

Determinación del efecto de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) sobre los mamíferos del Parque Nacional Natural Chingaza, mediante fototrampeo.

Juan Felipe Reátiga Parrish

DIRECTOR: German Jiménez Romero.

TRABAJO DE GRADO

**Presentado como requisito para optar al título de
BIÓLOGO**

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

BIOLOGÍA

Bogotá, D.C., Colombia

Noviembre 18, 2015

Nota de advertencia

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

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma, 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”

Agradecimientos

Le agradezco en primer lugar a la Fundación para la investigación, conservación y protección del oso andino Wui, junto con la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P por la financiación del proyecto mediante el convenio de cooperación no 9-07-24300-00978-2014, para promover la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*), la fauna silvestre asociada a su hábitat, mediante la caracterización y manejo de las interacciones entre fauna y comunidades rurales. A Parques Nacionales Naturales de Colombia por permitirme realizar el proyecto en el PNN Chingaza, su apoyo y el acompañamiento de sus profesionales, en especial de Lorena Giraldo. A mi director German Jiménez, por su orientación y guía durante la carrera y el desarrollo de la presente investigación. A mis padres, Jenny y Eduardo, y a mis hermanos, Andrés y Megan, por su apoyo y acompañamiento incondicional en mi formación personal y profesional. Por último a mis compañeros Karen Avellaneda, Johanna Becerra, Juan Sebastián Orjuela, Lucía Uribe y María Paula Arango por su apoyo durante la realización del proyecto y su acompañamiento durante el transcurso de la carrera.

Tabla de contenido

Resumen	5
Introducción	6
Justificación y planteamiento del problema	7
Pregunta de investigación.	8
Marco teórico	8
Objetivos	14
- General	14
- Específicos	14
Metodología	14
Lugar de estudio	14
Cámaras trampa	15
Análisis de datos	17
-Abundancia relativa.....	18
-Uso de coberturas	18
- Patrones de actividad	19
Resultados	20
Abundancia relativa	22
Uso de coberturas	24
Patrones de actividad	26
Discusión y conclusiones	29
Conclusiones y recomendaciones	34
Bibliografía	35
Anexos	41

Resumen

Los perros (*Canis lupus familiaris*) son los canidos mayormente distribuidos en el mundo, algunos han sufrido un proceso de feralización debido a que han perdido su dependencia con el ser humano. Estos perros ferales pueden causar varios problemas como la depredación de especies nativas, competencia con otras especies y la transmisión de diferentes enfermedades como la rabia y el distemper canino. El impacto de estos está relacionado con distintas variables, entre las cuales están la abundancia relativa, el uso de cobertura y los patrones de actividad, por lo cual en el presente estudio mediante fototrampeo se evaluó la abundancia relativa, uso de coberturas (Arbustal denso vs Herbáceo - arbustal abierto) y patrones de actividad de los perros ferales y otros mamíferos en el PNN Chingaza durante los meses de septiembre y octubre.

Se emplearon 20 cámaras trampa (*Bushnell Trophy Cam HD*) en dos tipos de hábitat, 6 en Arbustal denso y 14 Herbáceo - arbustal abierto, se obtuvieron en total 133 fotos positivas correspondientes a 6 especies de mamíferos: *Canis lupus familiaris*, *Cuniculus taczanowskii*, *Didelphis albiventris*, *Nasua nasua*, *Odocoileus virginianus* y *Tremarctos ornatus*. La especie con mayor número de indicios en las dos coberturas fue *Odocoileus virginianus*, mostrando una preferencia por la cobertura de arbustal denso, con patrones de actividad catamerales y con mayor actividad durante el día en la cobertura de arbustal denso. Solamente se obtuvieron indicios de *Nasua nasua* y *Didelphis albiventris* en la cobertura de arbustal denso, con patrones de actividad nocturnos. *Cuniculus taczanowskii* no mostró preferencia por ninguna de las dos coberturas y presentó patrones de actividad nocturnos y *Tremarctos ornatus* solo presentó indicios en la cobertura herbácea - arbustal abierto con patrones de actividad durante el día. Por último se confirmó la presencia de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) en la cobertura arbustiva densa, la cual puede estar relacionada con la presencia de un mayor número de presas potenciales en esta cobertura. Además se observaron patrones de actividad diurnos y crepusculares, los cuales pueden estar influenciados por la mayor actividad diurna que presenta *Odocoileus virginianus*. Por último, no se encontró un efecto directo de *Canis lupus familiaris* sobre los mamíferos registrados durante el estudio, sin embargo puede estar ocurriendo depredación de los perros sobre *Odocoileus virginianus* debido al solapamiento de sus patrones de actividad y uso de cobertura.

Introducción

El Parque Nacional Natural Chingaza esta ubicado en en la Cordillera Oriental al norte de Bogotá y está conformado por 11 municipios, tiene una extensión de 76.600 hectáreas y abarca ecosistemas de paramo, bosque andino y subandino. Además es el hogar de varias especies como el oso andino (*Tremarctos ornatus*), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), la danta de páramo (*Tapirus pinchaque*), el puma (*Puma concolor*), entre otros (Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, 2010). En el parque se han reportado casos de perros ferales solitarios y en manada, los cuales se sabe que provienen de fincas vecinas, de cazadores que entran con ellos al parque, o perros abandonados que se han desplazado a este. (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2005).

Los perros se consideran especies invasoras y se cree que tienen un efecto negativo, debido a que pueden depredar, competir y transmitir enfermedades a la fauna nativa (Weber, 2010). Este posible efecto está relacionado con diferentes variables como son la abundancia relativa (Sollmann et al., 2013), el uso de coberturas como componente del hábitat y los patrones de actividad (Bowkett et al., 2007). El cálculo de la abundancia relativa permite estimar el número de indicios de individuos por unidad de esfuerzo, mediante el uso de indicios (Sollmann et al., 2013), lo que permite hacer comparaciones poblacionales a través del tiempo y evaluaciones de dinámicas poblacionales (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012). El uso de coberturas como componente del hábitat y los patrones de actividad pueden estar influenciados por diferentes factores como la disponibilidad de presas, la posibilidad de esconderse y la presión por cacería (Bowkett et al., 2007). La comparación y el análisis de estas dos variables permiten establecer que tipo de relación, depredación o competencia, existe entre la especie invasora y la fauna nativa (de Almeida-Jacomo et al., 2004), para determinar si la primera tiene un efecto negativo sobre la fauna nativa .

Existen varios métodos para medir estas variables (Long et al., 2007; Wilson & Delahay, 2001), entre los que se destacan las cámaras trampa (Bridges & Noss, 2011). El uso de éstas ha aumentado en los últimos años, debido a que permiten realizar estudios con escalas espacio-temporales mayores, tienen gran efectividad, menor costo y son menos invasivas que otros métodos (Kelly & Holub, 2008; McCallum, 2013).

En el presente estudio, mediante el uso de cámaras trampa, se estimó la abundancia relativa, el uso de coberturas (herbácea – arbustiva abierta y arbustiva densa) y los patrones de actividad de los perros ferales y otros mamíferos en una zona del Parque Nacional Natural Chingaza, el cual aporta información sobre la biología, ecología y posibles relaciones de los perros ferales con la fauna nativa, la cual servirá para entender los problemas que estos perros pueden generar para la fauna del Parque Nacional Natural Chingaza y de esta forma elaborar planes de manejo para el área protegida.

Planteamiento del problema y Justificación:

En estudios realizados sobre el comportamiento de perros ferales se ha encontrado que pueden tener un efecto negativo sobre las poblaciones de otras especies, en especial otros cánidos (Mitchell & Banks, 2005). No obstante, el impacto que estos tienen sobre las poblaciones nativas depende de diferentes variables (Butler et al., 2004), tales como la abundancia relativa, que permite (mediante el uso de indicios) estimar el número de indicios de individuos por unidad de esfuerzo (Sollmann et al., 2013), con la cual se pueden comparar poblaciones a través del tiempo y hacer evaluaciones de dinámicas poblacionales (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012). El uso de cobertura como componente del hábitat y los patrones de actividad, son otras variables importantes que pueden estar influenciadas por la disponibilidad de presas, la posibilidad de esconderse, o la presión por cacería (Bowkett et al., 2007). El análisis de estas variables permite establecer si relaciones como la depredación y la competencia, existen entre la población estudiada y las poblaciones nativas de la zona, (de Almeida-Jacomo et al, 2004). Dichas relaciones pueden ocasionar cambios en la distribución y comportamiento de la fauna nativa, afectando su uso de coberturas y patrones de actividad (Álvarez-Romero et al, 2008).

Por lo tanto, evaluar variables como la abundancia relativa, los patrones de actividad y el uso de cobertura es importante para determinar los posibles efectos que pueden tener los perros ferales con la fauna nativa y (Bridges & Noss, 2011; Garcia-Aguilar, 2012). Esta información es necesaria y definitiva para elaborar planes de manejo y conservación dentro de las áreas protegidas, en este caso el Parque Nacional Natural Chingaza (Wilson & Delahay, 2001).

Pregunta de investigación

Los perros ferales son considerados como una amenaza dentro de las áreas protegidas, por su papel como especie invasora. Para elaborar proyectos de manejo y conservación es necesario conocer cual es la relación y posibles efectos que éstos tienen sobre la fauna nativa. Estos efectos estan relacionados con aspectos poblacionales y comportamentales de la especie. En consecuencia, con este estudio se pretende conocer: ¿Cuál es la abundancia relativa, el uso de cobertura y los patrones de actividad de los perros ferales en la zona estudiada del Parque Nacional Natural Chingaza?

Marco conceptual

Perros ferales

Los perros (*Canis lupus familiaris*) son los canidos mayormente distribuidos en el mundo, han colonizado todos los sitios donde el ser humano se ha establecido, por lo tanto están en todos los continentes y mayoría de islas (Garcia-Aguilar, 2012; Butler et al., 2004). Se estima que su número es mayor a 500 millones, de los cuales el 75% no están bajo el control humano (Hughes & Macdonald, 2013).

Se pueden clasificar como domésticos, callejeros y ferales basandose en la dependencia que estos tengan con el ser humano. Los perros ferales son aquellos que no tienen ningún tipo de dependencia de los humanos, ya sea por comida o refugio; además no muestran ningún tipo de socialización con éstos (Boitani & Ciucci, 1995; Weber, 2010). La feralización puede ocurrir por varias razones, por ejemplo, que un perro callejero sea desplazado de las calles y tenga que aprender a vivir en zonas donde no puede obtener recursos a partir de los humanos, o que sea aceptado por un grupo de perros ferales ya existente (Boitani & Ciucci, 1995).

Se pueden encontrar solitarios o en grupos (Krauze-Gryz & Gryz, 2014), los cuales tienen una estructura social similar a la de los lobos, que consta de una pareja reproductiva monógama y sus respectivos asociados que pueden ser sus crías u otros adultos que se integraron al grupo (Boitani & Ciucci, 1995; Scott & Causey, 1973). Estos grupos se constituyen de 2 a 6 individuos y el tamaño del grupo depende de la disponibilidad de recursos del sitio; en sitios con gran disponibilidad de alimentos los grupos seran pequeños ya que no es necesaria una

caza colectiva (Boitani & Ciucci, 1995). En la mayoría de casos los perros que se mueven en manada son capaces de matar presas grandes como venados, además de pequeños y medianos mamíferos (Witmer et al., 2005). El área de acción reportada para los machos es de 124.3 km² y 45.2 km² para las hembras aproximadamente (Robley et al., 2010) de los cuales usan diferentes porciones, cambiando su área vital dependiendo de diferentes condiciones como: nuevas fuentes de alimentación, período reproductivo o presencia humana (Boitani & Ciucci, 1995).

El movimiento de los perros y el uso del hábitat han sido poco estudiados (Sepúlveda et al., 2015). Algunos estudios indican que están principalmente distribuidos en zonas con vegetación boscosa cerca a establecimientos humanos (Green & Gipson, 1994), mientras que otros dicen que están distribuidos principalmente en zonas con coberturas de pastizales y arbustos (Robley et al., 2010; Sepúlveda et al., 2015; Torres & Prado, 2010); aspecto que puede estar relacionado con que las técnicas de caza de los perros son más efectivas en zonas de vegetación abierta (Robley et al., 2010), adicional a que los bosques pueden actuar como una barrera para el movimiento de estos (Sepúlveda et al., 2015). Al igual que la mayoría de carnívoros, presentan una mayor actividad durante las horas crepusculares y de la noche (Krauze-Gryz et al., 2012; Lenth et al., 2008), en donde las hembras presentan mayor actividad durante el crepúsculo y los machos durante la noche (Robley et al., 2010) Estas diferencias espacio-temporales pueden darse para evitar competencia con grandes depredadores o para evitar la presencia humana (Krauze-Gryz et al., 2012).

Principales problemas

Los perros ferales se consideran especies invasoras, es decir, aquellas especies introducidas fuera de su distribución natural, que tienen la capacidad de colonizar, invadir y sobrevivir en nuevos ambientes causándoles diferentes daños (Weber, 2010) Entre estos daños se encuentran cambios en la estructura, composición y función de poblaciones nativas mediante procesos de depredación o competencia, además pueden ser transmisoras de diferentes enfermedades (Weber, 2010). Presentan también, amenazas hacia la salud humana y la agricultura, debido a la muerte, ataque y/o transmisión de enfermedades al ganado y daño de cultivos (Bergman et al., 2009).

Los impactos negativos que causan las especies domésticas que han sufrido procesos de feralización, están estrechamente ligados a factores económicos, sociales y políticos, por lo tanto para solucionar este problema se necesita una aproximación desde varias disciplinas (Hughes & Macdonald, 2013). Desde la perspectiva de la conservación ecológica de las especies la solución más obvia es sacar a los perros de la zona afectada (Hughes & Macdonald, 2013), mediante técnicas de captura y eliminación, como es el rifle sanitario, cebos envenenados o la destrucción de las madrigueras (Witmer et al., 2005; Young et al., 2011), sin embargo, por razones sociales y culturales esto no siempre es posible (Hughes & Macdonald, 2013).

Las guías de manejo de poblaciones de perros recomiendan combinar prácticas de vacunación y esterilización, para que de esta manera se disminuya la transmisión de enfermedades y crecimiento poblacional (Hughes & Macdonald, 2013). Adicionalmente, realizar campañas donde se les explique a las comunidades de los posibles impactos de los perros, ayuda a los dueños a entender su importancia en la conservación de la biodiversidad, y de este modo entrenar y cuidar mejor de sus perros (Young et al., 2011). Además, el monitoreo y estudio de las poblaciones, mediante la medición de la abundancia relativa (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012), es una parte fundamental en los planes de manejo de especies ferales introducidas (Witmer et al., 2005). Con este monitoreo va a ser posible establecer los sitios más usados por la especie estudiada, desarrollar datos de referencia para diferentes estudios y medir la eficacia de los esfuerzos de remoción (Witmer et al., 2005). Así mismo, estudios enfocados en las interacciones perro-fauna silvestre, mediante la medición de diferentes variables como patrones de actividad y uso de coberturas como componente del hábitat (Bowkett et al., 2007) y los impactos de estos sobre las poblaciones silvestres son importantes para el manejo (Young et al., 2011).

Mediante este monitoreo se ha podido determinar que los perros pueden interactuar con la vida silvestre a diferentes niveles: 1) actuando como depredadores, presas, competidores y 2) como reservorios o vectores de enfermedades (Vanak & Gompper, 2009). El impacto que estos generen va a ser mayor dependiendo de su abundancia (Sollmann et al., 2013), sus patrones de actividad y uso de cobertura, debido a que estas variables van a determinar la posible interacción con la fauna silvestre (Bowkett et al., 2007). La depredación por perros puede ser aditiva a los niveles de depredación normal, o puede desplazar depredadores naturales (Hughes & Macdonald, 2013). En un estudio realizado en Colorado se encontró que

sus presas potenciales pueden ser ardillas (*Sciurus* spp., *Eutamias* spp.), conejos (*Sylvagus* spp.), y ratones (*Peromyscus* spp., *Reithrodontomys* spp., *Onychomys* spp., *Zapus* spp.) (Bergman et al., 2009). Además existen reportes de depredación sobre Alces (*Cervus elaphus*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el antilope americano (*Antilocapra americana*) y algunas especies de aves (Bergman et al., 2009). Por otro lado, algunos estudios reportan que se alimentan en su mayoría de cadáveres o de desperdicios dejados por los humanos (Vanak & Gompper, 2009; Butler & du Toit, 2002).

La competencia se da principalmente con otros carnívoros, cuando se sobrelapan tanto sus patrones de actividad como los usos de cobertura (Monroy-Vilchis et al., 2009) y afecta la persistencia y abundancia de las poblaciones de éstos, causando cambios en la estructura de las comunidades de carnívoros (Vanak & Gompper, 2009). Existen dos tipos de competencia interespecífica: la primera es la competencia por explotación, en donde uno de los dos competidores es más eficaz en la explotación del recurso y la segunda es competencia por interferencia, la cual resulta de interacciones directas entre las especies competidoras, que en casos extremos puede llevar a la muerte de una de las dos (Vanak & Gompper, 2009). Esto ocurre más frecuentemente en especies de la misma familia que tengan tamaños corporales y dietas parecidas (Silva-Rodríguez et al., 2010). Los perros al presentar un comportamiento potencialmente agresivo hacia otras especies del orden Carnívora y al ser muy eficaces en la explotación de recursos, normalmente salen “victoriosos” en estos dos tipos de competencia (Butler et al., 2004; Silva-Rodríguez et al., 2010). Existen varios ejemplos de esto: en Australia se encontró que compiten con los zorros (*Vulpes vulpes*) por presas como mamíferos pequeños (Mitchell & Banks, 2005), en la India compiten con el lobo indio (*Canis lupus pallipes*) por una especie de antílope (Jhala, 1993) y en África compiten por roedores, con el lobo etíope (*Canis simensis*) (Gottelli & Sillero-Zubiri, 1992). Normalmente, la especie de menor tamaño tiende a reducir las posibilidades de encuentro con la especie de mayor tamaño, cambiando sus patrones espacio-temporales, lo que lo lleva a usar hábitats de menor calidad o a cambiar sus patrones de actividad (Silva-Rodríguez et al., 2010).

Además de depredar y competir con la fauna nativa, pueden ser vectores de más de 40 enfermedades zoonóticas, como son la rabia y el distemper canino (Butler et al., 2004; Bergman et al., 2009). El distemper canino comúnmente llamado moquillo es un agente etiológico que causa infección en diferentes especies de carnívoros y puede causar la muerte del animal (Panzera et al., 2012), este virus está ampliamente distribuido en el mundo y se

han reportado varios casos de transmisión, como ocurrió entre perros ferales y el zorro perruno (*Cerdocyon thous*) en Brasil (Megid et al., 2009). El virus de la rabia representa una gran preocupación ya que tanto humanos como mamíferos son vulnerables a ser afectados por medio de mordeduras, exposición a la saliva o a partículas respiratorias (Sterna & Smith, 2006). Por último los perros ferales pueden hibridizarse con fauna silvestre, como sucedió con el lobo (*Canis lupus*) y el coyote (*Canis latrans*) debido a que están cercanamente emparentados y causar daños en el pool genético de éstos (Vilá & Wayne, 1999).

Existen diferentes metodologías para el estudio y monitoreo de la fauna silvestre, entre las que se encuentran: la observación directa, que requiere de mucho tiempo de observación y puede influenciar en el comportamiento de la especie estudiada, debido a la presencia humana (Long et al., 2007; Wilson & Delahay, 2001). La telemetría que permite rastrear a un animal que se mueve a través del paisaje, mediante la captura del animal e inmovilización y el uso de radio collares (Bridges & Noss, 2011). Por último, las cámaras trampa que permiten un estudio a mayor escala espacial y temporal, sin influir en el comportamiento del animal (Bridges & Noss, 2011).

Cámaras trampa

El uso de cámaras trampa en áreas protegidas ha aumentado considerablemente, debido a que sirven para determinar la presencia o ausencia, patrones de actividad, preferencias de hábitat y estimar la abundancia relativa y absoluta de algunas especies (Gray & Phan, 2001; Chen et al., 2009; Di Bitetti et al., 2006). Éstas son menos invasivas que otras técnicas (telemetría, captura-marca-recaptura), por lo tanto minimizan los riesgos de herir o estresar al animal, son capaces de operar día y noche, y en casi todos los tipos de ambientes que son difíciles de acceder (McCallum, 2013). Permiten incrementar las escalas espaciales y temporales en estudios de especies elusivas (Kelly & Holub, 2008). Además de ser más económicas una vez que se ha adquirido la cámara, debido a que se necesita menos personal para hacer los transectos y el muestreo (Engeman et al., 2013).

Monitorear la abundancia, uso de cobertura y patrones de actividad de una población es clave para la conservación, investigación y manejo de ésta (Wilson & Delahay, 2001). Estimar la abundancia es particularmente importante en programas de conservación donde el objetivo principal es evaluar, mantener o mejorar el tamaño poblacional de una población en peligro; o

cuando se quiere controlar una población que se considera peste por su tamaño poblacional (Sollmann et al, 2013).

El uso de cámaras trampa permite estimar el tamaño poblacional de carnívoros crípticos, nocturnos o con amplias áreas de acción, esto mediante otros métodos resulta más complicado (Trolliet et al., 2014; Moreno-Arzate et al., 2009). La abundancia se puede medir de dos formas: una abundancia absoluta en donde se cuentan todos los individuos de una población, y una abundancia relativa cuando sólo se tienen estimaciones de una fracción de la población o de sus indicios y con una ecuación matemática se estima el tamaño (Wilson & Delahay, 2001). Por lo tanto, la abundancia relativa se expresa como un índice basado en observaciones e indicios estandarizados por una unidad de esfuerzo de muestreo (Wilson & Delahay, 2001).

Por otro lado, las cámaras trampa permiten estudios comportamentales de varias especies al mismo tiempo con un solo diseño y se ha enfocado principalmente en temas como: patrones de actividad, estudios de ritmos circadianos, depredación de nidos, forrajeo, partición de nicho, análisis de sistemas sociales, uso de hábitat, búsqueda de refugio y reproducción (Bridges & Noss, 2011). Al realizar estudios de patrones de actividad y uso de coberturas como componente del hábitat se pueden hacer comparaciones entre especies, y determinar diferentes relaciones entre éstas, por ejemplo la competencia interespecífica (Bridges & Noss, 2011; Ridout & Linkie, 2009). Un ejemplo de estos estudios es el de Delibes-Mateos et al (2014) en donde comparo los patrones de actividad de la guiña o gato colorado (*Leopardus guigna*) y sus principales presas, demostrando que sus patrones de actividad se sobrelapaban. Otro ejemplo es el estudio de Monroy-Vilchis et al (2009) donde evaluó los patrones de actividad y uso de hábitat del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*), y encontro que ambos prefieren el mismo tipo de hábitat pero difieren en sus horarios de actividad para evitar competencia.

Objetivos

Objetivo General

Evaluar la abundancia relativa, el uso de cobertura y patrones de actividad de los perros ferales (*Canis lupus familiaris*) y otros mamíferos, en una zona del Parque Nacional Natural Chingaza mediante el uso de camaras trampa

Objetivos específicos

- Estimar la abundancia relativa de los perros ferales y otros mamíferos en una zona del Parque Nacional Natural Chingaza.
- Determinar y comparar el uso de cobertura (vegetación herbácea o arbustiva en zonas abiertas, y vegetación arbustiva densa), de los perros ferales y otros mamíferos en una zona del Parque Nacional Natural Chingaza.
- Determinar y comparar los patrones de actividad de los perros ferales y otros mamíferos en una zona del Parque Nacional Natural Chingaza.

Metodología

Lugar de estudio

El Parque Nacional Natural Chingaza está ubicado en la cordillera oriental de los Andes Colombianos entre los 73° 30' y los 73° 55' longitud oeste y los 4° 20' y 4° 50' longitud norte (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2005). Tiene una precipitación promedio de 4.500 mm por año, la temperatura media del cuerpo principal oscila entre 6 y 7° C, con alturas desde 800 a 4.020 metros de elevación y protege ecosistemas de Páramo, Bosque andino y Bosque subandino (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2005).

En el Parque Nacional Natural Chingaza se escogieron dos zonas con coberturas diferentes, basado en la Figura 1, en las cuales se han encontrado indicios o avistamientos de perros. La primera zona fue en La Playa, la cual tiene una cobertura dominada principalmente por

frailejones, junto con algunos arbustos dando una cobertura de herbazal o arbustal abierto y la segunda zona en el sendero de las ciervas que tiene una cobertura de arbustal denso.

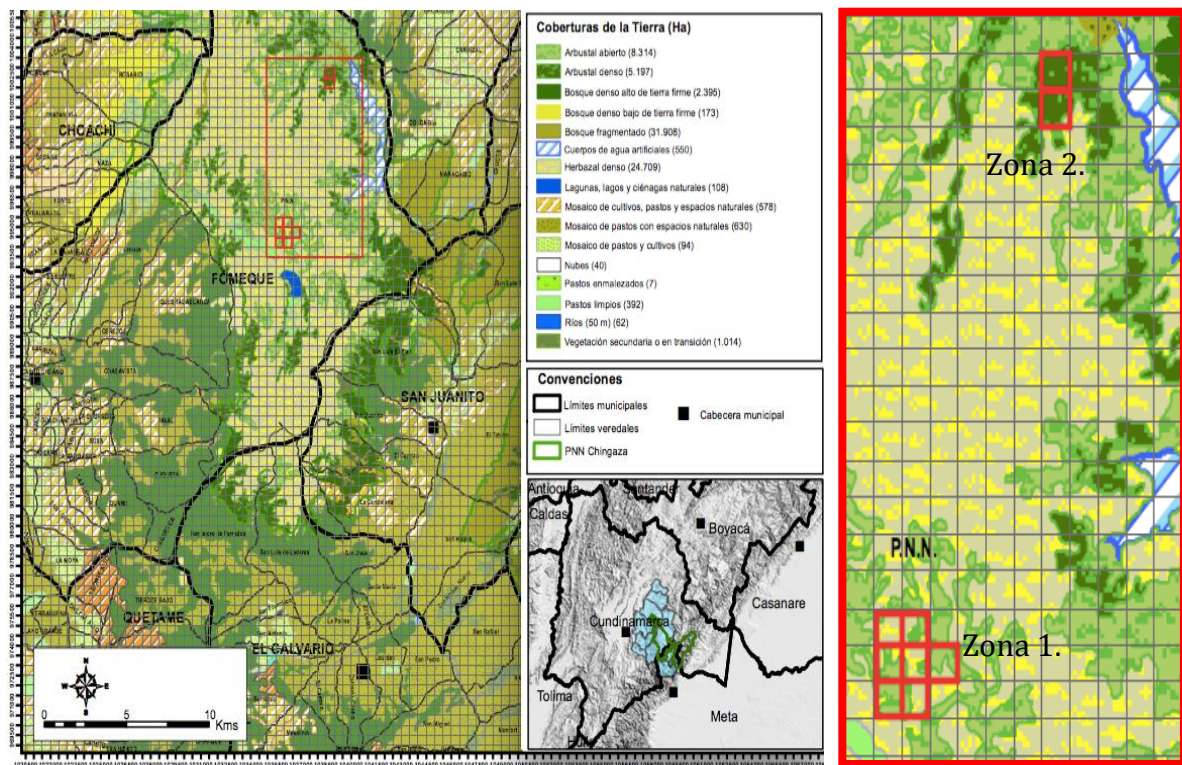


Figura 1. Jaramillo & Rodríguez (2015). Cobertura Chingaza. Escala:1:100.000. Proyección: Transverse-Mercator. Cartografía de tierra (IDEAM, 2007). **Zona 1.** Herbazal - Arbustal abierto. **Zona 2.** Arbustal denso.

Cámaras trampa

Se utilizaron 20 estaciones, que consistían cada una en una cámara trampa, las cuales se repartieron en forma de cuadrícula y se separaron por lo menos a 500 metros, debido a que esta distancia es menor al área de acción de esta especie y por lo tanto la probabilidad de captura se presupone mayor a 1. (Boitani & Ciucci, 1995; Goad et al., 2014)

Se utilizaron cámaras trampa modelo *Bushnell Trophy Cam HD*, con un sensor de movimiento por infrarrojos pasivos, que se activan por cualquier movimiento. La cámara se configuró en modo híbrido en donde se tomaron tanto fotos como videos. Las fotos tuvieron una resolución de 8 mega pixeles y se tomaron 3 consecutivas con cada disparo y los videos tuvieron una duración de 30 segundos. Con los videos se buscaba poder obtener información

para una posible identificación de los individuos (Higashide et al., 2013). Los intervalos de captura fueron de cinco minutos para evitar tener fotos redundantes y que la memoria se llenara (Di Bitetti et al., 2009). Además, para evitar la pseudoreplicación, cuando un individuo se capturó más de una vez en el periodo menor a una hora se tuvo en cuenta sólo la primera captura (Di Bitetti et al., 2006). Conjuntamente a cada cámara se le configuró un nombre para facilitar su identificación.

Las cámaras se colocaron a 30 cm del suelo amarradas a un árbol o un frailejón (Figura 2), una vez ubicadas las cámaras se limpió el sitio al frente de ésta de posibles objetos que obstaculizaran la fotografía (Bowkett et al., 2007). Una vez la cámara estuviera funcionando se llenó un formato de registro para cada cámara (Anexos - Tabla 1), el cual incluía la ubicación exacta (GPS), el ID de la cámara, el número de la estación y una descripción del sitio en donde se colocó (Díaz-Pulido & Payan Garrido, 2012).

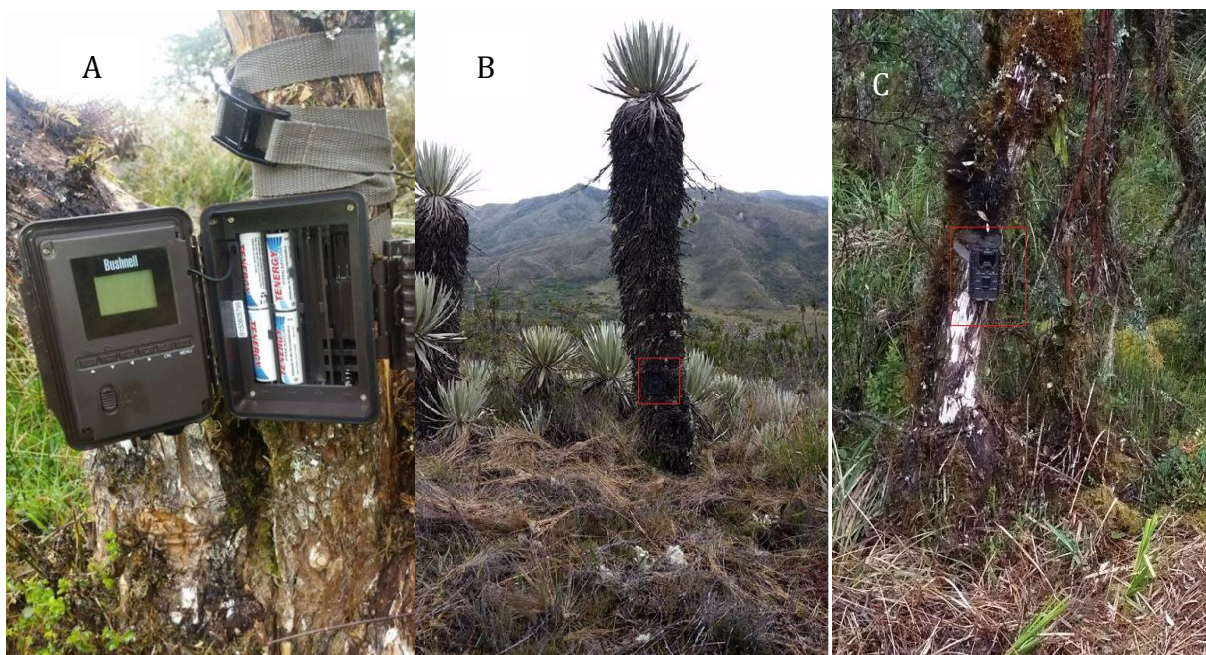
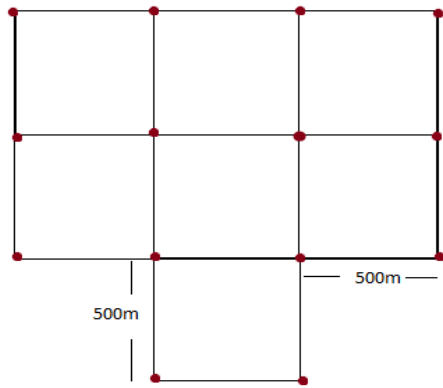


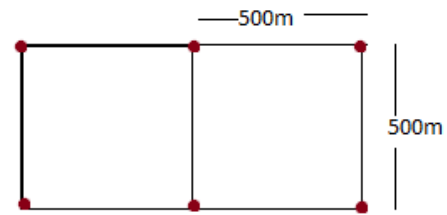
Figura 2. **A.** Cámara trampa encendida con 4 baterías. **B.** Cámara trampa instalada a 30 cm del suelo en La Playa (Cobertura herbácea y arbustal abierto). **C.** Cámara trampa instalada a 30 cm del suelo en Monterredondo (Cobertura arbustal denso).

Para evaluar el uso de cobertura, las cámaras se repartieron de manera proporcional al porcentaje de ocupación de cada cobertura en el Parque Nacional Natural Chingaza, para que hubiera un esfuerzo de muestreo igual (Díaz-Pulido & Payan Garrido, 2012). En el área de

vegetación herbácea – arbustiva abierta que ocupa aproximadamente el 70% del área protegida se colocaron 14 estaciones, y en el área arbustiva densa que ocupa el otro 30% se colocaron 6 estaciones. (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2005). Estas operaron 60 días entre los meses de Septiembre y Octubre (Díaz-Pulido & Payan Garrido, 2012).



Vegetación herbácea y arbustiva abierta



Vegetación arbustiva densa

Figura 2. Diseño de muestreo cámaras trampa.

Cada dos semanas se revisaron las cámaras trampa para verificar su correcto funcionamiento, se reemplazaron las baterías y la memoria para asegurar su operación continua. Al igual que antes se llenó un formato (Anexos - Tabla 2) en donde se estableció el estado de la cámara, la memoria, las baterías y si se realizó un cambio de éstas (Díaz-Pulido & Payan-Garrido, 2012; Selvan et al., 2014)

Análisis de datos

La información recogida mediante las fotografías fue registrada en los formatos diseñados para tal fin, en el cual se detalló el número de la fotografía, la fecha, la estación, la cámara, número de individuos, hora, código de la fotografía y observaciones adicionales obtenidas, y posteriormente se introdujo esta información en el programa CameraBase para facilitar el manejo de la información (Tobler, 2012).

Abundancia relativa

Debido a que es muy difícil conocer el número total de una población, se utilizó un índice de abundancia relativa, el cual se calculó con el número de fotografías positivas por cada 100 trampas noche (Díaz-Pulido & Payan-Garrido, 2012).

$$AR = \frac{x_i}{Y_i} \times 100 \text{ Trampas noche}$$

En donde X_i corresponde al número de fotos positivas para perros ferales (u otro mamífero) y Y_i corresponde al número total de fotos tomadas. Para evitar la repetición de datos, no se tuvieron en cuenta los individuos fotografiados dos o más veces en el lapso de una hora, excepto si era posible reconocer dos individuos diferentes (Di Bitetti et al., 2006).

Uso de Cobertura

El uso de cobertura de perros ferales y otros mamíferos se analizó con el programa SPSS (IBM Corporation, 2012), en donde se creó una tabla con las variables Especies y Cobertura. Estas variables se codificaron dándole un valor a cada categoría, por ejemplo, en la variable Cobertura a la categoría Arbustal denso se codificó con “0” y la categoría Herbáceo – Arbustal abierto con “1”. Debido a que las muestras pueden ser pequeñas y/o los tamaños muestrales desiguales no se puede suponer que los datos van a cumplir con los supuestos de homogeneidad y normalidad, por lo tanto se realizaron pruebas no paramétricas (Martinez-Becerra et al., 2011). Primero se utilizaron Tablas de Contingencia para determinar si la variable especie fue dependiente de la variable cobertura, mediante Chi Cuadrado (Swinnen et al., 2015) y si la muestra era menor a 10 se utilizó el índice de correlación de Phi o V de Cramer (Martinez- Becerra et al., 2011). Posteriormente, para las especies que se encontraron presentes en ambas coberturas se realizó un análisis no paramétrico para una muestra, en el cual el programa aplica automáticamente la prueba Binomial o Chi Cuadrado dependiendo de los datos y de esta manera se determinó si existían diferencias significativas en el uso de cobertura (IBM Corporation, 2012).

Patrones de actividad

Para calcular los patrones de actividad se registró la hora de aparición de los perros y otros mamíferos (Gray & Phan, 2001). Posteriormente, se clasificaron en 3 grupos: 1) diurnos: cuando se observó luz solar, 2) nocturnos: cuando no se observó luz solar; y 3) crepuscular: cuando se obtuvieron al amanecer (06:00-08:00hr) o al anochecer (18:00-20:00) (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012). Se utilizó el programa SPSS en donde se creó una tabla con las variables Especies y Patrones de actividad, la variable Patrones de actividad se codificó de la siguiente manera: Diurno “0”, Nocturno “1” y crepuscular “2”. Ya que las muestras fueron pequeñas y/o los tamaños muestrales desiguales no se puede suponer que los datos van a cumplir con los supuestos de homogeneidad y normalidad, por lo tanto se realizaron pruebas no paramétricas (Martínez- Becerra et al., 2011). Primero se realizó una prueba Kruskal Wallis para determinar si existía diferencia en los Patrones de actividad en todas las especies (Bridges & Noss, 2011). La hipótesis nula fue que no existía una diferencia significativa entre las categorías y la hipótesis alterna que si existían diferencias significativas entre éstas. Posteriormente las especies que presentaron actividad en más de una categoría se les realizó un análisis no paramétrico de una muestra, para determinar si había preferencias por alguna de las categorías.

Resultados

El esfuerzo de muestreo total fue de 1100 noches trampa, se obtuvieron en total 133 fotos positivas de perros u otros mamíferos, entre las cuales se identificaron 6 especies: *Canis lupus familiaris* (Figura 3), *Cuniculus taczanowskii* (Figura 4), *Didelphis albiventris* (Figura 5), *Nasua nasua* (Figura 6), *Odocoileus virginianus* (Figura 7) y *Tremarctos ornatus* (Figura 8).



Figura 3. *Canis lupus familiaris* en Monterredondo (Cobertura de Arbustal Denso).



Figura 4. *Cuniculus taczanowskii* en: a) Monterredondo (Cobertura de Arbustal Denso); b) La playa (Cobertura Herbácea y Arbustal Abierto).



Figura 5. *Didelphis albiventris* en Monterredondo (Cobertura de Arbustal Denso).



Figura 6. *Nasua nasua* en Monterredondo (Cobertura de Arbustal Denso).



Figura 7. *Odocoileus virginianus* en: a) Monterredondo (Cobertura de Arbustal Denso); b) La playa (Cobertura Herbácea y Arbustal Abierto).

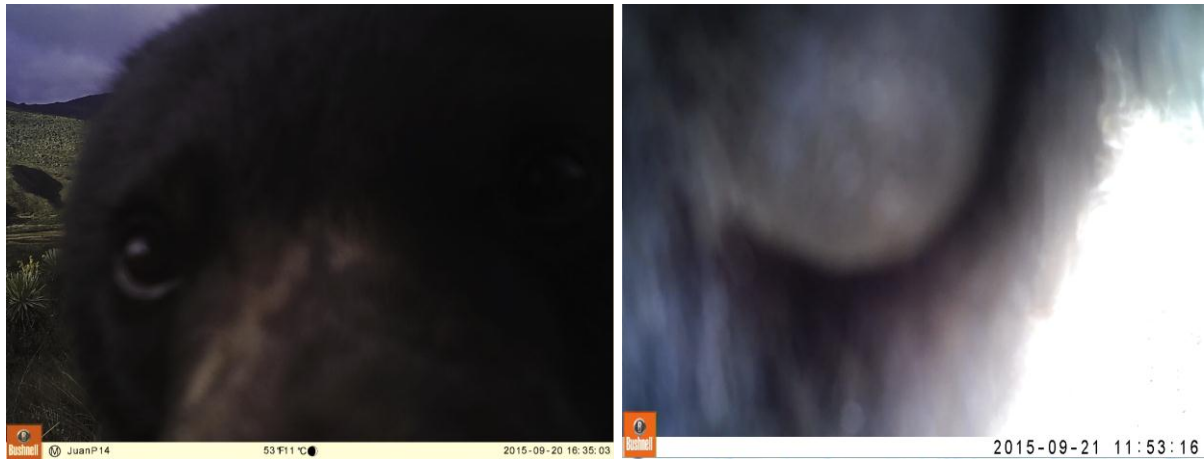


Figura 8. *Tremarctos ornatus* en La Playa (Cobertura Herbácea y Arbustal Abierto).

Abundancia relativa

La abundancia relativa se calculó para cada especie dentro de toda la zona de muestreo (Figura 9) y para cada una de las coberturas (Figura 10). La especie *Odocoileus virginianus* tuvo una abundancia relativa alta (79.6), con mayor AR en la cobertura arbustiva densa, *Cuniculus taczanowskii* tuvo una abundancia relativa de 9.02, con mayor abundancia relativa en la cobertura herbáceo – arbustal abierta y *Canis lupus familiaris* tuvo una abundancia relativa de 6.76 en la cobertura arbustal denso. Por último, *Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* y *Tremarctos ornatus* tuvieron la abundancia relativa de 1.5, debido a que solo se obtuvieron 2 indicios de cada uno.



Figura 9. Abundancia relativa total en toda la zona de muestreo del PNN Chingaza durante los meses de Septiembre a Octubre (*Canis lupus familiaris*: n = 9; *Cuniculus taczanowskii*: n=12; *Didelphis albiventris*: n=2; *Nasua nasua*: n=2; *Odocoileus virginianus*: n=106; *Tremarctos ornatus*: n=2)

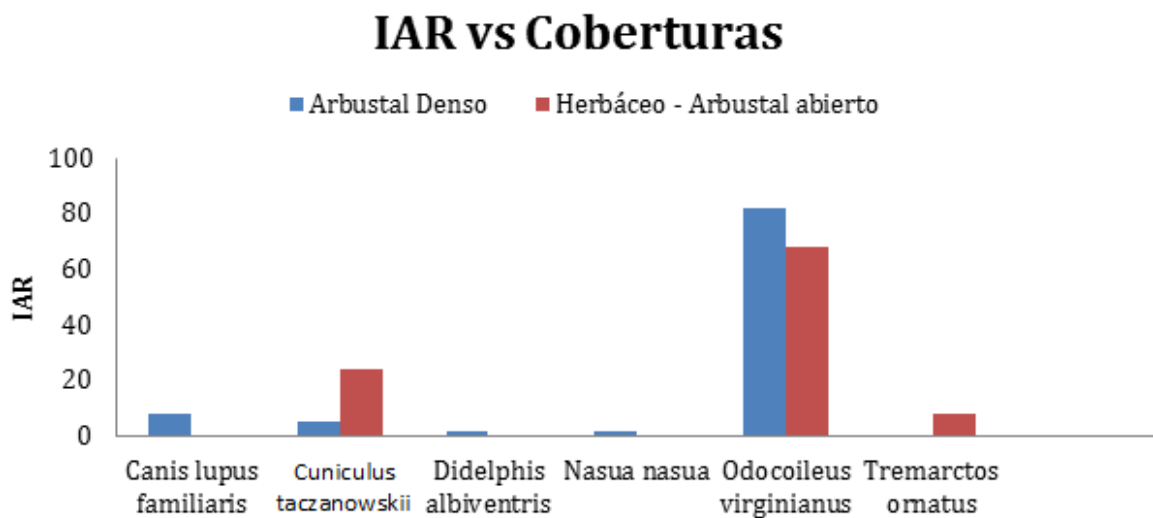


Figura 10. Abundancia relativa en Cobertura Arbustal denso y en Cobertura Herbácea-Arbustal abierto en PNN Chingaza durante los meses de septiembre y octubre (*Canis lupus familiaris*: n = 9; *Cuniculus taczanowskii*: n=12; *Didelphis albiventris*: n=2; *Nasua nasua*: n=2; *Odocoileus virginianus*: n=106; *Tremarctos ornatus*: n=2)

Uso de Cobertura

En la cobertura de arbustal denso se obtuvieron 108 indicios en total pertenecientes a 5 especies y en la cobertura herbácea o arbustal abierto 25 indicios pertenecientes a 3 especies (Tabla 3).

	Cobertura ID		Total
	0. Arbustal denso	1. Herbáceo o Arbustal abierto	
Especie ID			
0. <i>Canis lupus familiaris</i>	9	0	9
1. <i>Cuniculus taczanowskii</i>	6	6	12
2. <i>Didelphis albiventris</i>	2	0	2
3. <i>Nasua nasua</i>	2	0	2
4. <i>Odocoileus virginianus</i>	89	17	106
5. <i>Tremarctos</i>	0	2	2
Total	108	25	133

Tabla 3. Número de indicios por especie en cada cobertura.

Se realizó la prueba Phi y V Cramer (Tabla 4) en donde p fue menor a 0.05 y por lo tanto se rechazó la hipótesis nula la cual decía que las variables Especie y Coberturas son independientes, por lo tanto se acepta la hipótesis alterna que dice que las variables Especie y Cobertura son dependientes.

Medidas simétricas

		Valor	Sig. aproximada
Nominal por nominal	Phi	,386	→ ,001
	V de Cramer	,386	,001
N de casos válidos		133	

Tabla 4. Prueba de Phi y V de Cramer para uso de cobertura

Posteriormente se realizó una prueba de Kruskal – Wallis (Tabla 5), en donde se rechazó la hipótesis nula que decía que la distribución en las dos coberturas era igual debido a que **p** fue mayor a 0.05

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
La distribución de especie es la misma entre los patrones de actividad ID	Prueba Kruskal - Wallis para muestras independientes	→ .000	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 5. Prueba de Kruskal – Wallis para uso de coberturas.

Por último se realizó un análisis no paramétrico para una muestra a las especies que se encontraban distribuidas en las dos coberturas, las cuales fueron: *Odocoileus virginianus* (Tabla 6) y *Cuniculus taczanowskii* (Figura 15), para determinar si preferían alguna de estas dos coberturas. Se encontró que existía una diferencia significativa en el uso de coberturas en *Odocoileus virginianus*, prefiriendo la cobertura de arbustal denso, y que no existía una diferencia significativa en el uso de cobertura en *Cuniculus taczanowskii* (Tabla 7).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
Las categorías definidas por Cobertura ID = 0. Arbustal denso y 1. Herbáceo o Arbustal abierto se producen con probabilidades de 0,5 y 0,5	Prueba binomial para una muestra	→ .000	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 6. Análisis no paramétrico para una muestra (*Odocoileus virginianus*).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
Las categorías definidas por Cobertura ID = 0. Arbustal denso y 1. Herbáceo o Arbustal abierto se producen con probabilidades de 0,5 y 0,5	Prueba binomial para una muestra	→ 1.000	Conservar la hipótesis nula

Tabla 7. Análisis no paramétrico para una muestra (*Cuniculus taczanowskii*).

Patrones de actividad

Con base en el análisis de las fotografías se obtuvieron 70 indicios durante el día, 38 durante la noche y 25 durante el crepúsculo, a partir de las cuales se pudieron determinar las horas de actividad de las 6 especies identificadas (Figura 11) y posteriormente clasificar su actividad en Diurno, Nocturno o Crepuscular (Figura 12).

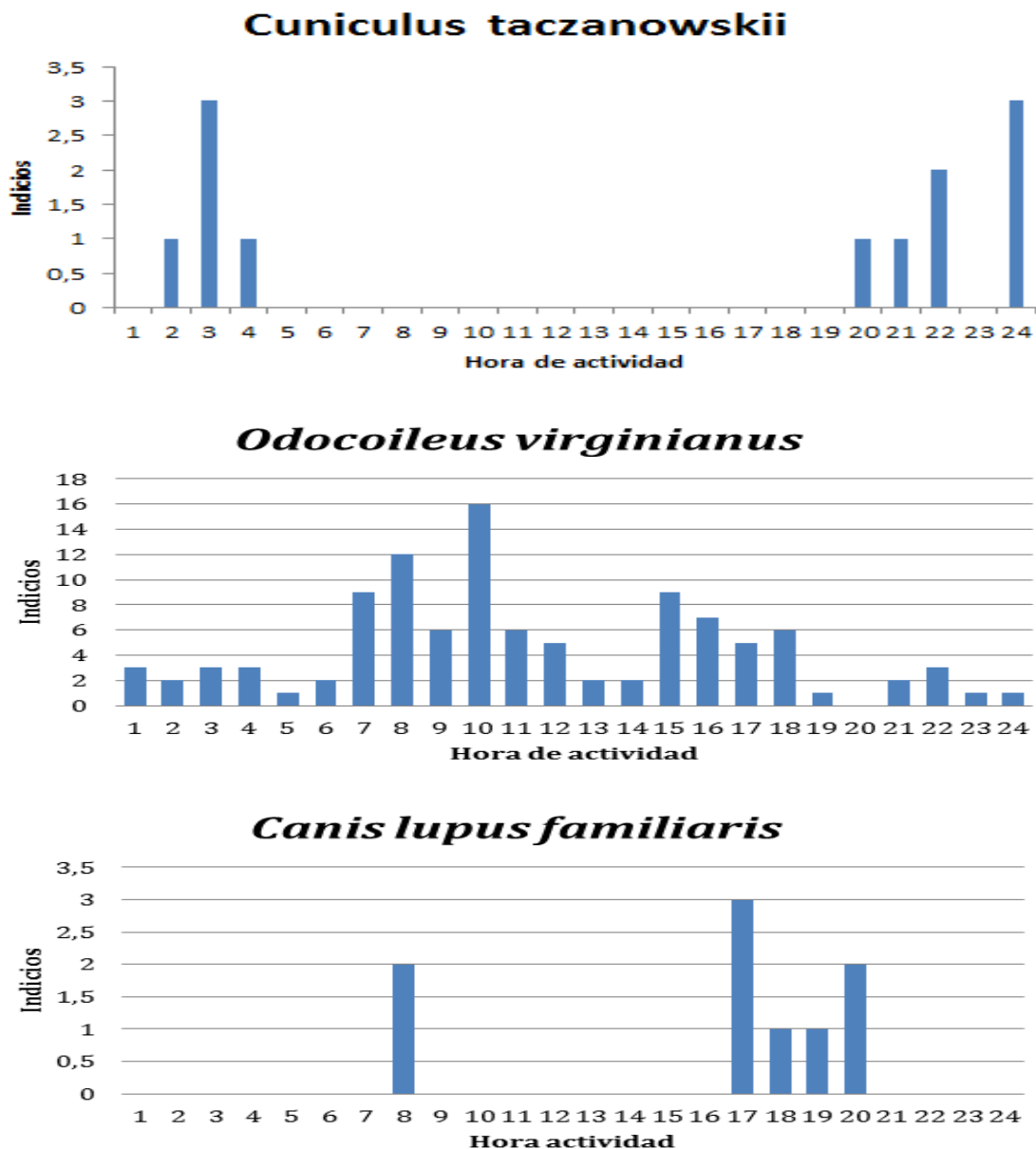


Figura 11. Horas de actividad de mamíferos registrados en el PNN Chingaza durante los meses de Septiembre a Octubre (*Canis lupus familiaris*: n = 9; *Cuniculus taczanowskii*: n=12; *Odocoileus virginianus*: n=106)

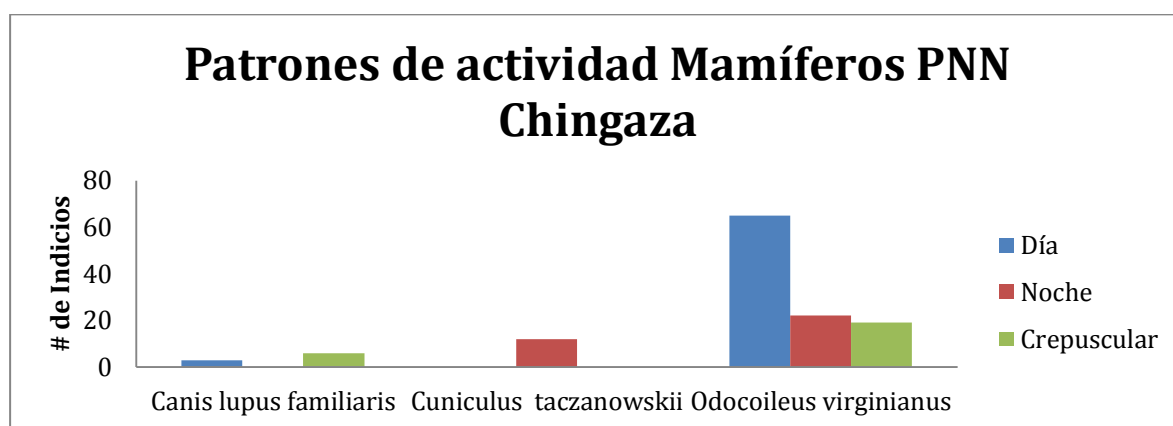


Figura 12. Patrones de actividad de los 6 mamíferos registrados en el PNN Chingaza durante los meses de Septiembre a Octubre (*Canis lupus familiaris*: n = 9; *Cuniculus taczanowskii*: n=12)

Se realizó una prueba de Kruskal – Wallis para determinar si existía diferencia significativa entre los patrones de actividad de las 6 especies, en donde se rechazó la hipótesis nula que decía que la distribución en los tres patrones era igual debido a que p fue menor a 0.05, aceptando la hipótesis altera que dice que existen diferencias significativas entre las categorías de patrones de actividad (Tabla 8).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
La distribución de especie es la misma entre los patrones de actividad ID	Prueba Kruskal - Wallis para muestras independientes	→ .000	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 8. Prueba de Kruskal - Wallis para patrones de actividad.

Por último, se realizó un análisis no paramétrico para una muestra a las especies que presentaron actividad en dos o más categorías, como fueron: *Canis lupus familiaris* (Tabla 9) y *Odocoileus virginianus* (Tabla 10), con el fin de determinar si presentaban mayor actividad en alguna categoría. Se encontró que no existía una diferencia significativa en la actividad diurna o crepuscular de *Canis lupus familiaris*, y que si existía una diferencia significativa en los patrones de actividad de *Odocoileus virginianus*, pero al analizar los patrones de actividad de este por cobertura se evidencia que no hay diferencia significativa en la cobertura herbácea – arbustiva abierta (Tabla 11), pero si en la cobertura arbustiva densa (Tabla 12).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
Las categorías definidas por Patrones de actividad ID = 0 Diurno y 2. Crepuscular se producen con probabilidades de 0,5 y 0,5	Prueba binomial para una muestra	→ .508	Conservar la hipótesis nula

Tabla 9. Análisis no paramétrico para una muestra (*Canis lupus familiaris*).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
La distribución de especie es la misma entre los patrones de actividad ID	Prueba binomial para una muestra	→ .000	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 10. Análisis no paramétrico para una muestra (*Odocoileus virginianus*).

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
La distribución de especie es la misma entre los patrones de actividad ID	Prueba Chi cuadrado	→ .327	Conserve la hipótesis nula

Tabla 11. Análisis no paramétrico para una muestra (*Odocoileus virginianus*-Cobertura Herbácea-arbustal abierta)

Hipótesis Nula	Test	Sig	Decisión
La distribución de especie es la misma entre los patrones de actividad ID	Prueba Chi cuadrado	→ .000	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 12. Análisis no paramétrico para una muestra (*Odocoileus virginianus*-Cobertura - arbustal denso)

Discusión

En Colombia se encuentran reportados 492 mamíferos (Solari et al, 2013), de los cuales 21 familias, 46 géneros y 70 especies están registrados en la franja paramuna y altoandina (Vargas Ríos & Pedraza , 2003). Específicamente en el Parque Nacional Natural Chingaza entre los 2.400 y 3.600 m de altitud, se encuentran reportados un total de 10 órdenes, 20 familias, 40 géneros y 47 especies de mamíferos (Vargas-Ríos & Pedraza , 2003), de los cuales tan solo fueron registradas cinco (5) especies nativas: *Cuniculus taczanowskii*, *Didelphis albiventris*, *Nasua nasua*, *Odocoileus virginianus* y *Tremarctos ornatus*, y una (1) especie invasora: *Canis lupus familiaris*. Esta baja tasa de captura se puede deber a que no todas las especies pueden ser capturadas por este método, como es el caso de algunos roedores, mamíferos arborícolas y voladores (Díaz-Pulido & Payan-Garrido, 2012).

Se encontró que existe una diferencia significativa en el uso de la cobertura arbustiva densa vs la cobertura herbácea – arbustiva abierta (Figura 12), en la cobertura arbustiva densa se encontraron cinco especies (108 indicios) y en la cobertura herbácea – arbustiva abierta se encontraron 3 especies (25 indicios) (Figura 11); la detección de las especies entre las dos coberturas puede estar influida por el nivel de utilización de las mismas (Moreno-Arzate et al., 2009).

Tremarctos ornatus fue detectado solamente dos veces en la cobertura Herbácea- arbustiva y ninguna vez en la cobertura de arbustal denso, a pesar de estar reportado en ambas coberturas (Vargas Ríos & Pedraza , 2003). Su índice de abundancia relativa fue de 1.5, el cual puede estar relacionado a su baja probabilidad de detección, debido a que es una especie con un rango de acción muy grande, 59 km² los machos y 15 km² las hembras (Castellanos, 2011), lo que disminuye la posibilidad de ser capturado (Ancrenaz et al., 2012). *Nasua nasua* fue detectado solamente dos veces en la cobertura de arbustal denso y ninguna en la cobertura herbácea – arbustal abierto, esto concuerda con Beisiegel & Mantovani (2006), que dice que habita principalmente en hábitats con coberturas con varios estratos como los bosques o arbustales, donde pasa la mayoría del tiempo en el suelo buscando invertebrados o frutos para alimentarse y usa los arboles para huir de los depredadores (Yanosky & Mercolli, 1992). El *Didelphis albiventris* fue detectado solamente dos veces en la cobertura de arbustal denso y ninguna en la cobertura herbácea – arbustal abierto, aunque puede encontrarse en ambas coberturas, debido a que tiene la capacidad de adaptarse a diferentes hábitats y estratos,

incluidas las zonas urbanas (de Almeida et al., 2008). El bajo IAR de *Didelphis albiventris* puede estar relacionado con que este es una especie que pasa gran parte del día en árboles o troncos buscando comida (Vargas Ríos & Pedraza , 2003) por lo cual su probabilidad de detección es menor.

Cuniculus taczanowskii estuvo presente en ambas coberturas, en donde se encontraron 6 indicios en cada una, la prueba binomial para una muestra (Figura 15) mostró que no existían diferencias significativas en el uso de éstas. Esta es un especie con la capacidad de adaptarse a diferentes ambientes (Muñoz et al., 2002), lo que explicaría su presencia en ambas coberturas. Su dieta en sitios con vegetación abierta se basa principalmente en la médula de los frailejones (*Espeletia grandiflora*) y en bosques o vegetación cerrada se ha observado que consume raíces y cortezas de árboles (Vargas Ríos & Pedraza , 2003).

El *Odocoileus virginianus* estuvo presente en ambas coberturas, a pesar de estar catalogada en la categoría de vulnerable (VU) a nivel nacional (Vargas Ríos & Pedraza , 2003), tuvo un IAR alto de 79.6, lo que muestra que es una población en buen estado al estar en un área protegida. Presento 89 indicios en arbustal denso y 17 en herbáceo – arbustal abierto, la prueba binomial para una muestra (Figura 14) mostró que existía una diferencia significativa en el uso de coberturas, donde se evidencia una preferencia por la cobertura de arbustal denso. Estos pueden encontrarse en la mayoría de habitats, siempre y cuando estos habitats sean capaces de proporcionarles comida y refugio (Piña & Trejo, 2014). Los habitats de vegetación cerrada, como son los de cobertura arbustiva densa son capaces de brindar mayor protección contra los depredadores y oportunidades de forrajeo, mientras que los habitats abiertos, como los de cobertura herbácea – arbustiva abierta brindan mayor oportunidad de forrajeo pero están más expuestos a los depredadores (Bisi et al., 2013).

Se encontraron 9 indicios de *Canis lupus familiaris* en la cobertura de arbustal denso y ninguna en la cobertura herbácea – arbustal abierto, a pesar de que se escucharon ladridos durante la revisión e instalación de cámaras trampa y se fotografió un perro cerca a una de las cámaras en esta cobertura (cobertura herbácea – arbustal abierto) (Anexos – Figura 24). La preferencia por la cobertura de arbustal denso contradice lo encontrado por Robley et al (2010) en donde muestra que los perros ferales tienen una preferencia por las praderas y zonas con matorrales abiertos, ya que en estas puede ejecutar sus técnicas de caza de manera mas eficiente, debido a que hay menor dificultad de movimiento. Una razón por la cual se puede

intentar explicar la preferencia de los perros por esta cobertura del parque es que en esta zona, como se encontro en el estudio, hay una mayor disponibilidad de presas (*Cuniculus taczanowskii*, *Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* y *Odocoileus virginianus*), de las cuales tres mostraron preferencia por esta cobertura (*Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* y *Odocoileus virginianus*); esta actividad de depredación se evidencia en Parques Naturales de Colombia (2005) en donde reportan ataques de perros hacia venados de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) hasta causarles la muerte y avistamientos de perros escarbando nidos de borugos (*Cuniculus taczanowskii*). Además este tipo de cobertura puede brindarle mayor posibilidad de esconderse y evadir a los depredadores (Moreno-Arzate et al., 2009), que en este caso serian los humanos.

Se encontró que existen diferencias significativas en los patrones de actividad de las 6 especies (Figura 19), con 70 indicios durante el día, 38 durante la noche y 25 durante el crepúsculo. Los patrones de actividad están determinados por diferentes factores, entre los que se encuentran; la conservación de energía, las adaptaciones fisiológicas, la disponibilidad de presas, competencia, depredadores y la presencia humana (Swinnen et al., 2015).

Se determinó que el patrón de actividad de *Cuniculus taczanowskii* es principalmente nocturno, con picos de actividad a las 3:00 y 24:00 horas (Figura 17), esto concuerda con Muñoz et al (2002) donde se reporta el mismo comportamiento. En cuanto a *Nasua nasua* se obtuvieron dos capturas, una durante la noche (4:00 h) y otra durante el crepusculo (17:00 h), lo cual no corresponde a lo descrito por Beisiegel & Mantovani (2006) para la especie, en donde afirma que tiene hábitos principalmente diurnos y crepusculares, pero no nocturnos. Este posible cambio en los patrones de actividad, puede estar relacionado con la necesidad de reducir la presión de depredación de perros u otro depredador (Swinnen et al., 2015). Por su parte, *Didelphis albiventris* tuvo dos capturas durante la noche, a las 3:00 y 21:00 horas (Figura 17), lo que concuerda con la literatura, que indica que esta especie tiene hábitos nocturnos (Vargas Ríos & Pedraza , 2003). De acuerdo con estos resultados, se puede evidenciar que la mayoría de indicios de mamíferos medianos se dieron durante la noche. Esto podría deberse a que la noche les brinda mayor protección contra los depredadores mientras buscan su alimento (Moreno-Arzate et al., 2009).

Se obtuvieron 2 capturas de *Tremarctos ornatus* durante el día, una a las 12:00 y otra a las 17:00 horas, esto concuerda con el estudio de Paisley & Garshelis (2005) en el cual mediante

telemetría determinaron que la actividad del oso se da principalmente durante el día, este tipo de comportamiento le permite buscar frutos por su color y no solamente por su forma; además de que no tiene la necesidad de esconderse de depredadores (Paisley & Garshelis, 2005). Por su parte, *Odocoileus virginianus* presentó actividad catameral, es decir, estuvo activo las 24 horas. Normalmente este tipo de actividad se presenta en mamíferos grandes, ya que requieren mayor cantidad de energía, por lo que dedican más tiempo buscando alimento (Moreno-Arzate et al., 2009). La prueba de chi – cuadrado mostró que existía una diferencia significativa entre los patrones de actividad de los indicios de *Odocoileus virginianus* obtenidos en todo el estudio (Figura 21), pero al analizar independientemente los patrones de actividad en cada cobertura se encontró que no habían diferencias en la cobertura Herbácea – arbustiva abierta (Figura 22), y si habían diferencias significativas en la cobertura de arbustal denso (Figura 23) presentando más actividad durante el día. Hecho que concuerda con Soria-Díaz & Monroy-Vilchis (2015) y Beier & McCullough (1990) que dicen que en habitats con vegetaciones cerradas presentan más actividad durante el día, ya que la vegetación les ofrece protección contra los depredadores.

En cuanto a *Canis lupus familiaris* se obtuvieron 5 registros durante el día, 2 a las 8:00 horas y 3 a las 17:00 horas, con ningún registro durante las 9:00 y 16:00 horas; y 4 registros durante el crepúsculo, entre las 18:00 y 20:00 horas (Figura 17). La prueba binomial para una muestra no evidenció diferencias significativas entre la actividad diurna o crepuscular (Figura 20). No obstante estos resultados difieren con lo descrito en la literatura consultada, en donde indican que los perros, al igual que la mayoría de carnívoros, tienen más actividad durante las horas de la noche (Krauze-Gryz et al., 2012; Lenth et al., 2008) y en algunos casos durante el anochecer (Robley et al., 2010). La variación en los periodos de actividad se puede deber a la disponibilidad de presas (Gittleman & Harvey, 1982; Moreno-Arzate et al., 2009). Como se puede observar en los resultados obtenidos, la especie con abundancia relativa más alta en la cobertura arbustal denso, donde se obtuvieron indicios de perros, fue *Odocoileus virginianus* (Figura 10) que tiene mayor actividad durante el día, específicamente entre las 8:00 - 10:00 y las 15:00 - 18:00 horas, que corresponden con 6 de los 9 registros de actividad de perros (*Canis lupus familiaris*) (Figura 17); por lo cual se puede pensar que el cambio en los patrones de actividad de *Canis lupus familiaris* puede estar relacionado con este hecho. Por otro lado, la actividad nocturna de *Nasua nasua*, *Cuniculus taczanowskii* y *Didelphis albiventris* no se sobrelapa con la actividad diurna y crepuscular de los perros, por lo cual estos no presentan un peligro para ellos.

Conclusiones y recomendaciones

No se encontró un efecto directo de *Canis lupus familiaris* sobre los mamíferos registrados durante el estudio, sin embargo puede estar ocurriendo depredación de los perros sobre *Odocoileus virginianus* debido al solapamiento de sus patrones de actividad y uso de cobertura. Esta depredación se ha evidenciado varias veces en el parque y se han reportado casos parecidos, como la depredación sobre Alces (*Cervus elaphus*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el antilope americano (*Antilocapra americana*) (Bergman et al., 2009). Por esto sería importante realizar nuevos estudios en los que se evalúen las interacciones entre estas dos especies, así como un estudio sobre la dieta de los perros ferales en el parque.

Ahora bien, la información que proporcionan los índices de abundancia relativa dan una mirada rápida al tamaño de una población (Trolliet et al., 2014) y son una buena herramienta para evaluar el manejo de especies dentro del área protegida, así como evaluar la efectividad de remoción de especies invasoras u otras amenazas como cazadores furtivos (Laurance, 2013), por lo cual es una variable de estado importante que el parque puede utilizar dentro de su manejo adaptativo (Mackenzie et al., 2006). Por otro lado para aumentar la captura de especies comunes pero con baja detección, como son el puma (*Puma concolor*) y en el caso del parque los perros (*Canis lupus familiaris*), se tienen que aumentar el número de días de muestreo y no de cámaras (Shannon et al., 2014).

Adicionalmente, en la cobertura arbustiva densa fue más fácil de evidenciar los caminos que utilizaban las especies, aumentando la probabilidad de captura; mientras que en la cobertura herbácea- arbustiva abierta el punto óptimo para ubicar las cámaras era desconocido, debido a que no se evidenciaban los caminos que utilizaban las especies, por lo tanto los animales podían simplemente pasar por detrás de la cámara disminuyendo el número de detecciones (Ancorenaz et al., 2012). Por lo cual se recomienda para próximos estudios el uso de cebos en ambas coberturas, para aumentar la probabilidad de captura (Trolliet et al., 2014). Además de ubicar las cámaras cerca de caminos (Arispe et al., 2008), ya que las 9 fotografías obtenidas de perros fueron en las dos cámaras cercanas a éstos. Por último, configurar el sensor de la cámara en bajo en las coberturas con vegetación abierta, para evitar que el viento active la cámara con mayor frecuencia.

Bibliografía

- Álvarez-Romero, J. G., Medellín, R. A., Oliveras de Ita, A., Gómez, H., & Sánchez, O. (2008). Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- Ancrenaz, M., Hearn, A. J., Ross, J., Sollmann, R., & Wilting, A. (2012). *Handbook for wildlife monitoring using camera-traps*. BBEC II Secretariat.
- Arispe, R., Venegas, C., & Rumiz, D. (2008). Abundancia y Patrones de Actividad del Mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque chiquitano de Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 15(2), 3230-333.
- Beier, P., & McCullough, D. R. (1990). Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife monographs*, 109, 3-51.
- Beisiegel, B. M., & Mantovani, W. (2006). Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. *Journal of Zoology*, 269, 77-87.
- Bergman, D. L., Breck, S. W., & Bender, S. C. (2009). Dogs Gone Wild: Feral Dog Damage in the United States. *Wildlife Damage Management*, 177-183.
- Bisi, F., Nodari, M., Oliveira, N. M., Ossi, F., Masseroni, E., Preatoni, & D. G., et al. (2013). Habitat selection and activity patterns in Alpine mountain hare (*Lepus timidus varronis*). *Mammalian Biology*, 78, 28-33.
- Boitani, L., & Ciucci, P. (1995). Comparative social ecology of feral dogs. *Ethology Ecology & Evolution*, 49-72.
- Bowkett, A. E., Rovero, F., & Marshall, A. R. (2007). The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 479-487.
- Bridges, A. S., & Noss, A. J. (2011). Chapter five: Behavior and Activity Patterns. En A. F. O'Connell, *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- Butler, J. R., & du Toit, J. T. (2002). Diet of free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: implications for wild scavengers on the periphery of wildlife reserves. *Animal Conservation*, 5, 29-37.
- Butler, J., du Toit, J. T., & Bingham, J. (2004). Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation*, 115, 369-378.
- Castellanos, A. (2011). Andean bear home ranges in the Intag region, Ecuador. *Ursus*, 22(1), 65-73.

Chen, M. T., Tewes, M. E., Pei, K., & Grassman, L. I. (2009). Activity patterns and habitat use of sympatric small carnivores in southern Taiwan. *Mammalia*, 73, 20-26.

de Almeida, A. J., Torquetti, C. G., & Talamoni, S. A. (2008). Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. *Rev. Bras. Zool*, 25(2).

de Almeida-Jacomo, A. T., Silveira, L., & Diniz-Filho, J. A. (2004). Niche separation and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *The Zoological Society of London*, 99-106.between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*)

Delibes-Mateos, M., Díaz-Ruiz, F., Caro, J., & Ferreras, P. (2014). Activity patterns of the vulnerable guiña (*Leopardus guigna*) and its main prey in the Valdivian rainforest of southern Chile. *Mammalian Biology*, 79, 392-397.

Di Bitetti, M. S., Di Blanco, Y. E., Pereira, J. A., Paviolo, A., & Jiménez Pérez, I. (2009). Time partitioning favors the coexistence of sympatric Crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and Pampas foxes (*Lycalopex gymnocersus*). *Journal of Mammalogy*, 479-490.

Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., & De Angelo, C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270, 153-163.

Díaz-Pulido, A., & Payan-Garrido, E. (2012). Manual de fototrampeo una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia.

Engeman, R. M., Massei, G., Sage, M., & Gentle, M. N. (2013). Monitoring wild pig populations: a review of methods. *Environmental Science Pollution Research*, 20, 8077-8091.

García-Aguilar, M. C. (2012). Monitoreo de la población de perros ferales en la isla de cedros, baja California, y las amenazas a la mastofauna nativa. *Acta zoologica mexicana*, 28(1), 37-48.

Gittleman, J. L., & Harvey, P. H. (1982). Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10, 57-63.

Goad, E. H., Pejchar, L., Reed, S. E., & Knight, R. L. (2014). Habitat use by mammals varies along an exurban development gradient in northern Colorado. *Biological Conservation*, 176, 172-182.

Gottelli, D., & Sillero-Zubiri, C. (1992). The Ethiopian Wolf: an endangered endemic canid. *Oryx*, 26, 205-214.

Gray, T., & Phan, C. (2001). Habitat preferences and activity patterns of the larger mammal community in phnomprich wildlife sanctuary, Cambodia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 59(2), 311-318.

- Green, J. S., & Gipson, P. S. (1994). Feral Dogs. *The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage*, 77-82.
- Higashide, D., Miura, S., & Miguchi, H. (2013). Evaluation of Camera-Trap Designs for Photographing Chest Marks of the Free-Ranging Asiatic Black Bear, *Ursus thibetanus*. *Mammal Study*, 38(1), 35-39.
- Hughes, J., & Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157, 341-351.
- IBM Corporation. (2012). *Manual del usuario del sistema básico de IBM SPSS Statistics 21*. IBM Corporation.
- Jaramillo, J. S., & Rodríguez, E. D. (2015). Mapa Cobertura Chingaza. Escala:1:100.000. Protección: Transverse-Mercator. Cartografía de Tierra (IDEAM, 2007).
- Jenks, K. E., Chanteap, P., Damrongchainarong, K., Cutter, P., Cutter, P., Redford, T., et al. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2), 113-131.
- Jhala, Y. V. (1993). Predation on blackbuck by wolves in Valavadar National Park, Gujarat India. *Conservation Biology*, 7, 874-881.
- Kelly, M. J., & Holub, E. L. (2008). Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15(2), 249-262.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J. B., Goszczyński, J., Chylarecki, P., & Zmihorski, M. (2012). The good, the bad, and the ugly: space use and intraguild interactions among three opportunistic predators cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), and red fox (*Vulpes vulpes*) under human pressure. *Canadian Journal of Zoology*, 90(12), 1402-1413.
- Krauze-Gryz, D., & Gryz, J. (2014). Free ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in central Poland: Density, Penetration range and Diet composition. *Polish Journal of Ecology*, 62, 183-193.
- Laurance, W. F. (2013). Does research help to safeguard protected areas? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(5), 261-266.
- Lenth, B. E., Knight, R. L., & Brennan, M. E. (2008). The effect of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal*, 218-227.
- Lira-Torres, I., & Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los amíferos de los Chiampas, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana*, 28(3), 566-585.

Long, R. A., Donovan, T. M., Mackay, P., Zielinski, W. J., & Buzas, J. S. (2007). Comparing Scat Detection Dogs, Cameras, and Hair Snares for Surveying Carnivores. *The Journal of Wildlife Management*, 71(6), 2018-2025.

Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier .

Martinez Becerra, R., Martinez Rueda, N., & Martinez Martinez, M. V. (2011). *Diseño de experimentos en ciencias biológicas agropecuarias y biológicas con SAS, SPSS, R y STATISTIX*. Bogota D.C.: Fondo Universitario Nacional, I.A.C.

McCallum, J. (2013). Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types. *Mammal Review*, 43, 196–206.

Megid, J., Feijó de Souza, V., Teixeira, C., Cortez, A., Amorin, R., Heinemann, M. (2009). Canine Distemper Virus in a Crab-eating Fox (*Cerdocyon thous*) in Brazil: Case Report and Phylogenetic Analyses. *Journal of Wildlife Diseases*, 527-530.

Mitchell, B. D., & Banks, P. B. (2005). Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology*, 30, 581-591.

Moreno Arzate, E., López González, C. A., Iñiguez Dávalos, L. I., & Martínez Mendoza, A. (2009). Actividad y uso de habitat en mamíferos medianos y grandes en la estación científica las joyas, dentro de la reserva de la biosfera sierra de Manantlan. Mexico DF : Universidad Nacional Autónoma de México .

Muñoz, J., Betancur, O., & Duque, M. (2002). Patrones de actividad y de actividad nocturna de Agouti paca en el parque nacional natural Utria (Choco, Colombia). *Actual Bio*, 76, 75-85.

Paisley, S., & Garshelis, D. L. (2005). Activity patterns and time budgets of Andean bears (*Tremarctos ornatus*) in the Apolobamba Range of Bolivia. *Journal of Zoology*, 208(1), 25-34.

Panzer, Y., Gallo, M., Sarute, N., Guasco, S., Cardeillac, A., Bonilla, B. (2012). Evidence of two co-circulating genetic lineages of canine distemper virus in South America . *Virus Research*, 401-404.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2005). Documento ejecutivo del plan de manejo del parque nacional natural Chingaza 2005-2009.

Piña, E., & Trejo, I. (2014). Densidad poblacional y caracterización de hábitat del venado cola blanca en un bosque templado de Oaxaca, México. *Acta Zoologica Mexicana*, 30(1).

Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating Overlap of Daily Activity Patterns From Camera Trap Data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337.

- Robley, A., Gormley, A., Forsyth, D. M., Wilton, A. N., & Stephens, D. (2010). Movements and habitat selection by wild dogs in eastern Victoria. *Australian Mammalogy*, *32*, 23-32.
- Rovero, F., Tobler, M., & Sanderson, J. (2007). Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates.
- Scott, M. D., & Causey, K. (1973). Ecology of Feral Dogs in Alabama. *The Journal of Wildlife Management*, *37*(3), 253-265.
- Selvan, K., Lyngdoh, S., Habib, B., & Gopi, G. (2014). Population density and abundance of sympatric large carnivores in the lowland tropical evergreen forest of Indian Eastern Himalayas. *Mammalian Biology*, *79*, 254-258.
- Sepúlveda, M., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A., & Singer, R. (2015). Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology*, *80*, 290-297.
- Silva-Rodríguez, E. A., Ortega-Solís, G. R., & Jiménez, J. E. (2010). Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology*, *35*, 765-777.
- Shannon, G., Lewis, J. S., & Gerber, B. D. (2014). Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ*.
- Solari, S., Muñoz-Saba, Y., Rodríguez-Mahecha, J. V., Defler, T. R., Ramírez-Chaves, H. E., & Trujillo, F. (2013). Riqueza, Endemismo y Conservación de los Mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, *20*(2), 301-365.
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera trapping. *Biological Conservation*, *159*, 405-412.
- Soria-Díaz, L., & Monroy-Vilchis, O. (2015). Monitoring population density and activity pattern of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in Central Mexico, using camera trapping. *Mammalia*, *79*(1), 43-50.
- Sterna, R. T., & Smith, G. C. (2006). Modelling wildlife rabies: Transmission, economics, and conservation. *Biological conservation*, 163-179.
- Swinnen, K., Hughes, N., & Leirs, H. (2015). Castor fiber) activity patterns in a predator-free landscape. What is keeping them in the dark? *Mammalian Biology*.
- Tobler, M. (2014). Camera Base: User guide
- Torres, P. C., & Prado, P. I. (2010). Domestic dogs in a fragmented landscape in the Brazilian Atlantic Forest: abundance, habitat use and caring by owners. *Brazilian Journal of Biology*, *70*(4).

Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., & Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 18(3), 446-454.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. (2010). *Información general Parque Nacional Natural Chingaza para guardaparques voluntarios*.

Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009). Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39 (4), 265-283.

Vargas Ríos, O., & Pedraza, P. (2003). *El Parque Nacional Natural Chingaza*.

Vilá, C., & Wayne, R. K. (1999). Hybridization between Wolves and Dogs. *Conservation Biology*, 13 (1), 195-198.

Weber, M. (2010). Perros (*Canis lupus familiaris*) y gatos (*Felis catus*) ferales en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, México: Diagnóstico, efectos en la fauna nativa y perspectivas de control. *Ecosur*.

Wilson, G. J., & Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151-164.

Witmer, G., Constantin, B., & Boyd, F. (2005). Feral and Introduced Carnivores: Issues and Challenges. *Wildlife Damage Management Conferences*, 90-101.

Yanosky, A. A., & Mercolli, C. (1992). Preferencias de Habitat y Actividad del Coatí Común (*Nasua nasua*) en la reserva ecologica el Bagual (Argentina). *Misc Zool*, 16, 179-182.

Young, J. K., Oslon, K. A., Reading, R. P., Amgalanbaatar, S., & Berger, J. (2011). Is Wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience*, 61 (2), 125-132.

Anexos

Tabla 1. Formato que se llenó para cada cámara durante su instalación

Fecha	Hora	Cámara	Coordenadas	memoria	programada	armada	Cobertura	Observaciones
		1						
		2						
		3						
		4						
		5						
		6						
		7						
		8						
		9						
		10						
		11						
		12						
		13						
		14						
		15						
		16						
		17						
		18						
		19						
		20						

Tabla 2. Formato que se llenó para cada cámara durante las revisiones

Cámara	Fecha	Cambios		Programada	Armada
		Memoria	Batería		
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					



Figura 24. Perro (*Canis lupus familiaris*) fotografiado en La Playa, cerca de una de las cámaras trampa (Cobertura herbácea – abustiva abierta)