

**ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ABUNDANCIA RELATIVA Y FRECUENCIA DE  
DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES, EN DIFERENTES  
TIPOS DE COBERTURA EN EL BOSQUE SECO TROPICAL,  
FUERTE MILITAR TOLEMAIDA (NILO- COLOMBIA)**

**LINA MARÍA VIVAS-DÍAZ**

**TRABAJO DE GRADO**

Presentado como requisito parcial

para optar al título de:

**Biólogo**

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**CARRERA DE BIOLOGÍA**

**Bogotá D.C, Julio de 2007**

## **NOTA DE ADVERTENCIA**

*Artículo 23 de la Resolución No 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 porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”.*

**ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ABUNDANCIA RELATIVA Y FRECUENCIA DE  
DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES, EN DIFERENTES  
TIPOS DE COBERTURA EN EL BOSQUE SECO TROPICAL,  
FUERTE MILITAR TOLEMAIDA (NILO- COLOMBIA)**

**LINA MARÍA VIVAS-DÍAZ**

**APROBADO**

**GERMÁN LEONARDO JIMÉNEZ ROMERO**

M. Sc. Manejo de Fauna Silvestre

Biología de la Conservación

Director

**CESAR VALDÉS LÓPEZ**  
M. Sc. Ecología del paisaje  
**Jurado 1**

**JOSÉ IGNACIO BARRERA CATANO**  
M. Sc. Ecología de la Restauración  
Candidato a Doctorado  
**Jurado 2**

**ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ABUNDANCIA RELATIVA Y FRECUENCIA DE  
DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES, EN DIFERENTES  
TIPOS DE COBERTURA EN EL BOSQUE SECO TROPICAL,  
FUERTE MILITAR TOLEMAIDA (NILO- COLOMBIA)**

**LINA MARÍA VIVAS-DÍAZ**

**APROBADO**

**ANGELA UMAÑA MUÑOZ**  
Decana Académica  
Facultad de Ciencias

**ANDREA PATRICIA FORERO RUÍZ**  
Directora de Carrera  
Facultad de Ciencias

A Dios que todo lo puede.  
A mis padres Elizabeth y Virgilio.  
A mis hermanos Negro, Mono, Vladit y Biscuit.  
A mis biólogas amigas Dianis, Cris y Tata.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios, a mis padres y hermanos por su apoyo, amor y perseverancia en todo momento.

Especialmente, un sincero agradecimiento a Diana Ortiz, compañera, amiga incondicional en esta travesía personal y profesional. Por su paciencia, tolerancia y camaradería; por los recuerdos y momentos que compartimos.

A mi profesor y mentor Germán Jiménez por su dedicación y consejos, por otorgarme la oportunidad de trabajar con fauna silvestre; por confiar en la posibilidad de realizar este estudio, por su paciencia y voluntad de transmitir su conocimiento.

Al Ejército Nacional, Centro de Entrenamiento (CENAE), en especial al Teniente Coronel Saavedra Guerrero, Coronel Miguel Arcesio Naranjo Nieto, Coronel Fernando Figueroa, Cabo Ramos, Cabo Borja y Cabo Gutiérrez.

Al personal militar de la División de Ingenieros perteneciente al Comando General del Ejército, especialmente al Teniente Hernández por brindarme la información adicional sobre la zona de estudio.

A los soldados A. Trivino Paramo, A. Coba Astros, D. Yopasa Zea, especialmente por su apoyo incondicional y compañía.

A los soldados M. Infante Reyes, C. Longa Navarrete, Dragoniante J. Heredia, quienes fueron mis ayudantes de campo.

Al personal del Parque Zoológico y Recreativo Piscilago, en especial a Jorge Guatibonza y a Diana Sarmiento por su colaboración y supervisión. A don "Jeremy" y don Gabriel, por su generosidad y entretenimiento (el tejo y las águilas).

A los colonos de Mesa baja, dona Carmen/ familia y dona Aurora/Familia, por su bondad, generosidad y aprecio; por los tintitos al medio día y las naranjadas en la tarde.

A todas las demás personas que de alguna u otra manera contribuyeron a que este trabajo se hiciera realidad.

## TABLA DE CONTENIDOS

1. Introducción.....	1
2. Marco Teórico y revisión de Literatura.....	3
2.1 Manejo de Fauna y problemas de Biodiversidad .....	3
2.2 Problemas que atentan contra la conservación de la biodiversidad.....	5
2.3 Mamíferos medianos y grandes en Colombia.....	7
2.4 Cobertura de vegetación como atributo del hábitat para los mamíferos medianos y grandes.....	10
2.5 Rastreo e importancia de indicios (huellas).....	12
2.6 Abundancia relativa e Índices de abundancia relativa.....	16
2.7 Frecuencia de distribución.....	17
2.8 Antecedentes bibliográficos.....	19
3. Formulación del Problema y Justificación.....	21
3.1 Formulación del problema.....	21
3.2 Pregunta de Investigación.....	21
3.3 Justificación de la Investigación.....	22
4. Objetivos.....	22
4.1 Objetivo general.....	22
4.2 Objetivos específicos.....	22
5. Materiales y métodos.....	23
5.1 Área de estudio.....	23
5.1.1 Aspectos climáticos.....	24
5.2 Diseño de la investigación.....	26
5.2.1 Población y muestra.....	26
5.2.2 Variables de estudio.....	27
5.3 Métodos.....	27
5.4 Recolección de la Información.....	29
5.4.1 Identificación y descripción de la vegetación .....	29
5.4.2 Abundancia relativa de las especies de los mamíferos.....	31

5.4.3 Frecuencia de distribución.....	34
5.5 Análisis de la información.....	35
5.5.1 Vegetación.....	35
5.5.2 Abundancia relativa.....	35
5.5.3 Frecuencia de distribución.....	38
6. Resultados.....	39
6.1 Vegetación.....	39
6.2 Abundancia Relativa.....	42
6.2.1 Presencia de especies y sus indicios por cobertura.....	42
6. 2. 2 Índices de abundancia relativa por especies por cobertura.....	43
6.3 Frecuencia de distribución y preferencia por cobertura.....	47
6.3.1 Frecuencia de distribución.....	47
6.3.2 Preferencia por cobertura de vegetación.....	53
7. Discusión de resultados.....	55
7.1 Vegetación.....	55
7.2 Abundancia relativa.....	56
7.3 Frecuencia de distribución.....	64
8. Conclusiones.....	66
9. Recomendaciones.....	67
10. Referencias.....	68

## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Especies reportadas en el Departamento de Cundinamarca, en el rango altitudinal correspondiente al Fuerte Militar de Tolemaida.....	9
<b>Tabla 2.</b> Variación climática anual en el Municipio de Nilo, Cundinamarca.....	26
<b>Tabla 4.</b> Descripción de las 4 coberturas de vegetación seleccionadas con sus respectivas áreas totales y el 10% muestreado, longitud de transectos y numero de trampas instaladas y operables, y su impacto debido a actividades humanas.....	28
<b>Tabla 5.</b> Listado de especies determinadas a través de los indicios encontrados en la totalidad del área muestreada en el Fuerte Militar de Tolemaida.....	42
<b>Tabla 6.</b> Índices de abundancia relativa por especie por cobertura, tanto en trampas como senderos.....	45
<b>Tabla 7.</b> Numero de registros (frecuencias) por especies en cada una de las coberturas tanto en trampas como en senderos. ....	50
<b>Tabla 8.</b> Pruebas de distribución normal (normalidad) de los datos en general.....	51
<b>Tabla 9.</b> Prueba de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) para el total de frecuencias encontradas por tipo de cobertura.....	51
<b>Tabla 10.</b> Prueba de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) para las frecuencias encontradas de la especie <i>Cerdocyon thous</i> .....	52
<b>Tabla 11.</b> Intervalos de Bonferroni para el total de frecuencias de indicios encontradas en la totalidad de coberturas de vegetación.....	53
<b>Tabla 12.</b> Intervalos de Bonferroni para las frecuencias de los indicios encontradas de la especie <i>Cerdocyon thous</i> .....	54

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Delimitación de la zona de estudio, Municipio de Nilo, Departamento de Cundinamarca.....	23
<b>Figura 2.</b> Valores de temperatura promedio mensuales de Enero a Junio de 2004.....	25
<b>Figura 3.</b> Valores de precipitación promedio mensuales de Enero a Junio de 2004.....	25
<b>Figura 4.</b> Ubicación de las trampas a lo largo de transectos/senderos.....	31
<b>Figura 5.</b> Trampa de huella con atrayente colgado entre los extremos de dos palos, hacia el centro de la trampa.....	32
<b>Figura 6.</b> Formato de libreta de campo para el registro de huellas encontradas.....	34
<b>Figura 7.</b> Medidas tomadas de las huellas. ....	35

**ESTUDIO PRELIMINAR DE LA ABUNDANCIA RELATIVA Y FRECUENCIA DE DISTRIBUCIÓN DE LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES, EN DIFERENTES TIPOS DE COBERTURA EN EL BOSQUE SECO TROPICAL, FUERTE MILITAR TOLEMAIDA (NILO- COLOMBIA)**

Lina M. Vivas-Díaz, [lvivas@javeriana.edu.co](mailto:lvivas@javeriana.edu.co)

Germán L. Jiménez Romero, [german.jimenez@javeriana.edu.co](mailto:german.jimenez@javeriana.edu.co)

Carrera de Biología. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C. Colombia.

Cra 7 No 43-82, edificio 53. Laboratorio de Ecología funcional. Tel: (57-1) 3208320 ext: 4158

**RESUMEN**

Se obtuvo la presencia de especies de mamíferos por medio de la técnica de rastreo en trampas de huella y senderos, y se analizó la abundancia relativa, la frecuencia de distribución y el uso de diferentes tipos de cobertura de vegetación por parte de los mamíferos medianos y grandes, en el Fuerte Militar Tolemaida, Municipio de Nilo, Colombia. El área de estudio cuenta con 7000 hectáreas de bosque seco tropical que se encuentra actualmente amenazado por pastoreo extensivo y fragmentación, entre otros. Es una zona de gran importancia para la fauna silvestre debido a que la cobertura es un recurso primordial para los mamíferos. Se seleccionaron 4 tipos de cobertura de vegetación diferentes por medio de fotointerpretación y verificación de puntos de referencia en campo. Se registraron 11 especies de las 24 especies reportadas para el rango altitudinal en el que se encuentra la zona de estudio. De estas 11 especies *Cerdocyon thous* obtuvo la mayoría de registros en cada una de las 4 coberturas de vegetación. La baja detectabilidad de las restantes especies se debe quizás a factores climáticos, al tránsito de otros organismos, personas y vehículos, a la fragmentación del hábitat o a la presión de cacería de algunas especies. Los datos arrojados por este estudio no son suficientes para establecer claramente la preferencia por cobertura de las especies cuyas frecuencias fueron bajas. Mientras que para *Cerdocyon thous* se observó la preferencia por dos tipos de cobertura con mayor grado de fragmentación. No obstante es necesario continuar con este estudio a través del tiempo para poder formular acciones de manejo y conservación de esta zona en particular.

**Palabras clave:** Abundancia relativa, mamíferos, coberturas de vegetación, trampas de huella, senderos, frecuencia de distribución.

**ABSTRACT**

The present study took place at the Military Fort Tolemaida, Colombia, during February to June of 2004. The study area has 7000 hectares of tropical dry forest, approximately, and it is actually threatened by overgrazing and fragmentation, among other factors. It is a very important area to wildlife because its vegetation covering gives shelter and food to many species of medium and large terrestrial mammals. Since this area is restricted it has a potential interest of becoming a Colombian dry forest protected area. By using photography, 4 vegetation coverings were identified in order to determine the areas for sampling. The objective of this paper was to describe the relative abundance of medium and large terrestrial mammals, to give an approximation of the use and preference for a specific type of vegetation covering, and to establish a possible tendency according to the frequency of distribution of tracks in scent stations and transects. In total, 11 species of the 23 species reported for this altitude range were registered. Of these 11 species *Cerdocyon thous* was found in all types of vegetation coverings and it had the most number of recordings. The low detection of the other 10 species was related to weather conditions (rain, wind, relative humidity), and/or traffic of other organisms, people and vehicles. The results from this paper aren't enough to clearly establish a tendency that medium and large mammals have to a specific vegetation covering; however, it is necessary to continue with this type of studies through time, with the aim of formulating actions towards management and conservation of this particular area.

**Key words:** Relative abundance, mammals, vegetation covering, scent stations, transects, frequency of distribution.

## 1. Introducción

Los bosques secos tropicales del mundo presentan la mitad o un tercio del número total de especies que los bosques húmedos y muy húmedos tropicales, pero son dos o más veces ricos en especies que los bosques de zonas templadas. Se caracterizan por tener especies que incluyen árboles y arbustos caducifolios, es decir, que pierden sus hojas durante la época seca, siendo una característica importante debido a la que la fauna silvestre presente en este ecosistema se ajusta también a éstos periodos, presentando un marcado patrón estacional (IAVH 1997).

Estos bosques son fuente y hábitat de diferentes especies de fauna silvestre. Sin embargo, las condiciones climáticas y edáficas del bosque seco tropical son muy favorables para el establecimiento de ganadería y cultivos, circunstancia que ha llevado a la desaparición casi total de los bosques de éstas tierras, de manera que ha afectado a las especies de fauna silvestre que dependen de éste hábitat (Cruz 2002). Aunque estos bosques representan el 42% de su distribución a nivel mundial, son los menos estudiados y solo el 5% se encuentra protegido (WRI 2001).

En la actualidad el bosque seco tropical se constituye en uno de los ecosistemas mas amenazados en el Neotrópico (Janzen 1988). Debido a la fertilidad de sus suelos ha sido punto de desarrollo de poblaciones humanas y objeto de intensa transformación (Janzen 1988; Ceballos 1995). En Colombia el bosque seco tropical es considerado entre los tres ecosistemas mas degradados, fragmentados y menos conocidos y estudiados. Algunos estimativos señalan que de bosques secos a subhúmedos en Colombia solo existe cerca del 1.5% de su cobertura original de 80,000Km<sup>2</sup> (Etter 1993).

Debido a la ausencia de planes de manejo y conservación contra las amenazas que atentan la biodiversidad del bosque seco tropical en Colombia, se hace necesario desarrollar líneas de investigación que logren mitigar la acelerada perdida de hábitat y posible extinción de las poblaciones de fauna silvestre en este ecosistema. El Bosque seco tropical esta desapareciendo y con el información que es importante para la conservación de la biodiversidad del Neotrópico, ya que poco se conoce de los mamíferos que se encuentran en este ecosistema en Colombia (Orjuela & Jiménez 2004). Es por esto que se realizó un estudio en un área extensa de bosque seco

tropical, el Fuerte Militar de Tolemaida, que presenta un gran potencial biológico de mamíferos medianos y grandes, al mostrarse como uno de los pocos remanentes protegidos de la gran matriz fragmentada en el Fuerte Militar de Tolemaida, en el Departamento de Cundinamarca.

El Fuerte Militar de Tolemaida es un área particular con una extensión de 7000 hectáreas aproximadamente de bosque seco tropical, que se encuentra sometida a diferentes actividades; como pastoreo extensivo, uso inadecuado de la tierra por la siembra de cultivos, quema y tala de árboles, procesos de erosión, movimiento y desplazamiento de un gran número de personal militar (FMC-EN 2002). Éstas actividades son amenazas que a largo plazo, podrían contribuir al deterioro del suelo, a la pérdida y fragmentación del hábitat, y por lo tanto, a la disminución y/ o posible desaparición de las poblaciones de fauna silvestre que habitan y dependen de éste ecosistema.

No obstante, mientras los procesos de degradación y sabanización de la vegetación continúen, en la medida en que se siga practicando la ganadería extensiva y un uso indiscriminado del fuego en ésta zona particular, se hace necesario que en las áreas mejor conservadas del Fuerte Militar de Tolemaida, a pesar de éstas actividades, se establezca un plan de manejo y conservación a partir de la información básica de la abundancia y distribución de las poblaciones de fauna silvestre para evitar su total desaparición. Es por esto que se hace importante, quizás a largo plazo, después de hacer las gestiones y estudios pendientes, incluir al Fuerte Militar de Tolemaida como reserva oficial que conserve el bosque seco tropical. Por esta razón, fue fundamental realizar investigaciones acerca de los recursos menos estudiados pero más vulnerables de la zona, como lo son los mamíferos medianos y grandes con el fin de aportar valiosa información sobre la abundancia relativa y patrones de distribución; ya que de esta zona falta información en todos los niveles ecológicos, lo cual hace que aumente su vulnerabilidad, haciendo difícil poner en practica programas de manejo y conservación de recursos naturales.

## **6 Marco Teórico y revisión de Literatura**

### **2.1 Manejo y problemas de Biodiversidad.**

El manejo consiste en acciones concentradas en el campo, encaminadas a conservar y mejorar el hábitat para un conjunto de poblaciones silvestres. Es decir, la conservación o mantenimiento de la condición del hábitat controlando el tipo y la intensidad el uso de la tierra, la carga de pastoreo por especies domésticas o nativas, obras hidráulicas, tala y quema de vegetación. El manejo adecuado de la cobertura pretende minimizar la perturbación del sistema. Por otra parte, el manejo de cobertura pretende generar cambios planificados con miras a conservar y mejorar los hábitats para la fauna (Ojasti 2000).

El mejoramiento de coberturas por medio de obras específicas, puede atenuar los efectos de los factores limitantes o puede restituir su condición deteriorada e incrementar así su capacidad productiva. Es el diseño y la implementación de normas de uso múltiple de la tierra, combinando los intereses del manejo de fauna con las actividades agropecuarias, forestales, recreacionales y la conservación de cuencas (Dourojeanni 1990; citado en Ojasti 2000).

En la etapa actual de desarrollo de América Latina, la primera prioridad en materia de cobertura es indudablemente su conservación, ya que son cada vez más extensas las coberturas abiertas, sucesionales, alteradas y explotadas. El análisis y la evaluación de coberturas no son fines en sí mismos sino que el valor de esta labor se mide de acuerdo a su utilidad para el manejo. El plan de manejo de coberturas abarca la ejecución de las obras para mejorarlas y conservarlas (Ojasti 2000). Por su orientación aplicada, el análisis de la cobertura no puede ni debe abordar toda su complejidad en vastas extensiones, sino que se parcializa por las necesidades más directas de las poblaciones de fauna (Leopold 1933; Trefethen 1964; Giles 1978; citados en Ojasti 2000).

Pero no se trata solamente de conservar coberturas como elemento del hábitat, sino también las poblaciones de fauna que habitan en éstas. La fauna de tales coberturas puede ser oportunista y productiva que suele responder bien al manejo de hábitat (Bolen & Robinson 1995). El manejo para aprovechar y conservar la fauna silvestre debe estar basado en un profundo conocimiento de la ecología en cada lugar, por lo cual es necesario conocer la dinámica poblacional, el uso de cobertura, las interacciones entre especies y sus relaciones con el medio físico (Mandujano & Gallina 1993).

La conservación de las especies de fauna silvestre en peligro dependerá de la eficacia de los planes de manejo para las coberturas naturales que las contienen, lo cual será posible si se cuenta con información confiable sobre los requisitos de espacio, cobertura, salud y nutrición, entre otros. Estos programas tienen como objetivo detectar a tiempo cambios preestablecidos en la abundancia de una población, como para tomar medidas correctivas, de conservación o control dependiendo de la especie y situación (Thompson *et al* 1998; citado en Torres *et al* 2004).

La manera como las condiciones ambientales propias de una región pueden determinar el comportamiento de los individuos o de las poblaciones de una especie en condiciones silvestres, es un aspecto importante, ya que el conocimiento de variables ambientales específicas y su relación con los individuos silvestres es de importancia para desarrollar planes de manejo y conservación de la fauna silvestre libre, aunque los trabajos aporten información detallada y precisa sobre uno o pocos individuos de la población (Ulloa *et al* 1999).

Es probable que las opciones más provechosas del manejo de hábitat se den justamente en tierras alteradas y lo sometidas a usos agropecuarios y forestales. También conviene desarrollar normas para ajustar otros usos de la tierra a las necesidades de la fauna y establecer las relaciones beneficio/costo para las especies prioritarias y para el ecosistema en su conjunto. Tales estudios indicarán la potencialidad del mejoramiento de hábitat en el manejo de la fauna nativa (Ojasti 2000).

Los programas de monitoreo designados para el manejo de poblaciones animales generalmente tienen dos funciones en el proceso de manejo. Uno es el estado del sistema en momentos potenciales de decisión dentro del proceso de manejo. La otra función del monitoreo es ayudar a desarrollar conocimiento sobre la manera en que el sistema podría responder a diferentes alternativas de manejo (Ulloa *et al* 1999).

La base para programas de monitoreo y muchas investigaciones ecológicas sobre poblaciones de mamíferos, es la estimación de abundancia absoluta o relativa, con el objeto de hacer inferencias sobre la variación en el espacio y/o tiempo. La estimación de la abundancia de poblaciones de mamíferos es un componente importante de los programas de monitoreo, para proveer datos para manejo, y de las investigaciones ecológicas, para describir patrones de distribución de mamíferos y explicar los procesos que determinan esas distribuciones (Walker *et al* 2000).

Las investigaciones ecológicas involucran la descripción y/o explicación de patrones de distribución y abundancia de organismos. En estas investigaciones, el objeto de un estudio de abundancia de mamíferos es distinguir si condiciones bióticas y/o abióticas o tratamientos experimentales están relacionados con variaciones en abundancia en diferentes sitios o hábitats a lo largo del tiempo (Ulloa *et al* 1999).

Los estudios descriptivos pueden comparar abundancia en diferentes lugares para evaluar el uso de hábitat de una especie o entre especies, o correlacionar abundancia de mamíferos con variables o condiciones bióticas y/o abióticas, como la presencia o abundancia de otras especies animales o vegetales o condiciones climáticas (Walker *et al* 2000).

## **2.2 Problemas que atentan contra la conservación de la biodiversidad**

En el término de unas pocas décadas, el mundo enfrenta la posibilidad de un espasmo de extinción biológica sin precedentes en el planeta. El crecimiento exponencial de la población humana y el rápido desarrollo económico han impuesto una presión sobre el mundo natural que ha llevado a un número indeterminado de especies a la extinción, o muy cerca de ella. Las perturbaciones y el cambio son parte integral de los sistemas naturales, pero dentro de ciertos rangos de variación en cuanto a variables como intensidad y frecuencia (Kattan & Murcia 1999).

Las causas directas o indirectas de esta crisis son múltiples y tienen sus raíces en complicados procesos sociales y económicos. El remedio de los problemas, por lo tanto, debe tener un enfoque multidisciplinario. Sin embargo, se trata de problemas que ponen en riesgo la supervivencia de especies y ecosistemas, así que las consideraciones biológicas son esenciales para la toma de decisiones en todos los niveles gubernamentales y privados. La única manera de subsanar esta insuficiencia es a través de la investigación científica estricta, que da las bases de conocimiento para entender como funcionan, como se afectan y como se pueden restaurar los ecosistemas naturales (Kattan & Murcia 1999).

En América neotropical, los bosques primarios junto con los recursos y especies de fauna y flora que en ellos se encuentran, disminuyen rápidamente en extensión y cantidad. Frecuentemente, las causas principales de esta declinación o peligro de extinción de las poblaciones de fauna silvestre, se le atribuye al efecto de ciertas actividades humanas; como la fragmentación, actividades agrícolas, cacería extensiva, sobreexplotación de recursos, uso inadecuado de la tierra, y la introducción de especies exóticas (Jiménez 2003). No obstante, no está claro como están respondiendo las especies de fauna silvestre a la pérdida indiscriminada de su hábitat y a la disminución de recursos naturales (Torres *et al* 2004).

En Colombia, una de las grandes amenazas para la diversidad biológica es la fragmentación de bosques, que consiste en la deforestación parcial de un área, de manera que lo que era una gran extensión de bosque continuo, queda convertida en un sistema de relictos o parches de bosque, inmersos en una matriz de hábitats antropogénicos, tales como potreros o cultivos (Kattan & Murcia 1999). Por lo tanto, el reemplazo de grandes áreas de bosque nativo por otros ecosistemas que dejan parches aislados, reducen la cobertura del área total del bosque y causan la extinción de muchas especies (Orjuela & Jiménez 2004). Diferentes usos de la tierra pueden fragmentar aún más el mosaico natural, generar estadios sucesionales o borrar a la fuerza parte de la variación espacial de grandes áreas. La heterogeneidad espacial es al mismo tiempo real y relativo. Así mismo, al evaluar los atributos de un área concebida como una sumatoria de parches puede ser difícil apreciar los efectos de los factores

ambientales específicos que determinan la distribución y abundancia de la fauna (Ojasti 2000). Por eso el conocimiento de la vida silvestre puede depender de esfuerzos puntuales desarrollados en zonas específicas, (Ulloa *et al* 1999).

Adicionalmente, los tipos e intensidad del uso de la tierra, pasado y presente, inciden profundamente sobre el hábitat de la fauna nativa. Casi todos los hábitats de fauna silvestre presentan una variada mezcla de parches y gradientes. Esta heterogeneidad puede considerarse como resultado de la sobre posición de la variación espacial del relieve, suelos, microclimas y cobertura vegetal, como componente adicional del hábitat.

La investigación científica es indispensable para consolidar una base de conocimiento sobre el funcionamiento de los sistemas biológicos a todas las escalas. Así mismo, es importante saber cuales son los procesos demográficos mas importantes en el sostenimiento de poblaciones de distintos tipos de organismos, principalmente aquellos vulnerables o amenazados (Kattan & Murcia 1999), como lo son los mamíferos medianos y grandes.

### **2.3 Mamíferos medianos y grandes en Colombia.**

Solo recientemente el hombre se ha interesado en el estudio y conservación de los mamíferos silvestres. El interés que ha mostrado tal vez ha guardado proporción con la importancia del grupo, pero al menos ya existe y afortunadamente parece que aumenta cada día. Pero, si el estudio de los mamíferos silvestres en libertad nunca ha sido una tarea fácil, pues sus poblaciones son cada vez mas reducidas y están frecuentemente presionadas por la caza sin control y la destrucción de su hábitat (Aranda 2000).

El estudio de mamíferos en Colombia ha sido bastante ocasional y relativamente reciente, tanto a nivel local, regional y nacional. Hace más de un siglo la gran diversidad del País atrajo a un gran número de colectores de Europa y Norteamérica, que hicieron publicaciones de algunas listas y estudios sobre mamíferos (Bangs 1905; Valdivieso 1964; Alberico 1981, 1983; Cadena *et al* 1990; Muñoz 1993; Uribe & Ortiz 1993; Gómez-Laverde 1994; Cabrera & Molano 1995; citados en Alberico *et al* 2000). Además, se ha considerado que los mamíferos son un grupo vulnerable y de gran importancia como indicador del estado de conservación de un área en particular (Walker *et al* 2000).

El conocimiento sobre los aspectos claves de la biología de este grupo permite establecer pautas para su investigación, como lo son sus hábitos alimenticios, actividad, tamaño y geografía de su rango de hogar (el área en la cual un animal pasa la mayor parte de su vida), sociabilidad, entre otros. Esto contribuye al hecho de que la diversificación de los mamíferos ha abierto líneas de investigación con énfasis hacia el estudio de las interacciones que hace este grupo con sus diferentes hábitats alrededor del mundo, ya que no existe duda en que los mamíferos cumplen una función muy importante en moldear ecosistemas, tanto regionales como globales (Walker *et al* 2000).

Con aproximadamente 471 especies de mamíferos, Colombia es uno de los países mas diversos de la región Neotropical, pero a la vez estas especies enfrentan serias amenazas que podrían causar daños irreparables en un futuro cercano. Este número aproximado de especies se encuentra representado por 15 órdenes, 46 familias y 200 géneros (Alberico & Rojas-Díaz 2002).

Esta gran diversidad se refleja no solo en las categorías taxonómicas superiores (órdenes y familias), sino también en el número de especies por grupo. No obstante, esta diversidad presenta una baja correspondencia con las áreas de alto endemismo, teniendo en cuenta que el endemismo en Colombia es relativamente bajo a nivel de especies y casi nulo a niveles superiores de la jerarquía taxonómica (Alberico & Rojas-Díaz 2002).

Según Alberico *et al* (2000) y de acuerdo al inventario de la CAR, para el Departamento de Cundinamarca en el rango altitudinal de 0-500m dentro del cual se encuentra el Fuerte Militar de Tolemada, se reportan 24 especies de mamíferos medianos y grandes, de los cuales el orden Carnívora tiene un mayor número de representantes. Son en total 7 ordenes, 12 familias y 24 especies (**Tabla 1**).

Sin embargo, la información acerca de estas especies en esta zona es muy escasa y por lo tanto se hace necesario hacer estimaciones que permitan conocer la abundancia relativa, frecuencia de distribución y uso que hacen las especies sobre el hábitat en general.

**Tabla 1.** Especies reportadas en el Departamento de Cundinamarca, en el rango altitudinal correspondiente al Fuerte Militar de Tolemaida.

Fuente: Alberico *et al* 2000.

<b>ORDEN</b>	<b>FAMILIA</b>	<b>ESPECIE</b>	
Marsupialia	Didelphidae	<i>Caluromys lanatus</i> (Olfers, 1818). <i>Didelphis marsupiales</i> (Linnaeus, 1758). <i>Micoeureus regina</i> (Thomas, 1898). <i>Monodelphis adusta</i> (Thomas, 1897).	
Phyllophaga	Bradipodidae	<i>Choloepus didacrylus</i> (Linnaeus, 1758). <i>Choloepus hoffmani</i> (Peters, 1858).	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758).	
Vermilingua	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860).	
Artiodactila	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmerman, 1780). <i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777).	
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758).	
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842).	
	Agoutidae	<i>Agouti paca</i> (Linnaeus, 1766).	
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1776)	
	Procyonidae	<i>Photos flavus</i> (Schreber, 1774). <i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766). <i>Procyon cancrivorous</i> (F. G. Cuvier 1798).	
		Mustelidae	<i>Conepatus semistriatus</i> (Bodetaert, 1784) <i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758). <i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776). <i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818).
			Felidae

## **2.4 Cobertura de vegetación como atributo del hábitat para los mamíferos medianos y grandes.**

El hábitat es el lugar o tipo de ambiente donde vive un organismo, población o especie, que incluye recursos específicos y condicionales, como la supervivencia, el bienestar y la productividad del organismo que dependen de la disponibilidad de los recursos presentes en el hábitat. También hábitat como concepto se refiere a la descripción de un lugar específico que contiene un tipo de cobertura de vegetación particular. La cobertura de vegetación como tal es un factor muy importante dentro de la definición de hábitat, sin embargo, se debe incluir otros factores abióticos como el alimento, el agua, temperatura, precipitación, topografía y factores bióticos como la presencia de especies animales (e.g presencia/ausencia de presas y depredadores, competidores, entre otros), que son variables del hábitat mas relevantes para la especie en un ciclo anual (Morrison 1992; citado en Krausman 1999). El concepto de hábitat es una piedra angular para el manejo de la vida silvestre. Al considerar una población de fauna silvestre es necesario tener presente el hábitat específico para la especie al igual que la influencia humana en su dinámica. Dentro de un hábitat se presentan una serie de componentes que determinan la presencia de las especies; siendo importantes las cobertura vegetal, la disponibilidad de alimento y la presencia de cuerpos de agua (Litvaitis *et al* 1994; Bolen & Robinson 1995; Jiménez 2001).

La cobertura, como componente del hábitat, se define usualmente como la parte de la superficie terrestre cubierta por la proyección vertical de las plantas (Gysel & Lyon 1980; citado en Ojasti 2000). En el manejo de la fauna silvestre y su hábitat, la cobertura se conceptúa ante todo como un factor del hábitat que alberga a los animales y los resguarda de extremos climáticos y depredadores, incluyendo al hombre. Los mamíferos silvestres se encuentran generalmente en áreas boscosas, formadas por asociaciones vegetales de árboles silvestres o plantados de una misma especie; o diversos matorrales, arbustos, hierbas o bejucos.

El efecto atenuante de la cobertura sobre el microclima es importante para la fauna silvestre; en el Neotrópico esta evita la radiación, calor o desecamiento excesivos (Ojasti 2000). La cobertura que brinda la vegetación a la fauna depende de su fisonomía en los planos horizontal (densidad poblacional, porcentaje de cobertura, área basal o biomasa) y vertical (estratificación, altura y obstrucción visual). Algunos animales requieren estructuras específicas para sus funciones vitales. La cobertura puede presentar drásticos cambios estacionales y ser limitante por escasez o exceso en periodos de sequía, inundación o reproducción (Ojasti 2000).

La cobertura es tridimensional con uno o más estratos verticales que se analizan usualmente por separado. Por eso la tarea inicial suele ser la definición de los estratos. A menudo el estrato herbáceo (gramíneas y otras plantas bajas no leñosas), el arbustivo y uno o mas estratos arbóreos son discretos, pero a veces resulta forzado ajustar múltiples formas de vida en el trópico en este esquema. Es por esto que se necesita de criterios adicionales, tales como la altura o el diámetro, pueden reforzar la separación de los estratos. Se clasifican así como árboles las plantas leñosas de 4.5m o más de altura (Gysel & Lyon 1980; citado en Ojasti 2000) o 10cm o más de diámetro a la altura del pecho, 140cm, (Huber 1986; Gentry 1988; citado en Ojasti 2000), pero no existe una altura fija para separar los estratos herbáceo y arbustivo (Ojasti 2000).

Las especies y sus poblaciones locales de fauna silvestre se han adaptado a determinados tipos de hábitats en el transcurso de su historia evolutiva. La más adaptable puede ocupar varios tipos de hábitat (generalistas), mientras que otras se restringen a un solo tipo de hábitat (especialistas), pero todas exigen o prefieren aquellos que cumplan con una serie de requerimientos básicos, propios de cada especie. En consecuencia, el estudio de las relaciones de hábitat radica, ante todo, en la ilustración del grado de ajuste entre los que los hábitats ofrecen y lo que los organismos requieren (Ojasti 2000).

Gracias a la tipificación, es posible diferenciar áreas a partir de material cartográfico y además obtener información sobre la oferta del hábitat respecto a los requerimientos básicos (Bolen & Robinson 1995). El análisis de hábitat, o sea la descripción objetiva de los tipos de cobertura de vegetación presentes y sus patrones espaciales responde y sugiere cuan adecuado es la cobertura para la fauna local y cual es su vocación natural

para el manejo de fauna y cuales son sus especies prioritarias (Ojasti 2000). Consecuentemente, la cuantificación de la disponibilidad de recursos usualmente consiste en una medida a priori o a posteriori de la abundancia de recursos que son utilizados por un animal dentro de un tipo de cobertura específica, en vez de su verdadera disponibilidad. Por lo tanto, el uso de cobertura es la manera en que un animal hace uso de los recursos físicos y biológicos disponibles; puede ser usada para forrajeo, refugio, nidación, entre otros aspectos de la historia de vida de un organismo. Estas categorías pueden existir en la misma cobertura aunque no necesariamente (Litvaitis *et al* 1994).

Como consecuencia de la fragmentación y pérdida de hábitat, la dinámica de los procesos ecológicos y las interacciones entre las especies de mamíferos se pueden ver afectadas. Cuando se reduce el área total de hábitat disponible para los mamíferos, se afecta la disponibilidad de recursos, se limitan los procesos de migración de las especies y aquellas especies que dependen de la vegetación y son de baja densidad poblacional pueden llegar a extinguirse (Saunders *et al* 1991). Además, los mamíferos son de gran importancia para el mantenimiento de las condiciones del hábitat y los ecosistemas, ya que conservan la dinámica y flujo de energía de los mismos mediante funciones vitales y ecológicas como el control de pequeños vertebrados, la dispersión y depredación de semillas, folivoría y frugivoría, entre otros. (Emmons 1997).

## **2.5 Rastreo e importancia de indicios (huellas)**

Rastro es un vestigio, señal o indicio que dejan los mamíferos durante sus actividades, además de toda señal, reliquia o vestigio que queda de estos. Esto incluye huellas, excretas, senderos, madrigueras, sitios de descanso, marcas en las plantas, señales de alimentación, restos orgánicos, voces y sonidos, olores y otras mas. Las huellas o pisadas son las impresiones de las manos y patas de los mamíferos en el terreno donde caminan (Navarro & Muñoz 2000). Naturalmente, muchas especies de mamíferos son de actividad nocturna o crepuscular, pero aun las especies diurnas tienen suficientes razones para evitar al hombre y gracias a sus sentidos, generalmente mejor desarrollados pueden detectar con mayor anticipación al encuentro y huir o esconderse, si así lo desean. Bajo estas condiciones la ancestral ciencia y arte de la identificación e

interpretación de los rastros tiene un nuevo valor para todos aquellos interesados en el estudio de los mamíferos silvestres (Aranda 2000).

El uso de rastros en algunos casos es la única aproximación posible para el estudio de ciertos mamíferos silvestres (Aranda 1981; Wemmer *et al* 1996). Esta técnica ha sido aprovechada en varios trabajos con mamíferos medianos y grandes en Colombia (Rodríguez *et al* 1986; Rodríguez 1991; Acosta *et al* 1996; Núñez 1996; citados en Palomino), y en otras partes del Neotrópico para el estudio de difícil observación, y para complementar inventarios (Woodman *et al* 1991; citado en Sánchez *et al* 2004). Esta técnica podría ser aprovechada para complementar la información sobre la ecología de aquellas especies que poco se conoce. El uso de rastros es una técnica económica y puede ser aplicada por personas familiarizadas con los rastros de los mamíferos, como lo son las personas que habitan las áreas rurales.

Rastrear es un valioso método para aprender los hábitos de los animales porque es prácticamente equivalente a observar a un animal por un largo periodo de tiempo bajo condiciones naturales; los rastros son un lenguaje de signos el cual solo necesita una cierta interpretación para ser comprendido (Murie 1936; citado en Aranda 2000). Cuando se aprende a leer los signos del paso de los animales es como si se pudieran observar (Rabinowitz 1986; citado por Aranda 2000). Rastrear no es solo identificar un rastro, es solo el primer paso para seguir con lo más importante, la interpretación. La clave para una correcta identificación e interpretación es el conocimiento de la biología de los animales; pero a la vez una correcta identificación e interpretación puede proporcionar nuevos conocimientos (Aranda 2000).

En principio el método de rastrear como una forma de aprender de los mamíferos silvestres se puede aplicar a los animales terrestres y particularmente a las especies de mamíferos medianos y grandes. Desde luego que los pequeños mamíferos como ratas, ratones y musarañas también dejan rastros y muchas veces estos rastros son identificables, pero algunos de los cuales son difícil de diferenciar visualmente y mucho mas sus rastros (Navarro & Muñoz 2000). La adaptación a diversos ambientes y a muy diferentes formas de vida a dado lugar a una amplia variación en la forma de las extremidades. La especialización hacia la carrera y el salto ha aparecido en forma independiente en varios grupos de mamíferos (Wemmer *et al* 1996).

La adaptación a diversas formas de vida trajo también modificaciones en los tipos generales de extremidades en los que se refiere al apoyo; además de los cambios en el tamaño de los huesos, también hay variación en el tamaño y número de dedos. Se debe conocer para cada especie, el número de dedos en manos y patas, así como si alguno está reducido en tamaño (Wemmer *et al* 1996).

Esto es muy importante porque el número de dedos en manos y patas al igual que las medidas del largo y ancho de las huellas, pueden ser muy importantes para la identificación. Además que aquellas especies en las que algún dedo está reducido en tamaño, aparecerán más o menos dedos en sus huellas dependiendo del tipo de terreno, de la marcha o de ambos factores (Aranda 2000).

Muchos mamíferos presentan en la parte ventral de manos y patas más almohadillas o cojinetes de fricción. Estos cojinetes son adaptaciones importantes de los animales a su particular modo de vida, de manera que su forma y todas las modificaciones que existen entre las especies deben conocerse bien si se desea realizar una identificación correcta de huellas (Navarro & Muñoz 2000).

Las huellas de un mismo individuo pueden variar por las condiciones del terreno en que este haya pisado. Aun conservando el mismo patrón de marcha, las huellas pueden aparecer de menor o mayor tamaño, con los dedos más o menos abiertos, con las garras menos o más marcadas (en el caso de los canidos). Es muy importante siempre tener presente la influencia del terreno para una correcta identificación y eventualmente para saber si todas las huellas corresponden al mismo individuo (Navarro & Muñoz 2000).

El uso de huellas es un método que supone la evidencia de la presencia de una especie, sus huellas en este caso, estarán ausentes en coberturas donde la especie está ausente, pero su frecuencia será diferente de cero y aumentará en la medida que el tamaño poblacional sea mayor, o en la medida en que utilice más una determinada cobertura. Esto último requiere que la frecuencia de las huellas se correlacione en forma lineal y monótona con la abundancia absoluta de la población, supuesto que tiene soporte empírico (Conroy & Nichols 1996).

La importancia de los indicios radica en que sirven para generar información sobre (Aranda 2000; Wemmer *et al* 2000):

- 1- Presencia de una especie, ya que cualquier rastro que pueda ser plenamente identificado hasta nivel específico será una evidencia confiable de la presencia de una especie, en un lugar determinado. Dato que es muy importante cuando la captura de las especies no se puede llevar a cabo.
- 2- Hábitos alimenticios, mediante los cuales se pretende conocer los lugares y momentos en los que obtienen sus alimentos. Es importante considerar el tipo de muestras que se van a analizar así como el tamaño de muestra para tener resultados significativos, la prioridad de colecta, así como el equipo necesario para su procesamiento y análisis.
- 3- Estimaciones de abundancia, cuando se compara el número de especies que habita en un área con respecto a otra.
- 4- Estudios de atributos poblacionales, cuando es posible relacionar los indicios con grupos de edad o sexo.
- 5- Uso de hábitat, partiendo del uso ponderado de indicios, es posible determinar si una especie utiliza los diferentes hábitats de una región en relación a su disponibilidad, o si alguno de estos son utilizados más o menos que lo esperado.
- 6- Estudios de comportamiento, ya que por medio de los indicios se pueden hacer inferencias sobre algunos aspectos de conducta de los organismos.

Los senderos son los sitios por donde suelen desplazarse los mamíferos. Pueden ser muy evidentes o apenas notarse, pero comúnmente los animales transitan por senderos establecidos. Puede suceder que los senderos sean utilizados por varias especies y también hay animales que utilizan los caminos hechos por el hombre (Aranda 2000).

## 2.6 Abundancia relativa e Índices de abundancia relativa

La abundancia (de manera muy general), es el número de individuos por unidad de área (Bolen & Robinson 1995; Ojasti 2000; Stiling 2002). Este atributo poblacional es variable en el tiempo y el espacio y es de singular importancia en el manejo de fauna silvestre. En el manejo práctico su estimación es una herramienta útil porque indica el estado poblacional en un momento dado, permite comparar con otras poblaciones y revela variaciones en el tiempo o de la dinámica poblacional.

La abundancia relativa se emplea como criterio de evaluación de la calidad del hábitat (Jiménez 2003), permite asignar cuotas de cosecha o temporadas de caza y es invaluable en el seguimiento en planes de manejo. También contribuye a posibles efectos de la abundancia sobre los procesos poblacionales y el hábitat, así como las relaciones de capacidad de carga (Ojasti 2000).

Abundancia se refiere al número de organismos de una población. Se puede hablar de abundancia absoluta, cuando se dice, que en un área específica hay un determinado número de organismos. También se puede hablar de abundancia relativa cuando en un área específica *a* hay mas organismos que en un área específica *b*. Es decir que se hace una comparación entre áreas con respecto al estimado de abundancia obtenido por medio de métodos indirectos (Aranda 2000). La abundancia se expresa en términos absolutos, es decir el tamaño poblacional ( $N$ = número de individuos en una población), densidad poblacional ( $D$ = número de individuos por unidad de área), o por medio de índices de abundancia relativa ( $AR$ = número de animales o rastros detectados por unidad de esfuerzo). Los índices de abundancia relativa son propicios para especies de gran tamaño, que presentan amplios rangos de movilidad y bajo potencial de captura (Rumiz *et al* 1998).

Un índice de abundancia relativa señala el número promedio de individuos identificados por sus indicios o rastros (huellas, heces, comederos, entre otros), por unidad de esfuerzo de muestreo. Este índice no presupone que todos los individuos en la unidad de muestreo sean detectados pero considera que todos los individuos tienen la misma posibilidad de ser detectados (Carrillo *et al* 2000). Existen dos tipos de índices de abundancia relativa; directo e indirecto. El índice directo se fundamenta en la detección

visual o auditiva directa de animales por unidad de esfuerzo, bien sea distancia recorrida, tiempo o esfuerzo de captura; mientras que la premisa básica del índice de abundancia indirecto es que la cantidad de rastros de una especie en el campo es una evidencia de la presencia de la misma (Chinchilla 1994; Litvaitis *et al* 1994; Bolen & Robinson 1995; Conroy & Nichols 1996; Wemmer *et al* 1996).

La cantidad de rastros de una especie en un área, en un momento dado depende del balance entre la tasa de incremento de los rastros (proporcional al número de animales presentes, su actividad y el tipo de sustrato), y la de su desaparición (Smallwood & Fitzhugh 1993; Conroy & Nichols 1996; Simonetti & Huareco 1999; Carrillo *et al* 2000; Walker *et al* 2000). Por lo tanto, los índices de abundancia relativa constituyen el primer eslabón en la cuantificación de la abundancia. Esto no implica que sean exploraciones preliminares de escasa utilidad, por el contrario, las decisiones de manejo y conservación se podrían fundamentar en los resultados arrojados por los índices de abundancia relativa. Los índices indirectos se presentan para cuantificar la abundancia relativa cuando la observación directa o el trampeo son menos eficientes (Conroy & Nichols 1996).

## **2.7 Frecuencia de distribución**

La distribución de los organismos esta en función de la búsqueda que cada especie dentro de una cobertura hace en los recursos que se encuentran directa o independientemente relacionados con las necesidades que el organismo requiere para reproducirse, sobrevivir y persistir; y del uso indiscriminado de unos recursos sobre otros. Esto se ve reflejado sobre la preferencia por cobertura, que se puede observar cuando los animales pasan la mayoría de tiempo en coberturas que no son tan abundantes dentro del paisaje (Krausman 1999). Además, la accesibilidad y frecuencia de los componentes físicos y biológicos de la cobertura en que un animal se encuentra esta directamente relacionada con la abundancia de los recursos, es decir, independiente de la presencia de diferentes organismos (Wiens 1984; citado en Krausman 1999).

Todos los recursos necesarios para la supervivencia y reproducción de una especie son específicos, entendiendo que un recurso es un rubro requerido y utilizado por los organismos, que puede variar en calidad y cantidad, escasear y aun agotarse (Ojasti 2000). No todas las especies tienen los mismos requerimientos para garantizar su permanencia en un hábitat. Con el conocimiento de los requerimientos de tipo de cobertura para cada especie, es posible que se pueda tomar decisiones acertadas sobre como las alteraciones del paisaje ya sea por causas naturales o antrópicas, pueden influir en las poblaciones y comunidades dentro de un ecosistema. La presencia del organismo en una cobertura dada sugiere que ésta satisface sus requerimientos básicos y forma parte de su hábitat efectivo. Si el organismo no se encuentra en una cobertura, tal sitio puede formar parte de su hábitat potencial (Krausman 1999).

Cada cobertura se caracteriza por una combinación específica de múltiples factores fisicoquímicos y abióticos que ejercen un efecto conjunto, variable en el tiempo y el espacio, de manera que la cobertura se interpreta simultáneamente por varios factores que lo constituyen (Ojasti 2000). Un determinado factor de la cobertura puede ser limitante en un momento dado (Leopold 1933; citado en Ojasti 2000).

El conocimiento de la fauna de una cobertura suele limitarse a la información bibliográfica, encuestas y muestreos preliminares en campo. Además de un inventario cualitativo es importante una estimación tentativa de la abundancia relativa de las especies clave para el manejo en la unidad. Es importante asociar, cuanto antes, la lista de fauna con los tipos de vegetación o de hábitats presentes. La ubicación de los asentamientos humanos en la unidad de manejo y áreas aledañas, el número de habitantes, sus actividades económicas y posibles implicaciones de diversos habitantes locales en los planes de manejo. La calidad de cobertura para una especie, su valor para la fauna en su conjunto y condición actual, en relación al estado deseable ofrecen así criterios oportunos para el diseño y manejo de hábitats, la evaluación y mitigación de los impactos ambientales y de restauración (Bolen & Robinson 1995).

## 2.8 Antecedentes bibliográficos

En las últimas décadas se ha llevado a cabo diferentes estudios que involucran conteos indirectos por medio de indicios, empleando técnicas como el rastreo a lo largo de senderos y la utilización de trampas de huellas con atrayentes olfativos. Por lo tanto, muchos investigadores han trabajado la posibilidad de estimar la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en varios países de Latinoamérica como México, Bolivia, Argentina, Costa Rica y Colombia entre otros, en Norteamérica como Estados Unidos y Canadá, y en algunos países de África y Europa, tanto en zonas protegidas como sometidas a fragmentación.

Con respecto a las trampas de huellas asociadas a estaciones olfativas fueron empleadas principalmente con mamíferos de zonas templadas para detectar su presencia en un área, estimar sus movimientos, analizar su uso de hábitat y obtener índices de abundancia relativa entre otros (Roughton & Sweeney 1982; Emmons 1987; Abramski *et al* 1990; Smith *et al* 1994; Wemmer *et al* 1996; Drennan *et al* 1998; Sargeant *et al* 1998; citados en Sánchez *et al* 2004).

El uso de trampas de huella se ha aplicado en coyotes (Linhart & Knowlton 1975; citado en Aranda 2000), oso negro (Lindzey *et al* 1977; citado en Aranda 2000), gato montes, mapache, zorro gris, zarigüeyas (Conner *et al* 1983; citado en Aranda 2000), y posiblemente en otros mamíferos silvestres.

Murie (1936; citado en Aranda 2000) trabajó con zorros rojos siguiendo sus rastros en terrenos nevado en Estados Unidos. Bothma & Le riche (1984; citado por Aranda 2000) siguieron huellas de leopardos en la arena del desierto en África. Emmons *et al* (1989; citado en Aranda 2000) realizó un estudio con huellas de ocelote en Perú.

Nachman (1993; citado en Sánchez *et al* 1994), en un bosque húmedo de Nicaragua (Reserva Indio-Maíz) registró con esta técnica 13 especies de mamíferos terrestres, y obtuvo estimaciones de las tendencias poblacionales de estas especies en diferentes estaciones climáticas de muestreo.

Naranjo (1994; citado en Aranda 2000) trabajo con tapir utilizando transectos en un bosque húmedo tropical de Costa Rica. Wilkie & Finn (1990; citado en Aranda 2000) utilizaron parcelas para el registro de huellas de mamíferos en un bosque de África. Chinchilla (1994) estimó la abundancia relativa de felinos en ambientes tropicales, utilizó además del censo de huellas la técnica de atracción olfativa.

Rumiz y colaboradores (1998) realizaron un estudio donde midieron la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba-Bolivia), en el cual identificaron indicios (huellas, heces, marcas y signos de alimentación). Para complementar la información obtenida por los indicios, se realizaron encuestas a pobladores que conocían la fauna local.

Simonetti & Huareco (1999), en la reserva de la Biosfera-estación biológica del Beni, Bolivia, obtuvieron una guía gráfica de huellas para 13 especies de mamíferos.

Carrillo y colaboradores (2000), llevaron a cabo un estudio en el que compararon la abundancia relativa de mamíferos medianos en el Parque Nacional Corcovado y la Reserva Forestal Golfo Dulce de Costa Rica.

Algunos investigadores usaron medidas básicas de las huellas obtenidas por el método de rastreo y trampas de huella, de tapires andinos en Colombia (Lizcano & Cavalier 2000; citado en Miller 2001) y de rinocerontes en Zimbabwe (Jewell *et al* 2001; citado en Miller 2001). Estas medidas han sido utilizadas además para definir patrones de movimiento en estos animales. También se han realizado trazos gráficos de huellas (Panwar 1979; citado en Miller 2001) y toma de medidas manuales fueron utilizadas para tigres en India (Das & Sanyal 1995; citado en Miller 2001).

Smallwood & Fitzhugh (1993) pudieron identificar pumas con medidas de sus huellas. El estudio fue continuado por Grigione *et al* (1999; citado en Miller 2001). Adicionalmente, Smallwood & Fitzhugh (1993) propusieron un método cuantitativo para diferentes individuos de puma. Midieron ocho variables de huellas de nueve individuos diferentes y las sometieron a un análisis de grupos múltiples, y así discriminaron al 100% de los individuos con las huellas de las patas izquierdas. Este es un método que habrá que dedicarle esfuerzo y trabajo porque si se logran métodos prácticos para distinguir individuos por sus rastros las posibilidades de estudio en el campo aumentarían y mejorarían notablemente (Aranda 2000).

## **7 Formulación del Problema y Justificación**

### **3.2 Formulación del problema**

La deforestación amenaza cada vez más la conservación del bosque seco tropical que aunque representa el 42% del área ocupada por los bosques tropicales y subtropicales del mundo, es el menos estudiado y sólo 5% se encuentra protegido (WRI 2001). En Colombia, el Fuerte Militar de Tolemaida es un área extensa de 7000 hectáreas de bosque seco tropical que se encuentra sometida a diferentes actividades antropogénicas. Estas actividades son causa de la pérdida y fragmentación del hábitat principalmente, además del deterioro del suelo, y por tanto, la disminución y hasta la posible desaparición de las poblaciones de fauna silvestre que dependen de éste bosque seco tropical. A pesar de ser una zona restringida de ingreso a civiles, la deforestación en el Fuerte Militar ha sido uno de los factores principales que ha contribuido a la disminución de zonas continuas de bosque seco tropical, debido a que el suelo y la vegetación favorecen el establecimiento de ganadería y cultivos.

Adicionalmente y dentro de este tipo de bosque, es importante para la conservación de la fauna silvestre conocer e identificar las especies presentes en el y así mismo conocer su abundancia relativa y frecuencia de distribución en relación con las coberturas que han sido transformadas por causa de la fragmentación. Estos atributos poblacionales permiten conocer la tendencia que tiene una población de fauna a través del tiempo y del espacio como elemento fundamental para hacer propuestas de manejo y conservación. Se sabe además que para ésta zona no existe información sobre ninguno de éstos atributos poblacionales ni existen inventarios de especies de mamíferos medianos y grandes específicos.

### **4.2 Pregunta de Investigación**

¿Cómo los diferentes tipos de cobertura, que han sido transformados por la fragmentación, inciden en la presencia, abundancia relativa y frecuencia de distribución de los mamíferos en el Bosque Seco Tropical del Fuerte Militar de Tolemaida?

### **4.3 Justificación de la Investigación**

La importancia del Fuerte Militar radica en que esta es un área que presenta zonas protegidas de bosque seco tropical, en las cuales es posible conservar la biodiversidad de la región y servir como área de establecimiento para diferentes especies de mamíferos medianos y grandes. Es importante para la conservación de la fauna silvestre hacer propuestas de manejo y conservación a través del conocimiento y la identificación de las especies presentes en las coberturas, y así conocer su abundancia relativa y distribución en relación con su hábitat. Estos atributos poblacionales permiten conocer la tendencia que tiene una población de fauna a través del tiempo y el espacio. Por esta razón es fundamental realizar investigaciones acerca de los recursos menos estudiados pero más vulnerables de la zona, como lo son los mamíferos medianos y grandes con el fin de aportar valiosa información sobre la abundancia relativa y patrones de distribución, con respecto a la cobertura vegetal disponible.

## **5 Objetivos**

### **5.1 Objetivo general**

Identificar y describir la abundancia relativa y la frecuencia de distribución de los mamíferos de acuerdo a las condiciones de los diferentes tipos de cobertura transformados por la fragmentación, en el bosque seco tropical del Fuerte Militar de Tolemaida, Municipio de Nilo-Cundinamarca.

### **5.2 Objetivos específicos**

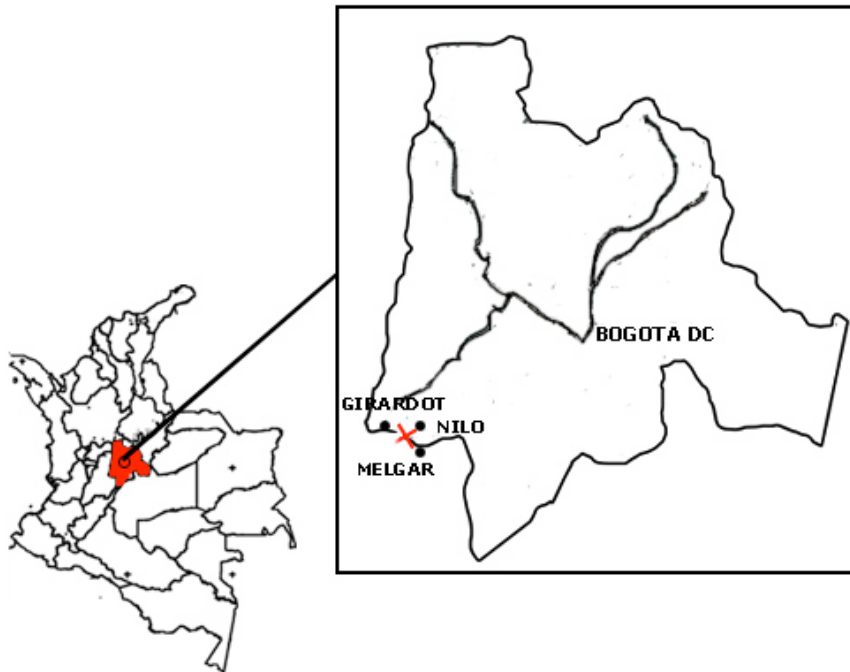
- Identificar y describir los diferentes tipos de cobertura transformados por la fragmentación en el Fuerte Militar de Tolemaida, Municipio de Nilo - Cundinamarca.
- Comparar la abundancia relativa de cada una de las especies de mamíferos en todos los tipos de cobertura presentes en el bosque seco tropical del Fuerte Militar de Tolemaida, Municipio de Nilo-Cundinamarca.
- Comparar la frecuencia de distribución de los indicios dejados por los mamíferos medianos y grandes en el área, y evaluar el uso de los diferentes tipos de cobertura, en el bosque seco tropical del Fuerte Militar de Tolemaida, Municipio de Nilo-Cundinamarca.

## 6 Materiales y métodos

### 7.1 Área de estudio

El Fuerte Militar Tolemaida se encuentra ubicado en el Departamento de Cundinamarca (**Figura 1**) en el kilómetro 102 de la carretera que de Bogotá conduce a Girardot. La finca Tolemaida donde se encuentra el Fuerte Militar, cuenta con un área de 5,816 hectáreas dentro del Municipio de Nilo; dentro de esa extensión de terreno, se encuentra la finca Primavera mientras que la finca Jamaica que tiene una extensión de 1,136 hectáreas se encuentra ubicada fuera de la finca Tolemaida, cercana al casco urbano del Municipio, para un total de 6,952 hectáreas de propiedad del Ejército (FMC-EN 2002).

La Guarnición Militar de Tolemaida posee dos áreas que se encuentran ubicados los batallones CENAE (Centro Nacional de Entrenamiento) y BAMAI (Batallón de Mantenimiento de Ingenieros).



**Figura 1.** Delimitación de la zona de estudio, Municipio de Nilo, Departamento de Cundinamarca.

De las 7000 hectáreas de extensión del Fuerte Militar Tolemaida solamente 150 hectáreas de remanentes de bosque seco tropical estuvieron disponibles para realizar este estudio. Debido al esfuerzo de muestreo de las 150 hectáreas se delimitó un área de 61 hectáreas en las cuales se identificaron 4 tipos de cobertura diferentes:

Cobertura 1= Pastizal (2.5 Hectáreas)

Cobertura 2= Rastrojo (43 Hectáreas)

Cobertura 3= Arbustos asociados a carretera (7.5 Hectáreas)

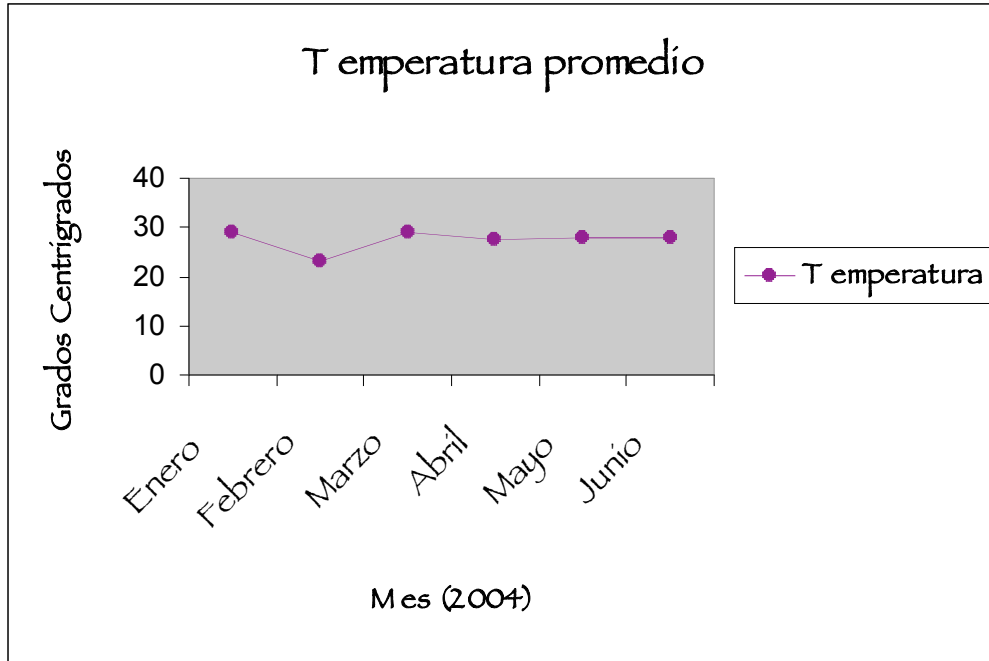
Cobertura 4= Arbustal (8 Hectáreas)

Para cada una de las coberturas solamente se realizó el muestreo en la décima parte del área total de cada cobertura; es decir que para la cobertura 1 solamente se hizo el muestreo en 2.5Km<sup>2</sup> de las 2.5 hectáreas; para la cobertura 2 se muestrearon 43Km<sup>2</sup> de las 43 hectáreas; para la cobertura 3 se muestrearon 7.5Km<sup>2</sup> y finalmente para la cobertura 4 se hizo el muestreo en 8Km<sup>2</sup> de las 8 hectáreas.

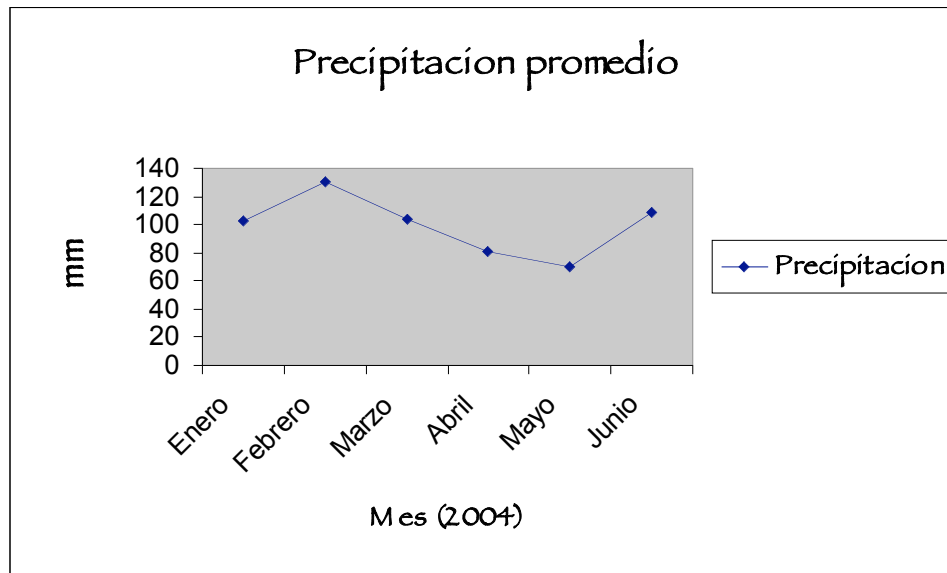
### **7.1.1 Aspectos climáticos**

El Fuerte Militar Tolemaida, posee aspectos climáticos similares a los del Municipio de Nilo. Es así que este se encuentra en alturas inferiores a los 600 metros sobre el nivel del mar, con temperaturas superiores a los 24 grados centígrados (**Figura 2**), presentando un piso térmico cálido con una vegetación dominante de bosque seco tropical.

Su promedio de lluvia oscila entre los 60 y 140 milímetros (**Figura 3**) y pertenece a la provincia húmeda semiárida (Estación meteorológica Parque Zoológico Piscilago 2004). Igualmente, las épocas de abundante y escasa precipitación se encuentran demarcadas en este Municipio (**Tabla 2**).



**Figura 2.** Valores de temperatura mensuales de Enero a Junio de 2004.  
Fuente: Estación meteorológica Parque Zoológico Piscilago.



**Figura 3.** Valores de precipitación mensual de Enero a Junio de 2004.  
Fuente: Estación meteorológica Parque Zoológico Piscilago.

**Tabla 2.** Variación climática anual en el Municipio de Nilo, Cundinamarca. Fuente: Coneo & Amaya 2002.

<b>MES</b>	<b>DESCRIPCION</b>
<b>Enero – Marzo</b>	Sequía con lluvias aisladas, cielo despejado, humedad relativa baja y temperatura elevada.
<b>Marzo- Junio</b>	Lluvias aisladas.
<b>Junio – Septiembre</b>	Da comienzo al segundo periodo seco siendo Agosto el mes mas seco del año.
<b>Septiembre – Octubre</b>	Segundo periodo lluvioso con picos máximos en el mes de Octubre.
<b>Octubre - Diciembre</b>	Periodo seco.

## **7.2 Diseño de la investigación**

En el presente estudio el factor de diseño fue el tipo de cobertura que presentó cuatro niveles. Las variables respuesta correspondieron a la proporción huellas encontradas en las trampas de huellas por transecto/sendero en cada tipo de cobertura. Las unidades de muestreo correspondieron al grupo de trampas de huella con diferentes atrayentes, repartidas a lo largo de transectos/senderos (Linhart & Knowlton 1975; citado en Travaini *et al* 2003). Se consideraron los transectos/senderos y trampas de huella para el análisis, teniendo en cuenta los sitios de muestreo. Todas las comparaciones se hicieron por especie contra ella misma en los cuatro tipos de cobertura y se utilizó un  $\alpha = 0,05$  (Pacheco *et al* 2003).

### **7.2.1 Población y muestra**

Para la presente investigación, la población de estudio estuvo representada por las especies de mamíferos medianos y grandes encontradas en el Fuerte Militar de Tolemaida. La muestra fue representada por los indicios (huellas) pertenecientes a las especies de mamíferos que se encontraron dentro de las trampas de huella y los transectos establecidos en cada tipo de cobertura según su extensión.

### **7.2.2 Variables de estudio**

Para el presente estudio se utilizaron tres variables diferentes; la primera fue los tipos de cobertura presentes en el Fuerte Militar de Tolemaida (variable independiente); Esta variable se delimito de acuerdo a la extensión en hectáreas de cada una de las coberturas. La segunda variable fue la abundancia relativa de las especies de mamíferos medianos y grandes (variable dependiente); Esta variable se traduce en el numero de registros obtenidos de las huellas dejadas por los mamíferos en las trampas y senderos y se calcula a través del índice de abundancia relativa (IAR), cuyo rango va de 0 a 1. Finalmente, la tercera variable (igualmente dependiente) fue la frecuencia de distribución de los indicios de las especies de mamíferos medianos y grandes; Esta variable se calcula como porcentaje de frecuencia de aparición de los indicios como evidencia de la presencia de una especie, y su rango va de 0% a 100%.

### **7.3 Métodos**

Se hizo un muestreo de indicios (huellas) durante los meses de mayo y junio de 2004, en el que se recorrió un total de 61 hectáreas de las 150 hectareas disponibles de bosque seco tropical del Fuerte Militar de Tolemaida. Se identificaron 4 tipos diferentes de cobertura vegetal de acuerdo a verificación en campo de los puntos de referencia arrojados por la fotointerpretación de la zona de estudio. La fotointerpretación se hizo sobre una fotografía aérea utilizando una lupa para diferenciar diferentes tipos de cobertura de acuerdo a características observables a simple vista (color, tono y textura). Se establecieron puntos de referencia que permitieron la verificación de estos en campo. En realidad no se tiene un fotomapa formal como tal sino que en una lamina de acetato de marcaron puntos importantes para la identificación visual y la verificación en campo de los tipos de coberturas y su extensión presentes en el área de estudio.

Se levantaron parcelas para muestreo de vegetación en cada tipo de cobertura vegetal para hacer una identificación y descripción de las especies de los tres estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo) de cada lugar. Adicionalmente, se instalaron y muestrearon 1.9 kilómetros de transectos/senderos y 84 trampas de huella en total, con un esfuerzo de muestreo de 342 horas/ persona.

Al realizar el muestreo en la décima parte del área total de cada una de las coberturas se calculo la longitud del sendero o transecto y la cantidad de trampas de huella con atrayentes odoríferos necesarias para el muestreo. Se utilizaron diferentes atrayentes como pollo, tocino, banano, papaya, avena y huevos de codorniz que fueron distribuidos de forma alternada en las trampas a lo largo del transecto. No todas las trampas fueron operables, es decir que no en todas las trampas se obtuvieron registros de huellas durante el tiempo de muestreo (**Tabla 4**).

**Tabla 4.** Descripción de las 4 coberturas de vegetación seleccionadas con sus respectivas áreas totales y el 10% muestreado, longitud de transectos y número de trampas instaladas y operables, y su impacto debido a actividades humanas.

<b>Tipo de Cobertura</b>	<b>Área (Hectáreas)</b>	<b>Trampas de huella</b>	<b>Actividades generadas como impacto humano en el Fuerte Militar de Tolemaida</b>
Pastizal	Total = 2.5 Ha 10% = 2.5 Km <sup>2</sup>	6 trampas (TOTALES) 6 trampas (OPERABLES)	Paso frecuente de personal militar y colonos. Paso ocasional de especies exóticas .
Rastrojo	Total = 43 Ha 10% = 43 Km <sup>2</sup>	42 trampas (TOTALES) 30 trampas (OPERABLES)	Paso ocasional de personal militar y en algunos sectores ocurre el desplazamiento de especies exóticas.
Arbustos asociados a carretera	Total= 7.5 Ha 10%= 7.5 Km <sup>2</sup>	18 Trampas (TOTALES) 17 trampas (OPERABLES)	Zona de continua instrucción militar, paso de camiones, helicópteros y aviones. Tala y paso de maquinaria pesada por construcción de nuevos lugares de instrucción.
Arbustal	Total= 8Ha 10% = 8 Km <sup>2</sup>	18 Trampas (TOTALES) 17 trampas (OPERABLES)	Paso muy frecuente de personal militar, camiones, helicópteros y aviones.

## 7.4 Recolección de la Información

### 7.4.1 Identificación y descripción de la vegetación

Las coberturas de vegetación fueron preseleccionadas e identificadas por medio de fotografías aéreas, obtenidas con la autorización del Ejército Nacional de Colombia, en el Instituto Agustín Codazzi (C-2556/042). Por cuestiones de seguridad no pueden ser reveladas como evidencia. La interpretación visual de la fotografía aérea empezó con la detección de estructuras parecidas por su tono, color, textura, forma y tamaño (Paine 1975; citado en Ojasti 2000), que permitió identificar una parte de las líneas y parches observados. No se hizo un fotomapa formal como tal sino que se utilizó una sola fotografía, una lamina de acetato y una lupa para este procedimiento. Para confirmar la identidad de todas las estructuras se recurrió a la verificación en campo, es decir, se ubicaron y examinaron en el campo las unidades cartográficas definidas en la fotografía.

Se delimitaron 5 coberturas de vegetación a través de este método pero al hacer la verificación en el campo se descartó una de ellas (pastizal bajo), debido a que en ella habitaban animales domésticos, ganado vacuno y algunas aves que impedían la eficacia del diseño experimental para obtener datos de abundancia relativa.

Una vez establecida la equivalencia entre los tipos de hábitat y su apariencia en la fotografía aérea, se estuvo en condiciones de delimitar los parches de hábitat. Algunos límites de la unidad no fueron distinguibles en las fotografías aéreas, y por eso se trazaron linderos apoyándose en los puntos de referencia, de los planos de la propiedad y otra documentación confiable (Ojasti 2000).

*Muestreo por parcelas.* El método básico para la evaluación de la vegetación fue el muestreo por parcelas. Las parcelas fueron cuadradas y su tamaño fue proporcional a la altura y densidad de las plantas del estrato. Para muestrear árboles se emplearon parcelas en el orden de los 10m x 10m, para arbustos parcelas medianas (5m x 5m), y para el estrato herbáceo áreas menores de 1m x1m (Ojasti 2000).

*Cobertura (Fracción o porcentaje)*. Para el estrato herbáceo, lo más sencillo fue estimar visualmente la fracción de la superficie cubierta por diferentes especies (o el estrato de su conjunto) en cada parcela. La cobertura de estratos leñosos fue la sumatoria de la proyección horizontal de sus copas dividido entre el tamaño de la parcela. Para estimar la proyección de la copa se midió su diámetro horizontal mayor ( $d1$ ) y menor ( $d2$ ), y se calculó en el área cubierta:

$$AC = d1 * d2 * 0,785$$

(Gysel & Lyon 1980; citado Ojasti 2000)

*Área basal*. Este criterio de corte forestal se aplicó ante todo para el estrato arbóreo. Se midió el diámetro o la circunferencia del fuste a la altura del pecho (DAP) y se calculó el área del círculo respectivo.

*Altura y perfil*. La altura de los árboles se estimó usando como escala un clinómetro, con el se midió el ángulo  $\alpha$  al punto más alto de la copa desde una distancia horizontal conocida  $d$  y luego se sumó la altura desde el piso hasta el ojo de la persona que hizo la medición y así se calculó la altura:

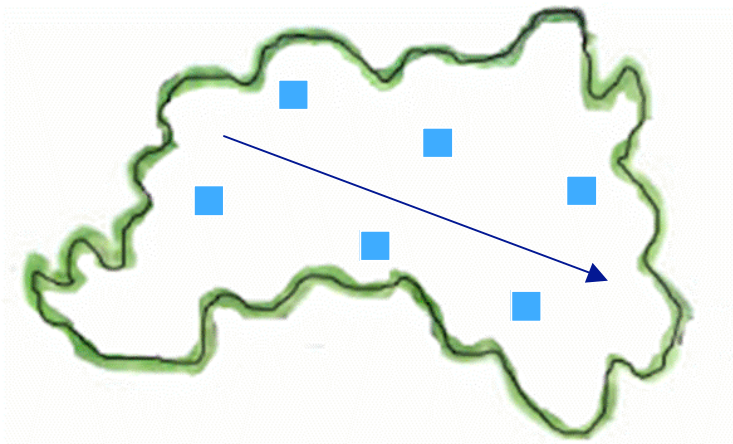
$$A = (d \tan \alpha) + h$$

(Ojasti 2000)

Se hicieron levantamientos de cada uno de los morfotipos encontrados en las parcelas montadas en cada cobertura. Posteriormente, cada muestra fue prensada y preservada para su identificación en el Laboratorio de Botánica de la Pontificia Universidad Javeriana. La base de datos obtenida se tabuló con sus respectivos valores.

#### 5.4.2 Abundancia relativa de las especies de los mamíferos

El rastreo de indicios (huellas) se llevó a cabo en senderos para cada tipo de cobertura. Se consideraron los senderos como elemento adicional del hábitat (Orjuela & Jiménez 2004). Cuando no se encontraron senderos ya establecidos, se procedió a la apertura de transectos / senderos nuevos. Los avistamientos de huellas y las observaciones, de las especies de fauna, fueron relacionados con la cobertura dominante para recopilar información de abundancia relativa por tipo de cobertura (Jiménez 2001; Orjuela & Jiménez 2004). En cada cobertura vegetal (áreas) se colocaron trampas de huellas que consistieron en un área de 1m x 1m de suelo desnudo, suelto y alisado para permitir que se imprimieran las pisadas de animales que pasen sobre esta área. Las trampas de huellas midieron 1m cuadrado y se dispusieron en transectos/senderos, separadas 50m entre si y 10m perpendiculares a este y en números variables (**Figura 4**), dependiendo del tamaño del área o fragmento de bosque y topografía (Dirzo & Miranda 1991; citado en Simonetti & Huareco 1999).



**Figura 4.** Ubicación de las trampas a lo largo de transectos/senderos.

Se prepararon las superficies de la siguiente forma; primero se retiró material vegetal y rocas, después se dejó suelto el terreno con un azadón y por último se dejó la superficie lo más plana posible, con tierra tamizada para facilitar la impresión de las huellas. (Aranda 2000).

En cada parcela se dejó un atrayente (banano, papaya, pollo, tocino, huevo de codorniz) colgado de una rama o entre los extremos de dos palos, orientado hacia el centro de la rama (**Figura 5**). Las estaciones se prepararon al atardecer y se revisaron al amanecer del día siguiente. Finalmente, las huellas encontradas se identificaron con apoyo bibliográfico (Aranda 2000; Navarro & Muñoz 2000).



**Figura 5.** Trampa de huella con atrayente colgado entre los extremos de dos palos, hacia el centro de la trampa, en la cobertura 4 = Arbustal .

Para lograr la representatividad de las muestras, se realizó una serie de repeticiones del transecto/sendero, recorriendo el mismo durante varios días y se amplió el esfuerzo de muestreo al preparar las trampas de huella (Mandujano & Gallina 1995).

*Conteo de huellas.* La tarde anterior a la del muestreo se prepararon los transectos/senderos y trampas limpiándolos de hojarasca y ablandando el suelo (Daniel & Frels 1971; citado en Mandujano & Gallina 1993). En cada recorrido se registró el número de grupos de huellas en una misma dirección y no huellas individuales, borrando posteriormente toda impresión para evitar dobles conteos. En caso de haber encontrado mas de una huella en el transecto/senderos, y si las medidas de dos o mas huellas eran similares o variaban en <0.5mm solamente, se registraron como una sola observación (Naranjo 1995; Naranjo & Cruz 1998; citado en Torres *et al* 2004). Al encontrar un mismo grupo de huellas similares en un transecto, sendero o trampa se considero como un solo registro, ya que el hecho de encontrar un grupo de huellas perteneciente a una misma especie y posiblemente a un individuo es una evidencia de la presencia de esa especie en ese lugar y para efectos del calculo del índice de abundancia relativa, es importante tener en cuenta los registros mas no el numero de huellas totales encontradas (Conroy & Nichols 1996; Aranda (2000); Novaro *et al* 2000 y Carrillo *et al* 2000).

Las formas más comunes de coleccionar huellas incluyeron la fotografía, las laminas de acetato (Smallwood & Fitzhugh 1993) y la elaboracion de moldes de yeso. Los detalles de las huellas se hicieron evidentes en los moldes de yeso y las laminas de acetato. Además, los moldes permitieron medir con más precisión las huellas, compararlas y/o hacer duplicados. Lo necesario para elaborar los moldes fue yeso, agua, un recipiente y una cuchara para batir la mezcla. El mejor yeso fue el yeso odontológico (Aranda 2000).

Una vez elegida la o las huellas para moldear, fue aconsejable hacer una marca alrededor aproximadamente hasta donde se deseaba llegase el molde. Se vertió una cantidad adecuada de yeso en el recipiente y se añadió agua, poco a poco, hasta conseguir una consistencia sin grumos ni burbujas y se vertió sobre la huella tratando de no pasar la marca que se hizo. El molde de yeso estuvo listo cuando estuvo tibio al tacto, o al tallarlo con un dedo este no se manchó. Una vez bien seco el molde se lavó

bajo un chorro de agua y se limpió con un cepillo de cerdas suaves (Wemmer *et al* 1996; Aranda 2000; Carrillo *et al* 2000).

*Dibujo de huellas.* Fue un procedimiento de baja tecnología y consistió en hacer un trazado o dibujo de la huella en campo. Este método fue sumamente económico si se compara con la fotografía; pero ninguno de los dos métodos fue libre de sesgo, ya que la fotografía y el dibujo están sujetos a la efectividad de captar los detalles que permitan una correcta identificación de las huellas (Miller 2001). Se hizo el dibujo con un marcador indeleble sobre una lámina de acetato que esta sobrepuesta en una lamina de *plexiglass* (Panwar 1979; citado en Miller 2001; Smallwood & Fitzhugh 1993).

Posteriormente, se registraron algunos datos importantes sobre las huellas colectadas en la libreta de campo (**Figura 6**); datos como fecha y hora, lugar y número de registros, medidas de las huellas, tipo de cebo. La base de datos obtenida se tabuló con sus respectivos valores.

Codigo: LMV___ Fecha: _____	Latitud:_____ Longitud:_____
Hora: _____ Altitud: _____	Acetato _____ Molde de yeso _____
No de indicios: _____	Especie: _____
Medidas: LT _____ AT _____	Cebo: _____
Transecto: _____	Distancia sobre transecto (m): _____
Tipo de suelo: _____	Observaciones: _____

**Figura 6.** Formato de libreta de campo para el registro de huellas encontradas.

#### 5.4.3 Frecuencia de distribución

Los datos obtenidos de las coberturas permitieron relacionar los índices de abundancia relativa y las frecuencias de indicios de mamíferos obtenidos en cada tipo de cobertura, contribuyendo así a deducir las coberturas que los mamíferos muestreados frecuentaron la mayor parte del tiempo (Chinchilla 1994; Carrillo *et al* 2000; Jiménez 2001).

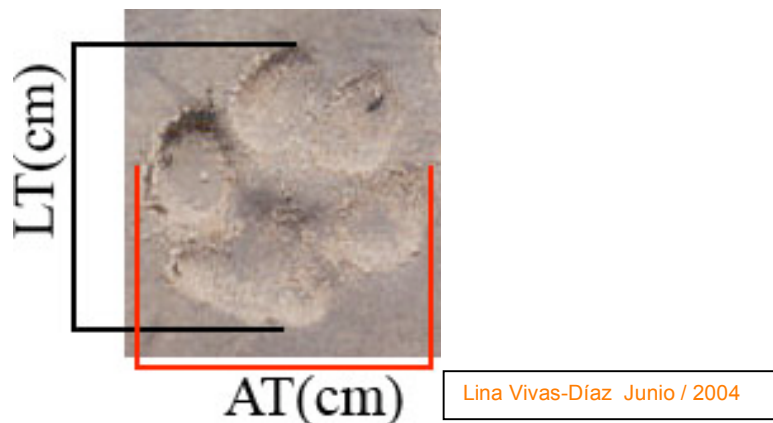
## 7.5 Análisis de la información

### 5.5.1 Vegetación

El análisis de la vegetación se hizo a partir del porcentaje de dominancia de estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo) por cada cobertura de vegetación. Igualmente se hizo un listado de las familias más abundantes en cada tipo de cobertura (Rangel *et al* 1997).

### 5.5.2 Abundancia relativa

Las huellas recolectadas en campo fueron identificadas mediante manuales de identificación (Aranda 2000; Navarro & Muñoz 2000) y la colección de huellas de referencia en el Museo de Historia Natural de la Pontificia Universidad Javeriana. Para la identificación de huellas a nivel de especie se tuvieron en cuenta las formas y las medidas de largo y ancho total (**Figura 7**).



**Figura 7.** Medidas tomadas de las huellas.

LT = Longitud Total; AT= Ancho Total.

Se realizó la estimación de índices de abundancia relativa con factor de corrección para cada uno de los tipos de cobertura de vegetación (Litvaitis *et al* 1994) tanto para senderos/transectos y trampas. El índice se basó en el número de especies identificadas por medio de indicios por sendero/transecto o número de trampas, lo que implicó una cuantificación simultánea de ambas variables. Para el análisis de los indicios encontrados en los senderos, el índice de abundancia relativa (IAR) utilizado fue propuesto por Aranda (2000) y Carrillo *et al* (2000).

$$\text{IAR (senderos/transectos)} = \frac{\text{Número de indicios}}{\text{Unidad de esfuerzo (por cobertura)}} \times 100$$

Fue importante tener presente que el índice de abundancia relativa reflejó cambios o tendencias poblacionales, mas no dio información del actual tamaño de las poblaciones. El índice es una medida (conteo indirecto de signos) que esta relacionada con la abundancia animal en términos de su presencia o ausencia (Caughley 1977; citado en Walker *et al* 2000).

Se estimaron específicamente los índices de abundancia relativa (IAR) para los senderos/transectos y trampas de huella independientemente (Carrillo *et al* 2000; Ojasti 2000; Walker *et al* 2000). Donde el número de indicios se refiere al número de registros de huellas encontradas en los senderos/transectos; la unidad de esfuerzo se refiere a la longitud (Km.) de cada transecto/sendero por cobertura (**Tabla 4**).

Cuando se encontraron huellas iguales a lo largo del sendero/transecto se tomaron como un solo dato para evitar la sobreestimación de la abundancia relativa. Los valores obtenidos para este índice se debieron encontrar entre un rango de 0 a 1 y facilitar su representación grafica (Conroy & Nichols 1996).

Para el análisis de los indicios encontrados en las trampas de huella, el índice de abundancia utilizado fue propuesto por Conroy & Nichols (1996); Aranda (2000); Novaro *et al* 2000 y Carrillo *et al* (2000).

$$\text{IAR (trampas de huella)} = \frac{\text{Número de indicios}}{\text{Número de trampas operables (por cobertura)}} \times 1000$$

Estos índices fueron calculados para cada una de las especies encontradas por cobertura. En el caso en que en una misma trampa de huella se encontraran varias huellas iguales estas se tomaron en cuenta como un solo registro (Conroy & Nichols 1996).

Este índice se calculó según el número de trampas operables por noche de revisión. Una estación operable fue aquella que se mantuvo en condiciones de registrar las huellas de quien las visitaba durante el periodo que fue de su instalación a la siguiente revisión y acondicionamiento; pudo tomarse inoperable por causa del viento, la lluvia o algún otro factor que deterioro demasiado la capa fina de tierra que poseía (Travaini *et al* 2003).

Las comparaciones de abundancia relativa fueron hechas dentro de especies contra ellas mismas en las diferentes coberturas, debido a que la detectabilidad de las huellas de las diferentes especies podría variar (Wemmer *et al* 1996; Carrillo *et al* 2000).

### 5.5.3 Frecuencia de distribución de Indicios

Partiendo del uso ponderado de rastros fue posible determinar si una especie utilizaba las diferentes coberturas del Fuerte Militar Tolemaida en relación a su disponibilidad o si algunos de ellos fueron utilizados más o menos de lo esperado (Aranda 2000).

La intensidad de utilización o preferencia por un cierto tipo de hábitats o recursos se estimó comparando la oferta (superficie o fracción de cada tipo de hábitat) y la utilización (número o fracción de los registros por tipo de hábitat) mediante la prueba de Chi cuadrado, sustentada en la hipótesis nula que la utilización de cada unidad es proporcional a su extensión (Neu *et al* 1974; Byers & Steinhorst 1984; citados en Ojasti 2000). Si la prueba revelaba un valor de Chi cuadrado significativo, se aceptaba la hipótesis alterna, es decir que algunas especies se concentraban en ciertos tipos de cobertura mas que en otros (Aranda 2000; Ojasti 2000). La importancia de esta prueba radica en que se pudo determinar si alguna especie que estuviera presente en todas las coberturas tenia o no preferencia por alguna cobertura mas que otra. La prueba en si revela si hay o no preferencia hacia algun tipo de cobertura pero no revela exactamente hacia cual de todas. Para determinar específicamente hacia cual tipo de cobertura existe preferencia es necesaria la prueba de intervalos de Bonferroni.

Por lo tanto, para evaluar la frecuencia de distribución de indicios en cada una de las coberturas de vegetación se aplicó la prueba de Chi cuadrado o Bondad de ajuste, aplicando la siguiente ecuación (Painter 1999):

$$X^2 = \sum \frac{(O - E)^2}{E}$$

Donde **O** correspondió al número de observaciones (indicios) que se obtuvieron en cada tipo de cobertura; **E** correspondió a los datos esperados que para este caso se calcularon dividiendo el número de kilometros. recorridos en cada tipo de cobertura, por el total de kilometros. recorridos en todas las coberturas y multiplicado por el total de observaciones obtenidas en todas las coberturas de vegetación. Para este caso se trabajo con 3 grados de libertad que corresponden al número total de coberturas de vegetación estudiadas menos 1 (Painter 1999).

Para la aplicación de la prueba se tuvieron presentes las siguientes hipótesis estadísticas:

- **Hipótesis nula (Ho)**= No existe diferencia entre las frecuencias observadas y esperadas por lo tanto, las frecuencias observadas se ajustan a una distribución normal.
- **Hipótesis alterna (Ha)**= Existe diferencia entre las frecuencias observadas y esperadas por lo tanto, las frecuencias observadas no se ajustan a una distribución normal.

Teniendo en cuenta que la prueba de Chi cuadrado no es específica para observar la preferencia de hábitat por parte de las especies hacia una cobertura en especial, se estimaron los intervalos de Bonferroni (Aranda 2000; Torres *et al* 2004) para determinar si existía preferencia por algún tipo de cobertura o no, aplicando la siguiente formula:

$$P_i - Z_{\alpha} / 2k \sqrt{P_i (1-P_i) / n} \leq P_i \leq P_i + Z_{\alpha} / 2k \sqrt{P_i (1-P_i) / n}$$

El cálculo se realizó para cada cobertura estudiada, donde **P<sub>i</sub>** correspondió a la proporción real de uso que se obtuvo a partir del número de indicios observados en cada tipo de cobertura. El valor de **Z<sub>α</sub> / 2k** se obtuvo en una tabla de proporción de la curva normal (de una cola) y el valor **Z** estuvo denominado por **α**, comúnmente 0.05, dividido entre **2k**, donde **k** correspondió al número de coberturas estudiadas, en este caso cuatro (Painter 1999).

A partir de esta prueba se comparó el uso esperado y observado de las especies de mamíferos con relación a un tipo de cobertura determinado. La regla de decisión es que cuando la proporción esperada de uso no cae dentro del intervalo, existe un 95% de probabilidad de que el uso esperado y el uso observado difieran significativamente y que existe una tendencia hacia la preferencia de un tipo de cobertura en particular (Painter 1999).

## 6. Resultados

### 6.1 Vegetación

Para todas las coberturas (pastizal, rastrojo, arbustos asociados a carretera y arbustal), se determinaron los morfotipos solamente hasta el nivel taxonómico de familia. En algunos casos la determinación de los morfotipos no fue posible.

En la cobertura 1 denominada Pastizal, se identificaron los tres estratos arbóreo (14%), arbustivo (72%), y herbáceo (14%). El terreno fue totalmente plano y expuesto a luz solar y en esta cobertura se presentaron árboles aislados con un DAP pequeño y altura máxima de 31,8m. También se encontraron arbustos ampliamente distribuidos y se mostró denso en algunas zonas. En el arbustal se encontraron varias huellas de mamíferos y algunas aves, tanto en los senderos como en las trampas de huella, quizás por la oferta de minerales presentes en los suelos.

Las familias encontradas en el pastizal fueron: *Euphorbiaceae* (43%), *Fabaceae* (2.8%), *Gesneriaceae* (2.8%), *Poaceae* (2.8%), *Dilleniaceae* (2.8%), *Solanaceae* (5.2%), *Melastomataceae* (2.8%) y *Mimosaceae* (2.8%); algunos morfotipos no se pudieron determinar (35%).

La cobertura 2 denominada Rastrojo tiene límites con el Parque Recreativo y Zoológico Piscilago y la cobertura de pastizal. Es una cobertura con vegetación extendida y gran cantidad de lianas que restringe el paso de personas y animales. Se presentaron algunas zonas con fragmentos abiertos donde algunos árboles habían caído y a su alrededor se evidenció la presencia de nuevas plántulas emergentes. A pesar de no presentar una estratificación bien definida se encontró que es una cobertura que presenta bastantes árboles (46.53%) y arbustos (43.75%), con respecto a la cantidad de herbáceas (9.72%). El estrato arbóreo ocupó una gran cantidad de la cobertura, siendo continuo el dosel (en su gran mayoría), presentando una altura máxima de 36,30m y gran área basal. Adicionalmente, debido a la continuidad del dosel la cantidad de luz solar que penetra en este bosque es poca y esto incide en que nuevas plántulas emerjan.

Se identificaron las siguientes familias: *Rutaceae* (38.88%), *Rubiaceae* (0.69%), *Acanthaceae* (1.39%), *Moraceae* (3.47%), *Rosaceae* (3.47%), *Dilleniaceae* (0.69%), *Fabaceae* (6.94%), *Urticaceae* (0.69%), *Moraceae* (3.47%), *Cactaceae* (0.69%), *Euphorbiaceae* (2.08%), *Melastomataceae* (0.69%), *Gesneriaceae* (0.69%), *Palmae* (2.77%), y *Solanaceae* (4.86%); algunos morfotipos no fueron determinados (31.96%).

La cobertura 3 denominada arbustos asociados a carretera presento gran cantidad de arbustos al lado y lado de la carretera destapada que dividía esta cobertura. Cuando se hizo el levantamiento de las parcelas de vegetación se obtuvieron los siguientes resultados: Estrato arbóreo (31.37%), arbustivo (60.78%) y herbáceo (7.85%). Se encontraron las familias: *Cecropiaceae* (17.65%), *Moraceae* (7.84%), *Rubiaceae* (1.96%), *Rutaceae* (9.80%), *Melastomataceae* (19.61%), *Euphorbiaceae* (25.49%) y *Poaceae* (3.92%). No se pudieron determinar algunos morfotipos (13.73%). Cuando se inició el proceso de instalación de trampas, en esta cobertura hubo una tala masiva de cobertura vegetal (especialmente arbustos y árboles), debido a la construcción de nuevos puntos de entrenamiento, lo cual convirtió esta cobertura en un lugar con menos arbustos y más herbáceas (Pastizal).

Finalmente, en la cobertura 4 denominada Arbustal se encontraron bastantes árboles pero a diferencia de los árboles del rastrojo, estos se encontraron aislados unos de otros sin presentar un dosel cerrado como tal. Se evidenció la presencia de arbustos y plántulas emergentes a lo largo de los fragmentos de bosque, que poco a poco fueron ocupando más área alrededor de los árboles. Se identificó el estrato arbóreo (61.54%), arbustivo (15.38%) y herbáceo (23.08%). Además se encontraron las familias *Rutaceae* (13.46%), *Euphorbiaceae* (1.92%), *Acanthaceae* (7.69%), *Poaceae* (5.78%), *Mimosaceae* (1.92%), *Fabaceae* (1.92%), *Cecropiaceae* (1.92%), *Smilacaceae* (1.92%), *Solanaceae* (1.92%) y no fue posible identificar algunos morfotipos (61.54%).

## 6.2 Abundancia Relativa

### 6.2.1 Presencia de especies y sus indicios por cobertura

Se obtuvieron indicios de 11 especies diferentes de mamíferos medianos y grandes. De estas especies 10 fueron silvestres y una doméstica (**Tabla 5**), en la totalidad del área muestreada.

**Tabla 5.** Listado de especies determinadas a través de los indicios encontrados en la totalidad del área muestreada en el Fuerte Militar de Tolemaida.

Fuente: Alberico *et al* 2000 para Órdenes, Familias y Especies.  
Navarro & Muñoz 2000 para Nombre común.

Orden	Familia	Especie	Nombre común
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus 1758)	Saino
Carnivora	Felidae	<i>Herpailurus yagouarondi</i> (Lacepede, 1809)	Gato pardo
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelote
Carnivora	Procyonidae	<i>Photos flavus</i> (Schreber, 1774)	Perro de monte
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Zorro perruno
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Venado colorado
Artiodactyla	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Venado cola blanca
Carnivora	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i> (F.G Cuvier 1798)	Mapache
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Armadillo
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842)	Ñeque
* Carnivora	*Canidae	* <i>Canis familiares</i> (Linnaeus 1758)	*Perro domestico

\* Especie domestica

La cantidad de especies encontradas en cada una de las coberturas fue similar, teniendo en cuenta el número de registros por especie diferente encontrados tanto en trampas de huella como en senderos. En la cobertura denominada pastizal se identificaron indicios de 8 especies diferentes; *Canis familiaris* (2 registros en trampa y 1 en sendero), *Cerdocyon thous* (9 registros en trampa y 2 en sendero), *Herpailurus yagouarondi* (11 registros en trampa), *Leopardus pardalis* (1 registro en trampa), *Pecari tajacu* (1 registro en trampa), *Photis flavus* (1 registro en trampa), *Odocoileus virginianus* (1 registro en trampa), *Mazama americana* (1 registro en trampa).

En la cobertura denominada rastrojo se identificaron indicios de 9 especies diferentes; *Canis familiaris* (3 registros en trampa y 1 registro en sendero), *Cerdocyon thous* (31 registros en trampa), *Dasyprocta punctata* (1 registro en trampa), *Herpailurus yagouarondi* (8 registros en trampas y 1 registro en sendero), *Leopardus pardalis* (2 registros en trampa), *Odocoileus virginianus* (2 registros en trampa), *Pecari tajacu* (1 registro en trampa), *Photis flavus* (2 registros en trampa), *Mazama americana* (2 registros en sendero), *Odocoileus virginianus* (2 registros en sendero).

En la cobertura denominada arbustos asociados a carretera se identificaron indicios de 9 especies diferentes; *Canis familiaris* (2 registros en trampa y 4 registros en senderos), *Cerdocyon thous* (34 registros en trampa y 14 registros en sendero), *Dasyprocta punctata* (2 registros en trampa), *Dasypus novemcinctus* (1 registro en trampa), *Herpailurus yagouarondi* (11 registros en trampa y 5 en sendero), *Leopardus pardalis* (2 registros en trampa y 2 en sendero), *Procyon cancrivorus* (1 registro en trampa y 1 en sendero), *Pecari tajacu* (1 registro en sendero), *Mazama americana* (1 registro en sendero).

En la cobertura denominada arbustal se identificaron indicios de 7 especies diferentes; *Canis familiaris* (4 registros en trampa), *Cerdocyon thous* (30 registros en trampa y 1 registro en sendero), *Herpailurus yagouarondi* (9 registros en trampa), *Leopardus pardalis* (2 registros en trampa), *Mazama americana* (1 registro en trampa), *Pecari tajacu* (1 registro en trampa), *Procyon cancrivorus* (1 registro en trampa).

En todas las coberturas se encontraron registros de especies tanto en trampas como en senderos. Con respecto a los registros encontrados en las trampas de huella, la cantidad de especies identificadas fue similar (7 especies) en las coberturas denominadas arbustal y arbustos asociados a carretera; mientras que en la cobertura denominada pastizal se encontraron 6 especies y en la cobertura denominada rastrojo se encontraron 8 especies en total.

En los senderos, se identificaron 7 especies en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera, seguidos de la cobertura denominada rastrojo con 4 especies identificadas, luego la cobertura denominada pastizal con 2 especies en total y finalmente, la cobertura denominada arbustal con una sola especie identificada. En algunos casos, los registros de algunas especies se encontraron tanto en trampas como en senderos, pero algunos registros de ciertas especies se limitaron a las trampas o a los caminos solamente. Por ejemplo los registros de las especies *Dasyprocta punctata*, *Dasybus novemcinctus* y *Photos flavus* se encontraron solamente en las trampas de huella.

### **6. 2. 2 Índices de abundancia relativa por especies por cobertura**

Los índices de abundancia relativa de la totalidad de especies identificadas se calcularon tanto para los senderos como para las trampas, teniendo en cuenta que el valor máximo fue 1 y el menor fue 0, y se hicieron comparaciones entre cada especie contra ella misma (**Tabla 6**).

**Tabla 6.** Índices de abundancia relativa por especie contra ella misma por cobertura, tanto en trampas como senderos.

Unidad de esfuerzo	SENDEROS				TRAMPAS			
	Pastizal	Arbustal	Arbus/Carr	Rastrojo	Pastizal	Arbustal	Arbus/Carr	Rastrojo
<i>C. familiaris</i>	0,04	-----	0,053	0,005	0,097	0,029	0,034	0,069
<i>C. thous</i>	0,08	0,012	0,187	-----	0,44	0,302	0,585	0,516
<i>D. punctata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,010	0,034	-----
<i>D. novemcinctus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	0,017	-----
<i>H. yagouarondi</i>	-----	-----	0,067	0,005	0,54	0,078	-----	0,155
<i>L. pardalis</i>	-----	-----	0,027	-----	0,05	0,019	0,034	-----
<i>M. americana</i>	0,04	-----	0,013	0,010	-----	-----	-----	0,017
<i>O. virginianus</i>	0,04	-----	-----	0,010	-----	0,019	-----	-----
<i>P. tajacu</i>	-----	-----	0,013	-----	0,097	0,010	-----	0,017
<i>Ph. flavus</i>	-----	-----	-----	-----	0,049	0,019	-----	-----
<i>P. cancrivorus</i>	-----	-----	0,013	-----	-----	-----	0,017	0,017

Para la especie *Canis familiaris* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada pastizal (0,097 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada rastrojo (0,005 en senderos). En el sendero de la cobertura denominada arbustal no se encontraron registros de indicios de ésta especie y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

En el caso de la especie *Cerdocyon thous* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (0,58 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada arbustal (0,012 en senderos). En el sendero de la cobertura denominada rastrojo no se encontraron registros de indicios de ésta especie y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa. Para la especie *Dasyprocta punctata* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (0,034 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada arbustal (0,010 en trampas). En los senderos de ninguna cobertura se encontraron registros de indicios

de ésta especie, al igual que en las trampas de las coberturas denominadas pastizal y rastrojo, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

En el caso de la especie *Dasyopus novemcinctus* se encontró un índice de abundancia relativa muy bajo (para la especie misma) de 0,017 en las trampas de la cobertura denominada arbustos asociados a carretera. No se encontraron registros de indicios de ésta especie en las coberturas restantes tanto para senderos y trampas, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa. Para la especie *Herpailurus yagouarondi* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada pastizal (0,54 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (0,005 en senderos). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en los senderos de las coberturas denominadas pastizal y arbustal, ni en las trampas de la cobertura denominada arbustos asociados a carretera, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

En el caso de la especie *Leopardus pardalis* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada pastizal (0,05 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada arbustal (0,019 en trampas). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en el sendero de la cobertura denominada rastrojo, ni en las trampas del pastizal, arbustal y rastrojo, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa. Para la especie *Mazama americana* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en el pastizal (0,04 en senderos); y el índice más bajo se presentó en el rastrojo (0,010 en senderos). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en el sendero del arbustal, ni en trampas del pastizal, arbustal y arbustos asociados a carretera, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

En el caso de la especie *Odocoileus virginianus* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en el arbustal (0,04 en senderos); y el índice más bajo se presentó en el rastrojo (0,010 en senderos). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en los senderos del arbustal y arbustos asociados a carretera, ni en las trampas del pastizal, arbustos asociados a carretera y rastrojo, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa. Para la especie

*Pecari tajacu* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en el pastizal (0,097 en trampas); y el índice más bajo se presentó en el arbustal (0,010 en trampas). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en los senderos del pastizal, arbustal y rastrojo, ni en las trampas de la cobertura denominada arbustos asociados a carretera, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

En el caso de la especie *Photos flavus* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en el pastizal (0,049 en trampas); y el índice más bajo se presentó en el arbustal (0,019 en trampas). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en ningún sendero de todas las coberturas muestreadas y ni en las trampas del rastrojo y arbustos asociados a carretera, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa. Finalmente, para la especie *Procyon cancrivorus* se encontró que el índice de abundancia relativa más alto (para la especie misma) fue en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera y el rastrojo (0,017 en trampas); y el índice más bajo se presentó en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (0,013 en senderos). No se obtuvieron registros de indicios de ésta especie en los senderos del pastizal, arbustal y rastrojo, ni en las trampas del pastizal y arbustal, y por lo tanto no se calculó el índice de abundancia relativa.

### **6.3 Frecuencia de distribución y preferencia por cobertura.**

#### **6.3.1 Frecuencia de distribución**

Se encontraron 217 registros en total, de los cuales 177 se encontraron en las trampas de huella y 40 registros en senderos (**Tabla 7**). Por lo tanto, la frecuencia de los indicios fue superior en las trampas de huella (81.56%) que en los senderos (18.44%).

Se obtuvo un total de 17 registros de indicios para la especie *Canis familiaris*, correspondientes al 7,83%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el arbustal (4 en trampas) y en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (4 en senderos); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, tanto en el pastizal como el rastrojo.

Para la especie *Cerdocyon thous* se obtuvo un total de 121 registros de indicios, correspondientes al 55,78%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (34 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, en el arbustal.

Se obtuvo un total de 3 registros de indicios para la especie *Dasyprocta punctata*, correspondientes al 1,38%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en la cobertura denominada arbustos asociados a carretera (2 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en trampas, en el rastrojo. Para la especie *Dasypus novemcinctus* se obtuvo en total 1 registro de indicios correspondientes al 0,46%.

Para la especie *Herpailurus yagouarondi* se obtuvo un total de 45 registros de indicios, correspondientes al 20,74%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el pastizal y arbustos asociados a carretera (11 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, en el bosque secundario.

Para la especie *Leopardus pardalis* se obtuvo un total de 9 registros de indicios, correspondientes al 4,15%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el arbustal, rastrojo, y arbustos asociados a carretera (2 en senderos); arbustos asociados a carretera (2 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, en el pastizal.

Se obtuvo un total de 5 registros de indicios para la especie *Mazama americana* correspondientes al 2,30%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el rastrojo (2 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, en el pastizal, y arbustos asociados a carretera, y en trampas en el arbustal.

Para la especie *Odocoileus virginianus* se obtuvo un total de 5 registros de indicios, correspondientes al 2.30%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el rastrojo (2 en trampas y en senderos); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en senderos, en el pastizal.

Se obtuvo un total de 5 registros de indicios para la especie *Pecari tajacu* correspondientes al 2.30%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el pastizal (2 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en trampas, en el arbustal y rastrojo, y en senderos en arbustos asociados a carretera.

Para la especie *Photos flavus* se obtuvo un total de 3 registros de indicios, correspondientes al 1.38%, donde la máxima frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue en el rastrojo (2 en trampas); la frecuencia mínima de indicios para ésta especie fue de 1 en trampas, en el pastizal.

Finalmente, se obtuvo un total de 3 registros de indicios para la especie *Procyon cancrivorus* correspondientes al 1.38%, donde la frecuencia de indicios (para la especie contra ella misma) fue de 1 en las trampas del arbustal y arbustos asociados a carretera y en el sendero del arbustos asociados a carretera.

**Tabla 7.** Frecuencias de distribución por especies contra ellas mismas en cada una de las coberturas tanto en trampas como en senderos.

Unidad de esfuerzo	SENDEROS				TRAMPAS				TOTAL	%
	Pastizal	Arbustal	Arbus/Carr	Rastrojo	Pastizal	Arbustal	Arbus/Carr	Rastrojo		
<i>C. familiaris</i>	1	-----	4	1	2	4	2	3	17	7,83
<i>C. thous</i>	2	1	14	-----	9	30	34	31	121	55,78
<i>D. punctata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	2	1	3	1,38
<i>D. novemcinctus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	1	-----	1	0,46
<i>H. yagouarondi</i>	-----	-----	5	1	11	9	11	8	45	20,74
<i>L. pardalis</i>	-----	-----	2	-----	1	2	2	2	9	4,15
<i>M. americana</i>	1	-----	1	2	-----	1	-----	-----	5	2,30
<i>O. virginianus</i>	1	-----	-----	2	-----	-----	-----	2	5	2,30
<i>P. tajacu</i>	-----	-----	1	-----	2	1	-----	1	5	2,30
<i>Ph. flavus</i>	-----	-----	-----	-----	1	-----	-----	2	3	1,38
<i>P. cancrivorus</i>	-----	-----	1	-----	-----	1	1	-----	3	1,38
<b>TOTAL</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>28</b>	<b>6</b>	<b>26</b>	<b>48</b>	<b>53</b>	<b>50</b>	<b>217</b>	<b>100</b>

Al observar la distribución de frecuencias de los indicios, en general, se encontró que los datos no presentan una distribución normal, siendo esta mas bien asimétrica y por lo tanto se rechazó la hipótesis de normalidad estadística (**Tabla 8**); por esta razón se utilizaron pruebas no paramétricas.

**Tabla 8.** Pruebas de distribución normal (normalidad) de los datos en general.

Cobertura	N	Media*	Desviación típica	Error típico	Limite inferior	Limite superior	Min.	Max.
<b>Pastizal</b>	31	4,10	2,112	,38	3,32	4,87	1	8
<b>Arbus/Carretera</b>	81	5,19	2,10	,23	4,72	5,65	1	11
<b>Arbustal</b>	49	5,04	1,80	,26	4,52	5,56	1	9
<b>Rastrojo</b>	56	5,29	1,97	,14	4,76	5,81	1	11
<b>TOTAL</b>	217	5,02	2,03		4,75	5,29	1	11

\* Intervalo de confianza para la media al 95%

Con el fin de conocer si estadísticamente existieron diferencias entre los valores observados en campo y los valores esperados se realizó una prueba de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) sobre el total de registros obtenidos en cada una de las coberturas de vegetación (Tabla 9).

**Tabla 9.** Prueba de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) para el total de frecuencias encontradas por tipo de cobertura.

Coberturas	Km. recorridos	Observados (O)	Esperados (E)	(O-E)	(O-E) <sup>2</sup>	$\frac{\sum(O-E)^2}{E}$	P
<b>Pastizal</b>	6,82	31	1,72	29,28	857,19	497,72	
<b>Arbus/Carretera</b>	23,87	81	15,75	65,25	4257,56	270,32	
<b>Arbustal</b>	23,87	49	42,19	6,81	46,32	1,10	
<b>Rastrojo</b>	68,2	56	120,56	-64,56	4167,42	34,57	
<b>TOTAL</b>	122,76	217	180,22	36,78		803,71	P< .050

$X^2 = 803,71$ ;  $gl = 3$ ;  $p = 0.05$

Para el cálculo de la prueba de Chi-cuadrado se sumó el total de indicios encontrados para todas las especies en los 4 tipos de cobertura. Debido a que la mayoría de las especies (contra ellas mismas) obtuvieron frecuencias menores a 5, no fue posible realizar el análisis individualmente para cada especie, a excepción de la especie *Cerdocyon thous* (Painter 1999). Teniendo en cuenta que la frecuencia de los indicios de la especie *Cerdocyon thous* (contra ella misma) fue superior a 5, fue necesario aplicar nuevamente la prueba de Chi-cuadrado para poder observar como varió su distribución en cada una de las coberturas (**Tabla 10**).

**Tabla 10.** Prueba de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) para las frecuencias encontradas de la especie *Cerdocyon thous* (contra ella misma).

Coberturas	Km. recorridos	Observados (O)	Esperados (E)	(O-E)	(O-E) <sup>2</sup>	$\Sigma(O-E)^2/E$	P
Pastizal	6,82	11	0,61	10,39	107,93	176,61	
Arbus/Carretera	23,87	48	9,33	38,67	1495,11	160,19	
Arbustal	23,87	31	23,53	7,47	55,83	2,37	
Rastrojo	68,2	31	67,22	-36,22	1312,05	19,52	
<b>TOTAL</b>	122,76	121	100,69	20,31		358,69	P< .050

$X^2 = 358.69$ ;  $gl= 3$ ;  $p= 0.05$

A partir de los valores calculados y tabulados, se encontró que el valor calculado fue mayor que el valor crítico, lo cual implica que para este caso la hipótesis nula fue rechazada. Por lo tanto, se infiere que si existe diferencia entre los valores observados y esperados y que las frecuencias de los indicios encontrados para *Cerdocyon thous* no se ajustan a una distribución normal. Esto quiere decir que probablemente fue posible que existiera una preferencia (tendencia) de la frecuencia de distribución de las especies hacia alguna de las coberturas de vegetación. Para evidenciar esta posible tendencia fue necesario aplicar una prueba de intervalos de Bonferroni (Byres *et al* 1984; citado en Aranda 2000).

### 6.3.2. Preferencia por cobertura de vegetación.

Teniendo en cuenta los resultados mencionados anteriormente, se aplicó la prueba de los intervalos de Bonferroni para así evidenciar la posible preferencia (tendencia) de la distribución de frecuencias, de acuerdo a los indicios encontrados en la totalidad de las coberturas de vegetación (**Tabla 11**).

**Tabla 11.** Intervalos de Bonferroni para el total de frecuencias de indicios encontradas en la totalidad de coberturas de vegetación.

Cobertura	Area (Ha)	Area relativa	Uso esperado	Uso observado
Pastizal	2.5	0.04	8.89	31
Arbus/Carretera	7.5	0.12	26.68	81
Arbustal	8	0.13	28.46	49
Rastrojo	43	0.70	152.97	56
<b>TOTAL</b>	61	1.00	217	217
Cobertura	Proporcion esperada (Po)	Proporcion observada (Pi)	Intervalo Bonferroni	P
Pastizal	0.04	0.14	$0.065 \leq P_i \leq 0.072$	$P_i \geq P_o^*$
Arbus/Carretera	0.12	0.37	$0.825 \leq P_i \leq 0.107$	$P_i \leq P_o^{**}$
Arbustal	0.13	0.23	$0.081 \leq P_i \leq 0.099$	$P_i \leq P_o^{**}$
Rastrojo	0.70	0.26	$0.077 \leq P_i \leq 0.093$	$P_i \leq P_o^{**}$
<b>TOTAL</b>	1.00	1.00		

\*Con esta probabilidad esta cobertura esta siendo usada más de lo esperado

\*\* Con esta probabilidad esta cobertura esta siendo usada menos de lo esperado

A partir de los intervalos de Bonferroni (teniendo en cuenta la totalidad de registros de todas las especies en cada cobertura), se observó que los valores de proporción esperada ( $P_o$ ), para las coberturas denominadas arbustos asociados a carretera, rastrojo y arbustal, fueron mayores que los intervalos calculados. Por lo tanto, las especies de mamíferos medianos y grandes presentes en la zona hicieron un menor uso de las coberturas de vegetación que su proporción esperada. Mientras que en el caso de la cobertura de vegetación pastizal, el valor de la proporción esperada ( $P_o$ ) fue menor que el intervalo calculado y por lo tanto, las especies hicieron un uso mayor de esta cobertura que su proporción esperada.

Igualmente se llevó a cabo esta misma prueba teniendo en cuenta las frecuencias de distribución de los indicios de la especie *Cerdocyon thous* de forma independiente (Tabla 12). Esto se hizo debido a que los valores de distribución de frecuencias de la especie *Cerdocyon thous* fueron superiores a 5 (Painter 1999).

**Tabla 12.** Intervalos de Bonferroni para las frecuencias de los indicios encontradas de la especie *Cerdocyon thous*.

Habitat	Area (Ha)	Area relativa	Uso esperado	Uso observado
Pastizal	2.5	0.04	4.96	11
Arbus/Carretera	7.5	0.12	14.88	48
Arbustal	8	0.13	15.87	31
Rastrojo	43	0.70	85.30	31
<b>TOTAL</b>	61	1.00	121	121
Habitat	Proporcion esperada (Po)	Proporcion observada (Pi)	Intervalo Bonferroni	P
Pastizal	0.04	0.09	$0.074 \leq P_i \leq 0.079$	$P_i \geq P_o^*$
Arbus/Carretera	0.12	0.40	$0.115 \leq P_i \leq 0.152$	$P_i \geq P_o^*$
Arbustal	0.13	0.26	$0.104 \leq P_i \leq 0.125$	$P_i \leq P_o^{**}$
Rastrojo	0.70	0.26	$0.104 \leq P_i \leq 0.125$	$P_i \leq P_o^{**}$
<b>TOTAL</b>	1.00	1.00		

\* Con esta probabilidad esta cobertura esta siendo usada más de lo esperado

\*\* Con esta probabilidad esta cobertura esta siendo usada menos de lo esperado

Al hacer el análisis de los intervalos de Bonferroni con los valores de la especie *Cerdocyon thous* únicamente, se observó que las proporciones esperadas de las coberturas pastizal y arbustos asociados a carretera fueron menores que los valores calculados de los intervalos. Esto quiere decir que la especie *Cerdocyon thous* hizo un mayor uso de lo esperado en estas coberturas. Mientras que en el caso de las coberturas arbustal y rastrojo se observó que esta especie hizo un menor uso de lo esperado en estas coberturas, ya que la proporción esperada superó el valor del intervalo calculado.

## 7. Discusión de resultados

### 7.1 Vegetación

Debido a la fisonomía vegetal del bosque seco tropical en conjunto con algunas características del terreno se pudo determinar los tipos de coberturas disponibles para la fauna. En este caso se obtuvieron datos descriptivos tanto de la vegetación en general como de la intervención humana en cada una de las coberturas seleccionadas para este estudio.

La cobertura denominada pastizal fue una cobertura que a pesar de ser un terreno muy seco durante el verano, con valores altos de temperatura y radiación solar, y con poca disponibilidad de vegetación y cobertura para los mamíferos medianos y grandes, fue una cobertura muy importante para el tránsito de estos animales hacia el rastrojo. Esta cobertura también quedaba cerca a varios asentamientos humanos en los cuales algunos frutales, gallinas y desperdicios pudieron ser fuente de alimento para algunos mamíferos. Es un área que tiene varios senderos de acceso al rastrojo y a los asentamientos humanos en los cuales se reportaron avistamientos de *Cerdocyon thous*, *Odocoileus virginianus* y *Mazama americana* (Colonos de la Vereda Mesa baja en Comunicación personal).

La cobertura denominada rastrojo fue una cobertura más cerrada con respecto a la vegetación como tal, debido a la abundante presencia de enredaderas, lianas y dosel cerrado. Sin embargo esta cobertura presentaba diversidad de mosaicos del rastrojo, ya que en algunos lugares todavía se observó el crecimiento de nuevo material vegetal, en otros lugares existían zonas completamente despejadas y en otros lugares todavía quedaban los remanentes de vegetación intacta.

En el caso de la cobertura denominada arbustos asociados a carretera fue una cobertura asociada a un asentamiento humano y un cuerpo de agua. En este lugar se obtuvo una gran cantidad de registros en los senderos más que en las trampas, siendo los senderos completamente expuestos al paso de personal militar, vehículos y a depredadores.

La situación de la cobertura denominada arbustal es muy similar a la mencionada en la cobertura pastizal y carretera asociado a un asentamiento humano y cuerpo de agua, debido a que existieron gran cantidad de plántulas de árboles, arbustos y hierbas; sumamente atractivos para los herbívoros e ideales para que los animales al transitaran, ramonearan continuamente y siguieran su camino a lo largo de la gran matriz de bosque (Torres *et al* 2004). Sin embargo, esta cobertura se encontraba mucho más cerca del cuerpo de agua, pero al presentar una alta presión de tala por la construcción de nuevos lugares de instrucción militar, la tasa de registros de indicios de especies de mamíferos mermó.

La mayor cantidad de registros en áreas con actividad ganadera, o en otras con explotación forestal, podría deberse a la facilidad de acceso o estas zonas, por ser mas frecuentadas y quedar expuestas a mayor facilidad a los senderos de los mamíferos; aunque no habría que descartar el mayor uso de estas áreas, al ofrecer recursos de fácil acceso (Torres *et al* 2004).

## **7.2 Abundancia relativa**

En el presente trabajo se reportaron 10 especies (47%) de las 24 especies reportadas por Alberico *et al* (2000), según el rango altitudinal para la zona del Fuerte Militar de Tolemaida. Con la técnica de rastreo se verificaron especies pertenecientes a diferentes categorías dietarias, tanto carnívoros, herbívoros y omnívoros, como especies de diferentes actividades tanto diurnas como nocturnas. Los valores totales de índices de las especies de mamíferos encontradas pudieron haber sido afectadas por: asentamientos humanos, zona de bosque talada, ganadería, movimiento de personas y agricultura, al igual que Orjuela & Jiménez reportaron en el 2004. Principalmente, esto puede deberse a factores como la fragmentación del paisaje provocada por la actividad

humana (Escamilla *et al* 2000; Cuarón 2000), ya que muchos mamíferos viven en poblaciones compuestas por varios núcleos espacialmente discontinuos y cuya supervivencia parcial depende del intercambio regular de individuos entre fragmentos de bosque por desplazamiento, donde dicho desplazamiento estará determinado por la conectividad del paisaje, que opera sobre las decisiones del individuo a medida que se mueve a través del mismo según sus preferencias hacia los componentes de hábitat (Altrichter & Boaglio 2003).

Adicionalmente a la fragmentación del hábitat existe otra presión que es la cacería de algunas especies lo cual pudo haber afectado a la abundancia de las especies de mamíferos en estas zonas. La presión de cacería intensa puede tener efectos negativos a corto plazo sobre la abundancia aunque no necesariamente en la diversidad de las especies; pero si la presión de cacería se suma a la presión de la fragmentación, es posible que los efectos puedan ser fatales para las poblaciones de mamíferos a largo plazo (Aparecida & Ferrari 2000). En el Fuerte Militar de Tolemaida la cacería esta prohibida pero durante cuatro décadas (aproximadamente) la cacería no tenía ningún control y por esto algunas de las poblaciones de mamíferos que sobrevivieron a esta presión, se han podido mantener mientras que otras desaparecieron completamente. Además, la búsqueda de recursos específicos y el desarrollo de conductas especializadas para encontrarlos y explotarlos son inherentes a la alta competencia y a la supervivencia de las especies (Ulloa *et al* 1999).

Fue importante encontrar huellas en los senderos ya que la tendencia de los mamíferos es de ser huidizos, pero se reconoció que los senderos como elemento adicional del hábitat fue fundamental para las especies de mamíferos como lugar de tránsito y de paso de una cobertura a otra; Orjuela & Jiménez en el 2004 encontraron algo similar.

En la cobertura denominada arbustos asociados a carretera se reportaron avistamientos de las especies *Cerdocyon thous*, *Pecari tajacu*, *Procyon cancrivorus* y *Dasyus novemcinctus* (personal militar del Fuerte Militar en Comunicación personal). Estos avistamientos se dieron en zonas aledañas a las zonas puntuales del muestreo por lo cual no se incluyeron como registros dentro de este estudio. El suelo de arena favoreció la impresión de huellas, en ambos periodos de lluvia y sequía. La variación de la cantidad de registros en época de sequía y lluvias fue diferente, de manera que el agua

fue un factor importante como recurso para la fauna del bosque y que adicionalmente la lluvia favoreció la textura de la tierra para mejor impresión de huellas (en algunos casos). Los animales en el bosque seco tropical presentaron marcadas respuestas a la estacionalidad. Igualmente, en el pastizal se presentaba tráfico constante de personal militar y colonos durante el día, mientras que los mamíferos se movieron durante la noche (casi siempre). Durante la época de lluvias algunos mamíferos se movieron durante el día, siendo el terreno más propicio para la impresión de huellas. En algunos casos se revisaron las trampas en la mañana y se prepararon en la tarde y a veces antes de que llegara la noche ya existían registros de algunas especies en ese mismo día.

No fue posible relacionar aspectos puntuales de la ecología de cada una de las especies cuyos valores de frecuencias fueron inferiores a 5 (Painter 1999), ya que en algunos casos podría ser pura especulación más no la realidad de la abundancia de estas especies en la zona. Es por esto que la descripción de las posibles causas de los pocos registros de estas especies son muy generales. El hecho de no haber encontrado indicios de otras especies que según reportes se encuentran en las coberturas de estudio no quiere decir que no se encuentren en éstas (Conroy & Nichols 1996), sino que sus indicios no se registraron durante el estudio, probablemente debido a la metodología empleada, la estacionalidad o a las características de las coberturas seleccionadas para llevar a cabo el muestreo (Crooks 2002). Por esta razón tan sólo se tendrá en cuenta la especie *Cerdocyon thous* cuyos valores de frecuencia fueron superiores a 5 (Painter 1999).

Al encontrar una gran cantidad de huellas de *Cerdocyon thous* puede decirse que ésta especie es ampliamente conocida por ser oportunista y estar activo de noche y en algunos casos de día también (Emmons 1997; Maffei & Taber 2003). Por lo tanto, fue posible encontrar rastros en todas las coberturas (tanto en senderos y trampas), como evidencia de que *Cerdocyon thous* hace recorridos en busca de alimento fácil de encontrar y capturar. Se observó que esta especie se encontró en todas las coberturas con un alto índice, lo cual ratifica su presencia en la extensión de la matriz de bosque seco tropical del Fuerte Militar de Tolemaida. Además, la alta producción de indicios se podría estar relacionando con sus hábitos y con su capacidad de adaptación a diferentes coberturas. Esto coincide con la descripción de que *Cerdocyopn thous* es el

canido de distribución mas amplia de Suramérica; vive desde el norte de Venezuela hasta Argentina y Uruguay y en gran parte de su área de distribución se lo considera común. Utiliza gran variedad de hábitats, como llanos, sabanas, bosque lluvioso, y cerrado (Emmons & Feer 1999; citado en Maffei & Taber 2003). La dieta de esta especie es una dieta es omnívora, consistente en vertebrados pequeños, invertebrados y frutas. Son animales eminentemente nocturnos aunque en algunas pocas ocasiones se observó que los animales estuvieron activos de día y durmiendo de noche, esto coincidió con fuertes lluvias diurnas o con días de extremo frío (Maffei & Taber 2003).

Adicionalmente, Mendel & Jaksic (1988; citado en Maffei & Taber 2003) documentaron que los *Cerdocyon thous* tienen áreas de acción estacionales, dato que se confirmó en este estudio al observar que el animal amplio su área en la temporada de lluvia y además cambió totalmente de zona; primero cerca de cuerpos de agua y luego en el centro del bosque. Sin embargo *Cerdocyon thous* presenta cierta tendencia a frecuentar todo tipo de áreas sin importar su tamaño o el tipo de cobertura, utilizando gran variedad de hábitats; siendo probable que esto no este limitando su patrón de movimiento y rango de acción. Según Maffei & Taber (2003) se estimó que la presencia de individuos de *Cerdocyon thous* esta entre 0,7 y 1 individuo por km<sup>2</sup>, dato que también esta por debajo de los reportados por Bribal & Ojasti (1980; citado en Maffei & Taber 2003), quienes indican una densidad de 4 individuos por Km<sup>2</sup>, al igual que Eisenberg *et al* 1979).

Es posible que en áreas pequeñas como el pastizal, arbustal y arbustos asociados a carretera, los indicios registrados hayan sido del mismo individuo que permaneció en aquellas coberturas durante varios días; o que los requerimientos se hayan concentrado en áreas particulares de cada una de estas coberturas y esto haya producido el desplazamiento de varios individuos hacia estas zonas en particular (Litvaitis *et al* 1994).

En este estudio se destacó la mayor eficacia del uso de trampas de huella con atrayentes respecto a los senderos, en los que se encontraron menos registros de indicios debido a la ausencia de senderos preexistentes en algunos tipos de cobertura. Similarmente al estudio de Nachman (1993; citado en Sánchez *et al* 1994), en este estudio el uso de trampas de huellas permitió registrar un mayor número de especies

que los transectos/senderos o métodos de detección directa, en tres de las cuatro coberturas.

El presente estudio refuerza la idea de que el uso de trampas de huellas es una alternativa valiosa para el estudio de mamíferos medianos y grandes. Sin embargo, para el uso de huellas hay que tener en cuenta que en algunos casos la identificación de los rastros es difícil debido a la similitud de las huellas entre algunas especies. Por otra parte, las huellas son muy variables ya que las huellas dejadas por un mismo ejemplar pueden variar dependiendo del tipo de sustrato que pisa y la velocidad que se desplaza, pudiendo marcar toda o una parte de su pata y dedos. Las huellas también varían entre individuos de una misma especie en función de su edad, peso y tamaño (Smallwood & Fitzhugh 1993). Esta variabilidad confiere un alto valor a las huellas, pero demanda obtener grandes muestras en terreno para que sean representativas de la población de estudio (Simonnetti & Huareco 1999).

Además los resultados de este trabajo resaltan la importancia del uso de rastros para completar inventarios de mamíferos, debido a la cantidad de especies registradas por esta vía (Putman 1994; Wemmer *et al* 1996; Aranda 2000; citados en Sánchez *et al* 2004).

Entre las influencias ambientales que más modificaron los rastros, particularmente las huellas se pueden mencionar los siguientes: lluvia, viento, calor y actividad de otros animales o personas (Aranda 2000).

1-Lluvia: Su influencia estuvo en función directa de su intensidad o duración. En tierra seca las huellas pudieron haberse destruido totalmente. En lodo generalmente, las huellas duraron más; pero si la lluvia no era muy fuerte tan solo pudieron perder definición.

2-Viento: En tierra o arenas secas un viento fuerte prácticamente pudo haber borrado todas las huellas; pero un viento ligero al menos hizo que perdieran detalles. En lodo, lo más probable fue que el viento tuviera poca influencia sobre las huellas, a menos que además hubiesen caído hojas que tapasen el suelo o las huellas.

3-Calor: El calor hizo que el terreno perdiera consistencia y que las huellas pudieran desaparecer en menor tiempo.

4-Actividad de otros animales o personas: El tránsito de personas y otros animales pudieron hacer que las huellas de unos individuos fueran siendo sustituidas por otras; También hubo otros rastros que pudieron haber sido destruidos.

Las diferencias en los resultados pueden estar relacionadas con las técnicas empleadas, así como las variaciones en el diseño experimental, periodos de tiempo, esfuerzo de muestreo, características altitudinales, climáticas, topográficas, edáficas, presencia o ausencia de colonos que recorren el Fuerte Militar de Tolemaida y las diferentes presiones de cacería a las que son sujetas estos animales. Estas variables juegan un papel fundamental en la distribución y abundancia de los mamíferos y por tal motivo la heterogeneidad de los resultados (Torres *et al* 2004).

Finalmente, en relación a la técnica de muestreo indirecto a través de las huellas fue posible identificar algunas ventajas y desventajas:

1- Ventajas:

- a. El registro de animal no depende de su detectabilidad o capturabilidad. (Sánchez *et al* 2004).
- b. Documenta presencia de algunas especies que tienden a huir o esconderse ante la presencia humana (Simonetti & Huareco 1999).
- c. No se afecta la salud de los animales y se reduce la posibilidad de transmisión de enfermedades al no existir contacto con el animal.
- d. La técnica es fácil de aplicar en campo y es una alternativa económica para estudiar mamíferos medianos y grandes; rápida obtención de datos (Drennan 1998; citado en Carrillo *et al* 2000; Tellería 1986; Nachman 1993; citados en Sánchez *et al* 2004).
- e. Rapidez y facilidad con la que se puede obtener información sobre la presencia de especies que por sus hábitos nocturnos, bajas densidades o

tamaños, hacen difícil su observación directa o captura de trampas. (Simonetti & Huareco 1999).

- f. Es posible ver huellas en cualquier área de estudio (aunque sea durante pocos meses del año), ya que en condiciones de lluvia o sequía por lo general producen buena calidad de huellas (Miller 2001).
- g. Si se conoce el área en cuestión, se pueden establecer puntos de rastreo claves en donde el sustrato es favorable para la impresión de huellas (Miller 2001).

De esta forma, los muestreos de huellas son una herramienta efectiva para una rápida estimación de abundancia y distribución de mamíferos medianos y grandes (Simonetti & Huareco 1999).

## 2- Desventajas:

- a. La dependencia biológica puede resolverse estudiando en detalle de la huella, pues es posible discriminar, por tamaño y otros atributos si huellas localizadas en trampas adyacentes o cercanas, corresponden a un mismo ejemplar (Smallwood & Fitzhugh 1993).
- b. La dependencia estadística (autocorrelación), puede evaluarse mediante pruebas de estadística espacial apropiadas. En caso en que dos o mas huellas correspondan inequívocamente a un mismo ejemplar, o que dos huellas cercanas estén autocorrelacionadas, el número de individuos y su frecuencia relativa debe corregirse de acuerdo a ello, de forma de estimar el número mínimo de individuos requeridos para dar cuenta de todas las huellas observadas (Conroy *et al* 1996).
- c. La labilidad de las trampas a lluvias fuertes, las cuales borran toda la huella que pudo obtenerse. Este problema se soluciona aumentando el número de trampas de huellas o noches de muestreo, reinstalando las mismas trampas (Simonetti & Huareco 1999; Ojasti 2000).

- d. Dependencia de las muestras, cada grupo de huellas como una para no realizar sobreestimaciones.
- e. El factor de detectabilidad puede distorsionar los resultados, para esto se debe estandarizar la metodología teniendo en cuenta el horario de recorrido, condiciones atmosféricas, periodo del año, velocidad de marcha frecuencia de parada, intensidad de búsqueda, equipo empleado y criterios para incluir o excluir observaciones incompletas (Simoneti & Huareco 1999).
- f. Las condiciones del terreno que en algunos casos hacia imposible que las trampas quedaran en sitios perfectamente planos y estables (Orjuela & Jiménez 2004).
- g. La falta de mayor tiempo de permanencia de las trampas, que permitieran la familiarización de los animales con los cebos (Orjuela & Jiménez 2004).
- h. La difusión de un atrayente relacionado a un cebo se encuentra limitada por la alta humedad y cerrada vegetación (Chinchilla 1994).
- i. Variabilidad que presentan las huellas para la identificación, por el sustrato sobre el cual camina el animal puede ser variable. A veces es roca o el suelo se encuentra cubierto de material vegetal tal como hojas secas, puede ser un suelo arenoso y arcilloso, de grano fino o grueso (Miller 2001).

### 7.3 Frecuencia de distribución

Para todas las especies se hizo evidente por medio de las pruebas de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) y los intervalos de Bonferroni que en general, la cobertura que esta siendo mas usada es la de pastizal y que las demás coberturas no están siendo usadas mas de lo esperado. Sin embargo, éstos datos fueron afectados por las altas frecuencias de distribución de los indicios de *Cerdocyon thous* con respecto a las demás especies. Además las tendencias de la frecuencia de distribución por especie (contra ella misma) por tipo de cobertura, o por elementos del hábitat como los senderos no fueron evidentes para todas las especies. No obstante, se tuvo en cuenta que los valores de frecuencia de distribución para los mamíferos podrían estar siendo afectados por la presencia de asentamientos humanos, características propias de las especies, de la cobertura misma y por la metodología empleada.

Tan solo se puede decir que la especie *Cerdocyon thous* pudo haber usado las coberturas en diferente proporción, debido a que probablemente se han adaptado en gran medida a zonas intervenidas y fragmentadas, por ser una especie oportunista. Por lo tanto, se podría decir que las tendencias de *Cerdocyon thous* (distribuciones de frecuencia en función de los elementos del paisaje), en general es ubicarse en áreas de bosque abiertas con ciertas características, como un tipo de cobertura que llenó algunas condiciones tales como la presencia de cuerpos de agua y asentamientos humanos, arbustos asociados a carretera y pastizal (Jiménez 2003).

Es posible que la variación de la cobertura en el tiempo o el espacio, y los cambios temporales en variables climáticas que pudieron afectar la actividad y comportamiento animal, hicieron que la distribución de frecuencias entre las coberturas comparadas, hubiera sido diferente. La condición de la cobertura converge con sus alteraciones y repercute profundamente sobre la fauna. La esencia de este enfoque se concreta en hasta que punto el balance entre la producción de la cobertura y su utilización actual es optimo y sostenible (Ojasti 2000). Es razonable suponer que esta selección ideal de coberturas maximiza la aptitud de los individuos y tenga, por lo tanto un alto valor selectivo (Krausman 1999).

Usualmente se sabe poco sobre que factor hace una cobertura idónea para una especie particular. A menudo existe una asociación positiva entre la condición y la calidad de la cobertura, pero en algunas especies alcanzan su máxima abundancia relativa en áreas muy degradadas, como es el caso de *Cerdocyon thous* (Bucher 1987; citado en Ojasti 2000). La teoría de la selección de coberturas predice una abundancia más alta en los tipos de coberturas de mayor calidad (Ceballos 1995; Krausman 1999; Ojasti 2000). Esto y la presunta relación entre la capacidad de carga y la calidad de las coberturas postulan la abundancia frecuencia de distribución como criterio de calidad de hábitat. En efecto, una alta frecuencia de distribución poblacional indica usualmente, aunque no siempre la óptima calidad de hábitat. En cambio, una baja frecuencia de distribución poblacional no significa necesariamente lo contrario, porque la distribución puede estar afectada al mismo tiempo por la intensidad de caza y otros factores directos (Ojasti 2000).

## 8. Conclusiones

- Los índices de abundancia relativa fueron influenciados por la alta detectabilidad de rastros de la especie *Cerdocyon thous*, lo cual influyó en la frecuencia de distribución, ya que sus valores de frecuencias entre la misma especie fueron superiores a 5, en las 4 coberturas de vegetación seleccionadas para este estudio.
- El uso de trampas de huella y senderos como técnica de detección de presencia de especies a través de un método indirecto, fue efectiva a pesar de las desventajas que esta técnica presenta, ya que pueden llegar a ser solucionables. Las trampas de huella aumentaron el esfuerzo de muestreo de los senderos lo cual fue muy importante para el registro de especies que no utilizaron senderos para desplazarse.
- En el Fuerte Militar de Tolemaida existen diferentes tipos de cobertura afectados por la fragmentación, los cuales están siendo utilizados de manera discriminada. Especialmente las coberturas asociadas a zonas muy degradadas e intervenidas.
- Tanto la presencia como la abundancia relativa y frecuencia de distribución de los mamíferos medianos y grandes en el Fuerte Militar Tolemaida se vio afectada por la metodología empleada, características propias de las especies, actividades humanas, esfuerzo de muestreo, etc.

## 9. Recomendaciones

- Es importante realizar el muestreo en áreas que no hayan sido muestreadas y hacer comparaciones a través del tiempo de los atributos poblacionales como la abundancia relativa y distribución de frecuencias de los mamíferos presentes en el Fuerte Militar de Tolemada.
- Teniendo en cuenta la preferencia por cobertura por parte de *Cerdocyon thous* es posible realizar un estudio acerca de la adaptabilidad de esta especie hacia coberturas fragmentadas.
- Es fundamental que el tiempo preparación para el muestreo utilizando esta técnica sea mayor, ya que esta requiere de mucho trabajo y esfuerzo físico durante todo el tiempo de muestreo.
- Es importante socializar los resultados de los trabajos realizados en la zona, crear una conciencia de conservación de los recursos tanto cobertura como especies de fauna, ya que la información obtenida puede contribuir al programa de conservación que se pretende realizar como elemento del POT del Fuerte Militar Tolemada.
- Paralelamente a esta investigación básica, es necesario desarrollar líneas de investigación diseñadas para resolver problemas inmediatos (e.g los efectos de la fragmentación de bosque seco tropical sobre el ambiente físico, los organismos y procesos ecológicos críticos). Es indispensable reorientar la investigación hacia un enfoque mas dinámico y cuantitativo para que sea verdaderamente útil para la resolución de problemas.

## 10. Referencias

1. Alberico, M., Cadena, A., Hernández, J. & Muñoz, Y. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana*. Vol. 1 (1). 433-475.
2. Alberico, M. & Rojas, V. 2002. Mamíferos de Colombia. En: Ceballos, G. & Simonetti, J. A (eds). *Diversidad y conservación de mamíferos neotropicales*. CONABIO-UNAM. México, D.F. 185-226.
3. Altrichter, M. & Boaglio, G. 2003. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine chaco: Associations with human factors. *Biological Conservation*. Vol. 116 (2): 217-225.
4. Aparecida, L. & Ferrari, S. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*. Vol. 14 (6): 1658-1665.
5. Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Primera Edición. Ed. Instituto de Ecología, A.C. Veracruz-México. 212pp.
6. Bolen, E. & Robinson, W. 1995. *Wildlife ecology and management*. Tercera edición. Prentice hall. New Jersey-USA. 620pp.
7. Carrillo, E., Wong, G. & Cuarón, D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas and their different hunting restrictions. *Conservation Biology*. Vol. 14 (6): 1580-1591.
8. Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology and conservation in neotropical dry forest. En: *Tropical deciduous forest ecosystem*. Bullock, S., Medina, E & Mooney, H. (eds). Cambridge University Press, Cambridge-England. 195-222.
9. Chichilla, F. 1994. Dos Métodos de Evaluación de su abundancia relativa en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Tesis de Maestría. Programa de Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia-Costa Rica. 25-47.

10. Coneo, M. & Amaya, A.C. 2002. Plan Parcial de Ordenamiento Territorial del Fuerte Militar Tolemaida. Trabajo de Pregrado. Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Cundinamarca. Bogotá-Colombia. 105pp.
11. Conroy, M.J. & Nichols, J.D. 1996. Techniques for estimating abundance and species richness. Cap. 10. En: Wilson, D.E., Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R. & Foster, M. (eds). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods of mammals. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.-USA. 409pp.
12. Crooks, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology. Vol 16. (2): 488-502.
13. Cruz, E. 2002. Estudio comparativo de la diversidad y la composición florística de cuatro fragmentos de bosque seco tropical en el norte del departamento del Tolima. Trabajo de Pregrado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá-Colombia. 87pp.
14. Cuarón, A.D. 2000. A Global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. Conservation Biology. Vol. 14 (6): 1574-1579.
15. Defense Mapping Agency. Aerospace Center. 1979. Girardot, Colombia E671 Edition 1-DMA. St Louis, MO. Escala 1: 100,000. Ampliación al doble del tamaño original.
16. Emmons, L.H. 1997. Neotropical rainforest mammals. A Field Guide. The University of Chicago Press. Chicago-USA. 281pp.
17. Escamilla, A., Sanvicente, M., Sosa, M. & Galindo, C. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. Conservation biology. Vol. 14 (6): 1592-1601.
18. Etter, A. 1993. Diversidad ecosistémica en Colombia hoy: En nuestra diversidad biótica. CEREC & Fundación Alejandro Ángel Escobar. 43-61.

19. Fuerzas Militares de Colombia-Ejercito Nacional. 2002. Manual del medio ambiente para unidades tácticas del Ejercito Nacional. Primera Edición. 163pp.
20. Gentry, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. En: Tropical deciduous forest ecosystem. Bullock, S., Medina, E., & Mooney, H.A. (eds). Cambridge University Press, Cambridge-England. 116-194.
21. Hernández, C., Hurtado, G., Ortiz, Q., & Walschbulger, C.1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En Diversidad biológica de Iberoamericana, Compilado por. G. Halffter, México D.F. 100-151.
22. Instituto Alexander Von Humboldt, IAVH. 1995. Exploración ecológica a los fragmentos de bosque seco en el valle del río Magdalena (Norte del departamento del Tolima). Grupo de exploraciones ecológicas rápidas, IAVH, Villa de Leyva-Colombia. 56.
23. Instituto Alexander Von Humboldt, IAVH. 1997. Caracterización ecológica de cuatro remanentes de bosque seco tropical de la región Caribe Colombiana. Grupo de exploraciones ecológicas rápidas, IAVH, Villa de Leyva-Colombia. 76.
24. Janzen, D.H. 1998. Management of habitat fragments in a tropical dry forest. Missouri Botanical Garden. (75): 105-116.
25. Jiménez, G. 2001. Propuesta metodológica para el diseño y validación de corredores biológicos en Costa Rica. Revista Forestal Centroamérica. Revista Forestal Centroamericana. (34): 73-79.
26. Jiménez, G. 2003. Estrategia Metodológica para el Diseño y Evaluación de Corredores Biológicos: Un Estudio en Costa Rica. En: Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica. Selección de Trabajos- V Congreso Internacional. MacArthur Foundation, CITES, Fundación Natura. 103-107.

27. Kattan, G & Murcia, C. 1999. Informe especial: Investigación en biología de la conservación en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. (8): 3-12.
28. Krausman, P. R. 1999. Some basic principles of habitat use. En: Grazing of Livestock and Wildlife. University of Idaho. 75-90.
29. Linhart, S.B. & Knowlton, F.F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. Wildlife Society Bulletin. (3): 119-124.
30. Litvaitis, J.K. Titus, K. & Anderson, E.M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. En: Research and management techniques for wildlife and habitats. Bookhout, T.A. (ed). The Wildlife Society, Maryland-USA. 254-274.
31. McDonald, E. 1999. Uso de hábitat del armadillo nueve bandas (*Dasyopus novemcinctus*). Boletín BOLFOR. Proyecto de manejo forestal sostenible. No. 16.
32. Maffei, L. & Taber, A. B. 2003. Distribución, historia natural y conservación de mamíferos neotropicales. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. Mastozoología Neotropical/Journal of Mammalogy. Vol 11: 55-65.
33. Mandujano, S. & Gallina, S. 1993. Densidad del venado cola blanca basada en conteos en transectos en un bosque tropical de Jalisco. Acta Zoológica Mexicana. Nueva Serie. Instituto de Ecología, A.C. Veracruz-México. (56): 1-37.
34. Mandujano, S. & Gallina, S. 1995. Comparison of deer censusing methods in tropical dry forest. Wildlife Society Bulletin. Vol. 23 (2): 180-186.
35. Miller, C. 2001. Protocolo de colección de huellas. Análisis de la función discriminatoria en la medición de huellas de jaguares: Una metodología prometedora en la discriminación de individuos. Wildlife Conservation Society. Belize-América Central. 12pp.

36. Murphy, P. & Lugo, A. 1986. Ecology of tropical dry forest. Annual review of ecology and systematics. Vol. 17: 67-88.
37. Navarro, J.F. & Muñoz, J. 2000. Manual de huellas de algunos mamíferos terrestres de Colombia. Edición de Campo. Multimpresos. Universidad de Antioquia. Medellín-Colombia. 136pp.
38. Novaro, A., Funes, M., Rambeaud, C. & Monsalvo, O. 2000. Calibración del índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. Mastozoología Neotropical. Vol. 7 (2): 81-88.
39. Ojasti, J. 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. Ed. Smithsonian Institution. UNESCO. Washington D.C-USA. 290pp.
40. Orjuela, O. & Jiménez, G. 2004. Estudio de la abundancia relativa para mamíferos en diferentes tipos de coberturas y carretera, Finca Hacienda Cristales, Área Cerritos-La Virginia, Municipio de Pereira, Departamento de Risaralda-Colombia. Trabajo de Pregrado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá-Colombia. 87pp.
41. Painter, L. 1999. Estadística Paramétrica y no Paramétrica. Sección IV. En: Técnicas de investigación para el manejo de fauna silvestre en la amazonia. Documento técnico. III Congreso Internacional. (Painter, L., Rumiz, D., Guinart, D., Wallace, R., Flores, B & Townsend, W.). Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz de la Sierra-Bolivia.
42. Perovic, P. & Herran, M. 1998. Distribución del jaguar (*Pantera onca*) en las provincias de Jujuy y Salta, Noreste de Argentina. Mastozoología Neotropical. Vol 5. (1): 47-52.
43. Pacheco, L. F.; Guerra, J. F.; Rios-Uzeda, B. 2003. Eficiencia de atrayentes para carnívoros en bosques yugureños y praderas altoandinas en Bolivia. Mastozoología Neotropical. Vol. 10. (1):167-176.

44. Rangel, O. Lowy, O., & Aguilar, M. 1997. Colombia diversidad biótica. Tomo II. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá-Colombia. 59-82.
45. Robinson, J. & Redford, K. 1986. Body size, diet and population density of Neotropical mammals. *American naturalist*. Vol. 128 (5): 665-680.
46. Rumiz, I., Eulert, C. & Arispe, R. 1998. Evaluación de la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba-Bolivia). *Revista Boliviana de ecología y conservación ambiental*. Vol. 46: 77-90.
47. Sánchez, F; Sánchez-Palomino, P; Cadena, A. 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los andes centrales de Colombia. *Caldasia*. Vol.26. (1) 291:309.
48. Sánchez-Rojas, G., Gallina, S., Mandujano, S. 1994. Ámbito hogareño y cambios estacionales del venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio. IV Simposio sobre venados de México. Universidad Autónoma de México. Tamaulipas-México. 136-145.
49. Sargeant, G. & Douglas, J. 1997. Carnivore scent-station surveys: statistical considerations. *Proceedings of the North Dakota Academy of Science*. Vol. 51: 102-104.
50. Saunders, D., Hobbs, R. & Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*. Vol. 5. (1): 18-32.
51. Simonetti, J. & Huareco, I. 1999. Uso de huellas para estimar diversidad y abundancia relativa de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera-Estación Biológica del Beni-Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, Vol. 6. (1): 139-144.
52. Smallwood, K. & Fitzhugh, E. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions (*Felis concolor*) by their tracks. *Biological Conservation*. Vol. 65:51-59.

53. Smallwood, K. & Fitzhugh, E. 1995. A track count for estimating mountain lion (*Felis concolor californica*) Population Trend. *Biological Conservation*. Vol. 71: 251-259.
54. Stilling, P. 2002. *Ecology: Theories and applications*. Cuarta Edición. University of South Florida. New Jersey-USA. 401pp.
55. Torres, I., Naranjo, E., Guris, D. & Cruz, E. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (*Perissodactyla: Tapiridae*) en la Reserva de la Biosfera el Triunfo, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*. Vol. 20. (1):1-21.
56. Travaini, A., Pereira, J., Martínez-Peck, R. & Zapata, S. 2003. Monitoreo de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y grises (*Pseudalopex griseus*) en Patagonia: Diseño y comparación de dos métodos alternativos. *Mastozoología Neotropical*. Vol. 10. (2):277-291.
57. Ulloa, L., Rodríguez, D. & Sánchez, P. 1999. Movimiento y uso del tiempo y el espacio por una guartinaja (*Agouti paca*) en la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* Vol. XXIII. Suplemento Especial. Diciembre. 687-694.
58. Walker, S., Novaro, A. & Nichols, J. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Journal of Neotropical Mammalogy*. Vol.7. (2): 73-80.
59. Wemmer, C., Kunz, H., Lundie-Jenkins, G. & McShea, J. 1996. Mammalian sign. Cap 9. En: Wilson, E., Cole, J.D., Nichols, R., Rudran & Foster, M. (eds). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 409pp.
60. World Resources Institute (WRI). 2001. *World Resources 2000-2001. People and ecosystems: The fraying web of life*. World resources institute, United Nations development program the United Nations environment Program, and the World Bank. 400pp.