus</i>			Grupo 1				Grupo 2				Grupo 3				Grupo 4				Media			
Fragmento	N	Grupos	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N
1	13	2	1	3	1	0	2	4	0	2									1,5	3,5	0,5	1
2	7	1	2	3	2	0													2	3	2	0
3	28	4	2	4	0	1	2	3	0	0	2	5	2	2	1	3	0	1	1,8	3,8	0,5	1
4	15	2	1	4	2	0	3	4	1	0									2	4	1,5	0
5	16	2	2	4	2	1	2	3	1	1									2	3,5	1,5	1
6	3	1	1	2	0	0													1	2	0	0
7	18	3	2	3	1	0	1	2	0	1	2	4	1	1					1,7	3,0	0,7	0,7
8	6	1	2	3	0	1													2	3	0	1
9	13	3	1	2	0	0	2	3	0	1	1	3	0	0					1,3	2,7	0,0	0,3
10	13	2	2	3	1	0	3	3	1	0									2,5	3	1	0
11	46	4	3	6	2	1	2	5	3	0	4	7	2	2	3	4	1	1	3	5,5	2	1
<b>Total</b>	178	25	<b>Media de medias</b>																1,9	3,4	0,9	0,5

M= macho H= hembra J= juvenil N= neonato

Tabla 5. Tamaño y composición de grupo de la especie *Cebus capucinus* en la zona de estudio.

<i>Cebus capucinus</i>			Grupo 1				Grupo 2				Media				
Fragmento	N	Grupos	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N	
1	12	1	3	6	2	1					3	6	2	1	
2	8	1	2	4	1	1					2	4	1	1	
3	20	2	4	5	1	2	2	4	2	0	3	4,5	1,5	1	
4	0	0													
5	21	2	3	6	1	0	4	5	0	2	3,5	5,5	0,5	1	
6	0	0													
7	13	1	4	6	1	2					4	6	1	2	
8	5	1	2	3	0	0					2	3	0	0	
9	11	1	3	6	1	1					3	6	1	1	
10	0	0													
11	26	2	4	7	3	1	3	5	2	1	3,5	6	2,5	1	
<b>Total</b>	116	11	<b>Media de medias</b>				2,2	3,7	0,9	0,7					

M= macho H= hembra J= juvenil N= neonato

Tabla 6. Tamaño y composición de grupo de la especie *Saguinus oedipus* en la zona de estudio.

<i>Saguinus oedipus</i>			Grupo 1				Grupo 2				Grupo 3				Grupo 4				Media							
Fragmento	N	Grupos	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N	M	H	J	N				
1	7	2	1	2	0	0	1	1	2	0					1	1,5	1	0								
2	12	3	2	2	1	2	1	1	0	0	1	1	1	0	1,3	1,3	0,7	0,7								
3	14	4	1	2	0	1	1	1	1	0	2	2	0	0	1,3	1,5	0,5	0,3								
4	3	1	1	1	1	0									1	1	1	0								
5	6	2	1	1	1	0	1	2	0	0					1	1,5	0,5	0								
6	0	0																								
7	0	0																								
8	2	1	1	1	0	0									1	1	0	0								
9	0	0																								
10	0	0																								
11	20	4	2	2	1	0	1	2	0	1	2	3	1	0	2	2	1	0	1,8	2,3	0,8	0,3				
<b>Total</b>	64	17	<b>Media de medias</b>												0,8	0,9	0,4	0,1								

M= macho H= hembra J= juvenil N= neonato

Para los 11 fragmentos muestreados en total se registraron de la especie *A. seniculus* 178 individuos con una composición media de grupo de 2-3-1-1 (mínima 1-2-0-0 y máxima 3-5,5-2-1), para *C. capucinus* 116 individuos con una composición media de 2-4-1-1 (mínima 2-3-0-0 y máxima 3,5-6-2,5-2) y para *S. oedipus* 64 individuos con una composición media de 1-1-0-1 (mínima 1-1-0-0 y máxima 1,8-2,3-0,8-0,7).

Al aplicar prueba de ANOVA multifactorial se encontró que existe diferencia significativa entre número de individuos respecto a cada fragmento muestreado para las tres especies de primates, igualmente, existe diferencia significativa entre fragmento y la composición de grupos (Tabla 7).

Tabla 7. Análisis de Varianza para individuos

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>EFEKTOS PRINCIPALES</b>					
A:fragmento	538,894	10	53,8894	37,72	0,0000
B:sp	148,061	2	74,0303	51,82	0,0000
C:composición	379,545	3	126,515	88,56	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	138,106	20	6,9053	4,83	0,0000
AC	185,288	30	6,17626	4,32	0,0000
BC	79,4545	6	13,2424	9,27	0,0000
RESIDUOS	85,7121	60	1,42854		
TOTAL (CORREGIDO)	1555,06	131			

La prueba de Tukey indica que mediante análisis de múltiples rangos respecto a los fragmentos muestreados, difieren significativamente en el número de individuos un 47,3% de los fragmentos. En cuanto a la composición de grupo, solamente no existe diferencia para las tres especies en el número de neonatos – juveniles.

En Colombia una de las principales amenazas para las especies de primates es la pérdida de hábitat debida a la fragmentación (Defler 2004; Pereira-Bengoa *et al.*, 2010), ocasionando un aislamiento como efecto determinante de las características de los fragmentos y su ocurrencia (Santos y Tellería, 2006). Se ha demostrado que existen factores que median la presencia y permanencia de las

especies de primates en fragmentos de bosque, tales como la habilidad de estas especies para usar la matriz que rodea estos fragmentos contribuyendo en el mantenimiento o no de su abundancia y densidad (Pereira-Bengoa *et al.*, 2010).

Referente al tamaño de grupo para *A. seniculus* vinculando los 11 fragmentos muestreados y con un registro de 25 grupos en total, se obtuvo una media de 6,7 ind/grupo valor que se encuentra dentro de lo establecido para la especie, similar al rango de 5,1-7,0 ind/grupo hallado por Ochoa *et al.*, (2011) para la misma formación boscosa y concordante con Arroyo-Rodríguez y Dias (2010) en los hallazgos para fragmentos aislados. Para Colombia, en bosque Andino se tiene una media de 6 ind/grupo, con un recorrido de 3 a 9 individuos (Morales-Jiménez, 2002), lo cual también se ajusta a lo registrado en este trabajo aunque se sabe que el tamaño del grupo puede variar entre 5 y 9,6 ind/grupo (De La Ossa *et al.*, 2013)

Según Defler (2010), el tamaño de los grupos puede variar desde 2 o 3 hasta más de 16 individuos, con un tamaño promedio de 6 a 9 individuos, grupos más grandes solo se han observado en el Hato Masaguaral, Venezuela con 5,9 a 16 individuos.

Para *C. capucinus* con 11 grupos detectados para el total de fragmentos muestreados, con no más de dos grupos identificados por fragmento, la media fue de 7,5 ind/grupo, en el límite mínimo de tamaño de grupo registrado para la especie, que se ubica entre 7 y 36 ind/grupo con una media de 17,2 ind/grupo (De La Ossa *et al.*, 2013); mientras que bastante alejado de lo reportado por Defler (2010), para una formación boscosa similar en el Parque Nacional Santa Rosa (Costa Rica) de 15 a 20 individuos, lo que podría interpretarse como reducción poblacional por efecto limitante de hábitat.

Se ha reportado para estudios realizados en la misma zona (Cuervo *et al.*, 1986a) que *S. oedipus* presenta una composición mayor que la de *C. capucinus* y menor que la de *A. seniculus*, lo cual no se ajusta a lo hallado en este trabajo 2,2



ind/grupo, menor que la de *C. capucinus*, cabe resaltar que el estudio referenciado presenta una diferencia en tiempo de 30 años, lo que muestra un deterioro poblacional atribuible entre otros factores a fragmentación de ecosistemas boscosos. Tomando la información más reciente se tiene que el tamaño de grupo es de 4,34 individuos (Savage *et al.*, 2010) y en su hábitat natural se ha observado en grupos de 2 a 9 individuos (Defler, 2010), valor que no se ajusta a los 2,2 ind/grupo hallados en este estudio.

La composición de grupo muestra para *A. seniculus* un valor que se asemeja a lo hallado por Izawa y Lozano (1992) y Kimura (1992), quienes registran una relación de sexos de 1,5 machos por hembras. Igualmente concuerda con lo establecido para un grupo típico que posee un promedio de dos o tres hembras adultas, uno o dos machos adultos, un juvenil y un neonato (De La Ossa *et al.*, 2013).

En cuanto a la composición etaria los valores están en un 78% por encima del 73,3% de individuos adultos establecido por Morales-Jiménez (2002), pero difieren en la proporción por estos mismos autores establecida de 1:1 macho: hembra. Aunque existe una pronunciada tendencia por un único macho adulto que se presenta como la cabeza de grupo, los grupos tienen generalmente dos adultos machos y el promedio de adultos machos en poblaciones estudiadas en Venezuela se determinó 1,65 machos/grupo (Eisenberg, 1989), valor que guarda correspondencia con lo que en este trabajo fue hallado y con lo reportado por Defler (2010) de 1 a 2 machos adultos, 2 a 3 hembras adultas y varios individuos jóvenes, considerándose dentro del estudio el grupo más homogéneo.

La composición de grupo para *C. capucinus* difiere de los valores más actualizados reportados por Fedigan y Jack (2001) quienes hallaron una proporción entre sexos de: machos adultos (17-25%), hembras adultas (27-34%), juveniles (27-41%) e infantiles (10-18%). Es notoria la ausencia de neonatos en los grupos detectados, se registra aproximadamente un 9,4% de ocurrencia, pero

existe una relativa alta proporción de adultos 73%, igualmente llama la atención el nulo índice de hembras con cría para el 37% de los fragmentos, resaltando que el número de crías para el restante 63% no pasa en promedio de 1 ind/grupo, lo que refuerza el planteamiento de los efectos nocivos del aislamiento para esta especie en el área de estudio y sus consecuencias en la reproducción.

*S. oedipus* según los últimos registros publicados presenta en promedio una composición de grupo de 88,3 % adultos, 8,3% juveniles y 3,4% neonatos; lo que representa una relación maduros: inmaduros de 7,5: 1 (Savage *et al.*, 2010), que no se ajusta a los valores obtenidos para adultos en este trabajo que fue de 76,5% guardando una relación maduro: inmaduro de 3,26: 1, donde muestra un desbalance respecto de los individuos inmaduros debido a que 72,7% de los fragmentos no posee neonatos.

#### 4.3 DENSIDAD POBLACIONAL Y ESPACIO VITAL PARA *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus* y *Saguinus oedipus*

La densidad total calculada y el área de dominio vital, vinculando los 11 fragmentos o unidades de muestreo fue de 1,8 ind/ha y 0,55 ha para *A. seniculus*, 1,2 ind/ha y 0,83 ha para *C. capucinus* y 0,6 ind/ha y 1,66 ha para *S. oedipus*. La densidad para cada uno de los fragmentos por especie y su área de dominio vital se presentan en las Tablas 8 ,9 y 10.

Tabla 8. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para *A. Seniculus*.

Variable	Fragmento										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Población	13	7	28	15	16	3	18	6	13	13	46
Área (ha)	22,124	1,78	8,06	16	0,452	6,488	8,256	13,88	4,36	12,4	5,72
Densidad (ind/ha)	0,6	3,9	3,5	0,9	35,4	0,5	2,2	0,4	3,0	1,0	8,0
Área de dominio vital (1/D)	1,7	0,3	0,3	1,1	0,0	2,2	0,5	2,3	0,3	1,0	0,1

Tabla 9. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para *C. capucinus*

Variable	Fragmento										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Población	12	8	20	0	21	0	13	5	11	0	26
Área (ha)	22,124	1,78	8,06	16	0,452	6,488	8,256	13,88	4,36	12,4	5,72
Densidad (ind/ha)	0,5	4,5	2,5	0,0	46,5	0,0	1,6	0,4	2,5	0,0	4,5
Área de dominio vital (1/D)	1,84	0,22	0,40		0,02		0,64	2,78	0,40		0,22

Tabla 10. Densidad poblacional y área de dominio vital calculado a partir de la población y el área de cada unidad de muestreo para *S. oedipus*

Variable	Fragmento										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Población	7	12	14	3	6	0	0	2	0	0	20
Área (ha)	22,124	1,78	8,06	16	0,452	6,488	8,256	13,88	4,36	12,4	5,72
Densidad (ind/ha)	0,3	6,7	1,7	0,2	13,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	3,5
Área de dominio vital (1/D)	3,2	0,1	0,6	5,3	0,1			6,9			0,3

La densidad hallada para *A. seniculus* es comparativamente baja ya que en fragmentos de bosque de galería se han encontrado densidades entre 2,3 y 6,9 individuos/ha en fragmentos de diferente tamaño (9 a 46 has) (Defler, 2010), incluso para la misma zona se tiene registro de 4,2 ind/ha (1,74 a 11,6 ind/ha) (Ochoa *et al.*, 2011).

En general para la especie antes anotada, se tienen registros de densidad de 3,4-5,5 ind/ha, 1-11,8 ind/ha (De la Ossa *et al.*, 2013), los valores más bajos de

densidad se han registrado en el bajo río Apaporis (Vaupés) 0,4 individuos/ha y en la quebrada del Ayo (afluente del río Caquetá), 0,1 individuos/ha (Defler, 2010), llegando a altas densidades de 15 ind/ha (Crockett y Eisenberg, 1987; Chapman y Balcomb, 1998) o al valor medio de densidad reportada para los Andes colombianos de 7,2 individuos grupo/ha (Gómez-Posada *et al.*, 2007), siendo este último valor cuatro veces el hallado en el área de estudio, aunque existen reportes para la misma zona como el de Fajardo- Patiño y De La Ossa (1994), quienes hallaron 2,2 ind/ha, muy similar a lo registrado en este estudio.

*A. seniculus* es una especie que tiene preferencias por bosques adyacentes a ríos y lagos decayendo su número en bosques alejados de tales condiciones, se ha demostrado que la densidad de la especie está afectada principalmente por la heterogeneidad de los bosques y la distancia que los separa de los ríos (en particular de aguas blancas): a mayores distancias, las densidades se reducen; a mayor heterogeneidad del bosque, estas se incrementan. También es probable que la competencia con otras especies de primates afecte este patrón de distribución y las densidades observadas para la especie (Defler, 2010).

Para *C. capucinus* la densidad registrada es significativamente muy baja de acuerdo con los datos disponibles para el área, lo mismo que para *S. oedipus* (Fajardo-Patiño y De La Ossa, 1994). Existen reportes de densidades de 1,8 a 2,4 ind/ha e inclusive de 3 ind/ha para *C. capucinus* y de 3 a 12 ind/ha para *S. oedipus* (Defler, 2010).

Se debe tener en cuenta que la densidad es una variable dependiente de la disponibilidad y distribución de recursos como alimento, agua y lugares seguros para el descanso, por lo tanto, es un indicador de calidad de hábitat (Stevenson y Quiñones, 1993). En este caso, la densidad de *A. seniculus* históricamente se mantiene, mientras que para las otras dos especies de primates se reduce ostensiblemente, lo que indica que la constante fragmentación de hábitat está

afectando seriamente sus poblaciones, lo cual es concordante con lo indicado por Arroyo-Rodríguez y Dias (2010).

La densidad por fragmentos presenta diferencias significativas ( $P=0,000$ ) al aplicar ANOVA multifactorial. La prueba de rangos múltiples para densidad por fragmentos, por el método de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher con un nivel de confianza del 95%, arrojó que existen diferencias significativas entre los fragmentos (Tabla 11) específicamente el fragmento 5 con una densidad de 13,3 ind/ha, lo cual es concordante con los datos obtenidos.

Tabla 11. Fragmentos diferentes según prueba de rangos múltiple (LSD) para densidad.

<b>Contraste</b>	<b>Diferencia</b>	<b>+/- Límites</b>
1 - 5	-31,2288	8,69492
2 - 5	-26,6547	8,69492
3 - 5	-29,1468	8,69492
4 - 5	-31,3359	8,69492
5 - 6	31,5568	8,69492
5 - 7	30,4593	8,69492
5 - 8	31,3987	8,69492
5 - 9	29,8761	8,69492
5 - 10	31,3615	8,69492
5 - 11	26,3496	8,69492

El área de dominio vital (ADV) para las tres especies esta por fuera de los estándares reportados. Para *A seniculus* existen reportes de 4 a 182 ha, variando con la disponibilidad de recurso, es importante recalcar que esta especie no se desplaza mucho mientras forrajea ya que son arbóreos y su dieta se compone principalmente de hojas tiernas, maduras, flores y peciolos, recurso denso y ampliamente distribuido en el bosque, sin embargo este patrón puede verse modificado en bosques donde exista una reducción en la oferta de recursos por cambios en la estructura y composición del bosque, y reducción del mismo, ocasionando difícil acceso y problemas de disponibilidad temporal y espacial (Defler, 2010).

Para *C. capucinus* existen reportes de ADV de 50 ha y hasta de 80 ha aproximadamente para una especie con hábitos de alimentación generalistas, mientras que para *S. oedipus*, los grupos mantienen territorios fijos que conservan mediante despliegues vocales y físicos, mencionando que estudios realizados reportan ADV de 10,5 a 12,4 has y de 3,3 ha a 12,3 has (Defler, 2010).

#### 4.4 USO DEL ESTRATO VERTICAL POR LAS TRES ESPECIES DE PRIMATES: *Allouata seniculus*, *Cebus capucinus* y *Saguinus oedipus*

La habilidad de las especies de primates para usar diferentes estratos en los fragmentos de bosque puede influir en la presencia y permanencia de los mismos. Al realizar un análisis de varianza de varios factores de la ocupación del estrato vertical (altura) en relación con las tres especies de primates y cada unidad o fragmento muestreado, se encontró que existe diferencia significativa con respecto a cada especie ( $P=0,0015$ ) y para cada uno de los fragmentos ( $P=0,000$ ). La ocupación del estrato vertical por parte de las tres especies de primates se muestra en la tabla 12.

Tabla 12. Rango de ocupación del estrato vertical por *A. seniculus*, *C. capucinus* y *S. oedipus*.

Bosque		Rango de altura (m)			Media	DS
Fragmento	Dosel máximo (m)	<i>Allouata seniculus</i>	<i>Cebus capucinus</i>	<i>Saguinus oedipus</i>		
1	22	12 - 20	5 - 21	10 - 16	14,80	0,69
2	23	16 - 21	7 - 20	9 - 20	14,55	0,74
3	24	17 - 22	9 - 24	10 - 21	17,27	0,49
4	20	12 - 16	0	11 - 15	12,14	0,93
5	22	18 - 20	7 - 19	9 - 17	15,68	0,60
6	21	17 - 20	0	0	17,21	2,25
7	23	18 - 20	2 - 19	0	16,72	0,71
8	22	14 - 19	4 - 17	8 - 19	13,52	1,07
9	19	10 - 18	3 - 15	0	10,43	0,81
10	23	11 - 20	0	0	13,75	1,11
11	25	11 - 22	2 - 23	10 - 21	15,40	0,40
<b>Media</b>		15,46	13,71	14,86		
<b>DS</b>		0,35	0,44	0,56		

La prueba de rangos múltiples para ocupación del estrato vertical por especie, mediante comparación múltiple, por el método de diferencia mínima significativa (LDS) de Fisher con un nivel de confianza del 95%, arrojó que solo existen diferencias significativas entre *A. seniculus* y *C. capucinus* con una diferencia  $D=1,75232$ , lo cual es atribuible a que en general *A. seniculus* utiliza el estrato superior del bosque (Urbani, 2003), al ser una especie folívora, el uso de todos los estratos con preferencial utilización del dosel arbóreo es notorio para la especie (Izawa, 1993), además la ausencia de potenciales depredadores aéreos, por ejemplo águilas harpías (*Harpia harpyja*) y la posible presencia de potenciales depredadores terrestres como la boa común (*Boa constrictor*), jaguarundi (*Herpailurus yaguarondi*), tigrillo (*Leopardus wiedii*), ocelotes (*Leopardus pardalis*) y tayras (*Eira barbara*) podría influenciar en el uso preferencial del estrato superior del bosque en los monos aulladores (Urbani, 2003; De la Ossa *et al.*, 2013).

Según De la Ossa *et al.* (2013) los trabajos de Carpenter (1934), Chapman (1986) y Cuarón (1997) indican que han observado ataques a aulladores por parte de *Boa constrictor*, *Panthera onca* y *Leopardus pardalis*. Otra explicación podría estar dada por la carencia de potenciales primates competidores en este nivel del bosque, que en otras localidades normalmente utilizan la parte superior del dosel, tales como el mono araña (*Ateles geoffroy*) (Urbani, 2003), que no se registra en el área de estudio desde hace varias décadas (Fajardo-Patiño y De La Ossa, 1994).

Defler (2010), documenta que *C. capucinus* presenta un uso preferente por el bosque primario o bosque secundario avanzado, el uso de los distintos estratos del bosque está relacionado con comportamientos de forrajeo, al ser una especie de hábitos omnívoros se mueve desde el piso hasta la parte alta de la canopia en busca de su alimento. Por su parte, *S. oedipus* observado en estratos similares a los de *A. seniculus*, es una especie muy adaptable a hábitat intervenidos, al ser una especie frugívora principalmente, preferencialmente se mueve en el nivel medio del arbolado, el cual ofrece mayor disponibilidad de

alimento y protección en comparación con el piso y el dosel superior del bosque (Defler, 2010). A pesar de ser especies con hábitos y usos del estrato diferentes, existe una coincidencia geográfica para las tres especies con una media promedio de uso del estrato vertical de 14,6 m.

Por otra parte las diferencias entre los fragmentos en cuanto a la ocupación del estrato vertical es notoria como se puede evidenciar en la tabla 13, aproximadamente 44% de los fragmentos difieren significativos aunque la composición de especies vegetales no es variable entre ellos.

Tabla 13. Fragmentos diferentes según prueba de rangos múltiple (LSD) para ocupación del estrato vertical.

<b>Contraste</b>	<b>Diferencia</b>	<b>+/- Límites</b>	<b>Contraste</b>	<b>Diferencia</b>	<b>+/- Límites</b>
1 – 3	-2,58065	1,69882	4 – 5	-2,70155	2,16809
1 – 7	-2,0	1,96163	4 – 6	-5,16667	4,81611
1 – 9	4,35753	2,0998	4 – 7	-3,94086	2,28857
2 – 3	-2,79928	1,78074	4 – 9	2,41667	2,40805
2 – 7	-2,21864	2,03299	4 - 11	-2,72581	1,98869
2 – 9	4,13889	2,16661	5 – 9	5,11822	1,9678
3 – 4	4,52151	2,06774	6 – 9	7,58333	4,72932
3 – 5	1,81995	1,53267	7 – 8	3,23573	2,55186
3 – 8	3,81638	2,35584	7 – 9	6,35753	2,0998
3 – 9	6,93817	1,85665	8 – 9	3,12179	2,65954
3 - 10	2,81638	2,35584	9 - 10	-4,12179	2,65954
3 - 11	1,7957	1,26623	9 - 11	-5,14247	1,76819

Las especies suelen presentar patrones de distribución discontinuos producidos por la variación espacial de las condiciones ambientales que determinan la calidad de sus hábitat (Santos y Tellería, 2006). Aunque estas observaciones necesitan ser realizadas más sistemáticamente para todas las especies en bosque seco tropical, se hace necesaria la implementación de corredores biológicos como una herramienta importante para la conservación de las especies de primates que persisten en fragmentos de bosque de galería y en otras regiones geográficas con condiciones similares.



## 5. CONCLUSIONES

1. El bosque de galería del arroyo Pechelín es un bosque fragmentado y discontinuo, la mayoría de los fragmentos de la cobertura boscosa presentan una forma irregular, en cuanto a la relación perímetro y área, haciéndolos muy sensibles a los efectos causados por los usos del suelo (matriz) circundante a ellos.

2. Los primates pueden ser considerados indicadores de calidad de hábitat, convirtiéndose en actores importantes de la dinámica ambiental del bosque seco tropical. Aspecto que se ve reflejado en los hallazgos de este estudio, al analizar los resultados y comparar la información con trabajos relacionados en diferentes épocas y diversas latitudes.

3. La fragmentación del arroyo Pechelín debido al cambio del uso del suelo ha reducido el espacio vital para las tres especies de primates estudiadas, alterando el tamaño, densidad y composición de grupo, cambiando aspectos básicos como el uso del estrato vertical, sometiendo las especies estudiadas a un proceso de deterioro poblacional y aislamiento nocivo, lo cual encaja de forma perfecta en los planteamientos que relacionan la salud poblacional con los impactos negativos que se presentan por el incremento del efecto borde.

4. A pesar de la relativa tolerancia a cambios en la matriz boscosa que tienen especies como *Saguinus oedipus* y *Allouata seniculus*, la fragmentación influye negativamente, produciendo modificación o destrucción de su hábitat natural causando gradual inhabilidad para habitar en parches, lo que conduce al aislamiento poblacional, gradual descenso de la densidad y desequilibrio nocivo en la composición de grupo.

## 6. RECOMENDACIONES

1. Encaminar el estudio de la fragmentación de bosques desde lo temporal y espacial, utilizando metodologías que expliquen los cambios de patrones de paisaje, a partir de los eventos y las dinámicas, tanto naturales como antrópicas, realizando nuevas estimaciones y manteniendo a gran escala el monitoreo constante de los fragmentos para así poder dilucidar cambios y tomar medidas preventivas o correctivas.
2. La creación de corredores biológicos permitiría el movimiento y recolonización de las especies, facilitando el flujo genético y la colonización de sitios adecuados para su supervivencia ya que estos deben migrar estacionalmente entre una serie de hábitat para obtener alimento y reproducirse.
3. Aplicar políticas de conservación que reduzcan el deterioro del bosque seco tropical remanente y relictual que existe en los Montes de María, para que las poblaciones de fauna silvestre y en especial los primates no continúen en su carrera hacia la extinción local.
4. Reglamentar en el territorio las prácticas agropecuarias y de explotación de los recursos naturales, teniendo como meta la conservación activa de la zona y sus riquezas naturales.
5. Ampliar y conectar las reservas forestales existentes con el fin de darles homogeneidad ecológica, al tiempo que se debe adelantar y aplicar campañas de preservación del patrimonio natural que representa este bosque seco tropical, que como formación ambiental posee particularidades que lo hacen conspicuo.

## 7. BIBLIOGRAFIA

- Aguilar, C., Martínez, E., Arriaga, L. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: ¿qué tan grave es el problema en México?. *Biodiversitas*. 30:7-11.
- Aguilera, M. 2005. La economía del departamento de Sucre: ganadería y sector público. Banco de la República. Centro de estudios económicos regionales (CEER) – Cartagena de Indias. 126p.
- Altieri, M.A. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2:35–42.
- Andrade, G. y Castro, L. 2012. Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia Invitación a una interpretación socioecológica. *Ambiente y Desarrollo*. 16(30): 53-71.
- Andrade, G.I., Mejía, C. 1998. Cambios estacionales en la distribución de la avifauna terrestre en el Parque Nacional Natural Macuira, Guajira, Colombia. *Trianea*. 1:145-169.
- Anzures-Dadda, A., y Manson, R. H. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*. 10:69-76.
- Arango, N., Armenteras, D., Castro, M., Gottsmann, T., Hernández, O. L., Matallana, C. L., Morales, M. 2003. Vacíos de conservación del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia desde una perspectiva ecorregional. WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza), Instituto de

Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., 64p.

Arriaga-Weiss, S., Calmé, S., Kampichler, C. 2008. Bird communities in rainforest fragment: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 17:173-190.

Arroyo-Rodriguez, V., Mandujano, S. y Benítez-M, J. 2007a. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*. 69:1-12.

Arroyo-Rodriguez, V., Mandujano, S., Benítez-M, J. y Cuende-F, C. 2007b. The Influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica*. 39(6):760-766.

Arroyo-Rodríguez, V y Mandujano, S. 2009. Conceptualization and Measurement of Habitat Fragmentation from the Primates' Perspective. *International Journal of Primatology*. 30:497–514.

Arroyo-Rodríguez, V., Dias, P. 2010. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*. 72:1-16.

Barbosa, C., Fajardo-Patiño, A., Giraldo, H., Rodríguez, J. 1988. Proyecto sobre Evaluación del hábitat y Status del mono tití de cabeza blanca, *Saguinus oedipus* en Colombia. Unpublished Final report of Status of Cotton-top Tamarin in Colombia Project, INDERENA, Bogotá.

Bierregaard, R.O. Jr., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Dos Santos, A. A., Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a

- prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience*. 42:859-866.
- Bicca-Marques, J.C. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation?. Pp.283-303. In: publishers. USA
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*. 24(3):346–352.
- Burnham, P.; anderson, R.; Laake, L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological population. *Wildlife monogr*. 72:15-202
- Bustamante, R., Grez, A. 1995. “Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos”. *Rev. Ambiente y Desarrollo*. 20(1):58-63.
- Bustamante, R., Grez, A. 2004. Fragmentación del bosques nativo: ¿en qué estamo?. *Rev. Ambiente y Desarrollo*. 11(2):89-91.
- Carpenter, R. 1934. A field study of the behavior and social relations of howling monkeys. *Comp. Psychol. Monogr*. 10:1-168.
- CARSUCRE. 2012. *Plan de Acción 2012-2015*. Corporación Autónoma Regional de Sucre. Sincelejo, Sucre.
- Chapman, C., Balcomb, S. 1998. Population characteristics of howlers: Ecological conditions or group history. *International Journal of Primatology*. 19:385-403.
- Chapman, C., Gillespie, T., Goldberg, T. 2005. Primates and the ecology of their infectious diseases: how will anthropogenic change affect host-parasite interactions? *Evolutionary Anthropology*. 14:134-144.

- Chiarello, A y De Melo, F. 2001. Primate populations densities and size in Atlantic forest remnants of northern Espirito Santo, Brazil. *International Journal Primatology*. 22(3):379-396.
- Cuervo, A., Barbosa, C., De la Ossa, J. 1986a. Aspectos ecológicos y etológicos de primates con énfasis en *Alouatta seniculus* (Cebidae), de la región de Colosó, Serranía de San Jacinto (Sucre), Costa Norte de Colombia. *Caldasia*. 14:68-70.
- Cuervo, A., Hernández, C.J., Cadena, A. 1986b. Lista actualizada de los mamíferos de Colombia, Anotaciones sobre su distribución. *Caldasia*. 15:471-501.
- Crockett, C., Eisenberg, J. 1987. Howlers: Variations in group size and demography. In: *Primate Societies*, B. Smuts, D. Cheney, R. Seyfarth, R. Wrangham and T. Struhsaker (eds.), The University of Chicago Press. p.54-68.
- De la Ossa, J., Fajardo, A. 1996. Densidad del mono aullador *Alouatta seniculus* (Linnaeus, 1766) Mammalia: Primates. En el arroyo Colosó, Departamento de Sucre, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. 3:43-52.
- De La Ossa, J., Fajardo, A. 1998. Introducción al conocimiento de algunas especies de fauna silvestre del departamento de sucre Colombia. *Sincelejo*: 101-102.
- De La Ossa, V.J., Galván-Guevara, S., Fajardo-Patiño, A. 2013. Densidad, composición de grupo y distribución vertical de Primates simpátricos en un

bosque de galería fragmentado, Colosó, Sucre, Colombia. Rev. U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica. 16(1):185-192.

Defler, T. 2003. Primates de Colombia. Serie de guías tropicales de Colombia. Conservación Internacional. Bogotá, Colombia. 543p.

Defler, T. 2004. Primates of Colombia. Conservation International. Tropical Field Guides Series. Rodríguez- Mahecha, J.V.; Rylands, A. & Mittermier, R. (Eds). Bogotá, Colombia. pp. 262–266

Defler, T. 2010. Historia Natural de los Primates de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia: Conservación Internacional. Universidad Nacional de Colombia pp 612: 229–235.

Didham, R.K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In Laurance W.F. y Bierregaard R.O. Jr. (eds): Tropical Forest Remnants. Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. The University Chicago Press, Chicago, London, pp. 55–70.

Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. Conservation Biology. 18: 17-37.

Eisenberg, J. 1989. Mammals of the Neotropics. The Northern neotropics. Chicago: The University of Chicago Press. Chicago.

Emmons, L. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Univ. Chicago Press. Chicago.

- Estrada, A., Mendoza, A., Castellanos, L., Pacheco, R., Van Belle, S., Gracia, Y., Muñoz, D. 2002. Population of the black howler (*Alouatta palliata*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology*. 58:45-55.
- Estrada, A. 2006. New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior, and conservation.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 34:487-515.
- Fajardo-Patiño. A., De La Ossa, J.1994. Censo preliminar de primates en la Reserva Forestal Protectora Serranía de Coraza-Montes de María, Sucre; Colombia. *Trianea*. 5: 289-303.
- Fajardo-Patiño, A. 2011. Efectos de las alteraciones del hábitat sobre el nicho ecológico de las poblaciones de primates en la Reserva Forestal Serranía de Coraza - Montes de María, Sucre, Colombia. Trabajo presentado en el Simposio Etología y Conservación en Primates no-humanos de la Convención Internacional de Antropología Anthropos 2011 - II Congreso Iberoamericano de Antropología. Marzo 14-18. La Habana. Cuba.
- Fedigan, M., Jack, K. 2001. Neotropical Primates in a Regenerating Costa Rican Dry Forest: A Comparison of Howler and Capuchin Population Patterns. *International Journal of Primatology*. 22(5):689-713.
- Galván-Guevara, S. 2010. Mamíferos y aves silvestres registrados en una zona de los Montes de María, Colosó, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*. 2(1):45-57.



- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*. 20 (2): 1-10.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O. Jr., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in Tropical Forest remnants. *Biological Conservation*. 91: 223-229.
- Geist, H.J., Lambin, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2):143-50.
- Gómez-Posada, C. 2005. Variabilidad genética y grado de entrecruzamiento entre poblaciones de monos aulladores rojos (*Alouatta seniculus*) en bosques del eje cafetero. Programa Conservación de Biodiversidad en Paisajes Rurales. IAVH. 63 pp.
- Groombridge, B. y Jenkys, M. 2002. World Atlas of Biodiversity, Earth's Living Resources in the 21<sup>ST</sup> Century. UNEP-WCMC by The University of California Press. 360p.
- Henle, K., Lindemayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A., Wissel, C. 2004a. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation*. 13: 1-8.
- Henle, K., Davoes, K.F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J. 2004b. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.

Hernández-Camacho, J., Sánchez, H. 1992. Biomas terrestres de Colombia. Pp. 153-173 En: G. Halffter (ed.). La diversidad biológica iberoamericana I. Acta Zoológica Mexicana, México. 390 pp.

Hernández-Camacho, J., Cooper, R.W. 1976. The non human primates of Colombia. Págs. 35--69 en: Thorington, R.W. Jr.; Heltne, P.G. (eds.). *Neotropical Primates: Field Studies and Conservation*. National Academy of Sciences, Washington, D. C.

Holdridge, L., Grenke, W., Hatheway, W., Liang, T., Tosi, J. 1971. Forest environments in tropical life zones, a pilot study. Pergamon Press, Oxford.

Holdridge, L.R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas IICA. San José, Costa Rica.

IAVH. 1998. Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad. M.E. Chaves y N. Arango (Eds.). Tomo I: Diversidad Biológica. Bogotá.

Izawa, K. 1993. Soil-eating by *Alouatta* and *Ateles*. *International Journal of Primatology*. 14(2):229-242.

Kattan, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. Capítulo 22. En: Bosques Neotropicales. Ed. Kattan, G. & M. Guariguata. LUR. Costa Rica. p 561 -590.

Kimura, K. 1992. Demographic Approach to the Social Group of Wild Red Howler Monkeys (*Alouatta seniculus*). *Field studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia*. 7: 29-34.

- Laurance, W.F., Vasconcelos, H. L., Lovejoy, T. E. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34 (1):39-45.
- Leyva, P. 2001. Ecosistemas en: El Medio Ambiente en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM, Bogotá. 530p.
- Lozano B, L., Gomez A, F., Valderrama C, S. 2011. Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima. *Rev. Tumbaga* 6:125-140.
- Marsh, L. 2003. The Nature of fragmentation. Pp. 1-10, *en: Primates in Fragments. Ecology in Conservation* (LK Marsh, ed.). Kluwer Academia Plenum Publishers. New York.
- Marsh, L. K. y Loiselle, B. A. 2003. Recruitment of black howler fruit trees in fragmented forests of Northern Belize. *International Journal of Primatology*. 24: 65-86.
- Merriam, G. y Wegner, J. 1992. Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. In *Landscape Boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. Edited by A.J. Hansen and F. di Castri. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Menco, D. 2009. Desarrollo rural y problema de tierra en los Montes de María. (Limitaciones y perspectivas). *Revista Desarrollo Local Sostenible*. 2(6):1-17.
- Menco Rivera, D. 2013. Tenencia y usos de la tierra rural en Montes de María-Colombia, en *Observatorio de la Economía Latinoamericana*, N° 185. Texto completo en <http://www.eumed.net/cursecon/ecolat/co/13/coeficiente-gini.html>

- Morales-Jiménez, L. 2002. Densidad de los monos aulladores (*Alouatta seniculus*) en un bosque subandino, Risaralda, Colombia. *Neotropical Primates*. 10(3):141-144.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 10:58–62.
- Nepstad, D.C., Verissimo, A., Alencar, A. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*. 398:505–508.
- Ochoa, D., Martínez, E., De La Ossa, J. 2011. Densidad poblacional y estructura de grupo de *alouatta seniculus* (primates: *atelidae*) en Colosó, Sucre, Colombia. *Revista. U.D.C.A. Actualidad y Divulgación Científica*. 14(2):101–108.
- Ochoa-Gaona, S. 2001. Traditional land-use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management*. 27: 571-586.
- Otero, E., Mosquera, L., Silva, G., Guzmán, J. 2006. Bosque Seco Tropical en Colombia. Libros de la Colección Ecológica del Banco de Occidente. Cali-Colombia. ISBN Obra Completa: 958-95504-2-8.
- Palacio, J.L., Bocco, G., Velásquez, A., Mas, J. F., Takaki, F., Victoria, A. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Boletín del Instituto de Geografía*. 43:183-203.

- Pereira-Bengoa V, Stevenson PR, Bueno M y Nassar-Montoya F. ed. 2010. Primatología en Colombia: Avances al principio del milenio. Gráficas San Martín. Fundación Universitaria San Martín. 277 p.
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J.C. 2007. Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a Forest fragment in Balancán, México. *Primates*. 48:102-107.
- PDM (Plan de Desarrollo Municipal) - Colosó 2012 - 2015.
- PDM (Plan de Desarrollo Municipal) - Tolúviejo 2012 - 2015.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinzinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México.
- Ries, L., Fletcher Jr., R. J., Battin, J., Sisk, T. D. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review on Ecology, Evolution and Systematic*, 35: 491-522.
- Robinson, G. R., Holt, R. D., Gaines, M. S., Hamburg, S. P., Johnson, M. L., Fitch, H. S., Martinko, E. A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*. 257:524-526.
- Rodríguez-Vargas, A. 2003. Analysis of hypothetical population structure of the squirrel monkey (*Saimiri oerstedii*) in Panamá. Páginas 53-62 en L. K. Marsh, editora. *Primates in fragments: ecology and evolution*. Kluwer, Plenum Press, New York.

- Roncancio, N., Rojas, W., Estévez-V, J. 2009. Densidad poblacional y tamaño de grupo de *Saguinus leucopus* en parches de bosque en el departamento de Caldas, Colombia. *Neotropical Primates*. 15(2):63-67.
- Rodríguez- Maecha, J., Alberico, M., Trujillo, F., Jorgenson, J. 2006. Libro Rojo de Mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional-Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá.
- Santamaría, M., Devenís, C., Franco, A., Sánchez, J., Mendoza, H., Pedraza, C., Forero, F., Medina, S. 2007. Densidad y ecología básica del Tití Gris *Saguinus leucopus* en el área de influencia del Embalse Amaní, Norcasia-Caldas. Manuscrito no publicado, Instituto Alexander Von Humboldt - ISAGEN, Bogotá
- Sánchez, O., Vega, E., Peters, E., Monroy-Volchis, O. 2003. Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. SyG editores S.A. de C.V. Cuapinol 52, C.P. 04369, México, D.F.
- Santos, T., Tellería, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 15 (2): 3-12.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5(1): 18-32.
- Savage, A., Causado, J. 2008. *Saguinus oedipus*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Consultada: 10-02-2014.

- Savage, A., Thomas, L., Leighty, A., Soto, H., Medina, F. 2010. Novel survey method finds dramatic decline of wild cotton-top tamarin population. *Nature Communications*.1(7):1-30.
- Schaik, C. 1992. Estimating Population Densities of Summation Rain Forest Animals: A Brief Guide. WCI project. 87p.
- Spellerberg, I.F., Sawyer, J.W. 1999. An Introduction to Applied Biogeography. Cambridge United Kingdom: Cambridge University Press. 243p.
- Stevenson, P., Quiñones, M. 1993. Vertical stratification of four New World primates at Tinigua National Park, Colombia. *Field Studies of New World Monkeys, La Macarena, Colombia*. 8:11-18.
- Stoner, K.E., Vulinec, K., Wright, S. J., Peres, C. A. 2007. Hunting and Plant Community Dynamics in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica*. 39(3): 385–392.
- Stokstad, E. 2004. Forest loss makes monkeys sick. *Science* 305(5688):1230-1231.
- Swart, J. y Lawes, M.J. 1996. The effect of habitat patch connectivity on Samango monkey (*Cercopithecus mitis*) metapopulation persistence. *Ecological Modelling*. 93:57–74.
- Urbani, B. 2003. Utilización del estrato vertical por el mono aullador de manto (*Alouatta palliata*, Primates) en Isla Colón, Panamá. *Antropo*. 4:29-33.

WCMC. 2013. The conservation Atlas of Tropical Forest The Americas. Disponible en: [http://www.unep-wcmc.org/the-conservation-atlas-of-tropical-forests-the-americas\\_72.html](http://www.unep-wcmc.org/the-conservation-atlas-of-tropical-forests-the-americas_72.html). (Consultado: 2013-06-18).

Wilcove, D.S. McLellan, C.H., Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity, ed. M. E. Soul. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 237-56.

Wright, I., Ackerly, D. 2007. Relationships among ecologically-important dimensions of plant trait variation in 7 Neotropical forests. *Annals of Botany*. 99:1003–1015.

Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International, New Jersey. 663 p.



## ANEXOS

**Anexo 1.** Formato de registro para la identificación de las manadas o grupos.

Especie:					
Localidad:					
Fecha:					
Tiempo de seguimiento efectivo:					
Referencia de la manada:				Total de individuos por grupo:	
Hora:					
Temperatura (grados centígrados):					
Coordenadas geográficas (GPS Garmin):					
N° de individuos	Sexo		Edad		
	♂	♀	Neonato	Juvenil	Adulto
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
Observaciones:					



