

**CALIDAD ESTRUCTURAL Y FUNCIONAL DE ESPACIOS DE USO DE *Alouatta*
seniculus EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL (CORDOBA,
COLOMBIA)**

NATALIA MESA SIERRA



**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA DE BIOLOGÍA
Bogotá, D.C.**

**CALIDAD ESTRUCTURAL Y FUNCIONAL DE ESPACIOS DE USO DE *Alouatta*
seniculus EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL (CORDOBA,
COLOMBIA)**

NATALIA MESA SIERRA

Ingrid Schuller, Ph.D.
Decana Académica
Facultad de Ciencias

Andrea Forero
Directora Programa
de Biología

NOTA DE ADVERTENCIA

Artículo 23 de la Resolución N° 13 de Julio de 1946

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará por qué no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y por que las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la Verdad y la Justicia”.

*A mis papas y mi hermano
Por creer en mí y saber que tenía
todo para llegar hasta acá.*

AGRADECIMIENTOS

A mis papas por su fuerza y paciencia en aquellos días donde estaba insoportable. Por confiar en mí una y otra vez, sin dudar que algún día caminaría por donde debía ser. Este piso que estoy terminando de construir es gracias a ustedes y es para ustedes, porque gracias a ustedes me siento orgullosa de lo que soy, lo que he logrado y lo que quiero lograr.

A mi hermano, Andrés, por ser mi eterno defensor. Por creer siempre en mí y aunque no entiendas lo que hago ni para que lo hago, de alguna forma me apoyas.

A mi director Jairo Pérez Torres, por su voto de confianza. Por permitirme hacer parte de LEF, tenerme paciencia y mostrarme que ninguna corrección puede ser tan mala. Siempre hay algo que aprender.

A Jesús Ballesteros, por creer en este trabajo y hacerlo parte de su proyecto. Un apoyo invaluable.

A Paul Betancourt y Ricardo Escobar, por su ayuda, aporte y colaboración en campo. Gracias por permitirnos trabajar en su reserva, por cuidarnos, hacernos reír y regañarnos cuando lo necesitábamos.

A mis compañeros de campo. Lina, Ale, John, Ángela, Luis y Jorge. Por la compañía y apoyo en momentos difíciles y estresantes para todos. Por saber que lo más importante era cuidarnos y reírnos al final.

A todos en el Laboratorio de Ecología Funcional. Por las risas, el chisme, la distracción, los comentarios, las sugerencias, las sesiones de redes y otras manualidades que se aprenden en LEF.

A Daniela Martínez por ser tan diferente a mí. Por ser mi mejor amiga, por ser tan dulce cuando yo soy tan acida. Por aguantarme la grosería, las lloradas, las montadas, las risas, absolutamente todo. Has sido un apoyo incondicional y no solo para la tesis, sino para cada uno de mis días. El mundo espera por nosotras y sé que nos van a llegar cosas muy buenas.

A Mauricio Vela por ser mi mini-director. Por aguantar que sea tan chinchosa, por ayudarme con mis correcciones, por trabajar conmigo a pesar de mi gadejo. Gracias por todo, no solo por la tesis.

A Lina, por ser mi eterna compañera de locuras, mi hermanita, mi yo en otra dimensión. No me imagino mi vida sin ti. Gracias por la fuerza, por escucharme y por hacer parte de este trabajo que al fin y al cabo eres la única de la familia que entiende todo lo q implico y de que se trata.

A Fredy, porque haber estado contigo en campo, lo hizo llevadero. Gracias por tu amistad, por tu apoyo y por hacerme reír. Te adoro.

A Camila, porque entramos juntas y salimos juntas, gracias por su apoyo con la tesis y por hacerme reír. Porque son un parche, por su apoyo en la tesis y por 5 años de conocernos. A Laura Pinillos, por sus regaños, por su grosería, por su altanería, pero sobre todo por alegrar mis días, la quiero mucho and see you soon. A Laura Perlaza, por prestar su casa siempre, porque antes me caía mal pero ahora puedo decir que es una chimba estar con usted. A Bertis, por tu risa, por tus consejos, porque de las cosas buenas de este año es tu amistad, te quiero muchote.

A Miguel Mantilla, quien aun cuando ya no hace parte de mi vida, me dio muchas de las cosas que soy ahora. Gracias por tu apoyo en 4 años de carrera y enseñarme que vale la pena soñar.

Johanna, Catalina y Juanita...toda la vida. Así nos reúna el chisme, los grados, los cumpleaños o alguna otra eventualidad, siempre hacen parte, siempre van a estar ahí para mí.

Finalmente, a los tesistas (Dani, Ale, Cami, John y Laurita) porque somos el mejor grupo que ha tenido LEF. Todos inteligentes, bonitos y chistosos, que más le podemos pedir a la vida? Yo se que hay cosas muuuy buenas para cada uno de nosotros, pero por favor recuerden que nunca fue muy inteligente reunimos a “trabajar”, pero fue lo meeejor que pudimos haber hecho. Los quiero y nos vemos en el grado.

Contents

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUCCIÓN | 13 |
| 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN | 16 |
| 3. REVISION DE LITERATURA | 17 |
| 3.1 Alouatta seniculus..... | 17 |
| 3.2 Plasticidad ecológica de Alouatta..... | 18 |
| 3.3 Uso y selección de hábitat..... | 18 |
| 3.4 Condiciones de habitabilidad | 19 |
| 3.5 Primates neotropicales | 20 |
| 3.6 Índice de calidad de hábitat | 21 |
| 4. OBJETIVOS | 22 |
| 4.1 General..... | 22 |
| 4.2 Específicos | 22 |
| 5. ASPECTOS METODOLOGICOS | 22 |
| 5.1 Área de Estudio | 22 |
| 5.2 Fase de campo | 23 |
| 5.2.1 Medición de variables de habitabilidad | 24 |
| 5.2.2 Detección de ausencia-presencia..... | 24 |
| 5.3 Medición de las características de los fragmentos | 24 |
| 5.4 Análisis de datos..... | 25 |
| 5.5 Desarrollo del índice de calidad de hábitat | 27 |
| 6. RESULTADOS | 28 |
| 6.1 Descripción estructura vegetal | 28 |
| 6.2 Atributos del fragmento | 30 |
| 6.3 Características botánicas | 31 |
| 6.4 Análisis Estadísticos | 32 |
| 6.4.1 Correlaciones | 32 |
| 6.4.2 Regresiones | 32 |
| 6.4.3 Isóclinas | 33 |
| 6.5 Índice calidad de hábitat | 36 |
| 7. DISCUSIÓN | 37 |
| 7. 1 Estructura Vegetal | 38 |
| 7.2 Atributos del fragmento | 39 |
| 7.3 Características botánicas | 40 |
| 7.4 Índice calidad de hábitat | 41 |
| 7.5 Implicaciones para la conservación | 43 |
| 8. CONCLUSIONES | 44 |

| | |
|-------------------------------|----|
| 9. RECOMENDACIONES | 45 |
| 10. BIBLIOGRAFÍA CITADA | 45 |
| 11. ANEXOS | 55 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----------|
| Figura 1. Ubicación del departamento de Córdoba en el país. Ubicación del municipio de Buenavista dentro de Córdoba. Ubicación de las parcelas en la reserva natural Betancí..... | 16 |
| Figura 2. Número de individuos de cada hábito de crecimiento encontrados en las parcelas con presencia (P1 y P2) y ausencia (A1 y A2)..... | 21 |
| Figura 3. Número de individuos en cada rango de altura de dosel (m)..... | 22 |
| Figura 4. Porcentaje de comida potencial en cada una de las parcelas..... | 24 |
| Figura 5. Frecuencias de presencia-ausencia en diferentes rangos de DAP (cm)..... | 27 |
| Figura 6. Frecuencias de presencia-ausencia en diferentes rangos de Altura de Fuste (m)..... | 27 |
| Figura 7. Numero de arboles óptimos en diferentes rangos de cobertura (%)..... | 28 |
| Figura 8. Numero de arboles óptimos en diferentes rangos de diámetro de copa (m)..... | 28 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|---|-----------|
| Tabla 1. Promedios de las variables estructurales de las parcelas ubicadas en la Reserva Natural Betancí- Guacamayas..... | 23 |
| Tabla 2. Características de los fragmentos para cada una de las parcelas..... | 23 |
| Tabla 3. Resumen de las correlaciones que se obtuvieron entre las variables estructurales por medio de la prueba no paramétrica de Spearman..... | 25 |
| Tabla 4. Resumen de las variables incluidas dentro del modelo..... | 25 |
| Tabla 5. Resumen de las variables incluidas dentro del modelo..... | 26 |
| Tabla 6. Resumen de los valores de cada categoría para cada variable..... | 29 |
| Tabla 7. Resumen de los valores de cada categoría para el índice..... | 30 |

LISTA ANEXOS

| | |
|--|-----------|
| Anexo. 1 Formato para la toma de las medidas para las variables estructurales en cada parcela..... | 46 |
| Anexo. 2 Lista de familias identificadas como alimento potencial para <i>Alouatta seniculus</i> | 46 |

RESUMEN

Actualmente, en el departamento de Córdoba y en el país, uno de los ecosistemas más perturbados es el bosque seco tropical (BsT) debido a las prácticas ganaderas que en el departamento se realizan. El BsT tiene una gran importancia ecológica debido al número de endemismos florísticos además de albergar especies silvestres con importancia tanto económica como ecológica. Una de ellas es el mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*), el cual es un dispersor de semillas y presenta plasticidad ecológica alta en comparación con otras especies de primates. Se evaluaron diferentes características estructurales y funcionales en cuatro parcelas en dos fragmentos de BsT ubicados en la reserva natural “Betancí-Guacamayas”, que persisten después del clareo. Dos de estas parcelas se ubicaron en espacios donde la especie estaba haciendo uso y las otras dos donde no se registro la presencia de esta. Se evaluó como la variación en estas características, pueden relacionarse con la forma en la que *A. seniculus* está haciendo uso de estos espacios. Se encontró que, al comparar los espacios con presencia y con ausencia, el mayor número de árboles fue en los espacios donde la especie hace uso. Adicionalmente, se evidenció que la mayoría de los árboles en los espacios usados se encontraban en un rango de altura de 11.12 - 37m, mientras que los medidos en los espacios de ausencia entre 3.6 - 5.4m de altura. Por otro lado se observó que los espacios más cercanos a infraestructuras humanas (carreteras y construcciones) son aquellos que no están siendo utilizados por la especie. Estos espacios, también presentaron el mayor número de familias (42) potenciales para la alimentación de *A. seniculus*, respecto a los espacios usados por esta. Se desarrolló un índice de calidad con el fin de reconocer cuales de los espacios disponibles dentro del fragmento son óptimos para la persistencia de la especie. Dentro de este índice se incluyeron: el DAP, la cobertura, el diámetro de la copa y la altura del fuste, cuya relación permitió explicar en un 14,5% la presencia-ausencia de *A. seniculus* en los diferentes espacios del fragmento. Se sugiere que el tamaño de un fragmento no puede ser el único factor para definir que un hábitat se optimo para la presencia y permanencia de la especie. Es importante reconocer bajo qué condiciones se encuentran los espacios disponibles dentro de este y evidenciar que proporción del fragmento es óptimo para la especie.

Palabras Claves

Alouatta seniculus. Bosque seco tropical. Calidad. Espacios disponibles.

1. INTRODUCCIÓN

Una de las especies de primates neotropicales que se puede encontrar en diferentes ecosistemas colombianos es el mono aullador (*Alouatta seniculus*). Esta especie se distribuye en el 16,2% del área total del país (Stevenson *et al.* 2010), en un rango altitudinal de 0 a 3000m de elevación (UICN 2010, Defler *et al.* 2004). Se distribuye en áreas expuestas a altas tasas de pérdida de hábitat y fragmentación. Sin embargo, el mono aullador se caracteriza por su alta plasticidad respecto a otros primates (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Mandujano & Escobedo-Morales 2008, Youlatos & Gasc 1994), lo que le permite persistir en hábitats con condiciones muy fluctuantes, en cuanto a la disponibilidad de recursos y procesos de transformación y pérdida de hábitat (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Mandujano & Escobedo-Morales 2008, Youlatos & Gasc 1994). Se ha planteado que si las poblaciones de mono aullador se reducen después de procesos de degradación del hábitat natural (tala, pérdida de hábitat, fragmentación, implementación de sistemas productivos), será difícil para otras especies de primates persistir (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Mandujano & Escobedo-Morales 2008). La persistencia del mono aullador dependerá de que el hábitat le ofrezca las condiciones mínimas de estructura y composición florística requeridas por la especie para establecerse y persistir.

Según la literatura, estas variables son: el área basal y la altura de los árboles, arbustos y lianas en los diferentes estratos, cobertura de los árboles y disponibilidad de especies potenciales de alimento, entre otras (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Oftedal *et al.* 1991, Schon 1998, Wiederholt *et al.* 2010, Youlatos & Gasc 1994). Estos estudios se han realizado en su mayoría en bosque húmedo tropical, aun cuando se cuentan con investigaciones en bosque seco tropical, y se han enfocado hacia el análisis de la presencia-ausencia de la especie en los fragmentos de bosque, y no en entender cómo estas variables afectan el uso de los espacios disponibles dentro de estos. Particularmente se desconoce como los monos aulladores usan los diferentes espacios al interior de los fragmentos de bosque seco tropical para desplazarse, alimentarse, establecer dormideros, entre otros.

El departamento de Córdoba, es una de las regiones donde la tasa de pérdida de BsT es mayor, con una pérdida de cobertura del 98.5% (Pennington *et al.* 2009, Quesada *et al.* 2009). Lo anterior es resultado de la implementación de sistemas ganaderos, lo que implica la creación de sabanas de pastoreo para el mantenimiento del ganado (Ballesteros *et al.* 2007, Espirito-Santo *et al.* 2009, Pinzón 1991, Quesada *et al.* 2009, Stoner & Sánchez-Azofeifa 2009). Se ha buscado implementar sistemas de manejo de ganadería alternativos que mitiguen los efectos de la actividad ganadera

tradicional. Uno de estos es el manejo silvopastoril, que consiste en realizar clareos para el establecimiento de los pastizales conservando vegetación dentro de las matrices que se forman (Ballesteros *et al.* 2009, Pinzón 1991). Sin embargo, aún se desconoce si las características que ofrecen los fragmentos de BsT bajo estas condiciones permite la presencia, uso del área total de los fragmentos y persistencia por parte de la especie *A. seniculus* en el departamento de Córdoba.

Como un acercamiento para entender en qué medida *A. seniculus* se ve afectado por los procesos relacionados con los cambios de uso del suelo, se planteó la pregunta: ¿Qué variables estructurales y funcionales del hábitat explican el uso de espacios por parte de *A. seniculus* en fragmentos de BsT con manejo silvopastoril en el departamento de Córdoba, Colombia?. Adicionalmente se plantearon tres preguntas con el fin de realizar una descripción adecuada de los fragmentos de BsT.

1. ¿Qué valores adquieren las variables estructurales (DAP, altura, cobertura y diámetro de copa) y funcionales (disponibilidad de alimento, riqueza de especies) en espacios usados por *Alouatta seniculus* en fragmentos de bosque seco tropical con manejo silvopastoril en el departamento de Córdoba?
2. ¿Qué características generales del fragmento (distancia a cuerpos de agua, forma y tamaño de los bosques, distancia entre fragmentos, distancia a infraestructuras humanas) explican el uso de espacios por parte de *A. seniculus* en fragmentos con manejo silvopastoril en bosque seco tropical?
3. ¿Qué variables deben ser consideradas en un índice que describa la calidad de hábitat en fragmentos de bosque seco tropical para *A. seniculus*?

En la fase de campo se establecieron cuatro parcelas en dos fragmentos de bosque seco tropical en las cuales se reconoció si eran espacios que la especie estaba usando o no, lo cual permitió clasificarlas como ausencia o presencia. En estas parcelas se midieron las variables que según bibliografía potencialmente explicaban la presencia o ausencia. Se elaboraron modelos de regresión logística para identificar aquellas variables que explicaban significativamente la presencia-ausencia de los monos, para luego desarrollar un índice cuantitativo que permita predecir los espacios dentro de los fragmentos que pueden ser usados o no por los monos. Se asignó un valor de importancia a cada una de las variables seleccionadas, según el efecto que presentaron en cuanto a la varianza explicada de la presencia y ausencia en los fragmentos de BsT (Bolívar 2009, Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Kliskey *et al.* 1999, Mandujano 1994, Pérez-Torres 2002, Store & Jokimäki 2003, Store & Kangas 2001). Este índice permitirá conocer la calidad de los espacios dentro de los fragmentos de BsT para *Alouatta seniculus* y será aplicable bajo la condición que estos fragmentos

estén inmersos en sistemas de producción ganaderos silvopastoriles. Por otra parte, permitirá establecer criterios para el manejo en la medida que sea posible identificar qué porción de los fragmentos es usada por los monos (Bolívar 2009, Dominguez-Dominguez *et al.* 2006, Hirzel *et al.* 2008, Larson *et al.* 2004, Mandujano 1994, Pérez-Torres 2002).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

El mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) se encuentra en un rango altitudinal de 0 a 3000m de elevación y está catalogado como una especie de preocupación menor (UICN 2010). A nivel ecológico el género *Alouatta* en comparación con otras especies de primates neotropicales tiene una alta plasticidad o capacidad de adaptación a las condiciones extremas relacionadas con la pérdida y degradación del hábitat debido a su dieta flexible y variada, y a que reduce sus rangos de hogar cuando lo requiere (Andresen 2002, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Julliot & Sabatier 1993, Mandujano & Escobedo-Morales 2008, Youlatos & Gasc 1994). Existen diversas variables que afectan la permanencia de la especie y el uso de la totalidad del hábitat como lo son: la cercanía a infraestructuras humanas, el alimento disponible, la cobertura vegetal necesaria para la protección, el desplazamiento y el forrajeo, el número de predadores (aves rapaces y felinos) y los encuentros con estos, la cacería, el grado de fragmentación, la conectividad del hábitat y el incremento de parasitismo y enfermedades, como la fiebre amarilla (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008, Chapman & Balcomb 1998, Crockett 1998, Defler *et al.* 2004). El uso de los hábitats está ligado al valor que adquieran estas variables lo que conlleva a cambios en el comportamiento de la especie, en la manera en que se desplaza y forrajea dentro del hábitat, en su estructura poblacional y en los procesos ecológicos en que participa (Andresen 2002, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Julliot 1997, Pouvelle *et al.* 2008, Pouvelle *et al.* 2009).

De los ecosistemas colombianos donde se encuentra esta especie, los BsT de la región Caribe son de los más degradados y fragmentados (Becerra & Venable 2008, IAVH 1998, Stoner & Sánchez-Azofeifa 2009) debido al establecimiento de sistemas de ganadería extensiva (Ballesteros *et al.* 2009, Pinzón 1991). En esta región los hábitats disponibles para el mono aullador son principalmente fragmentos de pequeño tamaño rodeados de pastizales dedicados a la ganadería (Becerra & Venable 2008, IAVH 1998). Se desconoce cómo es la calidad, las características estructurales y ambientales de estos hábitats y cómo el mono aullador rojo usa los espacios disponibles dentro de los fragmentos, ya que el hecho que la especie este presente no significa que estos espacios proporcionen características específicas y óptimas que permitan al mono usar la

totalidad del área de los fragmentos. En algunos municipios, del departamento de Córdoba, se han implementado sistemas de ganadería extensiva con manejo silvopastoril que además de conservar los fragmentos de bosque seco, incrementan la proporción de cobertura arbórea que aumenta la disponibilidad de hábitat para estos primates.

En la medida que se identifiquen qué variables explican la presencia o ausencia del mono aullador en diferentes sectores de los fragmentos de bosque seco, se contará con un criterio para determinar las características específicas de los espacios dentro del fragmento que usan los monos para desplazarse, descansar o alimentarse entre otras actividades. De esta forma se podrá evaluar en qué medida el tipo de manejo (p.e. tradicional o silvopastoril) que se le da a los sistemas de ganadería extensiva ofrece o no condiciones idóneas para la presencia de la especie. Adicionalmente, esto permitirá comprender y relacionar las decisiones que la especie está tomando al momento de elegir un parche de forrajeo y rutas de desplazamiento con las características de los espacios dentro de los fragmentos. Por otra parte, sería posible establecer un criterio que sirva a los tomadores de decisiones para implementar planes de manejo y enriquecimiento ambiental de los bosques donde se encuentra la especie (Bolívar 2009, Hirzel *et al.* 2008, Larson *et al.* 2004, Mandujano 1994, Pérez-Torres 2002).

3. REVISION DE LITERATURA

3.1 *Alouatta seniculus*

Alouatta seniculus es comúnmente conocido como mono aullador rojo, se encuentra ampliamente distribuido a lo largo de los diferentes ecosistemas colombianos, desde el bosque húmedo tropical en la amazonia hasta los bosques secos tropicales en la región Caribe (Defler *et al.* 2004). Se distribuye en el 16,2% del territorio colombiano (Stevenson *et al.* 2010). Presenta modificaciones en el hueso hioideo que le permiten vocalizar con el fin de ubicar a los miembros del grupo sin desplazarse, para alertar de algún peligro, confrontaciones entre machos o para marcar territorio (Kitchen 2004, Mather 1995). Presenta hábitos principalmente diurnos y arbóreos (Schon 1998, Yioulatos 1994, Youlatos 2001), sin embargo para el género se tienen registros de individuos que bajan de los árboles y se desplazan por el suelo (Mandujano & Estrada 2005, Youlatos & Gasc 1994).

Es de color rojizo en todo su pelaje, su cola es prensil y la usa como quinta extremidad, su tamaño varía de acuerdo a su ubicación geográfica, presenta un dimorfismo sexual marcado, el macho con un peso promedio de 8kg y la hembra con 6kg en promedio (Eisenberg 1989, Yioulatos 1994). Se

organiza en grupos de hasta 9 individuos con rangos de hogar que alcanzan las 60 hectáreas, presenta una jerarquía marcada, donde los individuos jóvenes son los de rango alto (Eisenberg 1989, Sánchez-Villagra *et al.* 1998, Yioulatos 1994). En los grupos no suelen encontrarse machos emparentados o más de dos machos adultos, pues se presenta una estrategia reproductiva denominada dispersión, donde los machos abandonan el grupo natal para unirse a otros grupos antes de alcanzar la madurez, lo cual permite mantener el flujo génico entre poblaciones (Eisenberg 1989, Jones 1980, Sanchez-Villagra *et al.* 1998, Yioulatos 1994).

3.2 Plasticidad ecológica de *Alouatta*

La plasticidad ecológica del género *Alouatta*, entendida como la capacidad de adaptación a las fluctuaciones de las condiciones normales (Maier 2001), ha sido punto de interés. Esta plasticidad le ha permitido colonizar diferentes ecosistemas, y persistir en diversos escenarios de intervención antrópica como la fragmentación del hábitat; donde especies más sensibles no pueden permanecer. Debido a esto la especie cumple papeles ecológicos importantes como la dispersión de semillas de gran tamaño que aves y mamíferos medianos no pueden ingerir, el aporte de condiciones propicias para insectos coprófagos y proporcionar recursos alimenticios a especies que dependen de los frutos que caen de los árboles (Andresen 2002, Julliot 1997, Pouvelle *et al.* 2008, Pouvelle *et al.* 2009, Yumoto *et al.* 1999). Las principales formas de adaptación a condiciones adversas que presenta *Alouatta* son: alta tasa reproductiva, sistema genético que minimiza efectos del entrecruzamiento, cambios comportamentales, reducción rangos de hogar, capacidad de colonización de hábitats vacíos y una dieta amplia y variada (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Sanchez-Villagra *et al.* 1998, Yioulatos 1994).

Presenta hábitos folívoros e incluye en su dieta frutos e insectos (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Isawa 1993, Julliot 1997, Julliot & Sabatier 1993, Nagy & Milton 1979, Stevenson *et al.* 2000, Yioulatos 1994). Sin embargo, esta dieta no le proporciona altas reservas de energía, por lo que reduce su actividad física, sus desplazamientos son cortos y descansa la mayor parte del día (Nagy & Milton 1979, Yioulatos 1994).

3.3 Uso y selección de hábitat

Existen diferentes conceptos sobre selección del hábitat, Gutiérrez (2002) clasifica el uso y la selección de hábitat como los individuos perciben el paisaje y las decisiones que toman para aprovechar los diferentes recursos, relacionando este concepto con las propiedades funcionales y estructurales del hábitat donde se encuentra un individuo. Sin embargo, Rhodes *et al.* (2005) define la selección del hábitat como el uso preferencial y no aleatorizado de los hábitats disponibles por

parte de los individuos. Para Rhodes *et al.* (2005), se deben considerar variables como el tipo de hábitat y el contexto espacial que se relacionan con: la ubicación del individuo, su rango de hogar, la presencia de competidores y predadores, y la oferta de otros parches de interés para los individuos, para efectos de este trabajo se utilizó esta definición.

La selección de hábitat puede ser considerada como una estrategia adaptativa de las especies a la oferta diferencial de recursos y al continuo cambio que se presenta en el ambiente, para el caso de *Alouatta seniculus* esto se encuentra directamente relacionado con su alta plasticidad ecológica (Anderson *et al.* 2007, Sánchez-Villagra *et al.* 1998, Stevenson *et al.* 2000, Yioulatos 1994). De lo anterior, se deriva la forma de forrajeo de la especie, pues aun cuando puede permanecer en un bosque, busca dentro de este, parches que le ofrezcan características muy específicas de alimentación y estructurales para su desplazamiento (Boyer *et al.* 2006, Dominy 2004, Mangel & Clark 1986, Oftedal *et al.* 1991). Esto lleva a un comportamiento marcado que se ve reflejado en rutas establecidas y claras que *A. seniculus* sigue todos los días a lo largo de los fragmentos de bosque (Boyer *et al.* 2006, Dominy 2004, Oftedal *et al.* 1991). Fahrig en el 2001 planteó la importancia de entender la relación entre la calidad del hábitat y la probabilidad de extinción de las poblaciones, ya que los principales factores que definen la presencia y permanencia de una especie en un hábitat son: la tasa de reproducción, la tasa de migración, los patrones del paisaje y la calidad de la matriz espacial que rodea a los individuos. Estos factores en el caso de *A. seniculus* representan las condiciones de habitabilidad que definen su presencia en hábitats asociados a sistemas productivos, donde las fluctuaciones bióticas y abióticas pueden afectar la selección y preferencia del hábitat donde se encuentren los individuos de la especie (Anderson *et al.* 2007, Sanchez-Villagra *et al.* 1998, Stevenson *et al.* 2000, Yioulatos 1994).

3.4 Condiciones de habitabilidad

Un hábitat ofrece condiciones específicas para permitir la presencia y la permanencia de una especie, así como para asegurar un uso de los espacios disponibles. Estas condiciones pueden ser: disponibilidad de recursos alimenticios, zonas de refugio, áreas para su desplazamiento y forrajeo, espacios seguros para la crianza, cortejo, apareamiento y despliegues de territorialidad. Al evaluar la calidad del hábitat es necesario tener en cuenta cómo se presentan estas condiciones a lo largo del área disponible, pues aun cuando en un fragmento de bosque este presente la especie no se puede asegurar que esta se encuentre en la capacidad de usar la totalidad del área, disminuyendo así la calidad del fragmento. Para *Alouatta seniculus* se ha registrado que árboles de talla grande son los requeridos para proporcionar espacios de dosel para su desplazamiento, una alta producción de hojas y frutos, y una distancia entre el hábitat y los asentamientos humanos que evite la caza, la

deforestación, la domesticación, la competencia por recursos, entre otros; igualmente fragmentos de bosque con alta conectividad le facilita a la especie el uso de espacios al interior de los fragmentos (Boyle 2008, Gibbons & Harcourt 2009, Stevenson *et al.* 2000, Youlatos 2001).

Los ecosistemas colombianos se han reducido en gran medida debido a la expansión de comunidades humanas. Esta expansión implica la construcción de carreteras, el establecimiento de sistemas productivos, la colonización de nuevas áreas, la urbanización, la caza, la deforestación y la fragmentación (Boyle 2008, Crockett 1998, Gibbons & Harcourt 2009, Wiederholt *et al.* 2010). Para el caso de los primates, se producen cambios comportamentales, obligándolos a usar espacios con recursos deficientes, aumentando la probabilidad de sufrir enfermedades, depredación, parasitismo y competencia por recursos (Boyle 2008, Crockett 1998, Gibbons & Harcourt 2009).

Para *A. seniculus* la vegetación es una de las variables de habitabilidad más importante, ya que por sus hábitos folívoros y arbóreos necesita árboles de talla grande, con un DAP mayor a 60 cm, con una copa amplia, y una altura que puede variar desde 15 hasta 25 metros de altura (Julliot & Sabatier 1993, Yioulatos 1994, Youlatos 2001). Para *A. seniculus* árboles de mayor talla y altura proporcionan mayor disponibilidad de frutos y ofrecen mayor cantidad de rutas para desplazamiento y forrajeo (Aquino & Bodmer 2004, Stevenson *et al.* 2000, Youlatos 2001). Cuando se pierden los árboles de mayor talla, como en el caso de la extracción selectiva de madera en fragmentos, se observan cambios comportamentales fuertes en *A. seniculus*, como el descenso al suelo para búsqueda de comida o desplazamiento, o el uso de espacios reducidos y limitados dentro del fragmento (Yioulatos 1994, Youlatos & Gasc 1994).

La consecuencia de la implementación de sistemas productivos de ganadería extensiva tradicional es la pérdida de la cobertura vegetal nativa, creando fragmentos de la cobertura vegetal original. Como consecuencia de esto, la calidad de hábitat de *A. seniculus* puede verse afectada, ya que al reducir el área que alberga a la especie y presentar matrices hostiles para el desplazamiento, la conectividad entre fragmentos y el flujo genético entre poblaciones se ven limitados (Boyle 2008, Crockett 1998, Gibbons & Harcourt 2009).

3.5 Primates neotropicales

En Latinoamérica se han realizado numerosos estudios de primates centrados en entender los papeles ecológicos, las relaciones evolutivas y los requerimientos ambientales, lo que ha permitido implementar planes para su manejo y conservación (Mandujano & Estrada 2005, Morales 2000, 2002, Stevenson *et al.* 2010). En los últimos años los estudios alrededor de los primates

neotropicales se han centrado en la pérdida de hábitats naturales que aumenta la probabilidad de extinción de las diferentes especies (Clarke *et al.* 2002, Heymann *et al.* 2002, Morales 2000, 2002).

En Colombia los estudios en primates se han basado en construir conocimiento básico de las especies como su historia natural, patrones comportamentales, evolución y amenazas a las cuales están expuestas (Stevenson 1998, Stevenson *et al.* 2000, 2010). Las especies de mayor interés son *Lagothrix lagothrichia*, *Alouatta seniculus* y *Cebus apella*, para las cuales el tipo de investigación más común ha sido el trabajo en campo basado en el comportamiento y estructura social (Stevenson *et al.* 2010). Como resultado de estos trabajos, se ha reconocido la pérdida de hábitat como el factor que mayor efecto tiene sobre las poblaciones de primates y se han planteado diferentes estrategias y proyectos para prevenir la pérdida de los ecosistemas (Stevenson *et al.* 2010).

Para el caso de *Alouatta* los estudios de carácter ecológico se han centrado en evaluar diferentes condiciones involucradas en el proceso de fragmentación como la distancia entre los fragmentos, el tiempo de aislamiento de estos, el tamaño y la forma del fragmento, la cercanía con asentamientos humanos, el tamaño de los árboles presentes en los fragmentos, variaciones en la disponibilidad de recursos, la conectividad, entre otros (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Mandujano & Estrada 2005). Se ha evaluado su capacidad para soportar nuevas condiciones y su persistencia en el hábitat (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Mandujano & Estrada 2005). La mayoría de estos trabajos se han llevado a cabo en bosque húmedo tropical, lo que limita los puntos de comparación sobre la capacidad de adaptación de *A. seniculus* en otros ecosistemas (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Mandujano & Estrada 2005, Mandujano & Escobedo-Morales 2008).

3.6 Índice de calidad de hábitat

Los índices de calidad de hábitat surgen para evaluar las diferentes variables que explican la presencia de una especie en un hábitat (Braunisch *et al.* 2008, Kliskey *et al.* 1999, Larson *et al.* 2004, Store & Jokimäki 2003). Cada índice es específico a cada especie, pues la combinación de sus requerimientos es única. Inicialmente el desarrollo y planteamiento de los índices se limitó al reconocimiento de variables determinantes para la presencia de una especie (Braunisch *et al.* 2008, Kliskey *et al.* 1999, Larson *et al.* 2004, Store & Jokimäki 2003). Actualmente los sistemas de información geográfica (SIG) permiten incluir dentro del índice los puntos de registro de distribución de las especies (Kliskey *et al.* 1999, Store & Jokimäki 2003, Store & Kangas 2001).

Esto permite construir modelos que contrastan la distribución conocida con la distribución potencial considerando las condiciones de habitabilidad de todos los hábitat, ofreciendo criterios para desarrollar e implementar planes de manejo y conservación (Hirzel *et al.* 2008, Larson *et al.* 2004). Se ha propuesto que a través de estos índices es posible reconocer cuando una especie se encuentra bajo condiciones optimas, poco favorables o en su nicho fundamental, y de esta forma tomar medidas pertinentes para su conservación y manejo (Amici *et al.* in press, Braunisch *et al.* 2008).

Esta herramienta ha sido implementada en diferentes grupos tales como insectos, especies marinas, reptiles, anuros y mamíferos (Bolívar 2009, Mandujano 1994, Mitchell *et al.* 2002, Loukmas & Halbrook 2002, Pérez-Torres 2002). Estos estudios han sido una primera aproximación para modelar nichos ecológicos, pues identifica las variables de habitabilidad en cada uno de los hábitats, toma los datos de presencia-ausencia de cada una de las especies y les confiere los datos geográficos a cada uno de los registros. El desarrollo de estos índices es de importancia pues permite realizar proyecciones y predicciones sobre los ecosistemas alrededor del mundo.

4. OBJETIVOS

4.1 General

Describir las variables estructurales y funcionales que representan condiciones de habitabilidad para *A. seniculus* en fragmentos de bosque seco tropical.

4.2 Específicos

1. Establecer los rangos de las variables estructurales y funcionales entre los cuales *A. seniculus* hace uso de espacios en fragmentos de Bosque Seco Tropical con manejo silvopastoril.
2. Determinar qué variables estructurales y funcionales explican el uso de espacios en fragmentos de Bosque Seco Tropical por parte de *A. seniculus*.
3. Desarrollar un índice que permita determinar la calidad de los espacios usados en los fragmentos de bosque seco tropical por parte de *A. seniculus*.

5. ASPECTOS METODOLOGICOS

5.1 Área de Estudio

Este trabajo se realizó en el departamento de Córdoba, Colombia, donde las variaciones altitudinales van desde los 9m hasta los 3900m en el Parque Nacional Natural Paramillo (Ballesteros *et al.* 2007, Gobernación de Córdoba 2010). La vegetación está dominada por bosques secundarios y fragmentos de bosque secundarios altamente intervenidos (CVS 2005). La actividad

productiva más importante es la ganadería con diferentes tipos de manejo (intensiva, extensiva y tradicional).

La reserva natural “Betancí – Guacamayas” se ubica en el Municipio de Buenavista, corregimiento de Mejor Esquina (Figura 1). Este municipio cuenta con una precipitación anual promedio de 2299.8 mm (CVS 2005). Este estudio se llevó a cabo en el mes de Julio de 2010 coincidiendo con la época de lluvias. La reserva tiene 460 ha, y presenta pastizales, remanentes de BsT y varios cuerpos de agua. La principal actividad económica es la ganadería extensiva.

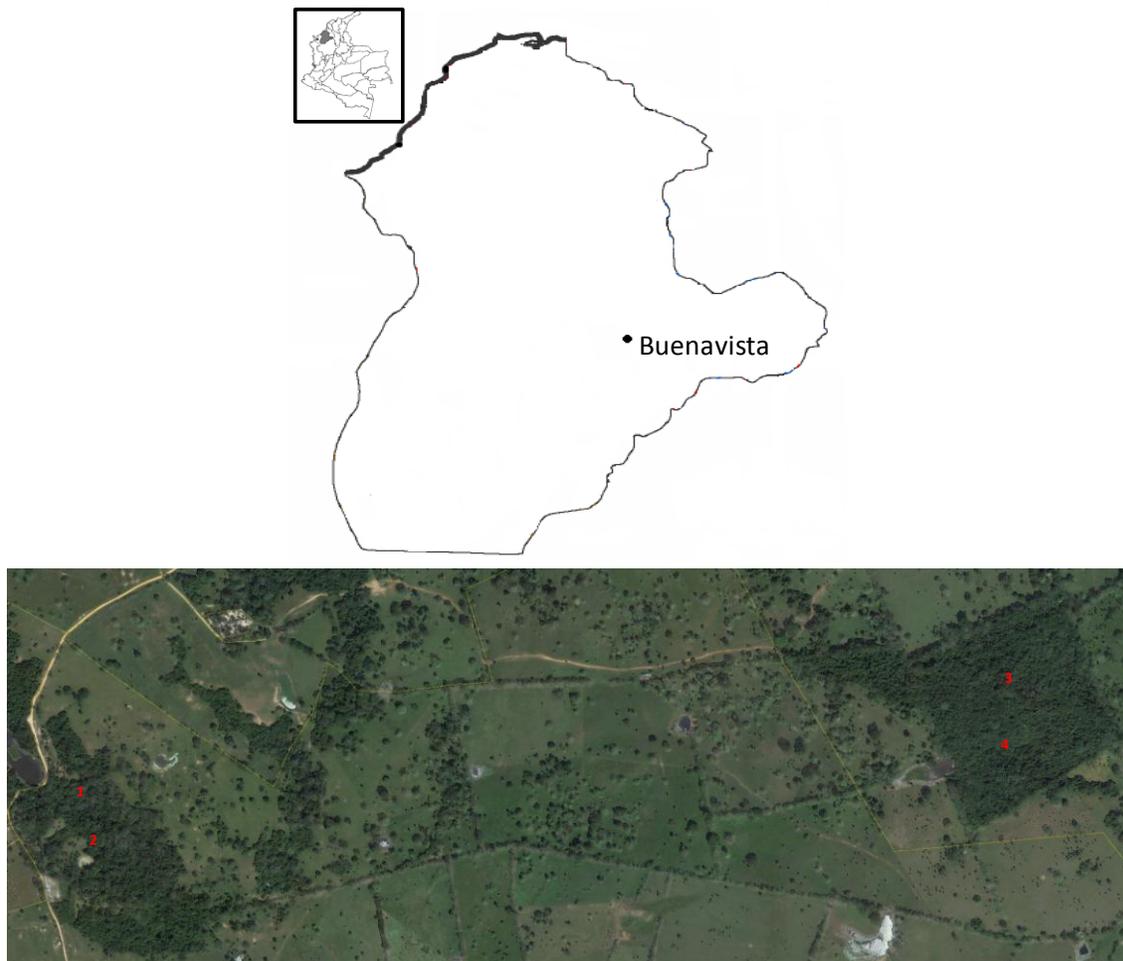


Figura 1. Ubicación del departamento de Córdoba en el país. Ubicación del municipio de Buenavista dentro de Córdoba. Ubicación de las parcelas en la reserva natural Betancí. Donde 1=A1, 2=A2, 3=P1 y 4=P2

5.2 Fase de campo

Se establecieron 4 parcelas de 50x20 m (0.1 ha). En dos bosques ubicados dentro de la reserva natural “Betancí - Guacamayas”. Dos parcelas (P1 y P2) se ubicaron en rutas identificadas como parches de forrajeo de *A. seniculus* dentro del bosque “Guacamayas” y las dos restantes (A1 y A2) se ubicaron en donde no hubiera registro de uso por la especie (Avistamientos o indicios) (Com.

Pers John Fredy Aristizabal Borja 2010) dentro del bosque “Betanci” (Figura 1). En estas parcelas se empleo un protocolo modificado basado en Gentry (1982), para medir las variables estructurales de la vegetación, donde se midieron todos los individuos de los diferentes hábitos de crecimiento (hierbas, arbustos, arboles y lianas) sin tener en cuenta su DAP.

5.2.1 Medición de variables de habitabilidad

En cada parcela se registraron todos los arbustos, arboles y lianas presentes. Se midieron las variables: altura de fuste, altura de la copa, altura del dosel, DAP, diámetro de copa con un decámetro (Keson 100/30m, MC-10M-100), y cobertura con un densiómetro tubular GRS (Anexo 1).

Se tomaron muestras botánicas de los arboles en cada parcela y fueron conservadas en alcohol al 70%. La identificación de las plantas, fue realizada por los profesores Henry Yesid Bernal (Herbario PUJ) y Augusto Repizo (Carrera de Ecología-PUJ). Con los datos de las especies vegetales que se obtuvieron para cada una de las parcelas, se calculó el porcentaje de familias consideradas como alimento potencial. Adicionalmente se usaron estos datos con el fin de complementar la información de la caracterización botánica de los fragmentos de BsT presentes en la reserva natural “Betanci - Guacamayas” realizada en tres trabajos de grado de la Carrera de Biología de la Universidad Javeriana (León 2010, Olaya 2010, Ríos 2010)

5.2.2 Detección de ausencia-presencia

Para el reconocimiento de los diferentes espacios usados por *A. seniculus* se realizaron avistamientos mediante la modificación del método estandarizado por Rodríguez-Toledo *et al.* (2003) en el cual se realizaron jornadas de 6:00am hasta las 5:00pm en cada uno de los bosques de la reserva. Se usaron las observaciones y la búsqueda de indicios, como heces y hojas con mordidas obtenidas utilizando una desjarretadora, para la confirmación de la ocupación del espacio dentro del fragmento. De esta forma la clasificación de las parcelas con presencia de la especie en una determinada zona del fragmento se definió por el avistamiento de tropas o por indicios que indicaran el uso del espacio. Igualmente, aquellas parcelas que no presentaran ninguna de estas características se clasificaron como parcelas con ausencia temporal de uso del espacio por parte de la especie.

5.3 Medición de las características de los fragmentos

Se utilizó una fotografía aérea del área de estudio (escala 1: 2000) y se analizó con el programa ArcView 3.2 (ESRI 1999) para calcular el área total de los dos fragmentos, el perímetro, la distancia desde cada una de las parcelas hasta la carretera, construcción y cuerpo de agua más

cercano. Para las medidas de las distancias no se tuvieron en cuenta zonas de pastizal o claros del bosque que pudieran estar en la trayectoria, se tomaron solo teniendo en cuenta los espacios dentro de la cobertura del bosque que la especie potencialmente podría usar para su desplazamiento.

Se calculó el índice de Patton de los fragmentos usando la formula (Forman & Godron 1986):

$$SI = \frac{P}{2\sqrt{A} * \pi}$$

Donde:

P = Perímetro del fragmento

A = Área del fragmento

5.4 Análisis de datos

Para la descripción de la vegetación en cada parcela se calculó la talla promedio de los arboles (TA) y el índice de complejidad estructural (CE) (Ortegón-Martínez & Pérez-Torres 2007).

$$TA = \frac{DC}{DAP} * AA$$

Donde:

DC = promedio del diámetro de copa

DAP = Promedio del diámetro a la altura del pecho

AA = Altura total promedio de los arboles

$$CE = \frac{(TA * C * Aa)}{100}$$

Donde:

TA = Talla promedio de los arboles

C = Cobertura del estrato arbóreo

Aa = Altura total de los arbustos

Para *A. seniculus* el DAP que debe considerarse tiene que ser mayor a 10 cm. (Julliot & Sabatier 1993, Yioulatos 1994, Youlatos 2001); tanto para la medición del uso de hábitat por parte de la especie como para descripciones vegetales. Sin embargo, para el cálculo de la talla promedio de los árboles (TA) y de la complejidad estructural (CE) se utilizaron los valores de DAP de todos los individuos medidos dentro de las parcelas. Lo anterior se hizo considerando que las decisiones que

están tomando los individuos de *A. seniculus* dentro de los fragmentos de bosque no solo dependen de los árboles con DAP mayor a 10 cm sino de todos los árboles que los rodean.

Con el fin de reconocer que pruebas (Paramétricas o no paramétricas) debían ser empleadas para el tratamiento de los datos, se evaluó la normalidad y la homogeneidad de varianzas. A partir de esto, se prosiguió a evidenciar cuál o cuáles de las variables estructurales explicaban significativamente la presencia-ausencia de *A. seniculus*. Para esto se analizó primero la posible correlación entre las diferentes variables estructurales para descartar aquellas variables que presentaban colinealidad y así evitar incluir dentro del desarrollo del índice, variables que aportan la misma información y arrojar resultados poco fiables y sobreestimados (Fiuza & Rodríguez-Pérez 2000, Hair *et al.* 1998). Se utilizó la prueba no paramétrica de Correlación de rangos de Spearman (Siegel & Castellan 1995) teniendo en cuenta como criterio de exclusión un valor de correlación superior a $r=0.59$.

Debido a que la variable presencia-ausencia de los monos es una variable binomial se realizaron análisis de regresión logística binomial (Guisande *et al.* 2006). Se incluyeron aquellas variables que no presentaron correlación de acuerdo al criterio mencionado anteriormente. Este análisis se realizó bajo dos escenarios diferentes: uno donde se incluyeron todos los árboles y otro donde sólo se tuvieron en cuenta árboles con $DAP > 10$ cm. Se aplicaron regresiones por pasos de adición, de sustracción y estándar (opción “introducir” en el programa SPSS versión 15.0) para explorar qué combinación de variables independientes explicaba mejor la presencia-ausencia (Guisande *et al.* 2006). El método “introducir” fue el que explicó mejor y de forma más significativa la relación de las variables estructurales de la vegetación con respecto a la presencia-ausencia de *A. seniculus* en los fragmentos de BsT por lo anterior éste fue el método que se usó para los análisis finales y el posterior desarrollo del índice. Con estas regresiones se reconoció el nivel de significancia con que cada una de las variables explicaba el uso de los espacios por parte de la especie y los coeficientes (w_i) que debería tener cada una de estas dentro del modelo. Adicionalmente, se evaluó si los datos presentaban diferencias en la forma que se ajustaban a una distribución χ^2 , para evitar que los resultados que arroja la regresión se deban a diferencias entre los datos. Para esto se empleó la prueba de Hosmer & Lemeshow (Manrique 2002).

Se elaboraron isóclinas que relacionan la presencia-ausencia (y_i) de los monos con los cambios en las variables independientes (x_i). En cada isóclina se evalúan los rangos de variación en x_i en los que se presentan cambios importantes en los valores de frecuencia de presencia-ausencia (y_i). Se establecen los límites de los rangos para cada variable x_i donde la variable presencia-ausencia y_i

cambia de manera importante su frecuencia de ocurrencia. Cada rango se denota como “categoría” de manera ascendente (p.e. C1, C2, C3, etc) y se unifica el número de categorías para todas las variables independientes (x_i).

5.5 Desarrollo del índice de calidad de hábitat

Al generar un índice de calidad de hábitat, cada variable independiente (x_i) debe estar acompañada de un coeficiente (w_i) que refleje su peso relativo en la explicación de la variable dependiente presencia-ausencia (y_i). En varios trabajos en los que se elaboran índices de calidad de hábitat el valor del coeficiente (w_i) se ha decidido de manera arbitraria (Mitchell *et al.* 2002, Loukmas & Halbrook 2002). En este trabajo se aplicó un procedimiento estandarizado por María Camila Latorre Cárdenas (2010) para procurar que estos valores w_i fueran el reflejo de lo encontrado en campo y que al mismo tiempo reflejará el peso que cada variable tiene para explicar el valor de la variable dependiente (x_i).

Al revisar los coeficientes (w_i) obtenidos para cada una de las variables (x_i) por medio de la regresión logística binomial, se observó que aquellas variables con una significancia alta tenían un coeficiente bajo, por lo que su peso dentro de la ecuación no era congruente con su significancia. Para controlar esto, se transformó cada uno de los coeficientes aplicando la ecuación: $z_i = 1/\exp(w_i)$ donde: w_i es cada uno de los coeficientes obtenidos en la ecuación de regresión y z_i es el valor transformado.

Los coeficientes transformados (z_i) se sumaron para obtener un valor $Z_i = \sum z_i$. Se consideró Z_i como el 100% y así se calculó el valor de porcentaje (\hat{z}_i) de cada z_i .

$$\hat{z}_i = \frac{z_i}{Z_i} \cdot 100$$

Entonces:

$$\hat{z}_1 + \hat{z}_2 + \hat{z}_3 + \dots + \hat{z}_n = 100$$

Si al analizar las isóclinas, las frecuencias de presencia-ausencia difieren para cada variable estructural (x_i), no sería posible obtener una ecuación cuyos coeficientes aunque tengan valores distintos, tengan el mismo peso de ponderación.

Se aplicó el siguiente ajuste para lograr que el aporte que cada variable x_i no supere el 100% del total de aporte de las variables combinadas.

$$\frac{\hat{z}_i}{100 \cdot C} = \beta_i$$

Donde β_i = El parámetro de la variable x_i en el índice

Finalmente el índice de Calidad de Hábitat queda de la siguiente forma (Pérez-Torres 1994):

$$ICH = \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot x_i$$

Una vez se decide cuántas y cuáles variables se incorporarán en el índice y se calculan los correspondientes coeficientes, se establecen los rangos del índice. Se realizan las posibles combinaciones de los valores de las categorías (C), se organizan de menor a mayor, se asignan los rangos indican una alta o baja calidad de los espacios disponibles dentro de fragmentos de BsT. A partir de esto, se plantearon los supuestos bajo los cuales el índice planteado puede ser aplicable.

6. RESULTADOS

6.1 Descripción estructura vegetal

La estructura vegetal en las cuatro parcelas no permitió observar diferencias en cuanto al número de árboles, arbustos, hierbas y lianas, para la presencia-ausencia (Fig. 2).

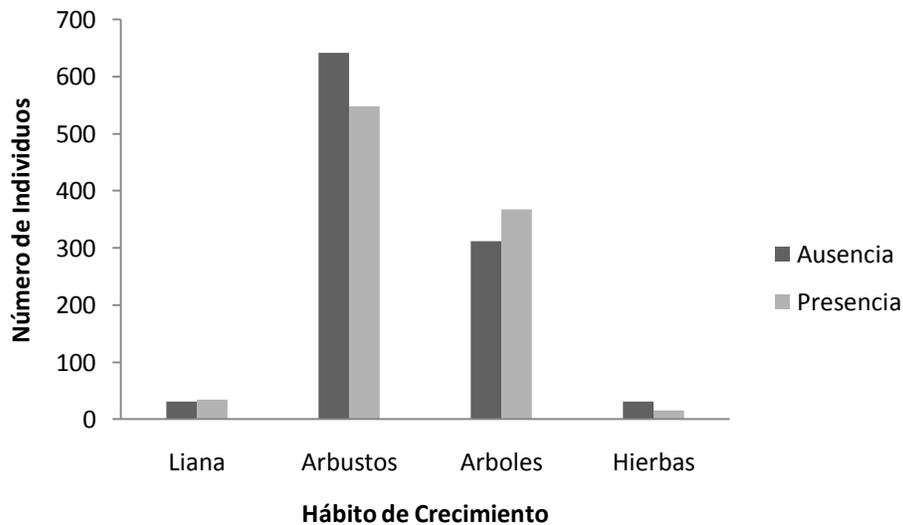


Figura 2. Número de individuos de cada hábito de crecimiento encontrados en las parcelas con presencia (P1 y P2) y ausencia (A1 y A2)

Para el caso de las parcelas que se clasificaron como presencia (P1 y P2), el hábito de crecimiento que presentó mayor número de individuos fue los arbustos (548), seguido por los árboles (368), mientras que el hábito con menor número fueron las hierbas (16) (Fig. 2). Esto muestra que el uso de parches de forrajeo por parte de la especie aun cuando presente gran cantidad de arbustos, requiere un número superior de árboles respecto a espacios donde la especie no está teniendo presencia. Por otro lado, el mayor número de árboles, medidos en los espacios con presencia de la especie, estuvieron en los rangos nueve y diez (Fig. 3). Mientras que el rango de altura que presentó menor número de árboles estuvo entre 4.9 y 5.4m (Fig. 3)

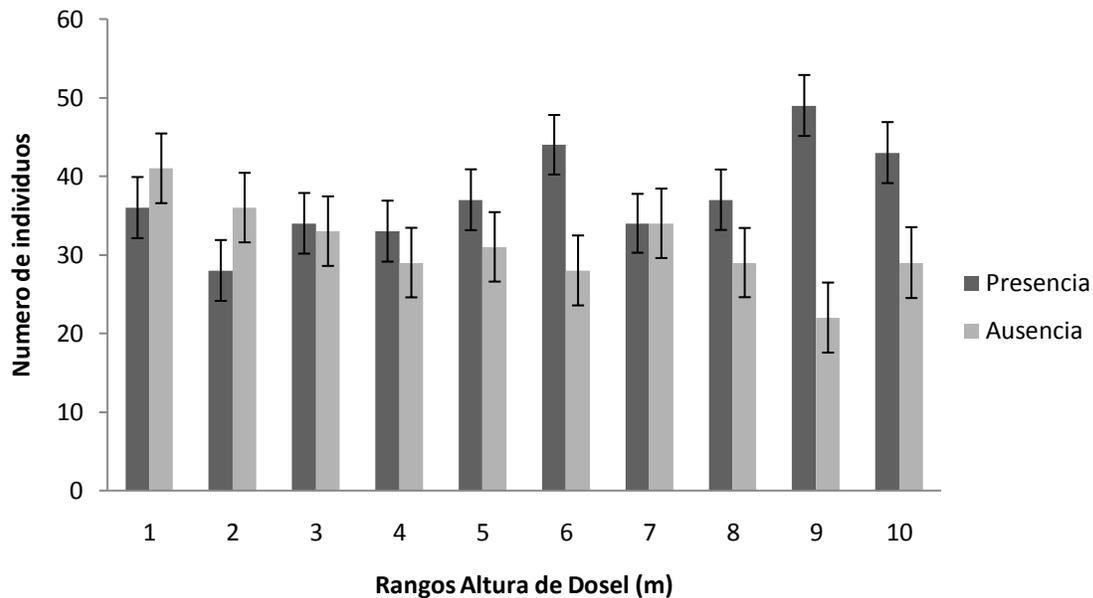


Figura 3. Número de individuos en cada rango de altura de dosel (m). Donde 1= 3.6-4.8, 2 = 4.9-5.4, 3 = 5.5-6.2, 4 = 6.28-6.9, 5 = 7-7.7, 6 = 7.74-8.8, 7 = 8.88-9.7, 8 = 9.8-11.1, 9 = 11.12-13.8 y 10 = 14-37. Las líneas negras corresponden a la desviación estándar de cada uno de los rangos.

Por otro lado, para aquellas parcelas identificadas como ausencia (A1 y A2) se observó que el hábito de crecimiento con mayor número de individuos fueron los arbustos (642). Adicionalmente, presentó un mayor número de hierbas que las parcelas donde se registró la presencia de la especie (Fig. 2). En cuanto a los árboles medidos, para los espacios de ausencia de la especie, se obtuvo un mayor número de individuos en un rango de altura de dosel de 3.6 a 4.8m (Fig. 3). Los rangos uno y dos (Fig. 3) presentaron un mayor número de individuos en las parcelas clasificadas como ausencia, que en aquellas con presencia de la especie.

Al observar cada una de las parcelas independientemente, se pueden identificar diferencias en cuanto a los promedios de DAP, el diámetro de la copa (DC) y la complejidad estructural (CE). Para el caso del DAP, las parcelas A1 y A2 presentaron los valores más bajos (<7,5cm), le siguió la

parcela P1 (7,9cm) y finalmente los arboles de la parcela P2 con un DAP de 11,4cm (Tabla. 1).

La parcela P2 presento el promedio más alto para el diámetro de copa (DC), seguido por la parcela P1 y A1, respectivamente (Tabla. 1). Esto refleja que los espacios usados por la especie (P1 y P2) cuentan con árboles de copa amplia que aseguran el desplazamiento. En cuanto a la CE, la parcela A1 fue la que obtuvo el mayor valor (12.97), esto está relacionado con la alta cobertura que presentaron los árboles (Tabla. 1). La segunda parcela con mayor CE fue P2 (10.87), este valor se encuentra relacionado con el promedio de DAP que se obtuvo, el cual fue el más alto de las 4 parcelas (Tabla. 1).

Tabla 1. Promedios y desviación estándar de las variables estructurales de las parcelas ubicadas en la Reserva Natural Betanci (AA=Altura total de los arboles, DC=Diámetro de copa, DAP=Diámetro a la altura del pecho, C=Cobertura, Aa=Altura total de los arbustos, TA=Talla de los arboles, CE=Complejidad estructural, DS=Desviación estándar).

| Parcelas | Variables Estructurales | | | | | | | | | | | |
|----------|-------------------------|-------|--------|-------|----------|------|-------|-------|--------|------|------|-------|
| | AA (m) | DS | DC (m) | DS | DAP (cm) | DS | C (%) | DS | Aa (m) | DS | TA | CE |
| A1 | 5.90 | ± 4.1 | 2.85 | ± 2.5 | 7.00 | ±6.5 | 60.47 | ±24.6 | 5.88 | ±4.1 | 3.64 | 12.94 |
| A2 | 5.39 | ± 3.3 | 2.58 | ± 2.2 | 6.68 | ±7.8 | 53.34 | ±25.8 | 5.37 | ±3.2 | 2.67 | 7.66 |
| P1 | 5.66 | ± 3.4 | 3.06 | ± 2.5 | 7.91 | ±6.5 | 51.62 | ±27.9 | 5.65 | ±3.4 | 3.25 | 9.46 |
| P2 | 7.02 | ± 4.2 | 3.82 | ± 4.2 | 11.41 | ±9.1 | 45.01 | ±26.5 | 6.99 | ±4.2 | 3.45 | 10.87 |

6.2 Atributos del fragmento

Como se describió previamente las parcelas se ubicaron en 2 fragmentos dentro de la Reserva Natural Betanci. El bosque “Betanci” presentó un área total aproximada de 10.16 ha, un perímetro de 2486.44m y el índice de forma indicó que se aleja de una forma circular (IF=2.2) (Tabla. 2). En este fragmento se tuvieron las distancias más cortas desde las parcelas (A1 y A2) hacia las carreteras. Asimismo se tuvo la distancia más corta desde la parcela A2 a los cuerpos de agua. Adicionalmente se midió la distancia a construcciones humanas, pues un cementerio esta en los límites del fragmento (Tabla. 2).

Tabla 2. Características de los fragmentos para cada una de las parcelas.

| Atributo | Parcelas | | | |
|------------------------------|----------|---------|------------|------------|
| | A1 | A2 | P1 | P2 |
| Fragmento en el que se ubica | Betanci | Betanci | Guacamayas | Guacamayas |
| Área total (ha) | 10.16 | 10.16 | 18.06 | 18.06 |
| Perímetro (m) | 2486.44 | 2486.44 | 3270.86 | 3270.86 |
| Índice de forma | 2.20 | 2.20 | 2.17 | 2.17 |

Distancia

| | | | | |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Cuerpos de agua (m) | 136.21 | 101.00 | 224.00 | 121.73 |
| Carreteras (m) | 77.62 | 85.72 | 470.97 | 501.75 |
| Construcciones (m) | 273.18 | 243.97 | NA | NA |

Para el caso del fragmento “Guacamayas”, el área total aproximada dio como resultado 18.06ha, un perímetro de 3270.86m y el índice de forma mostró que el fragmento tiene una forma irregular (IF=2.17) (Tabla. 2). Aun cuando este valor para el índice no difiere significativamente del valor obtenido para el fragmento “Betancí” (Fig. 1). Para las parcelas P1 y P2 se midieron las distancias más largas hacia las carreteras. Al no encontrarse construcciones cercanas al fragmento, no se tomó esta medida. La parcela P1 fue la más distante a un cuerpo de agua (224m) (Tabla. 2).

6.3 Características botánicas

Se identificaron 13 familias que consume *A. seniculus* en los fragmentos de BsT de la reserva natural “Betancí-Guacamayas” (Anexo. 2). Hubo mayor número de familias que potencialmente consume la especie en las parcelas de ausencia (Fig. 4), ya que de las 12 familias que se identificaron en las parcelas A1 y A2, 5 corresponden a alimento potencial, siendo esto un 42% de la proporción de familias botánicas encontradas en estas parcelas. Adicionalmente, la parcela P2 fue la que presentó menor cantidad de familias botánicas potenciales para la alimentación de la especie (Fig. 4).

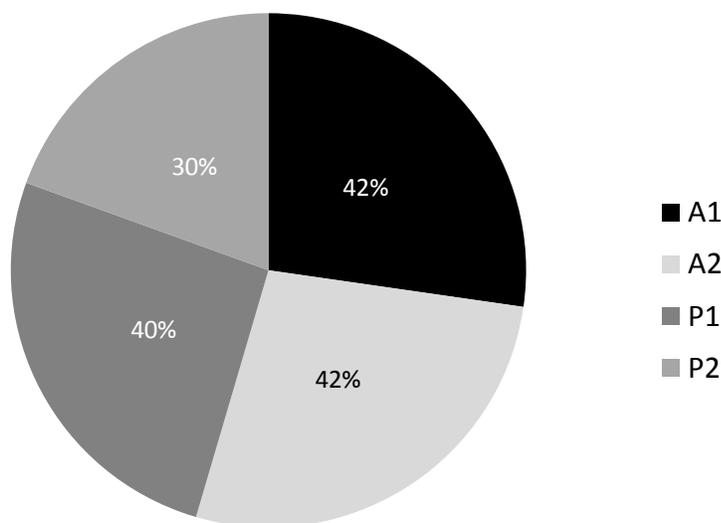


Figura 4. Porcentaje de comida potencial en cada una de las parcelas.

6.4 Análisis Estadísticos

6.4.1 Correlaciones

Luego de probar los supuestos para usar estadística paramétrica y no encontrar normalidad en los datos se utilizó la prueba no paramétrica de Spearman donde se incluyeron las variables de DAP, altura del dosel, altura de fuste, altura de la copa, diámetro de la copa, cobertura (%) y área basal al realizar la correlación. El resultado de la prueba permitió elegir cuatro variables que no presentaron ningún tipo de correlación lineal (<0.59) (Tabla. 3). Estas variables fueron el DAP, la cobertura, la altura del fuste y el diámetro de copa.

Tabla 3. Resumen de las correlaciones que se obtuvieron entre las variables estructurales por medio de la prueba no paramétrica de Spearman. Donde los valores en negrilla corresponden a los valores obtenidos para las variables incluidas en el modelo y en rojo los valores excluidos

| | DAP | AltDosel | Cobert | AltFuste | AltCopa | DC | AreaB |
|----------|----------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| DAP | 1.000000 | 0.504755 | -0.124993 | 0.195979 | 0.517546 | 0.426691 | 1.000000 |
| AltDosel | | 1.000000 | -0.018367 | 0.595645 | 0.722563 | 0.434168 | 0.504755 |
| Cobert | | | 1.000000 | -0.036760 | 0.015348 | 0.101264 | -0.124993 |
| AltFuste | | | | 1.000000 | 0.017013 | 0.149685 | 0.195979 |
| AltCopa | | | | | 1.000000 | 0.484111 | 0.517546 |
| DC | | | | | | 1.000000 | 0.426691 |
| AreaB | | | | | | | 1.000000 |

6.4.2 Regresiones

La primera regresión se realizó teniendo en cuenta solo aquellos arboles con un DAP $>$ a 10cm, pues según la literatura este grupo de arboles son los de importancia para la presencia y la permanencia de la especie en un fragmento de bosque (Julliot & Sabatier 1993, Yioulatos 1994, Yioulatos 2001). Esta regresión obtuvo un $R^2 = 0.056$ y solo la cobertura fue significativa (Tabla. 4). Adicionalmente para la prueba de Hosmer y Lemeshow, se obtuvo una significancia de 0.687, indicando que no se tienen diferencias en cuanto al ajuste de los datos.

Tabla 4. Resumen de las variables incluidas dentro del modelo. Donde B corresponde al coeficiente de regresión para cada variable y Sig. El nivel de significancia

| | B | Sig. |
|-----------|--------|-------|
| DAP | 0.031 | 0.155 |
| Cobertura | -0.153 | 0.025 |
| AltFuste | 0.068 | 0.419 |
| DC | 0.028 | 0.616 |
| Constante | 1.444 | 0.007 |

Para la segunda regresión, se incluyeron todos los arboles medidos dentro de cada una de las

parcelas. Esto con el fin de explicar de forma más significativa la presencia-ausencia de la especie, teniendo en cuenta todos los elementos que componen el espacio usado por *A. seniculus* dentro del fragmento. Se obtuvo un R^2 de 0.145 y todas las variables fueron significativas dentro del modelo, y la de mayor significancia fue la cobertura (Tabla. 5). Por otro lado la prueba Hosmer y Lemeshow indico que no se presentan diferencias entre el ajuste de los datos (Sig = 0.157).

Tabla 5. Resumen de las variables incluidas dentro del modelo. Donde B corresponde al coeficiente de regresión para cada variable y Sig. El nivel de significancia

| | B | Sig. |
|------------------|----------|-------------|
| DAP | 0.04 | 0.018 |
| Cobertura | -0.023 | 0.000 |
| AltFuste | -0.118 | 0.007 |
| DC | 0.150 | 0.001 |
| Constante | 1.044 | 0.000 |

6.4.3 Isóclinas

Se realizaron las isóclinas para aquellas variables que fueron seleccionadas después de la correlación y que fueron incluidas dentro de la regresión (DAP, Cobertura, Altura de Fuste y diámetro de la copa). Para el caso del DAP se puede observar que la frecuencia de la presencia tiende a subir, sin embargo presenta puntos donde disminuye (rangos cinco y ocho) (Fig. 4). Por otro lado, las frecuencias de ausencia presentan un comportamiento inversamente proporcional a los rangos del DAP, pues a medida que estos rangos aumentan, la frecuencia de ausencias disminuye (Fig. 4).

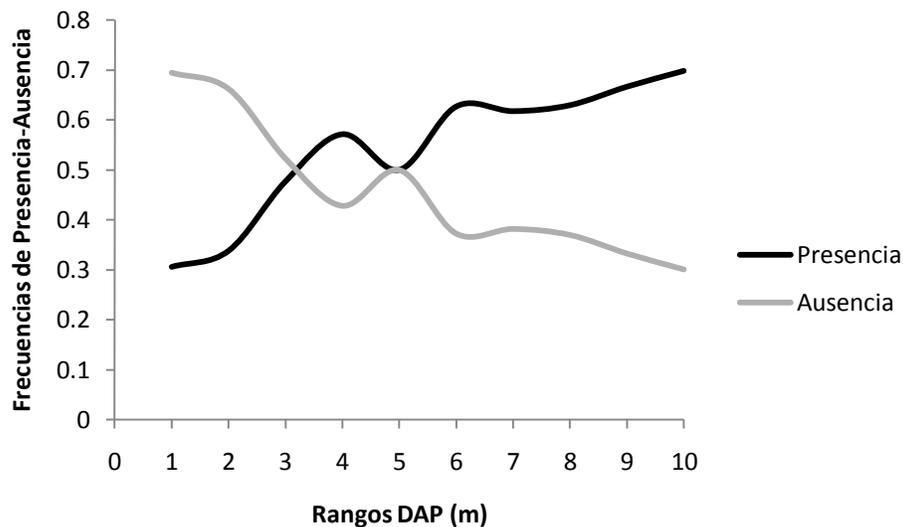


Figura 4. Frecuencias de presencia-ausencia en diferentes rangos de DAP (cm). Donde 1 = 0.35 - 2.16, 2 = 2.2 - 2.86, 3 = 2.93 - 3.66, 4 = 3.69 - 4.46, 5 = 4.52 - 5.54, 6 = 5.57 - 6.88, 7 = 7 - 9.23, 8 = 9.39 - 11.39, 9 = 11.94 - 18.14 y 10 = 18.78 - 93.9

La frecuencia de la presencia no está marcada fuertemente por el aumento en los rangos de altura del fuste ya que la frecuencia de presencia fue cercana al 60% en todos los rangos. Además la frecuencia de presencia fue mayor que la de ausencia a partir del rango siete (Fig. 5). Para el caso de la ausencia se presentó incremento en los rangos tres y seis, mientras que en los demás fue menor y de tendencia a decrecer linealmente.

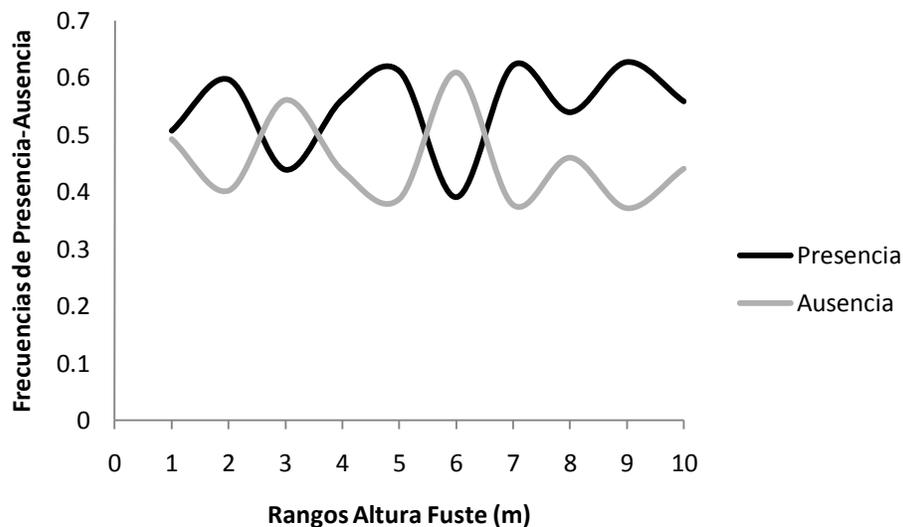


Figura 5. Frecuencias de presencia-ausencia en diferentes rangos de Altura de Fuste (m). Donde 1 = 3.1 - 3.3, 2 = 3.4 - 3.7, 3 = 3.78 - 4, 4 = 4.05 - 4.25, 5 = 4.3 - 4.7, 6 = 4.8 - 5.16, 7 = 5.2 - 5.8, 8 = 6 - 6.2, 9 = 6.3 - 8 y 10 = 8.2 - 30

Para el caso de la cobertura se encontró que la menor frecuencia de presencias se encontraba en un rango de cobertura seis (Fig. 6). Se puede decir que entre los rangos uno y dos, son donde mayor frecuencia se presenta de presencias y se presentó una tendencia general a disminuir a medida que aumentan los rangos de la cobertura. La ausencia presentó un comportamiento inverso a la presencia el cual fue aumentando a medida que los rangos aumentaban, teniendo un pico marcado en el rango seis, con casi el 100% de la frecuencia observada (Fig. 6).

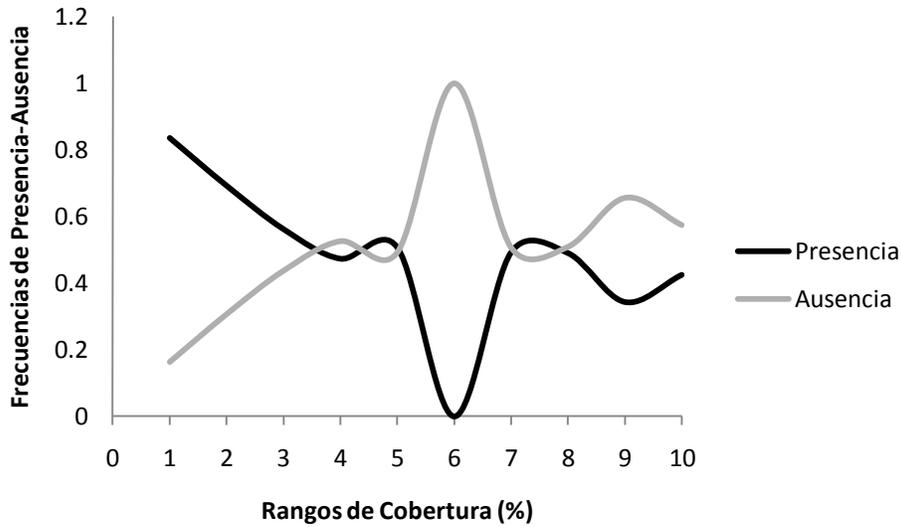


Figura 6. Numero de arboles óptimos en diferentes rangos de cobertura (%). Donde 1 = 3 - 15, 2 = 20 - 25, 3 = 27 - 30, 4 = 35 - 40, 5 = 44 - 50, 6 = 55, 7 = 60, 8 = 65 - 70, 9 = 75 - 82 y 10 = 85 - 100

Finalmente, el diámetro de la copa presentó un comportamiento inversamente proporcional en cuanto a las frecuencias de presencia y ausencia (Fig. 7). A medida que aumentaba el diámetro de copa, se vio un incremento en la frecuencia de presencias y una disminución en la frecuencia de ausencias (Fig. 7). Adicionalmente se puede decir que en el rango ocho (4.4 – 5.2m) se presentó el valor más alto de la frecuencia de presencias y el más bajo para las ausencias.

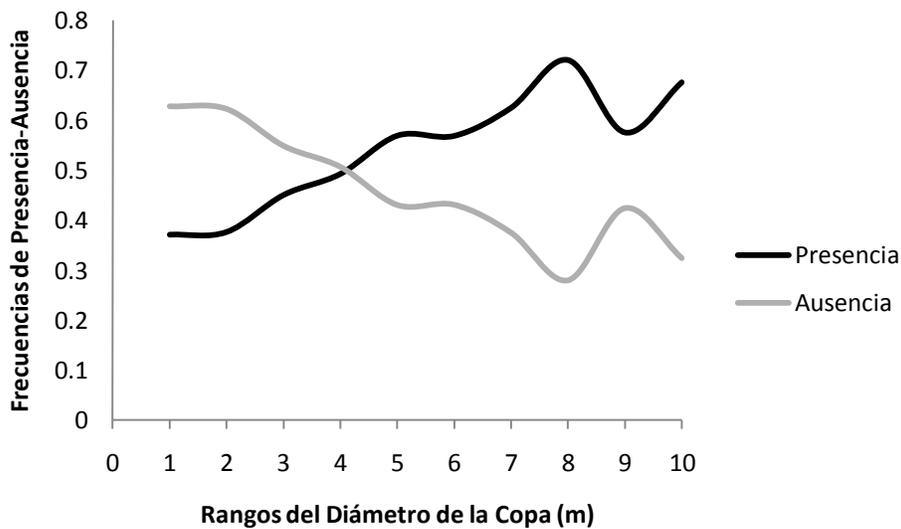


Figura 7. Numero de arboles óptimos en diferentes rangos de diámetro de copa (m). Donde 1 = 0.35 - 1.45, 2 = 1.46 - 1.75, 3 = 1.76 - 2.18, 4 = 2.2 - 2.6, 5 = 2.61 - 3.16, 6 = 3.17 - 3.67, 7 = 3.69 - 4.38, 8 = 4.4 - 5.2, 9 = 5.25 - 7.16 y 10 = 7.2 - 23.74

Al observar las isóclinas de las cuatro variables, se establecieron para cada una de ellas, tres intervalos de cambio. Estos tres intervalos de cambio corresponden a las tres categorías en las que se agruparon los rangos de cada variable (Tabla. 6). Estas categorías representan los valores que

puede adquirir la variable en el índice.

Tabla 6. Resumen de los valores de cada categoría para cada variable.

| Variable | Categoría | Valor |
|------------------|-----------|--------------|
| DAP (cm) | 1 | 0.35 - 3.65 |
| | 2 | 3.66 - 5.53 |
| | 3 | 5.54 - 93.9 |
| Altura Fuste (m) | 1 | 3.1 - 4.24 |
| | 2 | 4.25 - 5.7 |
| | 3 | 5.8 - 30 |
| Cobertura (%) | 1 | 3 - 50.5 |
| | 2 | 50.6 - 64 |
| | 3 | 65 - 100 |
| DC (m) | 1 | 0.35 - 2.5 |
| | 2 | 2.6 - 3.66 |
| | 3 | 3.67 - 23.74 |

6.5 Índice calidad de hábitat

Finalmente, se obtuvo el índice que permite evaluar la calidad de los espacios disponibles dentro de fragmentos de BsT.

$$ICH = 0.028171 + (0.083288 \cdot DAP) + (0.081884 \cdot Cobertura) + (0.071115 \cdot AltFuste) + (0.068876 \cdot DC)$$

Que en su estructura general es:

$$ICHAs = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \varepsilon$$

Donde:

$ICHAs$ = Índice de calidad de hábitat para *Alouatta seniculus*

β_0 = Coeficiente de la constante

β_i = desde $i=1$ hasta 4 y corresponde a los coeficientes de cada una de las variables

X_i : desde $i=1$ hasta 4, donde X_1 = DAP, X_2 = Cobertura, X_3 =AltFuste y X_4 =DC

Se definieron siete categorías para los valores que puede tener el índice al ser calculado (Tabla. 7). Cada una de estas categorías representa una condición aproximada de la condición del espacio evaluado.

Tabla 7. Resumen de los valores de cada categoría para el índice.

| Categoría | Valores | Descripción |
|-----------|---------------|--|
| 1 | 0.333 - 0.487 | Es un espacio que no permite la presencia de la especie. Las características son desfavorables |
| 2 | 0.497 - 0.565 | Este espacio presenta una calidad deficiente para el uso de la especie |
| 3 | 0.567 - 0.627 | Algunas variables pueden estar cercanas a valores óptimos. Sin embargo, en conjunto el espacio es desfavorable |
| 4 | 0.634 - 0.651 | Aun cuando las condiciones no son las ideales, la especie se encuentra en la capacidad de hacer uso |
| 5 | 0.652 - 0.719 | Presenta buenas condiciones. Es necesario revisar los valores de cada variable para tomar decisiones de manejo |
| 6 | 0.720 - 0.791 | Espacio del fragmento óptimo para el uso por parte de la especie |
| 7 | 0.792 - 0.943 | Es un espacio donde las características estructurales del fragmento son óptimas y permiten que la especie haga uso |

7. DISCUSIÓN

Los estudios realizados en Sur América para el género *Alouatta* se han centrado en evaluar las características vegetales y estructurales de los hábitats, enfocándose en bosques húmedos tropicales (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, 2008, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Mandujano & Estrada 2005). Sin embargo en BsT no se han realizado evaluaciones que permitan reconocer bajo qué condiciones y en qué lugares el género tiene mayor riesgo (Castilla 2010). En el departamento de Córdoba, los BsT se encuentran reducidos a pequeños fragmentos (Ballesteros *et al.* 2007, Espiritosanto *et al.* 2009, Quesada *et al.* 2009, Stoner & Sánchez-Azofeifa 2009) donde la especie *Alouatta seniculus* ha logrado persistir (Ballesteros *et al.* 2006). Sin embargo, las áreas de estos fragmentos en ocasiones no supera el área mínima registrada requerida por la especie, la cual es de 8ha (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, 2008, Mandujano & Estrada 2005), lo cual lleva a que deba limitar sus rangos de hogar. Los estudios sobre el género no han tomado en cuenta las características de los espacios disponibles dentro de los fragmentos que pueden influir sobre el uso de la totalidad del área (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008).

Los fragmentos de bosque estudiados en la reserva natural “Betancí-Guacamayas” presentan diferencias en la vegetación, tanto estructurales (DAP, altura del dosel, cobertura, etc.) como de riqueza de especies y fenología del bosque. Esto puede llevar a que los espacios disponibles dentro de los fragmentos no correspondan a la totalidad de su área, por lo que fragmentos grandes no implican mejores hábitats para los monos (Bascompte & Solé 1996, Saunders *et al.* 1991). Es posible encontrar fragmentos de gran tamaño donde los espacios disponibles para uso sean

reducidos, y la especie esté limitada a pequeñas áreas como si se encontrara dentro de un fragmento pequeño. La no evaluación de la calidad del espacio dentro de un fragmento, puede llevar al error de afirmar que si la especie se encuentra presente en uno, la totalidad de este, constituya un espacio habitable y óptimo con fines de manejo y conservación. Por lo anterior se hace necesaria la evaluación de los diferentes espacios en los BsT, para reconocer si independientemente del área del fragmento, este representa un área importante para la presencia y permanencia de la especie.

7. 1 Estructura Vegetal

En la reserva natural “Betancí – Guacamayas” se presentan fragmentos de BsT de la misma edad (mayor a 50 años), donde se esperaría encontrar una composición de especies vegetales y animales similares dentro de estos. A pesar de tener la misma edad, los fragmentos han sido expuestos a diferentes niveles de transformación. El bosque “Betancí” fue el primero en sufrir estos procesos y adicionalmente la matriz que lo rodea está involucrada en mayor grado con el sistema de pastoreo extensivo durante todo el año. El fragmento “Guacamayas” ha sido expuesto en menor medida a los procesos ganaderos y por ende a la pérdida de hábitat; por otro lado, este bosque al estar a una mayor distancia de los corrales y del centro de acopio de insumos ganaderos, no es usado con frecuencia para el pastoreo. Esto ha llevado a que los dos fragmentos se encuentren bajo diferentes condiciones de presión por el tipo de matriz, lo cual conlleva a tener dinámicas de dispersión y colonización de especies secundarias que también han sido reportadas por otros estudios (Bobrowiec & Gribel 2009).

De acuerdo a lo anterior, se puede reconocer que para el caso del fragmento “Betancí” donde se ubicaron las parcelas de ausencia (A1 y A2) se presentó el mayor número de hierbas y arbustos, en comparación con el fragmento “Guacamayas” (P1 y P2). Esto puede ser reflejo que el fragmento de las zonas de ausencia de monos (A1 y A2) ha perdido árboles de talla grande y con un área basal importante, ya sea por efecto de la transformación del hábitat o simplemente procesos de sucesión natural (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Bobrowiec & Gribel 2009); al perderse árboles de talla grande se crean claros dentro de los fragmentos, lo que permite el establecimiento de especies secundarias con menor talla, DAP y áreas basales pequeñas. Esto disminuye las posibilidades de desplazamiento, forrajeo y uso del espacio para *A. seniculus* (Boyer *et al.* 2006, Dominy 2004, Mangel & Clark 1986, Oftedal *et al.* 1991).

Asimismo se observó que para los espacios de presencia (P1 y P2), el número de arbustos supera el número de árboles, pero a diferencia de los espacios de ausencia (A1 y A2), la proporción de árboles es mayor. Los espacios donde la especie está haciendo uso, cuentan con árboles de talla

grande que le proporcionan un espacio de dosel, y mayor producción de hojas y frutos (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2005). Sin embargo, al presentar *A. seniculus* una alta plasticidad, puede hacer uso de otros elementos dentro del paisaje, como los arbustos, pues puede forrajear y desplazarse por lugares con menor altura (Mandujano & Estrada 2005, Youlatos & Gasc 1994). Cuando un número alto de árboles se encuentran en conjunto con arbustos, estos últimos puede representar un elemento importante y útil para la persistencia de la especie como alimento, posibilidad de desplazamiento, descanso, etc. (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2008, Boyer *et al.* 2006), si se encuentran en conjunto con un número alto de árboles (Anderson *et al.* 2007, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007).

Al calcular los rangos de altura total de los árboles, la frecuencia de presencia de monos se relacionó en mayor medida con el rango de altura entre 11 a 37 metros, el cual fue usado para desplazamiento y forrajeo. Se tienen registros que *A. seniculus* puede hacer uso de árboles de menor altura o inclusive bajar al suelo (Yioulatos 1994, Youlatos 2001, Youlatos & Gasc 1994), sin embargo, se sabe que árboles de mayor tamaño presentan mayor producción de hojas y frutos (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2005, Yioulatos 1994, Youlatos & Gasc 1994). Además de un mayor rango de altura, la producción de hijas y frutos está relacionada con otras variables como el DAP y el diámetro de copa. Estas variables presentaron los mayores valores en las parcelas clasificadas con presencia de monos. Lo anterior coincide lo encontrado por otros estudios, donde se afirma que la oferta alimenticia y los requerimientos estructurales por parte de la especie son árboles grandes (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, 2008, Youlatos 2001).

7.2 Atributos del fragmento

En diferentes estudios, el tamaño de los fragmentos, la distancia a infraestructuras humanas y a cuerpos de agua son factores importantes para definir la presencia-ausencia de *A. seniculus* (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2006, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, 2008). Sin embargo, en estos trabajos no se han evaluado cómo estas condiciones pueden influenciar el uso de espacios dentro de un fragmento por parte de la especie. Este trabajo permitió evidenciar que la presencia de construcciones humanas y cercanía a carreteras puede deteriorar la calidad de un fragmento, ya que las parcelas que se clasificaron con ausencia de monos estaban más cerca a estos (77-85 metros de distancia) mientras que las parcelas con presencia de monos estuvieron más alejadas a estas infraestructuras (470-500 m); esta diferencia en las distancias puede influir en que *A. seniculus* se vea obligado a limitar sus rangos de hogar y no pueda usar todo el espacio disponible en el fragmento donde se ubicaron las parcelas clasificadas como ausencia. La disminución de este rango

limita el desplazamiento y forrajeo de los monos, pues estas áreas no presentan las condiciones estructurales requeridas por la especie mencionadas en el numeral 7.1 y se encuentran con mayor exposición a presiones como cacería, parasitismo o enfermedades (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2009, Mandujano & Escobedo-Morales 2008).

Por otro lado, una condición importante que brinda calidad a un fragmento son los cuerpos de agua. Para el caso de este estudio, la distancia a estos en ninguno de los casos (presencia-ausencia) fue menor a 100 metros (Tabla 2). A partir de esto se hace necesario evaluar la estructura de la vegetación, ya que esta puede ser la limitante para acceder al recurso. La parcela P1 presentó la distancia más larga a los cuerpos de agua (224 m), pero al igual que lo encontrado por Arroyo-Rodríguez y colaboradores (2005), Mandujano & Escobedo-Morales (2008), Mandujano & Estrada (2005), aun cuando la distancia sea larga, si la vegetación facilita el desplazamiento, el cuerpo de agua puede ser visitado. Mientras si se tiene una distancia corta como el caso de la parcela A2 (101 m), la vegetación puede estar limitando el movimiento de los monos, aumentando el costo energético por visita haciendo que se evite (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, Mandujano & Escobedo-Morales 2008, Mandujano & Estrada 2005).

Aun cuando en un fragmento la especie se encuentre presente, es necesario evaluar bajo qué condiciones está haciendo uso de los espacios disponibles. Pues en este caso, el tamaño de los fragmentos permite la presencia de la especie (>10ha) (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2005, Mandujano & Estrada 2005), sin embargo, en el fragmento “Betancí” donde se ubicaron las parcelas de ausencia (A1 y A2) el área total no está siendo usada y por ende la calidad disminuye, lo anterior puede atribuirse al establecimiento de especies vegetales secundarias en los límites del fragmento (Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003).

7.3 Características botánicas

El BsT de la reserva natural “Betancí-Guacamayas” le ofrece como recurso alimenticio potencial a *A. seniculus* especies vegetales agrupadas en 13 familias (Anexo 2). De estas familias, 6 se han reportado como de importancia para la especie: Moraceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae, Anonaceae, Bignonaceae y Fabaceae (Andresen 2002, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Julliot & Sabatier 1993, Stevenson *et al.* 2000, Yumoto *et al.* 1999). Sin embargo, se puede afirmar que estos recursos corresponden a plantas usadas por la especie solo en el momento específico en el que se realizó el estudio, pues como se ha encontrado en otros trabajos, la oferta de los bosque varía durante el año, donde se tienen picos de producción de hojas o de frutos (Aldana 2009, Palacios & Rodríguez 2001). Esto lleva a que el mono aullador, modifique sus estrategias de forrajeo para poder hacer uso

de la oferta. Estas modificaciones pueden verse reflejadas en el rango de hogar, el cual varía de acuerdo al recurso que se encuentre en abundancia, como se ha registrado, los mayores rangos se presentan cuando la oferta de frutos es mayor (Palacios & Rodríguez 2001). Asimismo, se ha encontrado que cuando los picos de producción de hojas jóvenes y de frutos es muy baja la especie puede hacer uso de otros elementos como la madera, lo que demuestra la capacidad de la especie para adaptar su dieta (Aldana 2009, Crockett 1998).

A partir de esto, se puede entender porque aun cuando el mayor porcentaje de estas familias se encontró en las parcelas identificadas como ausencia (A1 y A2) (42%), la especie no hizo uso de estos recursos. Estas parcelas no tenían las condiciones optimas requeridas para el desplazamiento y forrajeo de *A. seniculus*, lo que pudo influenciarla a la modificación de sus rangos de hogar y complemento de su dieta con familias como Urticaceae, Anacardiaceae y Lecythidaceae (Aquino & Bodmer 2004, Arroyo-Rodríguez & Mandujano 2003, Palacios & Rodríguez 2001). Es importante reconocer que el tipo de hábito que tiene la especie no le aporta grandes reservas energéticas, por lo que la especie al optar por la ingesta de hojas no invierte energía en el desplazamiento o búsqueda del alimento (Aldana 2009, Palacios & Rodríguez 2001). Es por esto que aun cuando un espacio dentro del bosque le ofrece familias de plantas de interés, si las condiciones de desplazamiento no son optimas, la especie tomara la decisión de disminuir su desplazamiento y adaptarse a los recursos que encuentra de fácil acceso (Palacios & Rodríguez 2001), como es el caso de las parcelas clasificadas con presencia.

7.4 Índice calidad de hábitat

Para el desarrollo del índice se tuvo en cuenta la regresión que se realizó incluyendo todos los arboles medidos dentro de las cuatro parcelas, sin tener en cuenta el DAP. Aun cuando la literatura plantea que los árboles relacionados con el desplazamiento y forrajeo de *A. seniculus* son aquellos con un DAP > a 10cm. (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Julliot & Sabatier 1993, Yioulatos 1994, Yioulatos 2001), la razón para realizarlo incluyendo todos los árboles se basó en comparar el R2 de las dos regresiones que se realizaron. Esto permitió reconocer que la mejor forma en que las variables estructurales más importantes (DAP, Altura fuste, DC y Cobertura) explicaban la presencia-ausencia de la especie en los espacios disponibles dentro de los fragmentos fue incluyendo todos los elementos del paisaje. Lo anterior puede llevar a pensar que aun cuando la especie requiere de árboles con un DAP > a 10cm, al momento de tomar las decisiones de cuál va a ser su ruta y su parche de forrajeo, debe tener en cuenta que estas deben ser tomadas teniendo en cuenta todos los elementos que componen el paisaje que lo rodea (Boyer *et al.* 2006).

Aun cuando al haber usado la regresión que incluyó todos los árboles dentro de las parcelas, permitió obtener un mayor peso para la explicación de la presencia-ausencia de la especie en los espacios disponibles, esta explicación solo alcanzó un 14.5%. Este porcentaje no representa un valor alto para poder definir la calidad de un espacio dentro del bosque. Sin embargo, se desarrolló el índice para proporcionar un primer acercamiento y una herramienta para evaluar los espacios dentro de fragmentos de BsT. La ecuación del índice (Ecuación. 1) incluyó cuatro variables estructurales (DAP, Cobertura, DC y altura de fuste), donde cada una de manera diferencial aporta una explicación a la presencia-ausencia de la especie dentro de los espacios disponibles del fragmento.

Estas variables abarcaron requisitos de desplazamiento y disponibilidad de recursos alimentarios de *A. seniculus* para poder hacer uso del espacio. Estadísticamente, la variable que presenta el mayor peso dentro del índice (Ecuación. 1) es el DAP. Esta variable, a nivel biológico es de importancia tanto estructural como funcional, ya que es el reflejo del grosor y talla que presentan los árboles (Aquino & Bodmer 2004, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2000, Youlatos 2001). Para *A. seniculus*, el incluir esta variable permite evaluar el requisito de árboles con grosores que soporten el desplazamiento y cuya producción de hojas y frutos sea óptima. Esta producción, como se menciona anteriormente, es mayor en árboles de talla grande (Aquino & Bodmer 2004, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2000).

Otra variable dentro del índice, cuyo peso aportó un porcentaje importante dentro de la ecuación fue el porcentaje de cobertura. Esta variable es de importancia para la especie y su desplazamiento, sin embargo estructuralmente y funcionalmente se encuentra relacionada con el diámetro de la copa. Aun cuando estadísticamente ambas variables debían ser incluidas dentro de la ecuación, biológicamente son representación de requisitos similares para la especie como: la continuidad del dosel para el desplazamiento y la disponibilidad de copas amplias donde la oferta de hojas y frutos sea alta (Aquino & Bodmer 2004, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2000).

Para el caso de la altura de fuste, es una variable que dentro del índice aportó el tercer porcentaje más alto de variabilidad de los datos. La altura de fuste es el principal criterio para diferenciar los arbustos de los árboles, pues cuando esta supera los 3m se puede hablar de árboles (Moreno 1984). Adicionalmente, esta variable también ayuda a definir junto con la altura de la copa, la altura total mínima de los árboles que puede usar la especie, la cual según este trabajo es de 11m. Es por esto, que biológicamente es relevante evaluar la altura de los individuos en los espacios disponibles

dentro de un fragmento. De esto se desprende la importancia de la altura de la copa, la cual aun cuando estadísticamente no fue incluida dentro del índice, para la especie representa un espacio importante para el desplazamiento, el establecimiento de dormideros y el forrajeo (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2007).

La aplicación de este índice permitió reconocer que valores están adquiriendo estas variables (DAP, cobertura, DC y altura de fuste) en los espacios disponibles y si permitirían la permanencia de la especie en ellos. Sin embargo no es un índice aplicable en cualquier escenario. Esta herramienta se desarrolló bajo el supuesto que los espacios que se evalúan hacen parte de fragmentos de BsT cuya matriz se encuentre destinada a un sistema de ganadería silvopastoril. Adicionalmente, al momento de aplicar el índice, se deben haber medido todos los árboles que se encuentren dentro del espacio, independientemente del DAP, pues el índice supone que todos aportan una explicación al uso o no por parte de la especie. Al haber realizado el trabajo en una época de lluvias, implica que el índice de calidad de hábitat se desarrollo usando bosques que se encontraban bajo estas condiciones climáticas. Esto es de importancia pues la estructura del bosque cambia considerablemente en época de lluvias con respecto a la época seca por sus características caducifolias (Murphy & Lugo 1986), por lo que se debe asegurar que el bosque que se desea evaluar también cumpla estas condiciones.

Adicionalmente de estos supuestos, el índice presenta dos impedimentos de consideración. El primero hace referencia al bajo porcentaje que está explicando el índice, pues corresponde a un 14,5%. Esto quiere decir que al momento de implementar el índice, la calidad que se obtenga para este espacio dentro del fragmento solo podrá ser respaldada por las variables en este porcentaje. Es importante tener las bases bibliográficas para poder comparar lo obtenido con el índice y los resultados obtenidos en otros estudios, de esta forma evitar hacer afirmaciones erradas. Por otra parte, el segundo impedimento que presenta el índice corresponde a los rangos que abarca cada variable. Esto representa un impedimento, pues los valores que tienen estos rangos corresponden solo a aquellos medidos para los árboles de las cuatro parcelas, por lo que individuos con medidas mayores o menores a estos valores no entrarían en ningún rango.

7.5 Implicaciones para la conservación

Este trabajo permitió reconocer la importancia de evaluar las características al interior de los fragmentos de BsT asociados a sistemas de ganadería, pues aun cuando se tienen reportes de el gran número de especies silvestres que estos pueden albergar, se hace necesario reconocer bajo qué condiciones se encuentran haciendo uso de los espacios. Para el caso de *A. seniculus*, fue posible reconocer que diferentes características estructurales como la talla de los arboles, los hábitos de

crecimiento, la altura de los árboles, entre otros, pueden limitar a la especie. Adicionalmente, este trabajo permitió evidenciar que aun cuando un fragmento de bosque presente el área mínima requerida por la especie, diferentes factores pueden estar afectando a la especie, disminuyendo sus posibilidades de presencia y persistencia.

A partir de esto, se desarrolló el índice que permite evaluar aquellos espacios de interés para investigadores y tomadores de decisiones respecto a planes de manejo y conservación. El cual, a pesar de los impedimentos estadísticos que presenta y de los supuestos que se deben tener en cuenta para la aplicación del índice, representa un primer acercamiento a la evaluación de los espacios disponibles dentro de un fragmento. La información que aporte el índice podrá aportar la base para los criterios que se deben tener en cuenta al momento de la toma de decisiones respecto a fragmentos de BsT. Este índice, además de ofrecer una descripción general de un espacio, también permite reconocer que variable estructural puede estar disminuyendo la calidad y de esta forma tener mejores bases para identificar las estrategias de recuperación o conservación de un fragmento de bosque. Finalmente, se puede decir que la aplicación de este índice permite entender como *A. seniculus* está haciendo uso de los espacios y en base a qué elementos está tomando sus decisiones en cuanto a desplazamiento y forrajeo. Esta información es un aporte al entendimiento de la ecología de la especie.

8. CONCLUSIONES

El índice desarrollado presentó siete categorías que permiten describir la calidad de los espacios en el bosque, donde la primera fue la más baja no permitiendo la presencia mientras que la última fue la calidad óptima.

Se reconocieron que las variables estructurales más importantes al momento de evaluar los espacios utilizados por *A. seniculus* en fragmentos de BsT fueron: DAP, porcentaje de cobertura, diámetro de la copa y altura de fuste.

La distancia a infraestructuras humanas (carreteras y construcciones) tuvo una alta influencia en la presencia-ausencia de *A. seniculus* en los espacios evaluados en este trabajo.

Se identificaron 13 familias de plantas como alimento potencial para *A. seniculus* en la época de lluvias en las parcelas establecidas dentro de los fragmentos de BsT de la reserva natural “Betancí-Guacamayas”.

Si un espacio dentro del bosque cuenta con arboles entre un rango de 11 a 37 metros este va ser optimo para el forrajeo y desplazamiento de *A. seniculus*. Adicionalmente la presencia de especies de hábitos arbustivos complementará los requerimientos de desplazamiento y alimentación.

9. RECOMENDACIONES

Con el fin de complementar las medidas obtenidas para cada una de las variables estructurales y ampliar la información de las características de los fragmentos de BsT en la reserva natural “Betancí-Guacamayas”, se recomienda extender la fase de campo a la época seca del año, con el fin de evidenciar cómo las variaciones en el bosque pueden generar cambios en la presencia-ausencia de la especie en los espacios disponibles del fragmento.

Se recomienda aumentar el número de espacios evaluados dentro de los fragmentos. Esto con el fin de obtener mayor información de la composición y estructura vegetal, lo cual permitirá darle un mayor porcentaje de explicación al índice desarrollado en este trabajo en los espacios disponibles en fragmentos de BsT.

Evaluar que otras posibles variables además de las incluidas dentro del índice pueden ayudar a explicar la presencia-ausencia de la especie, como la distancia a infraestructuras humanas y distancia a cuerpos de agua.

Realizar estudios botánicos que amplíen la información de las especies vegetales presentes en los fragmentos de BsT, con el fin de reconocer el aporte a la dieta de *A. seniculus*. Adicionalmente, cuantificar la disponibilidad de recursos en cada uno de los espacios disponibles del fragmento.

10. BIBLIOGRAFÍA CITADA

ALDANA J. 2009. Feeding ecology and seed dispersal by *Ateles hybridus*, *Alouatta seniculus* and *Cebus albifrons* in a fragmented area at San Juan del Carare, Colombia. [Tesis de maestria]. CBM Swedish Biodiversity Centre.

AMICI V., GERI F. & BATTISTI C. 2010. An integrated method to create habitat suitability models for fragmentated landscapes. Journal for Nature Conservation. [In press] DOI 10.1016/j.jnc.2009.10.002

ANDERSON J., ROWCLIFFE J. & COWLISHAW G. 2007. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation*. 35:212-222

ANDRESEN E. 2002. Primary Seed Dispersal by Red Howler Monkeys and the Effect of Defecation Patterns on the Fate of Dispersed Seeds. *Biotropica*. 34(2):261-272

AQUINO R. & BODMER R. 2004. Plantas útiles en la alimentación de primates en la cuenta del río Samiria, Amazonia Peruana. *Neotropical Primates*. 12(1):1-6

ARROYO-RODRIGUEZ V. & MANDUJANO S. 2003. Comparación de la estructura vegetal entre fragmentos desocupados y ocupados por *Alouatta palliata mexicana* en el sureste de México. *Neotropical Primates*. 11(3):170-173

ARROYO-RODRIGUEZ V. & MANDUJANO S. 2006. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*. 27(4):1079-1095

ARROYO-RODRIGUEZ V., MANDUJANO S. & CUENDE-FANTON C. 2005. Ocupación de parches de selva por monos aulladores *Alouatta palliata mexicana* en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*. II:23-34

ARROYO-RODRIGUEZ V., MANDUJANO S., BENITEZ-MALVIDO B. & CUENDE-FANTON C. 2007. 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-RODRIGUEZ V. MANDUJANO S. & BENITEZ-MALVIDO J. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkey (*Alouatta palliata Mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *America Journal of Primatology*. 70:69-77

BALLESTEROS J., RACERO J. & NUÑEZ M. 2007. Diversidad de murciélagos en cuatro localidades de la zona costanera del departamento de Córdoba-Colombia. *Rev. MVZ Cordoba*. 12(2):1013-1019

BASCOMPTE J. & SOLÉ R. 1996. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology*. 65:465-473

BECERRA J. & VENABLE L. 2008. Sources and skins of diversification and conservation priorities for the Mexican tropical dry forest. PLoS ONE. 3(10):1-5

BOLIVAR M. 2009. Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz. [Tesis de maestría]. Xalapa, Instituto de Ecología, Maestría en ciencias.

BOYER D., DENIS-FERNANDEZ G., MIRAMONTES O., MATEOS J., COCHO G., LARRALDE H., RAMOS H. & ROJAS F. 2006. Scale-Free Foraging by Primates Emerges from Their Interaction with a Complex Environment. Proceedings: Biological Sciences. 273(1595): 1743-1750

BOBROWIEC P. & GRIBEL R. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. Animal Conservation. 13:204-216

BOYER D., RAMOS-FERNANDEZ G., MIRAMONTES O., MATEOS J., COCHO G., LARRALDE H., RAMOS H. & ROJAS F. 2006. Scale-Free Foraging by Primates Emerges from Their Interaction with a Complex Environment. Biological Science. 273(1595):1743-1750

BOYLE S. 2008. Human impacts on primate conservation in central Amazonia. Tropical Conservation Science. 1:6-17

BRAUNISCH V., BOLLMANN K., GRAFF R. & HIRZEL A. 2008. Living on the edge – Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. Ecological Modelling. 214:153-167

CASTILLA D. 2010. Identificación de variables de carácter florístico y estructural que explique la presencia - ausencia del *Saguinus oedipus* (Titi cabeciblanco) en fragmentos de Bosque Seco tropical en el Norte del departamento de Bolívar y Sur del Atlántico. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá

CHAPMAN C. & BALCOMB, S. 1998. Population Characteristics of Howlers: Ecological Conditions or Group History. International Journal of Primatology. 19(3):385-403

CLARKE M., COLLINS D. & ZUCKER E. 2002. Responses to deforestation in a group of mantled howlers (*Alouatta palliata*) in Costa Rica. *International Journal of Primatology*. 23(2):365-381

CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DE LOS VALLES DEL SINU Y SAN JORGE. 2005. Recuperación de la vegetación relictual de áreas prioritarias de la zona de vida bs-T en el departamento de Córdoba-Primera Fase. Universidad Nacional de Colombia. 1-248

CROCKETT C. 1998. Conservation Biology of the Genus *Alouatta*. *International Journal of Primatology*. 19(3):549-578

DEFLER T., RODRIGUEZ J., RYLANDS A. & MITTERMEIER R. 2004. Primates of Colombia. *Conservación Internacional*. Colombia

DOMINGUEZ-DOMINGUEZ O., MARTINEZ-MEYER E., ZAMBRANO L. & PEREZ-PONCE DE LEON G. 2006. Using Ecological-Niche Modeling as a Conservation Tool for Freshwater Species: Live-Bearing Fishes in Central Mexico. *Conservation Biology*. 20(6): 1730–1739

DOMINY N. 2004. Fruits, Fingers, and Fermentation: The Sensory Cues Available to Foraging Primates. *Integrative and Comparative Biology*. 44(4):295-303

EISENBERG J. 1989. *Mammals of the Neotropics*. Chicago. The University of Chicago Press

ESPIRITO-SANTO M., CASSIO A., ANAYA F., BARBOSA R., FERNANDES W., SANCHEZ-AZOFEIFA A., SCARIOT A., DE NOROHN S. & ANDRADE C. 2009. Sustainability of tropical dry forests: Two case studies in southeastern and central Brazil. *Forest Ecology and Management*. 258:922-930

FAHRIG L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*. 100:65-74

FIUZA M. & RODRIGUEZ-PEREZ J. 2000. La regresión logística: una herramienta versátil. *Nefrología*. 20(6):495-500

FORMAN R. & GODRON M. 1986. *Landscape ecology*. New York: Wiley.

GIBBONS M. & HARCOURT A. 2009. Biological correlates of extinction and persistence of primates in small forest fragments: a global analysis. *Tropical Conservation Science*. 2(4): 388-403

GOBERNACION DE CORDOBA. 2010. Geografía de Córdoba. [En línea]. Disponible en: http://www.cordoba.gov.co/cordoba_geografia.html

GUISANDE C. 2006. Tratamiento de Datos. Ediciones Díaz de Santos. España

GUTIERREZ D. 2002. Metapoblaciones: Un pilar básico en biología de conservación. *Ecosistemas*. 11(3)

HAIR J., ANDERSON R., TATHAM R. & BLACK W. 1998. *Multivariate Data Analysis*. Quinta Edición. Prentice Hall. USA

HEYMANN E., ENCARNACION F. & CANAQUIN J. 2002. Primates of the rio Curaray, northern Peruvian Amazon. *International Journal of Primatology*. 23(1):191-201

HIRZEL A., LE LAY G., HELFER V., RANDIN C. & GUISSAN A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presence. *Ecological Modelling*. 199:142-152

INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLT. 1998. El bosque seco tropical (Bs-T) en Colombia. Programa de inventario de la biodiversidad. Colombia. 1-24

ISAWA K. 1993. Soil eating by *Alouatta* and *Ateles*. *International Journal of Primatology*. 14(2): 29-241

JONES C. 1980. The function of status in the mantle howler monkey, *Alouatta palliata*: Intraspecific competition for group membership in a folivorous neotropical primate. *Primates*. 21(3):389-405

JULLIOT C. 1997. Impact of Seed Dispersal by Red Howler Monkeys *Alouatta Seniculus* on the Seedling Population in the Understorey of Tropical Rain Forest. *Journal of Ecology*. 85(4):431-440

JULLIOT C. & SABATIER D. 1993. Diet of the Red Howler Monkey (*Alouatta seniculus*) in French Guiana. *International Journal of Primatology*. 14(4):527-550

KITCHEN D. 2004. Alpha male black howler monkey responses to loud calls: effect of numeric odds, male companion behaviour and reproductive investments. *Animal Behavior*. 67: 125-139

KLISKEY A., LOFROTH E., THOMPSON B. & SCHREIER H. 1999. Simulating and evaluating alternative resource-use strategies using GIS-based habitat suitability indices. *Landscape and Urban Planning* 45:163-175

LARSON M., THOMPSON F., MILLSPAUGH J., DIJAK W. & SHIFLEY S. 2004. Linking population viability, habitat suitability and landscape simulation models for conservation planning. *Ecological Modelling*. 180:103-118

LATORRE M. 2001. Índice de calidad de hábitat para la nutria *Lontra longicaudis* en el río La Vieja (Quindío, Colombia). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá

LEÓN E. 2010. Lluvia de semillas efectuada por aves y murciélagos hacia pastizales asociados a un fragmento de bosque seco tropical (Córdoba-Colombia). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá

LOUKMAS J. & HALBROOK R. 2001. A test of the mink habitat suitability index model for riverine systems. *Wildlife Society Bulletin*. 29(3):821-826

MAIER R. 2001. *Comportamiento Animal*. Madrid. Mc Graw Hill.

MANDUJANO S. 1994. Método para evaluar el hábitat del venado cola blanca en un bosque de coníferas. *Ecología y manejo del venado cola blanca en México y Costa Rica*. Editorial Universidad Nacional Autónoma de México. 283-297

MANDUJANO S. & ESCOBEDO-MORALES L. 2008. Population viability analysis of howler monkey (*Alouatta palliata Mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Conservation Science*. 1:43-62

MANDUJANO S. & ESTRADA A. 2005. Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento

para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores , *Alouatta palliata*, en los Tuxtlas, México. Universidad y Ciencia. II: 11-21

MANGEL M. & CLARK C. 1986. Towards a Unified Foraging Theory. *Ecology*. 67(5): 1127-1138

MANRIQUE L. 2002. Análisis estadístico de los factores de riesgo que influyen en la enfermedad angina de pecho. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú

MATHER J. 1995. Vox Alouattinae: A Preliminary Survey of the Acoustic Characteristics of Long-Distance Calls of Howling Monkeys. *International Journal of Mammalogy*. 16(1):121-144

MITCHELL M., ZIMMERMAN J. & POWELL. R. 2002. Test of a habitat suitability index for black bears in the southern Appalachians. *Wildlife Society Bulletin*. 30(3):794-808

MORALES-JIMENEZ A. 2000. Área de acción de los monos aulladores (*Alouatta seniculus*) en un bosque nativo y uno reforestado, Risaralda (Colombia). *Primatología del Nuevo Mundo*. 114-122

MORALES-JIMENEZ A. 2002. Densidad de los monos aulladores (*Alouatta seniculus*) en un bosque subandino, Risaralda, Colombia. *Neotropical Primates*. 10(3):141-144

MORENO N. 1984. Glosario Botánico Ilustrado. Compañía Editorial Continental S.A. Mexico

MURPHY P. & LUGO A. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematics*. 17:67-88

NAGY K. & MILTON K. 1979. Energy metabolism and food consumption by wild howler monkey (*Alouatta palliata*). *Ecology*. 60(3):475-480

OFTEDAL O., WHITEN A., SOUTHGATE D. & SOEST P. 1991. The Nutritional Consequences of Foraging in Primates: The Relationship of Nutrient Intake to Nutrient Requirements. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. 334(1270):161-170

OLAYA H. 2009. Análisis de la estratificación vertical del ensamblaje de murciélagos de un fragmento de bosque seco tropical (Córdoba, Colombia), a partir de la heterogeneidad del hábitat y

la ecomorfología alar. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá

ORTEGÓN-MARTÍNEZ D. & PÉREZ-TORRES J. 2007. Estructura y composición del ensamblaje de murciélagos (Chiroptera) asociado a un cafetal con sombrío en la mesa de los santos (Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas*. 29(87):215-228

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

PENNINGTON R., LAVIN M. & OLIVEIRA-FILHO A. 2009. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 40:437-457

PÉREZ-TORRES J. 2002. Un índice para la evaluación del hábitat de *Agouti taczanowskii* (Rodentia: Agoutidae) en áreas de bosque andino nublado. *Universitas Scientiarum*. 7(1): 1-60.

PINZON E. 1991. Historia de la ganadería en Colombia. Suplemento Ganadero, Banco Ganadero. Vol. 8(1): 222.

POUVELLE S., FEER F. & PONGE J. 2008. Topsoil as Affected by Dung Deposition Under Resting Places of Red Howler Monkey (). *Pedosphere*. 18(6):691-698

POUVELLE S., JOUARD S., FEER F., TULLY T. & PONGE J. 2009. The latrine effect: impact of howler monkeys on the distribution of small seeds in a tropical rain-forest soil. *Journal of tropical ecology*. 25:239-248

QUESADA M., SANCHEZ-AZOFEIFA A., ALVAREZ-AÑORVE A., STONER K., AVILA-CADABILLA L., CALVO-ALVARADO J., CASTILLO A., ESPIRITO-SANTO M., FAGUNDES M., FERNANDES G., GAMON J., LOPEZARAIZA-MIKEL M., LAWRENCE D., CERDEIRA L., POWERS J., NEVES F., ROSAS-GUERRERO V., SAYAGO R. & SANCHEZ-MONTOYA G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*. 258:1014-1024

RHODES J., MCALPINE C., LUNNEY D., & POSSINGHAM H. 2005. A Spatially Explicit Habitat Selection Model Incorporating Home Range Behavior. *Ecology*. 86(5):1199-1205

RIOS M. 2010. Dieta y dispersión efectiva de semillas por murciélagos frugívoros en un fragmento de bosque seco tropical (Córdoba, Colombia). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá

RODRIGUEZ-TOLEDO E., MANDUJANO S. & GARCIA-ORDUÑA F. 2003. Relationships between characteristics of forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata Mexicana*) in southern Veracruz, Mexico. En: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. New York

SANCHEZ-VILLAGRA M., POPE T. & SALAS V. 1998. Relation of Intergroup Variation in Allogrooming to Group Social Structure and Ectoparasite Loads in Red Howlers (*Alouatta seniculus*). *International Journal of Primatology*. 19(3):473-491

SAUNDERS D., HOBBS R. & MARGULES CHRIS. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*. 5(1):18-32

SCHON M. 1998. Arboreal Quadrupedism and Forelimb Articular Anatomy of Red Howlers. *International Journal of Primatology*. 19(3):599-613

SIEGEL S. & CASTELLAN N. 1995. *Estadística No Paramétrica: Aplicada a Ciencias de la Conducta*. Editorial Trillas. México

STEVENSON P. 1998. Proximal Spacing Between Individuals in a Group of Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha*) in Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology*. 19(2):299-311

STEVENSON P., LINK A. & RAMIREZ B. 2005. Frugivory and Seed Fate in *Bursera inversa* (Burseraceae) at Tinigua Park, Colombia: Implications for Primate Conservation. *Biotropica*. 37(3):431-438

STEVENSON P., GUZMAN D. & DEFLER T. 2010. Conservation of Colombian primates: an analysis of published research. *Tropical Conservation Science*. 3(1):45-62

STEVENSON P., QUINONES M. & AHUMADA J. 2000. Influence of Fruit Availability on Ecological Overlap among Four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*. 32(3):533-544

STONER K. & SANCHEZ-AZOFEIFA G. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forest in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management*. 258:903-906

STORE R. & JOKIMÄKI J. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling*. 169:1-15

STORE R. & KANGAS J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modeling. *Landscape and Urban Planning*. 55:79-93

UICN. 2010. Red List of Threatened Species. Version 2010. [En Línea] www.iucnredlist.org.

WIEDERHOLT R., FERNANDEZ-DUQUE E., DIEFENBACH D. & RUDRAN R. 2010. Modeling the impacts of hunting on the population dynamics of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Ecological Modelling*. [In press]. DOI 10.1016/j.ecolmodel.2010.06.026

YOULATOS D. 1994. Maîtrise de l'espace et accès aux ressources chez le singe hurleur roux (*Alouatta seniculus*) de la Guyane française – Etude morpho-fonctionnelle. [Tesis de doctorado]. Paris. Muséum National d'histoire Naturelle

YOULATOS D. 2001. Locomotion of New World monkeys: Interactions of intrinsic and extrinsic factors. *Primatologie*. 4:165-189

YOULATOS D. & GASC J. 1994. A preliminary study of head-first descent of lianas in the red howler monkey, *Alouatta seniculus*, in a primary rain forest of French Guiana. *Ecology & Evolution*. Université Louis Pasteur. Francia

YUMOTO T., KIMURA K. & NISHIMURA A. 1999. Estimation of the retention times and distances of seed dispersal by two monkey species, *Alouatta seniculus* and *Lagothrix lagothicha*, in a Colombia forest. *Ecological Research*. 14:179-191

11. ANEXOS

Anexo. 1 Formato para la toma de las medidas para las variables estructurales en cada parcela

| # Muestra | # ind | Familia | Común | Sp. | Habito | DA P | Cobertura | A-Dosel | A-Fuste | A-Copa | D-C | Fruto | Flor | Latax | Exud |
|-----------|-------|---------|-------|-----|--------|------|-----------|---------|---------|--------|-----|-------|------|-------|------|
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | |

Anexo. 2 Lista de familias identificadas como alimento potencial para *Alouatta seniculus*

| Familia | |
|---------|---------------------------|
| 1 | Clusiaceae |
| 2 | Moraceae |
| 3 | Euphorbiaceae <i>cf.</i> |
| 4 | Sapindaceae |
| 5 | Melastomataceae |
| 6 | Araliaceae |
| 7 | Actinidaceae <i>cf.</i> |
| 8 | Rubiaceae |
| 9 | Anonaceae |
| 10 | Bignoniaceae |
| 11 | Flacourtiaceae <i>cf.</i> |
| 12 | Fabaceae |
| 13 | Sterculiaceae |