

IMPACTO DE PERROS DOMÉSTICOS SOBRE ENSAMBLAJES DE MAMÍFEROS DE ÁREAS PROTEGIDAS EN LOS ANDES TROPICALES

Andrés Felipe Bermúdez Vivas, Pregrado Biología (3140), Sede Meléndez, Cali.

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia

Correo electrónico: bermudez.andres@correounivalle.edu.co

Oscar Enrique Murillo García

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia

Correo electrónico: oscar.murillo@correounivalle.edu.co

María Juliana Bedoya Durán

Grupo de investigación en Ecología Animal, universidad del valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia

Correo electrónico: mariajulianabedoya@gmail.com

RESUMEN

Las especies invasoras afectan el equilibrio ecológico de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas a través de su efecto sobre la biodiversidad nativa. Los perros domésticos se comportan como especies invasoras en zonas rurales, representando un peligro potencial para la estabilidad ecológica de los bosques aledaños, principalmente por su alta tasa de depredación y transmisión de enfermedades. El estatus doméstico de los perros y su abundancia en zonas rurales genera la necesidad de conocer su impacto para generar estrategias de prevención, mitigación y control. Para determinar el impacto de los perros rurales sobre el ensamblaje de mamíferos, se ubicaron cámaras trampa, en fincas y reservas privadas en la Serranía de los paraguas y con base en un modelo de ocupación de dos especies, se determinó los patrones de uso de hábitat de los perros rurales y las especies de mamíferos, a partir de las historias de detección de las especies. Se determinaron los patrones de actividad de los perros rurales y las especies de mamíferos y se estimó el coeficiente de traslape en la actividad horaria entre estos, además de la probabilidad de detección y ocupación en ausencia y en presencia de perros. Se concluye que las especies de mamíferos de hábitos terrestres de un tamaño menor o igual al de los perros, además de hábitos nocturnos, presentaron tasas bajas de detección y de traslape en áreas donde los perros son más frecuentes. Por el contrario, especies de mayor envergadura y hábitos diurnos presentaron un alto coeficiente de traslape, con disminución en sus tasas de ocupación. Finalmente se generó información para soportar la necesidad de estrategias que permitan prevenir, mitigar y controlar daños potenciales producidos por los perros domésticos rurales sobre la biodiversidad nativa en zonas de reservas privadas y fincas.

Palabras clave: Conservación, mamíferos, perros domésticos, especies invasoras, zonas amortiguamiento, trampas, uso de hábitat.

ABSTRACT

Invasive species affect the ecological balance of communities and the functioning of ecosystems through their impact on native biodiversity. Domestic dogs behave as invasive species in rural areas, representing a potential danger to the ecological stability of the surrounding forests, primarily due to their high predation rate and disease transmission. The domestic status and abundance of dogs in rural areas create the need to

understand their impact in order to develop prevention, mitigation, and control strategies. To determine the impact of rural dogs on mammal assemblages, camera traps were placed on farms and private reserves in the *Serranía de los Paraguas*. Using a two-species occupancy model, habitat use patterns of rural dogs and mammal species were determined based on species detection records. Activity patterns of rural dogs and mammal species were identified, and the coefficient of hourly activity overlap between them was estimated, along with detection and occupancy probabilities in the presence and absence of dogs. It is concluded that terrestrial mammal species of smaller size or equal to that of dogs, as well as those with nocturnal habits, showed low detection rates and overlap in areas where dogs are more common. Conversely, larger species with diurnal habits exhibited a high coefficient of overlap, with a decrease in their occupancy rates. Finally, this information was generated to support the need for strategies to prevent, mitigate, and control potential damage caused by rural domestic dogs to native biodiversity in private reserves and farms.

Key words: Conservation, mammals, domestic dogs, invasive species, buffer zones, traps, habitat use

INTRODUCCIÓN

La presencia de organismos invasores afecta el equilibrio ecológico de las comunidades al afectar negativamente la distribución y abundancia de ciertas especies silvestres, lo cual se puede reflejar en alteraciones del funcionamiento de los ecosistemas (Koleff, 2017). Una especie invasora es un organismo que los humanos han introducido, intencional o accidentalmente, fuera de su rango de distribución natural, el cual puede causar efectos negativos debido al aumento poblacional descontrolado (Espínola & Julio, 2007). Las especies invasoras se consideran la segunda causa de disminución de la biodiversidad, amenazando las especies silvestres a través de la degradación del hábitat, la depredación, la competencia y la transmisión de enfermedades (Wittenmyer et al., 2008). En particular el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*) es un animal exótico usado como animal de compañía o para el cuidado de cultivos y ganadería (Baptiste *et al.*, 2010). Sin embargo, a pesar de los beneficios de los perros domésticos para los dueños, estos pueden funcionar como especies invasoras que usan los bosques, siendo una amenaza potencialmente importante para la conservación de los vertebrados silvestres (Silva-Rodríguez & Sieving, 2012).

La relación entre humanos y perros se remonta 14.000 años atrás y se ha caracterizado por facilitar la cacería, la protección y reducción de conflictos entre humanos y especies circundantes a las zonas de refugio (Valadez et al., 2003). Sin embargo, la condición de cría en libertad en áreas rurales facilita interacciones con animales silvestres como la depredación y la competencia por interferencia y por explotación (Jaksic, 2007). A pesar de sus beneficios para los pobladores, en las áreas rurales se generan condiciones idóneas para que los perros se conviertan en una amenaza potencial para la conservación de la biodiversidad (Castro et al., 2019). Se ha demostrado los perros causan altas tasas de mortalidad para vertebrados pequeños y pueden generar cambios significativos en la distribución espacial y la actividad temporal de las presas y otros depredadores (Brown et al., 1999; Laundre, 2010). El comportamiento de los perros en hábitats naturales es poco conocido, aunque se presume que son activos en zonas boscosas cercanas a asentamientos humanos, principalmente en horas crepusculares y nocturnas (Barrezueta, 2021). Adicionalmente los perros tienen el potencial de colonizar, invadir y sobrevivir en hábitats naturales, causando cambios en la estructura, composición y función de las poblaciones nativas. (Weber, 2010; Merchán Barrezueta, 2021; Guzman, 2019). Sin embargo, se necesita más información sobre su efecto en la fauna nativa, principalmente en las especies de

zonas tropicales. En Colombia se han realizado pocos estudios sobre el efecto de los perros domésticos rurales sobre la fauna silvestre (ej: Reátiga 2015, Calderón 2008), lo cual no refleja la importancia de esta interacción para la vulnerabilidad de las especies silvestres que habitan zonas de gran biodiversidad como son los bosques montanos de los Andes tropicales.

Los Andes tropicales es una de las regiones con mayor biodiversidad, debido a que presentan un paisaje heterogéneo, con una amplia variedad de hábitats y cantidad de recursos (Myers et al., 2000, Young & León 2001). Esta zona es considerada un punto caliente (hotspot) de biodiversidad, con una alta tasa de especies endémicas (Mena et al., 2012). Se han registrado aproximadamente 600 especies de mamíferos en los Andes tropicales, es decir el 9% de mamíferos del planeta, siendo la zona de mayor diversidad para este grupo taxonómico (Keating, 2007). No obstante, es uno de los sitios con mayores amenazas, entre las que se destacan la minería, la cacería, el cambio climático, la deforestación y el uso de suelo para la agricultura y el pastoreo (Garavito et al., 2012). La principal estrategia de conservación en la zona es la creación de áreas protegidas; sin embargo, esta estrategia es insuficiente para preservar la diversidad debido a las amenazas que rodean las áreas protegidas y que pueden afectar directa o indirectamente las especies que albergan. En los Andes, generalmente existe una alta densidad de población humana y en las zonas aledañas a las áreas protegidas, las cuales son dedicadas a la agricultura, la ganadería y el descanso (Martínez et al., 2012). Estos asentamientos rurales utilizan de manera constante los perros como acompañamiento y para la protección, aunque su condición de libertad, su abundancia y su frecuente descuido, aumentan el potencial como invasor y amenaza para la biodiversidad nativa.

Con el fin de entender los mecanismos por los cuales las especies invasoras afectan a los ecosistemas a través de su efecto sobre la pérdida de biodiversidad, se evaluó el impacto de los perros domésticos rurales en el uso de hábitat y los patrones de actividad de especies de mamíferos silvestres. Para lo cual se determinó el efecto de la presencia y actividad de los perros rurales sobre la distribución espacial y los patrones de actividad de las especies del ensamblaje de mamíferos silvestres de la Serranía de los Paraguas. Se espera que los perros, presenten: (1) tasas bajas de uso de hábitat en áreas donde los perros son más frecuentes y (2) menor traslape en los patrones de actividad con los perros.

MÉTODOS

Zona de estudio

Las áreas protegidas seleccionadas para la instalación de las cámaras hacen parte de la red de reservas naturales Tatamá'-Paraguas y los sitios adicionales son fincas de las zonas circundantes y/o hacen parte de algunos procesos de producción de cafés especiales en la zona de estudio, por lo que tienen algo de manejo y conservación en sus fincas. La zona de estudio se encuentra en el corredor de conservación Choco-Manabí del departamento del Valle del Cauca, coordenadas 4°45'39" norte, 76°13'21"W. El área está ubicada dentro del hotspot Choco-Darién-Ecuador, donde se destaca la presencia de altos niveles de endemismo, importante biodiversidad y zona de transición entre dos ecorregiones terrestres (Echeverri *et al.*, 2009). Las fluctuaciones de altura

van desde los 0 m.s.n.m en el piedemonte hasta los 3000 m.s.n.m en la cima, lo que abre un rango de temperaturas medias entre 5 y 30° C, generando tres tipos de ecosistemas dominantes como son bosque húmedo montano bajo, bosque pluvial montano bajo y bosque pluvial montano. (Bedoya-Duran *et al.*, 2021). Particularmente las áreas seleccionadas para el estudio se encuentran en un gradiente altitudinal entre los 1200 y los 2200 msnm.

En la zona se encuentran principalmente fragmentos de bosques montanos húmedos, intercalados principalmente por cultivos. Se han identificado aproximadamente 32 especies de mamíferos terrestres en la zona, con alguna de ellas incluidas en la lista roja de la UICN en estados vulnerables y casi amenazados (Bedoya-Duran *et al.*, 2021)

Trabajo de campo

El muestreo fue realizado por Bedoya-Duran y colaboradores en los años 2017 y 2019. El muestreo consistió en la instalación de cámaras trampa distribuidas en 53 sitios. Las cámaras se instalaron en estaciones, por tipo de uso primario de la tierra, siendo en total 619 estaciones. Las cámaras se instalaron aproximadamente a 40 cm del suelo, teniendo en cuenta una separación mínima de 100 m entre las cámaras. Cada cámara estuvo en actividad un promedio de 30 días por estación con un total de 23,666 días trampa.

Se emplearon durante el muestreo cámaras Strike Force HD Pro, Browning®, provista de detección rápida y velocidad de disparo de 0,2 segundos, además de sensor de movimiento infrarrojo, lo que permite detectar la mayor cantidad de movimiento posible en la zona de captura. Durante el proceso se configuraron principalmente en modo ráfaga, obteniendo 4 imágenes consecutivas por disparo en una resolución de 20 megapíxeles. Se tuvo en cuenta para cada imagen la fecha y hora. De acuerdo con un diseño aleatorio estratificado con el fin de cubrir los diferentes tipos de hábitats presentes en estas (quebradas, caminos, bosque primario, borde de bosque, interior de bosque. Adicionalmente, se registraron las distancias lineales a los bordes de bosque más cercanos. Las cámaras se revisaron aproximadamente cada 15 días para verificar su correcto funcionamiento, cambio de baterías y establecer el estado de las memorias.

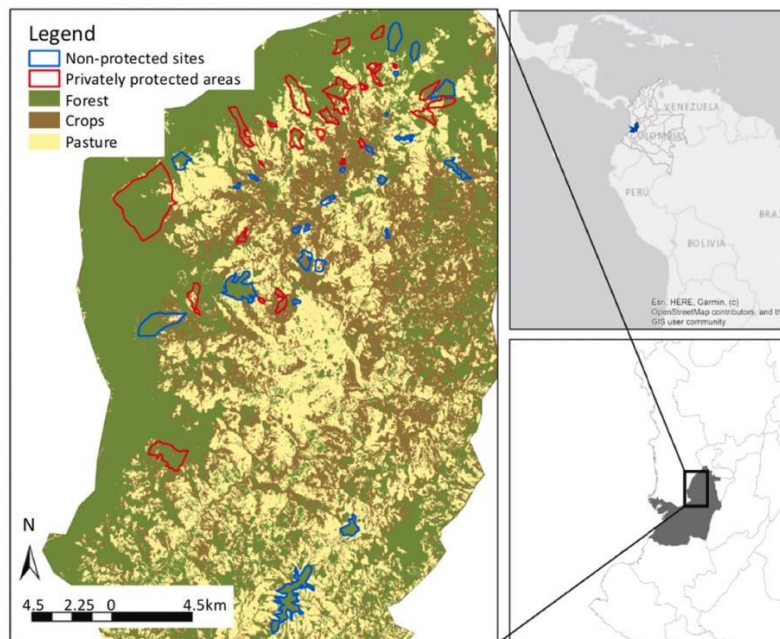


Figura 1. Ubicación de áreas protegidas (polígonos rojos), y fincas agroforestales (polígonos azules) sitios utilizados para la instalación de cámaras trampa y posterior obtención de muestras para mamíferos en la región de la Red de Reservas naturales Tatamá-Paraguas. Tomado de (Bedoya-Duran *et al.*, 2021).

Análisis de datos

Para la caracterización de los patrones de actividad temporal, se utilizó la distribución que describa la probabilidad de captura dentro de los intervalos de horario particular, para ello se aplicará la función de densidad de probabilidad al ensamblaje de mamíferos terrestres de la zona identificados en las cámaras trampa y utilizó el método Kernel del paquete R “Overlap” (Meredith & Ridout, 2017). Se calculó el patrón de actividad de los perros en cada área y posteriormente para cada una de las especies (con suficientes detecciones) del ensamblaje de mamíferos observados en cada localidad. Finalmente, para comparar los patrones de actividad se cuantificó el grado de superposición entre las distribuciones estimadas correspondiente a los perros y las especies de mamíferos. Para cuantificar el área de superposición y cuantificar las diferencias en la actividad horaria entre especies, se utilizó el coeficiente de superposición ($\Delta 1$); el cual proporciona un número que varía entre 0 y 1, indicando ausencia o completa superposición de la actividad entre dos especies (Linkie & Ridout, 2011). Se generaron intervalos de confianza con el método Bootstrap a partir de 1000 repeticiones (Meredith & Ridout, 2017), con ellos se determinará si los patrones de actividad son diferentes o si no existe segregación temporal.

Para investigar si la presencia o detección de los perros en el sitio de muestreo influye en la presencia o detección de las especies de mamíferos silvestres, se usaron modelos de ocupación de dos especies (MacKenzie *et al.* 2004). En este tipo de modelos se asumió que los perros son dominantes a nivel interespecífico frente a las especies de mamíferos silvestres (Núñez & Núñez, 2006) Se estimaron las siguientes probabilidades: Ψ^A : probabilidad de ocupación de los perros, Ψ^{aB} : probabilidad de ocupación de la especie de mamífero cuando están ausentes los perros y Ψ^{AB} : probabilidad de ocupación de la especie de mamífero cuando están presentes los perros. En los modelos a priori se asumió que la presencia de los perros influye en las especies de mamíferos. Para la probabilidad de detección, se estimaron los siguientes parámetros: p_A : probabilidad de detectar los perros, p_{aB} : probabilidad de detectar la especie de mamífero cuando están ausentes los perros y p_{AB} : probabilidad de detectar la especie de mamífero cuando están presentes los perros. Se construyeron modelos para la interacción entre los perros y cada una de las especies de mamíferos pequeños y medianos. La selección de los mejores modelos de ocupación se realizó de acuerdo con el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) y se analizaron los parámetros asociados al modelo: valores estimados, errores estándar, significancia estadística de los intercepto y significancia estadística de las covariables relacionadas (Cortezzi *et al.*, 2017). Para los análisis de ocupación sólo se consideraron registros consecutivos de la misma especie en la misma estación de muestreo que se encontraba separada al menos una hora entre sí, esto con el fin de garantizar la independencia de los registros y la posibilidad de pseudoreplicación. Los análisis se llevaron a cabo a través del paquete estadístico “jagsUI” (Kellner 2021) en el lenguaje de programación estadística R v.4.0.3 (R Development Core Team, 2018).

RESULTADOS

Observación de especies

Durante el proceso de muestreo se obtuvieron un total de 2500 noches trampa registrando en total 31 especies de mamíferos silvestres, incluyendo la especie de estudio (*Canis lupus familiaris*), obteniendo 406 registros de esta especie en 145 cámaras. Todas las especies del orden Rodentia, de tamaño pequeño y hábitos nocturnos, se agruparon en un solo grupo taxonómico debido a la imposibilidad de su identificación individual. Logramos destacar las especies del orden Rodentia con 3578 registros, *Sciurus granatensis* con 1197, *Didelphis marsupialis* con 636 y *Dasyprocta punctata* con 816, las cuales presentaron la mayor cantidad de registros, mientras que especies de mediana y gran envergadura como *Tamandua mexicana*, *Panthera onca* y *Tremarctos ornatus* con 16 registros, sumando el total de individuos registrados de las especies mencionadas, presentaron bajas tasas de observación (Tabla 1). Esta diversidad correspondió a la mayoría de las especies probables para la zona y que pueden ser detectadas en mayor medida por estos métodos indirectos (Figura 2). El orden Carnívora a pesar de ser el más representativo de la zona con 17 especies observadas, no representa la mayoría de observaciones totales, siendo el orden Rodentia el más representativo; las razones estas dadas por características propias de cada grupo taxonómico como la reproducción y tamaños de población.

Tabla 1. Especies observadas durante en total de cámaras trampa, número de cámaras y total de registros por especie.

Orden	familia	Especies	nombre comun	Numero de camaras	Total de registros
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Corzuela colorada	3	3
	Tayassuidae	<i>Dicotyles tajacu</i>	Pecari de collar	11	24
Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus Familiaris</i>	Perro	145	406
		<i>Cerdocyion thous</i>	Zorro	74	279
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	38	56
		<i>Leopardus tigrinus</i>	Tigrillo	124	219
		<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	60	100
		<i>Panthera onca</i>	Jaguar	1	1
		<i>Puma concolor</i>	Puma	36	71
		<i>Puma yagouaroundi</i>	Guina	16	22
	Muestelidae	<i>Eira barbara</i>	taira	227	581
		<i>Mustela felipei</i>	Comadreja colombiana	2	4
		<i>Mustela frenata</i>	Comadreja de cola larga	40	61
	procyonidae	<i>Bassaricyion neblina</i>	Olinguito	5	16
		<i>Nasua nasua</i>	Coati	88	136
		<i>Nasuella olivacea</i>	Coati andino	22	30
		<i>Potos flavus</i>	Martucha	23	33
		<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache	37	67
		<i>Treamrctos ornatus</i>	Oso andino	6	6
	cingulata	chlamyphoridae	<i>Cabassous centralis</i>	Armadillo de cola larga	16
Dasypodidae		<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo de nueve bandas	223	636
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	chucha	114	937
		<i>Didephis pernigra</i>	chucha	112	356
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero•	8	9
Rodentia	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Lapa	25	91
		<i>Cuniculus taczanowskii</i>	Lapa	9	25
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	guatin	204	816
	Dinomyidae	<i>Dinomys branickii</i>	pacarana	2	2
	Erethizontidae	<i>Equinoprocta rufescens</i>	Puercoespín de cola corta	5	18
	Sciuridae	<i>Sciurus granatensis</i>	Ardilla de cola roja	330	1197
Rodentia				363	3578

Actividad temporal

Considerando el total de registros obtenidos para la actividad de los perros, la actividad general de los perros rurales de la zona es diurna, destacando dos picos máximos de actividad a las 10:00 am y a las 3: 00 pm, con una disminución en su pico de actividad alrededor del mediodía (Figura 3). No se observó actividad notoria durante el crepúsculo, anochecer y alba (Figura 3). Por lo cual el coeficiente de traslape entre las especies de mamíferos y los perros de la zona fue mayor para especies con actividad diurna ($Dhat1 > 0.72$, Tabla 2), la mayoría de tamaños igual o menor a los perros domésticos rurales. Adicionalmente, algunas de las especies nocturnas, catemerales y crepusculares presentaron una considerable superposición temporal ($Dhat1 > 0.5$) con los perros rurales de la zona. Por lo tanto, al presentar una alta superposición con mamíferos silvestres ($Dhat1 > 0.5$) los perros pueden actuar como competidor de carnívoros silvestres como *Eira barbara*, *Leopardus wiedii*, y *Puma yagouaroundi*; y como depredador de roedores como *Sciurus granatensis* y *Dasyprocta punctata* y de carnívoros como *Nasua nasua* y *Nasuella olivaceae*.

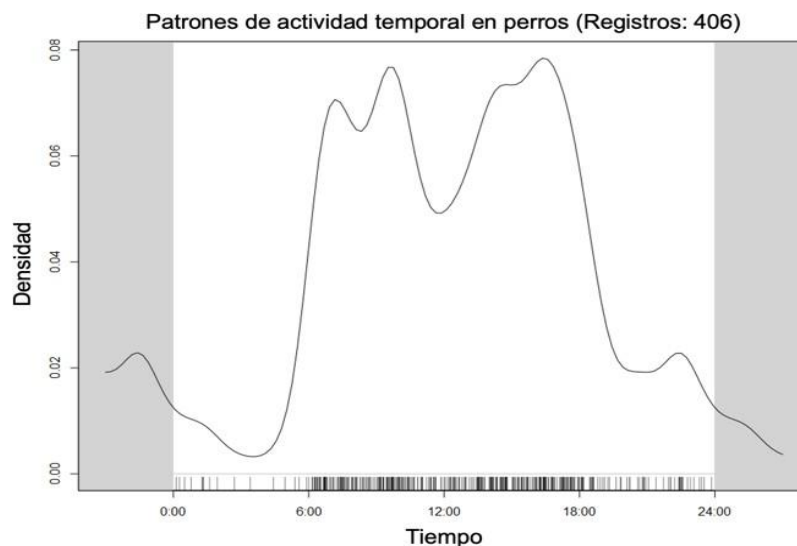


Figura 2. Patrones de actividad temporal de *Canis Lupus familiaris*, durante el tiempo de muestreo realizado en la zona de estudio.

Tabla 2. Actividad de mamíferos según su actividad y tamaño, coeficiente de traslape de patrón de actividad con *Canis Lupus familiaris* e intervalos de confianza (95%) en paisajes de los Andes tropicales.

Especies	Dhat1	lower	upper	Actividad	Tamaño
<i>Eira barbara</i>	0.86	0.81	0.90	Diurno	Medio
<i>Nasua nasua</i>	0.85	0.80	0.90	Diurno	Medio
<i>Puma yagouaroundi</i>	0.82	0.73	0.92	Diurno	Medio
<i>Dycotiles tajacu</i>	0.80	0.71	0.90	Diurno	Medio
<i>Sciurus granatensis</i>	0.72	0.67	0.77	Diurno	Pequeño
<i>Dasyprocta punctata</i>	0.70	0.62	0.73	Crepuscular	Pequeño

<i>Nasuella olivaceae</i>	0.68	0.52	0.82	Catemeral	Pequeño
<i>Cerdocyon thous</i>	0.56	0.46	0.59	Nocturno	Medio
<i>Puma concolor</i>	0.51	0.40	0.59	Nocturno	Grande
<i>Leopardus wiedii</i>	0.39	0.29	0.44	Nocturno	Medio
<i>Leopardus tigrinus</i>	0.35	0.26	0.37	Nocturno	Medio
<i>Leopardus pardalis</i>	0.35	0.23	0.39	Nocturno	Medio
<i>Potos flavus</i>	0.28	0.17	0.35	Nocturno	Pequeño
<i>Procyon cancrivorous</i>	0.26	0.16	0.28	Nocturno	Medio
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0.24	0.18	0.24	Nocturno	Pequeño
<i>Cerdocyon thous</i>	0.22	0.12	0.29	Nocturno	Medio
<i>Didelphis pernigra</i>	0.21	0.15	0.21	Nocturno	Pequeño
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.20	0.15	0.20	Nocturno	Pequeño
<i>Rodents</i>	0.20	0.15	0.20	Nocturno	Pequeño
<i>Cuniculus paca</i>	0.19	0.12	0.20	Nocturno	Pequeño

Ocupación

Se encontró evidencia de que la presencia de perros influencia la ocupación de *Cuniculus paca*, *Didelphis pernigra* y *Eira barbara* (Figura 4). Estas especies presentaron una mayor probabilidad de ocupación en ausencia (Ψ^{aB}) que en presencia (Ψ^{AB}) de los perros pues no hay traslape entre los intervalos de confianza (IC $\Psi^{aB} > IC\Psi^{AB}$, Tabla 3, Anexo 1). Adicionalmente, se observó en *Leopardus tigrinus*, *Mustella frenata*, *Nasua nasua*, una tendencia a presentar mayor probabilidad de ocupación de estas especies en ausencia (Ψ^{aB}) que en presencia (Ψ^{AB}) de los perros (Tabla 3), pues hay poco traslape entre los intervalos de confianza, para (Figura 5). No hubo evidencia que la presencia de los perros influencia la ocupación de las demás especies.

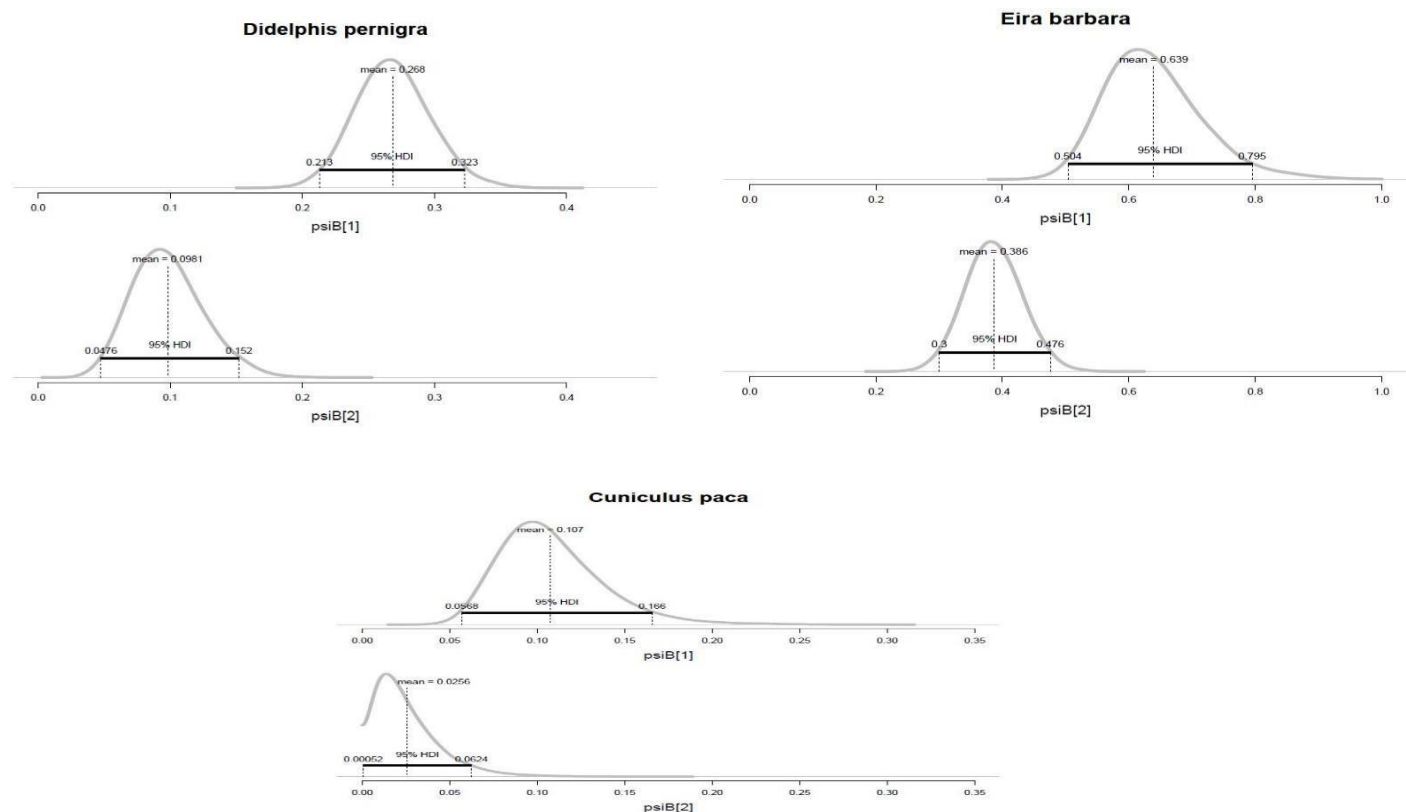


Figura 3. Efecto de la presencia de perros domésticos sobre la ocupación *Cuniculus paca*, *Eira barbara* y *Didelphis pernigra*. psiB[1]: probabilidad de ocupación de las especies silvestres en ausencia de perros domésticos rurales, psiB[2]: probabilidad de ocupación de las especies silvestres en presencia de perros domésticos rurales.

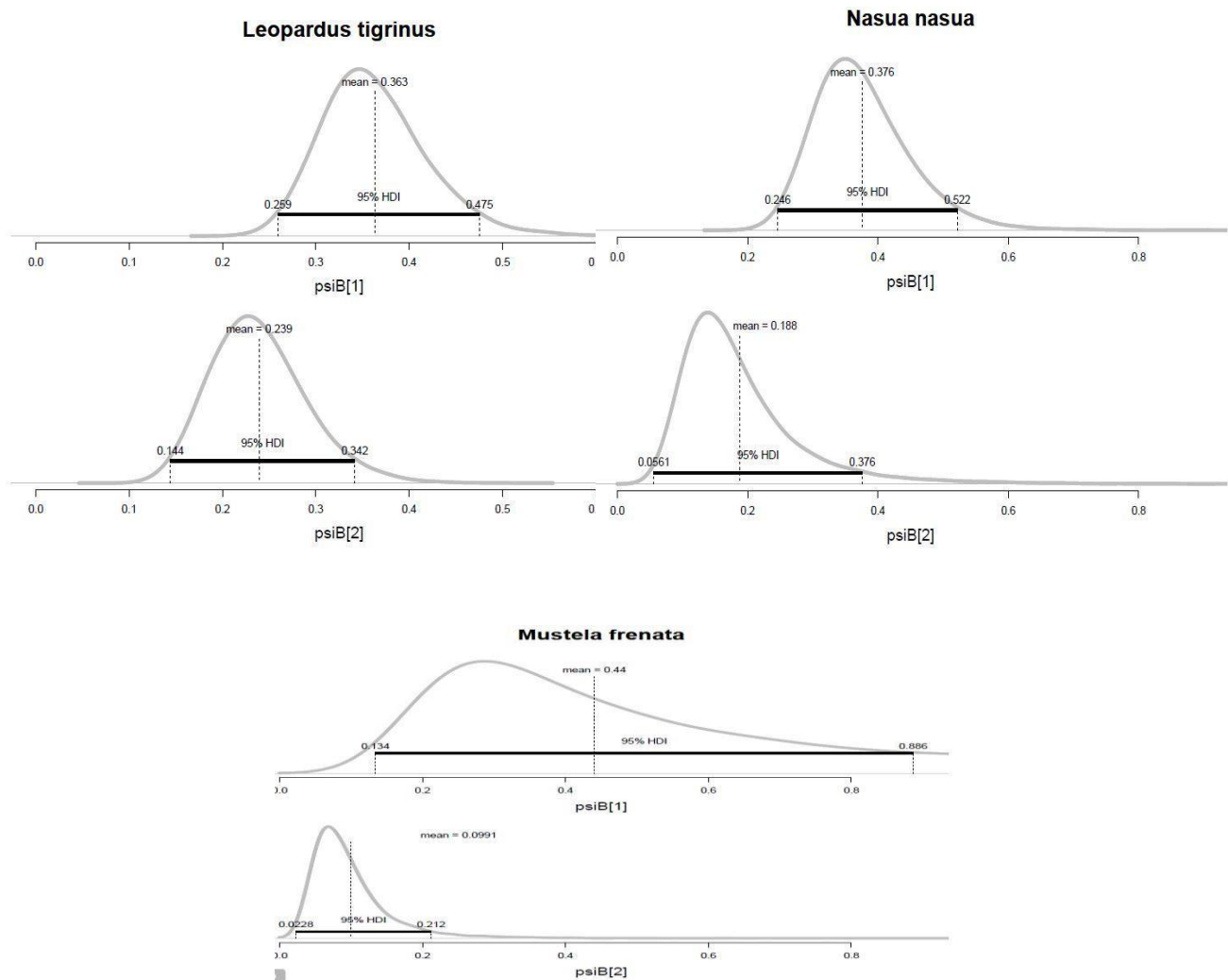


Figura 4. Efecto de la presencia de perros domésticos sobre la ocupación de *Leopardus tigrinus*, *Mustela frenata* y *Nasua nasua*. psiB[1]: probabilidad de ocupación de las especies silvestres en ausencia de perros domésticos rurales, psiB[2]: probabilidad de ocupación de las especies silvestres en presencia de perros domésticos rurales.

Detección

Los datos obtenidos, indican que a nivel general la probabilidad de detección no se vio afectada negativamente por la presencia de perros rurales (Tabla 3, anexo 1); sólo se encontró evidencia de la influencia de la presencia de perros sobre la detección de roedores (Tabla 3, anexo 1), pues se presentó una mayor probabilidad de detección de esta especie en ausencia de perros (p^{AB}) que en su presencia (p^{AB}) (Figura 5).

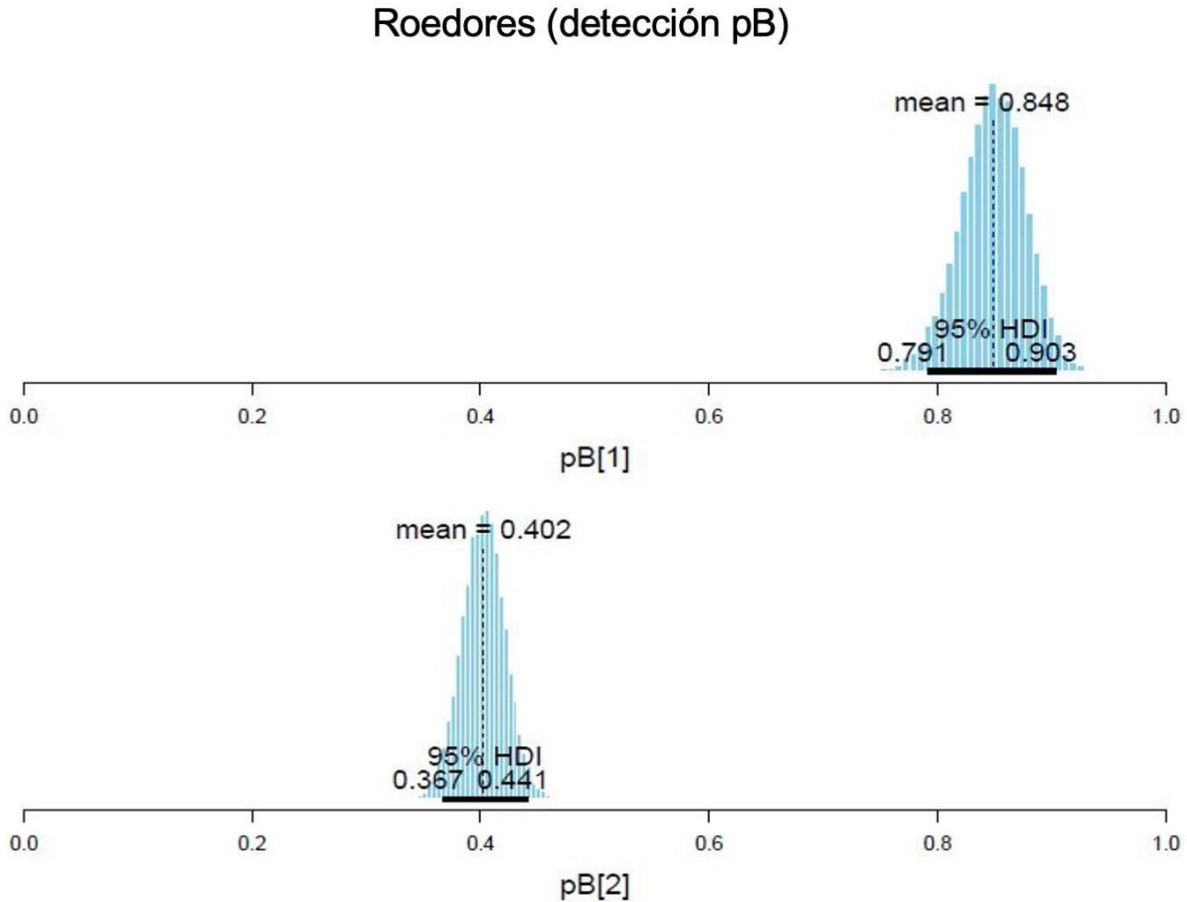


Figura 5. Efecto de la presencia de perros domésticos sobre la detección de especies del orden Rodentia. pB[1]: probabilidad de detección de las especies silvestres en ausencia de perros domésticos rurales , pB[2]: probabilidad de detección de las especies silvestres en presencia de perros domésticos rurales.

DISCUSIÓN

Los perros domésticos rurales presentaron una actividad principalmente diurna, por lo cual presentaron mayor coeficiente de traslape con especies de actividad diurna, independientemente del tamaño corporal. Adicionalmente, se presentó un traslape considerable en actividad de los perros con especies con hábitos nocturnos ($D_{hat1} = , < 0.5$), siendo estos carnívoros de tamaño mediano y grande como *Cerdocyon thous* y *Puma concolor*, respectivamente. Los perros afectaron negativamente la probabilidad de ocupación de especies de marsupiales, carnívoros y roedores con los cuales tienen bajo o alto traslape en actividad. En el caso contrario, los perros no afectaron las probabilidades de detección de las especies de mamíferos silvestres con excepción de los roedores. Los resultados indican que los perros causan efectos directos e indirectos sobre las especies de mamíferos silvestres, sugiriendo competencia con otras especies de carnívoros y depredación con especies de roedores y carnívoros pequeños.

De acuerdo a nuestras hipótesis se esperaba que las especies de mamíferos de tamaño similar o menor a los perros presentaran horarios de actividad que se traslapen poco, pues se espera que

especies simpátricas de tamaños y hábitos similares o de menor tamaño sean activas en periodos del día diferentes a los perros para evitar el contacto directo con estos y así reducir la competencia interespecífica o la depredación. Sin embargo, se encontró que los perros domésticos rurales del área de estudio presentan un comportamiento diurno y contrario a lo esperado se presentó un amplio traslape en actividad ($D_{hat} > 0.50$) con especies de igual o menor tamaño con actividad diurna. Adicionalmente, la actividad de los perros se traslapó ampliamente con especies crepusculares como *Dasyprocta punctata*, catemerales como *Nasua olivacea* y nocturnas de tamaño similar como *Cerdocyon thous*. Por lo tanto, la actividad de los perros se traslapó ampliamente con la de otros carnívoros nativos y roedores lo cual estos pueden estar actuando como competidores en el primer caso y como depredadores en el segundo caso. Los perros pueden ser competidores efectivos por interferencia, especialmente con carnívoros de tamaño mediano y pequeño (Vanak & Gompper, 2009). De tal forma que los perros pueden actuar como competidores intergremiales con carnívoros simpátricos en el contexto de competencia por explotación o interferencia (Vanak & Gompper, 2009). Adicionalmente, Los perros son capaces de matar un número significativo de individuos de diversas especies, independientemente de su taxonomía y tamaño corporal (Young *et al.*, 2011). Aunque la mayoría de las poblaciones de perros dependen en gran medida de alimentos derivados de los humanos y obtienen una proporción relativamente pequeña de su dieta de presas silvestres, los perros pueden alcanzar densidades de población elevadas y, por lo tanto, podrían potencialmente superar en competencia a los carnívoros nativos, especialmente cuando las presas son escasas (Vanak & Gompper, 2009). De acuerdo con el traslape en actividad temporal, los perros podrían ser: (1) competidores potenciales de carnívoros como *Eira barbara*, *Puma yagouaroundi* y *Cerdocyon thous* y (2) depredadores potenciales de especies presa como *Sciurus granatensis* y *Dasyprocta punctata* y de otros carnívoros más pequeños como *Nasua nasua* y *Nasua olivacea*. Sin embargo, especies con alto coeficiente de traslape como *Sciurus granatensis* ($D_{hat} > 0.7$) podrían evitar la depredación por perros debido a sus hábitos arbóreos. Se deben realizar más estudios para analizar el uso del tiempo de las especies que presentaron bajo traslape en actividad con los perros, en áreas donde no coocurren con estos, con el fin de determinar si los patrones de actividades temporal observados en el presente estudio son el resultado de una partición del tiempo o reflejan diferencias en la biología de las especies.

Se esperaba que las especies de mamíferos pequeños y medianos tendrían poca presencia en zonas donde los perros sean frecuentes, encontrando en ambos casos resultados dispares. La depredación de especies silvestres por perros rurales domésticos es alta y frecuente, por lo cual que la probabilidad de presencia de perros es la variable que mejor explica cambios en la distribución de mamíferos nativos (Silva-Rodríguez, 2012). Se encontró que las especies *Didelphis pernigra*, *Cuniculus paca*, *Eira barbara*, *Leopardus tigrinus*, *Mustela frenata*, y *Nasua nasua* tienden a evitar las áreas con presencia de perros pues presentaron mayores probabilidades de ocupación en áreas donde los perros están ausentes que donde están presentes los perros: lo cual está de acuerdo con lo esperado. Inesperadamente, 4 especies de mamíferos nativos exhibieron una respuesta positiva a la presencia de los perros domésticos rurales (Anexo 1). Los perros tienen la capacidad de afectar a una variedad de especies de vida silvestre (a menudo mamíferos y aves), tanto a través de la depredación directa de individuos como a través del acoso y la perturbación que resulta en una disminución del éxito reproductivo (Elbroch & Kusler, 2018). La fauna puede responder a la presencia de perros o, de hecho, incluso a la percepción de la presencia de perros, de manera similar a como lo haría ante la presencia o el riesgo representado por la posible presencia de lobos u otros canidos grandes similares (Gompper,

2013). Por lo tanto, los perros pueden desempeñar el papel de un carnívoro mediano dentro de los ensamblajes de carnívoros de las áreas naturales, especialmente en áreas donde los ensamblajes nativos de carnívoros grandes son empobrecidos (Vanak & Gompfer, 2009). Por otra parte, en entornos donde los gremios de depredadores están en gran medida intactos y relativamente diversificados, los perros a menudo asumen roles de meso depredadores de menor tamaño y subordinados, debido a la presencia de depredadores más grandes como lobos y felinos de gran tamaño, como es el caso de la zona de estudio (Butler *et al.*, 2004; Dalerum *et al.*, 2009; Ritchie & Johnson, 2009). Sin embargo, cuando el gremio de depredadores está gravemente diezmado o ausente por completo, los perros pueden funcionar como el depredador dominante. Todas las especies diurnas registradas con alto coeficiente de traslape con los perros rurales como *Eira barbara* y *Nasua nasua* ($D_{\text{hat}} > 0.8$), presentaron menor probabilidad de ocupación, evidenciando segregación espacial por competencia interespecífica (Nuñez & Nuñez, 2006).

Por otra parte, los resultados sugieren que los perros domésticos que entran o se establecen en áreas urbanas protegidas pueden tener impactos negativos indirectos en la vida silvestre. El marcaje territorial con orina o excreciones por parte de los perros puede cambiar el comportamiento de individuos de especies silvestres (Gese & Ruff, 1997). La respuesta de estos ante la presencia de un estímulo amenazante, como un perro, genera una perturbación. Estas respuestas implican la interrupción de actividades normales, y a menudo provocan comportamientos anti depredatorios, como la vigilancia, la huida, el refugio, el comportamiento de congelamiento o el ocultamiento (Hockin *et al.*, 1992). Estas modificaciones en comportamiento y patrones de actividad de los mamíferos silvestres en respuesta a los efectos indirectos de los perros pueden reducir su frecuencia de alimentación (Mifsut & Jimenez, 2007, Vanak *et al.*, 2009), alterando las interacciones entre animales y plantas, como la herbivoría, dispersión y remoción de semillas (Vanak *et al.*, 2014). En el caso de especies con traslape bajo ($D_{\text{hat}} < 0.4$), pero con disminución en su probabilidad de ocupación como *Didelphis pernigra*, *Leopardus tigrinus* o *Procyon cancrivorus* es probable que la sola presencia indirecta de los perros rurales afecte en general todo el comportamiento, influenciando sus hábitos y evitando el contacto con los perros. Finalmente, en la mayoría de las especies la detección de las especies nativas fue mayor (o al menos igual) cuando los perros estaban presentes que cuando estaban ausentes, indicando que la mayoría de las especies no modificaron su comportamiento habitual en la zona, con excepción de los individuos del orden Rodentia. La marca de territorios por parte de los perros puede cambiar patrones de comportamiento de especies pequeñas como individuos del orden Rodentia, en respuesta a los efectos indirectos de los perros reduciendo la capacidad de ser detectados en los muestreos.

La Serranía de los paraguas se considera un complejo geográfico de vital importancia en la región geográfica de los Andes, destacado por su gran biodiversidad, zona identificada como corredor de conservación de especies tan importantes como el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*), Jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) (Guerra-González, 2017). Durante todo el proceso de muestreo se detectaron 31 especies de mamíferos terrestres en la zona y a pesar de que los registros son heterogéneos entre especies, indican un alto nivel de riqueza. Esto sugiere que el ensamblaje de mamíferos cuenta con buena salud, a pesar de las condiciones adversas presentes en la zona como la fragmentación, la deforestación y la presencia de asentamientos humanos. Por lo cual es crucial evaluar el efecto de la presencia de especies con comportamiento invasor como *Canis lupus familiaris*, (Echeverri & Harper, 2009). Por lo cual se evaluó si la alta presencia y la actividad de los perros en la zona tiene un impacto directo sobre la distribución y patrones de actividad del ensamblaje de mamíferos de la zona. Se encontró que los perros domésticos rurales

ejercen efectos directos reduciendo las probabilidades de ocupación de especies diurnas y efectos indirectos reduciendo las probabilidades de detección y ocupación de especies de mamíferos silvestres. Los resultados sugieren que los perros rurales se comportan como especies invasoras, desencadenando tasas altas de mortalidad por depredación, cambios en los hábitos de comportamiento, alimenticios y temporales que cambian los patrones de distribución y el comportamiento de especies silvestres. El desplazamiento de especies de importancia ecológica en áreas naturales con alta presencia de perros, puede generar un desequilibrio en las interacciones, que potencialmente puede afectar negativamente los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco inicialmente a mi alma mater, Universidad Del Valle, por la gran experiencia y maravilloso aprendizaje durante todos estos años. A las entidades que financiaron la toma de datos (Conservation food and Health Foundation, Ron Maguil Conservation Edowment, Cleveland Metroparks Zoo y la Universidad de la Florida a través del Tropical Conservation and Development program, School of Natural Resources and Environment y The Biodiversity Institue), las organizaciones locales ambientales, Corporación Serranía y Corporversalles y las personas que apoyaron la recolección de datos y la entradas a las fincas y reservas del Nudo Tatamá Paraguas, liderado por mi codirectora María Juliana Bedoya y apoyado por mi Director de proyecto Oscar Enrique Murillo quien fue mi guía durante la carrera y en la presente investigación; por ultimo a mi padre Robinson, por el apoyo incondicional durante todo mi proceso de aprendizaje, mis abuelos Luis y Francenet, parte fundamental de mi proceso

LITERATURA CITADA

- Baptiste, M. P. et al. (2010) Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia.
- Barrezueta, M. B. M. (2021) “Solapamiento de nicho ecológico temporal entre perros ferales y mamíferos nativos en el suroccidente de Ecuador,” *Mammalia aequatorialis*, 3, pp.103–104.
- Bedoya-Durán, M. J., Murillo-García, O. E. y Branch, L. C. (2021) “Factors outside privately protected areas determine mammal assemblages in a global biodiversity hotspot in the Andes”, *Global ecology and conservation*, 32(e01921), p. e01921. doi: 10.1016/j.gecco.2021.e01921.
- Brown, J. S., Laundre, J. W. and Gurung, M. (1999) “The ecology of fear: Optimal foraging, game theory, and trophic interactions,” *Journal of mammalogy*, 80(2), pp. 385-399. doi: 10.2307/1383287.
- Butler, J. R. A., Du Toit, J. T. y 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, pp. 369–378.
- Calderón L. M. (2008). Evaluación de la presencia de perros (*Canis familiaris*) en humedales de la Sabana de Bogotá (Colombia) y su efecto potencial sobre la fauna silvestre. Tesis de Pregrado. Universidad de los Andes. Colombia.

- Castro-Pastene, C. et al. (2019) “Animales domésticos ferales y meso-mamíferos invasores del Parque Nacional Radal Siete Tazas”, *Boletín Museo Nacional de Historia Natural*, 68(2), pp. 121–130.
- Cortelezzi, A. et al. (2017) “Site-occupancy modelling: A new approach to assess sensitivity of indicator species,” *Ecological indicators*, 79, pp. 191–195. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.04.040.
- Chandi Tapia, W. G., & Ruano Collahuazo, K. V. (2022). *Evaluación de los conflictos socioambientales generados por los perros ferales en el ecosistema páramo de Mojanda* (Bachelor's thesis).
- Dalerum, F. et al. (2009) “Diversity and depletions in continental carnivore guilds: implications for prioritizing global carnivore conservation”, *Biology Letters*, 5, pp. 35–38.
- Gompper, M. E. (2013) *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Editado por Matthew E. Gompper. Londres, Inglaterra: Oxford University Press.
- Hockin, D. et al. (1992) “Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments”, *Journal of environmental management*, 36(4), pp. 253–286. doi: 10.1016/S0301-4797(08)80002-3.
- Echeverri, M. A. and Harper, G. J. (2009) “Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia-Ecuador),” *Recursos Naturales y Ambiente Número*, 58, pp. 78–88.
- Elbroch, L. M. and Kusler, A. (2018) “Are pumas subordinate carnivores, and does it matter?,” *PeerJ*, 6(e4293), p. e4293. doi: 10.7717/peerj.4293.
- Espínola, L. A. and Júlio, H. F. (2007) “Especies invasoras: conceptos, modelos e atributos,” *Interciencia*, 32, pp. 580–585.
- Garavito, N. T. et al. (2012) “Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales,” *Ecosistemas*, 21, pp. 1–2.
- Gese, E. M. and Ruff, R. L. (1997) “Scent-marking by coyotes, *Canis latrans*: the influence of social and ecological factors,” *Animal behaviour*, 54(5), pp. 1155–1166. doi: 10.1006/anbe.1997.0561.
- Guerra González, G. J. (2017) “Implementación de herramientas de manejo de paisaje, en la ventana de paisaje rural cafetero del municipio de El Cairo, como estrategia de conservación de biodiversidad,” in *en el área del corredor de conservación Serranía de los Paraguas y el PNNN Tatamá*.
- Harmsen, B. J. et al. (2011) “Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey”, *Zeitschrift für Saugetierkunde [Mammalian biology]*, 76(3), pp. 320–324. doi: 10.1016/j.mambio.2010.08.007.
- Iglecia, M. N., Collazo, J. A. and McKerrow, A. J. (2012) “Use of occupancy models to evaluate expert knowledge-based species-habitat relationships,” *Avian conservation and ecology*, 7(2). doi: 10.5751/ace-00551-070205.
- Jaksic, F. (2007). *Ecología de comunidades*. Ediciones UC, PP. 50-58.
- Keating, P. L. (2007) “Fire ecology and conservation in the high tropical Andes: Observations from northern Ecuador,” *Journal of Latin American geography*, 6(1), pp. 43–62. doi: 10.1353/lag.2007.0003.
- Koleff, P. (2017) *Conceptos básicos sobre las invasiones biológicas y sus impactos a la biodiversidad. Principales retos que especies exóticas invasoras.*

- Kronfeld-Schor, N. y Dayan, T. (2003) “Partitioning of time as an ecological resource”, *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), pp. 153–181. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435.
- Linkie, M. y Ridout, M. S. (2011) “Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests: Tiger–prey temporal interactions”, *Journal of zoology* (London, England: 1987), 284(3), pp. 224–229. doi: 10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x.
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L. y Nichols, J. D. (2004) “Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly”, *The journal of animal ecology*, 73(3), pp. 546–555. doi: 10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x.
- Martinez, R., Jørgensen, P. M. and Tiessen, H. (2012) “Cambio climático y biodiversidad en los Andes tropicales,” in Herzog, S. K. (ed.) MacArthur Foundation.
- Mena, J. L. et al. (2012) “Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales. Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI),” in Sao José dos Campos, y Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente (SCOPE), París, pp. 307–324.
- Meredith, M., & Ridout, M. (2017). Overview of the overlap package. R Project, 1–9. From <https://cran.rproject.org/web/packages/overlap/index.html>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Norden, N. (2014) “Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales,” *Colombia forestal*, 17, pp. 247–261.
- Núñez, P. G. and Núñez, M. A. (2006) “Controversias en ecología: La competencia interespecífica y la estructuración de comunidades,” *A parte de Rei*, 47, pp. 1–15.
- Reátiga, J. F. (2015). Determinación del efecto de los perros ferales (*Canis lupus familiaris*) sobre los mamíferos de Parque Nacional Natural Chingaza, mediante fototrampeo. Trabajo de Grado. Universidad Nacional de Colombia.
- Pielou, E. C. (1972). Niche width and niche overlap: a method for measuring them. *Ecology*, 53(4), pp. 687-692.
- Ramírez, F. A. R. and Ordóñez, E. Z. (2006) “Estudio del comportamiento de una jauría de perros ferales presente en el humedal de La Conejera (Compartir-Suba, Bogotá, Colombia),” *Acta Biológica Colombiana*, 11(1).
- R Core Team (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Silva-Rodríguez, E. A. and Sieving, K. E. (2012) “Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate,” *Biological conservation*, 150(1), pp. 103–110. doi: 10.1016/j.biocon.2012.03.008.
- 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), pp. 322–337. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>
- Ritchie, E. G. y Johnson, C. N. (2009) “Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation”, *Ecology Letters*, 12, pp. 982–998.
- Valadez, R., Leonard, J. and Vilá, C. (2003) “El origen del perro americano visto a través de la biología molecular,” *AMMVEPE*, 14(3), pp. 73–82.

- Vanak, A. T. y Gompper, M. E. (2009) “Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition”, *Mammal review*, 39(4), pp. 265–283. doi: 10.1111/j.1365-2907.2009.00148.x.
- Vanak, A. T. *et al.* (2014) Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. *En* ‘Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation. Oxford, UK.: Oxford University Press.
- 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. Informe final proyecto SDP-18-2008 pnud-conanp-ecosur. Campeche, México.
- Wittemyer, G. *et al.* (2008) “Accelerated human population growth at protected area edges,” *Science* (New York, N.Y.), 321(5885), pp. 123–126. doi: 10.1126/science.1158900.
- Young, J. K. *et al.* (2011) “Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations”, *Bioscience*, 61(2), pp. 125–132. doi: 10.1525/bio.2011.61.2.7.
- Young, K. R., & León, B. (2001). The Tropical Andes: Diverse environments, diverse human impacts. *Mountain Research and Development*, 21(4), 351-355.

TABLAS Y FIGURAS.

Tabla 3. Datos totales de detección y ocupación de especies identificadas en las zonas de resguardos privados, en ausencia y presencia de *Canis Lupus familiaris*.

Species	mean	sd	median	l95	u95	Rhat
pA <i>Leopardus wiedii</i>	0.258	0.02	0.258	0.22	0.299	1.001
pB[1]	0.12	0.037	0.12	0.048	0.191	0.999
pB[2]	0.224	0.065	0.222	0.1	0.351	0.999
psiA	0.296	0.025	0.295	0.248	0.346	1.001
psiB[1]	0.229	0.078	0.213	0.12	0.375	1.002
psiB[2]	0.145	0.049	0.137	0.064	0.24	0.998
pA <i>A rodents</i>	0.121	0.01	0.121	0.103	0.142	1.001
pB[1]	0.848	0.028	0.849	0.791	0.903	1
pB[2]	0.402	0.019	0.403	0.367	0.441	0.999
psiA	0.613	0.039	0.613	0.537	0.691	1
psiB[1]	0.473	0.047	0.472	0.382	0.567	1
psiB[2]	0.713	0.038	0.713	0.639	0.788	1
pA <i>Nasua olivacea</i>	0.261	0.02	0.261	0.222	0.3	1.001
pB[1]	0.064	0.034	0.058	0.008	0.131	1.001
pB[2]	0.671	0.179	0.691	0.33	0.971	1.001
psiA	0.293	0.024	0.293	0.247	0.343	1.002
psiB[1]	0.202	0.134	0.162	0.048	0.477	1.001

psiB[2]	0.013	0.01	0.011	0	0.032	1.001
pA <i>Puma yagouaroundi</i>	0.26	0.02	0.259	0.222	0.3	1.001
pB[1]	0.057	0.052	0.043	0.001	0.156	1
pB[2]	0.101	0.074	0.085	0.003	0.245	1
psiA	0.295	0.025	0.294	0.247	0.345	1.001
psiB[1]	0.204	0.212	0.117	0.012	0.727	1
psiB[2]	0.163	0.162	0.105	0.011	0.523	1.003
pA <i>Leopardus pardalis</i>	0.26	0.02	0.26	0.221	0.3	0.999
pB[1]	0.129	0.039	0.127	0.053	0.207	1.002
pB[2]	0.128	0.064	0.119	0.019	0.25	1
psiA	0.294	0.025	0.294	0.247	0.344	1
psiB[1]	0.141	0.05	0.131	0.066	0.235	1.002
psiB[2]	0.149	0.101	0.122	0.029	0.34	1.001
pA <i>Dasybus novemcinctus</i>	0.251	0.023	0.252	0.206	0.295	1.001
pB[1]	0.265	0.037	0.271	0.184	0.327	0.999
pB[2]	0.361	0.052	0.358	0.267	0.464	1
psiA	0.306	0.03	0.304	0.251	0.368	1.001
psiB[1]	0.443	0.04	0.441	0.368	0.521	0.999
psiB[2]	0.435	0.049	0.433	0.339	0.532	1.001
pA <i>Sciurus granatensis</i>	0.236	0.024	0.236	0.19	0.283	0.999
pB[1]	0.274	0.031	0.277	0.213	0.332	0.999
pB[2]	0.463	0.03	0.464	0.406	0.521	0.999
psiA	0.325	0.034	0.323	0.262	0.393	0.999
psiB[1]	0.605	0.039	0.603	0.531	0.684	1.001
psiB[2]	0.672	0.044	0.673	0.584	0.755	0.999
pA <i>Cerdocyon thous</i>	0.25	0.019	0.25	0.213	0.288	1
pB[1]	0.071	0.042	0.064	0.01	0.15	1
pB[2]	0.341	0.04	0.341	0.264	0.422	1.001
psiA	0.305	0.025	0.305	0.257	0.356	1.001
psiB[1]	0.315	0.181	0.26	0.09	0.733	0.991
psiB[2]	0.271	0.043	0.27	0.189	0.356	1.001
pA <i>Eira barbara</i>	0.241	0.021	0.241	0.202	0.283	1
pB[1]	0.163	0.027	0.162	0.111	0.216	0.999
pB[2]	0.395	0.04	0.397	0.314	0.471	1
psiA	0.318	0.028	0.317	0.263	0.374	1
psiB[1]	0.64	0.077	0.631	0.501	0.795	0.999
psiB[2]	0.386	0.045	0.385	0.3	0.476	1.001
pA <i>Procion cancrivorus</i>	0.258	0.02	0.258	0.219	0.297	1.002
pB[1]	0.061	0.048	0.048	0.004	0.158	1.002
pB[2]	0.215	0.061	0.214	0.098	0.334	1
psiA	0.297	0.025	0.296	0.248	0.345	0.999
psiB[1]	0.274	0.224	0.188	0.037	0.799	1.003
psiB[2]	0.161	0.053	0.153	0.074	0.266	1.001

pA <i>Nasua nasua</i>	0.259	0.02	0.258	0.219	0.297	1
pB[1]	0.11	0.022	0.11	0.07	0.154	1.001
pB[2]	0.142	0.061	0.135	0.037	0.264	1
psiA	0.296	0.025	0.295	0.248	0.345	1.001
psiB[1]	0.376	0.074	0.366	0.246	0.522	1
psiB[2]	0.188	0.097	0.164	0.056	0.376	1.001
pA <i>Leopardus tigrinus</i>	0.259	0.02	0.258	0.219	0.298	0.998
pB[1]	0.145	0.024	0.144	0.098	0.192	1.001
pB[2]	0.243	0.049	0.242	0.151	0.34	1
psiA	0.296	0.025	0.295	0.249	0.346	0.999
psiB[1]	0.363	0.057	0.357	0.259	0.475	1
psiB[2]	0.239	0.052	0.235	0.144	0.342	1.001
Pa <i>Didelphis marsupialis</i>	0.23	0.017	0.23	0.198	0.262	1.001
pB[1]	0.12	0.164	0.08	0.004	0.28	0.517
pB[2]	0.576	0.035	0.579	0.519	0.641	0.821
psiA	0.331	0.025	0.331	0.283	0.379	1.001
psiB[1]	0.23	0.209	0.144	0.017	0.742	1
psiB[2]	0.474	0.041	0.474	0.393	0.555	1.001
pA <i>Mustela frenata</i>	0.258	0.02	0.258	0.219	0.297	1
pB[1]	0.047	0.024	0.042	0.012	0.094	1.004
pB[2]	0.175	0.078	0.17	0.034	0.32	1.001
psiA	0.296	0.025	0.295	0.246	0.344	1.002
psiB[1]	0.43	0.208	0.375	0.135	0.879	1.003
psiB[2]	0.1	0.065	0.084	0.023	0.218	0.997
pA <i>Cuniculus paca</i>	0.255	0.02	0.255	0.216	0.295	1
pB[1]	0.084	0.036	0.081	0.018	0.152	0.997
pB[2]	0.614	0.146	0.625	0.366	0.886	1
psiA	0.299	0.025	0.299	0.251	0.35	1.001
psiB[1]	0.184	0.102	0.157	0.062	0.379	1.006
psiB[2]	0.022	0.03	0.018	0.002	0.046	1.002
pA <i>Cabassous centralis</i>	0.26	0.02	0.26	0.222	0.3	1.002
pB[1]	0.069	0.046	0.059	0.003	0.157	0.998
pB[2]	0.046	0.055	0.025	0.001	0.163	1.005
psiA	0.294	0.025	0.294	0.248	0.344	1.001
psiB[1]	0.151	0.144	0.103	0.02	0.458	1
psiB[2]	0.308	0.263	0.213	0.011	0.864	1
pA <i>Didelphis pernigra</i>	0.254	0.021	0.254	0.216	0.297	0.998
pB[1]	0.281	0.029	0.282	0.225	0.339	1
pB[2]	0.479	0.073	0.48	0.336	0.616	1
psiA	0.301	0.026	0.301	0.251	0.354	1.003
psiB[1]	0.269	0.028	0.268	0.215	0.326	1.001
psiB[2]	0.098	0.027	0.096	0.049	0.151	1
pA <i>Tamandua mexicana</i>	0.26	0.02	0.26	0.219	0.298	1.002

pB[1]	0.045	0.052	0.025	0.001	0.155	1.001
pB[2]	0.243	0.224	0.187	0	0.665	0.999
psiA	0.295	0.025	0.294	0.249	0.345	1
psiB[1]	0.229	0.236	0.127	0.008	0.766	1
psiB[2]	0.107	0.193	0.029	0	0.601	0.999
pA <i>Puma concolor</i>	0.259	0.02	0.259	0.221	0.3	1.001
pB[1]	0.107	0.036	0.106	0.035	0.179	0.999
pB[2]	0.117	0.094	0.09	0.004	0.307	1
psiA	0.296	0.025	0.295	0.247	0.346	1.002
psiB[1]	0.173	0.084	0.155	0.072	0.307	1.002
psiB[2]	0.18	0.18	0.111	0.016	0.602	1.001
pA <i>Equiniprocta rufescens</i>	0.261	0.02	0.261	0.223	0.301	1
pB[1]	0.04	0.057	0.017	0	0.161	1.001
pB[2]	0.724	0.156	0.747	0.428	0.982	1
psiA	0.293	0.024	0.292	0.248	0.343	1
psiB[1]	0.22	0.242	0.115	0.003	0.784	1.001
psiB[2]	0.013	0.009	0.011	0	0.031	0.999
pA <i>Cunuculus taczanowskii</i>	0.26	0.02	0.26	0.219	0.298	1
pB[1]	0.274	0.074	0.271	0.136	0.424	1.001
pB[2]	0.258	0.302	0.102	0	0.879	1
psiA	0.294	0.025	0.293	0.247	0.344	1.002
psiB[1]	0.031	0.011	0.029	0.012	0.053	1
psiB[2]	0.106	0.197	0.016	0	0.601	1
