



**Universidad Veracruzana**  
**Universidad Veracruzana**

**Región Xalapa**

Programa de Maestría en Neuroetología  
(PNP- Competencia Internacional 001805)

## **Evaluación del comportamiento, la probabilidad de atropello y el uso de carreteras por parte de los primates**

Tesis para obtener el grado de Maestra en  
Neuroetología

Presenta:

**Paulina Aguirre Garcia**

Dra. Carmen Galán-Acedo, Directora  
Dra. Denise Spaan, Co-Directora

Septiembre de 2024

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”





Universidad Veracruzana

**Instituto de Neuroetología**

Región Xalapa

Programa de Maestría en Neuroetología  
(PNP- Competencia Internacional 001805)

***Evaluación del comportamiento , la probabilidad de  
atropello y uso de carreteras por parte de los primates.***

Tesis para obtener el grado de Maestra en  
Neuroetología

Presenta:  
Paulina Aguirre Garcia

Participación de académicos:  
Dra. Carmen Galán-Acedo, Directora  
Dra. Denise Spaan, Co-Directora  
Dr. Filippo Aureli, Comité  
Dra. Montserrat Franquesa-Soler, Comité

## Agradecimientos

En primer lugar, les agradezco a mis padres Claudia Rebeca García Navarro y Rocendo Aguirre Osuna quienes me han brindado un apoyo incondicional durante todos estos años.

También quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a mis tutoras de maestría tanto por ser grandes investigadoras y asesoras como excelentes personas, la Dra. Carmen Galán-Acedo y la Dra. Denise Spaan por toda la guía, retroalimentación constante, seguimiento y, sobre todo la paciencia tanto en cuestiones académicas como personales que me ofrecieron durante estos dos años. Sin su apoyo, ideas y dedicación, no habría sido posible alcanzar los objetivos de este proyecto.

A mi comité conformado por el Dr. Filippo Aureli y la Dra. Montserrat Franquesa-Soler, en quienes siempre encontré disposición para dar su ayuda, ideas y retroalimentación durante este proyecto. Su guía y apoyo han sido fundamentales, les agradezco por su compromiso y dedicación.

A mis amigos que siempre han estado ahí acompañándome, en este camino salvaje, aún estando lejos: Sebastián Gay, Julieta Valencia, Estephanie Villalva, Crystal Rivera, José Calderón y Carlos Hipólito les agradezco profundamente por su constante apoyo, cuidado, reciprocidad y amistad.

A la nueva red de apoyo que hice en mi estancia en Xalapa: Crunch Ranjani, Esveidy Ramírez, Jorge Luna, Juan Quevedo, Paola Velásquez, Esmeralda Rendon, Layda Gamez, Adelaida Pérez y a un perro llamado Darwin.

Agradezco también al tlacuache que encontré atropellado en la ciudad donde crecí, cuyo encuentro despertó en mí la curiosidad por leer y profundizar en temas relacionados con el atropello de fauna silvestre. Este incidente inesperado ha sido una fuente de inspiración clave para el desarrollo de este proyecto.

A todos los participantes de la comunidad de iNaturalist, cuya valiosa contribución a la plataforma hizo posible gran parte de este proyecto.

Finalmente agradezco al Instituto de Neuroetología de la Universidad Veracruzana por la oportunidad y a la Institución del gobierno de México CONAHCYT por la beca otorgada No. 1227892.

## Índice

Resumen.....	5
2. Antecedentes .....	10
2.1.1 ¿Qué sabemos sobre el uso de carreteras por parte de los primates? .....	13
2.1.2 ¿Qué sabemos sobre el atropello de primates? .....	14
2.1.3 ¿Qué sabemos acerca de la categoría de riesgo de las especies y las carreteras?.....	16
2.1.4 ¿Cómo afectan los rasgos de las especies al uso de carreteras y al atropello en carreteras? .....	17
2.1.3.1 <i>Tipo de locomoción</i> .....	18
2.1.3.2 <i>Tamaño de ámbito hogareño</i> .....	19
2.1.3.3 <i>Tamaño corporal</i> .....	21
2.1.3.4 <i>Tipo de dieta</i> .....	22
2.1.3.5 <i>Tamaño de grupo</i> .....	23
2.2.1 Comportamiento de las especies en carreteras.....	25
2.2.2 Comportamiento de primates en carreteras .....	25
2.2.3 ¿Qué es la ciencia ciudadana? .....	26
2.2.4 Sesgos comunes en ciencia ciudadana.....	28
2.2.5 <i>iNaturalist</i> .....	32
3. Objetivo general.....	33
3.1.1 Objetivos particulares .....	33
3.2.1 Hipótesis.....	34
4. Metodología .....	37
4.1.1 Recolecta de datos de ciencia ciudadana .....	37
4.1.2 Inclusión de revisiones bibliográficas en la base de datos.....	44
4.1.3 Comportamiento.....	45
4.1.4 Rasgos de las especies.....	48
4.2. Análisis estadísticos.....	50
4.2.1 Análisis de kappa de Cohen.....	50
4.2.3 Análisis de correlación de rasgos .....	51
4.2.2 Chi cuadrada.....	53
4.2.4 Análisis con Modelos Lineales Generalizados Mixtos .....	54

5. Resultados .....	56
5.1.1 Distribución geográfica, taxonómica y de estado de conservación de primates usando carreteras .....	56
5.1.2 Tipo de carretera usada por primates.....	59
5.1.3 Relación entre los rasgos de las especies y el uso de carreteras por parte de primates.....	60
5.1.4 Relación entre el uso de carreteras por parte de primates y su estado de conservación...	61
5.1.5 Relación entre los rasgos de las especies y la probabilidad de atropello .....	62
5.1.6 Comportamiento de los primates usando carreteras .....	65
6. Discusión .....	68
6.1.1 Uso de carreteras .....	69
6.1.2 Probabilidad de atropello en carreteras .....	72
6.1.4 Comportamiento de primates en carreteras .....	75
6.1.5 Limitaciones del proyecto .....	76
6.1.6 Conclusiones e implicaciones para la conservación.....	80
7. Bibliografía .....	82
Apéndice.....	103

## Resumen

Las carreteras son una de las principales amenazas para las especies en ambientes antropogénicos, ya que deterioran su hábitat, aíslan poblaciones, modifican el comportamiento de los individuos y producen lesiones o muertes de individuos por atropello. Los rasgos biológicos de las especies pueden afectar a la probabilidad de uso de carreteras y el riesgo de atropello de individuos. Los rasgos biológicos son características medibles a nivel de individuo que se relacionan con la fisiología, la morfología y el comportamiento de las especies. Por medio del estudio de los rasgos biológicos podemos comprender cómo las especies responden a ambientes antropogénicos como las carreteras. Sin embargo, nuestro conocimiento sobre este tema es todavía muy limitado y sabemos muy poco sobre los comportamientos o usos que tienen las especies en las carreteras. Esta información es especialmente importante para especies altamente amenazadas como los primates. El primer objetivo de este proyecto es identificar qué rasgos biológicos (i.e., tipo de locomoción, tipo de dieta, tamaño de ámbito hogareño, tamaño corporal y tamaño de grupo) de las especies se relacionan con un mayor uso de carreteras y una alta probabilidad de atropello. El segundo objetivo, es evaluar si existe una relación entre las categorías de riesgo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) con el uso de carreteras y la probabilidad de atropello de las especies. Finalmente, el tercer objetivo es identificar los comportamientos que los primates realizan en las carreteras. Para ello, usé datos globales de ciencia ciudadana *iNaturalist* y compilé información recogida a partir de tres revisiones globales disponibles de literatura científica de primates en carreteras. Utilicé una base de datos global de libre acceso para obtener los rasgos de primates y, extraje el estado de conservación de cada especie, a partir de la UICN. Para evaluar cómo los rasgos biológicos de las especies y su estado de conservación se asocian con la probabilidad de uso de carreteras, realicé un análisis de Chi cuadrada. Para evaluar si los rasgos biológicos tienen alguna relación con la probabilidad de atropello utilicé un modelo lineal generalizado mixto. Para evaluar si había diferencias de comportamiento dentro de las diferentes secciones de la carretera revisé las fotografías obtenidas y utilicé un modelo lineal generalizado mixto para evaluar diferencias en el interior o borde de carreteras. En total, revisé 80,829 fotografías de

primates en *iNaturalist* y encontré 2,210 fotografías de primates en carreteras (n = 111 especies). A partir de las revisiones bibliográficas, añadí 47 especies de primates adicionales usando carreteras a mi base de datos. También registré los comportamientos (locomoción, forrajeo, parado, comportamiento sociales y descanso) de cada individuo (n = 5,710 individuos) observado en cada fotografía encontrada en *iNaturalist*. A partir de estos datos, obtuve un total de 158 especies de primates en carreteras (97 especies vivas y 134 especies atropelladas, de las cuales 71 especies se identificaron en ambas categorías). Encontré que las especies de primates con tamaños grupales grandes, locomoción terrestre, tamaño corporal mediano-grande, con categoría de riesgo “Casi amenazados” y de “Preocupación menor” son las que tienen mayor tendencia de utilizar las carreteras. Las especies de primates con una locomoción arbórea y grupos con menor número de individuos tienen una mayor probabilidad de ser atropellados en carreteras. No encontré una relación significativa entre la probabilidad del atropello y el tamaño de ámbito hogareño, el tipo de dieta, el tamaño de masa corporal y las categorías de riesgo. Registré el comportamiento en carreteras de 97 especies de primates a partir de las fotografías de *iNaturalist*. Los comportamientos con mayor número de registros fueron locomoción y descanso, seguido de comportamiento social y forrajeo. Debido a que los primates con locomoción terrestre, tamaño corporal grande y tamaño grupal grande tienden a usar más las carreteras, y que los primates arbóreos y con un tamaño de grupo pequeño tienden a ser más atropellados, es importante priorizar medidas de mitigación de carreteras en áreas donde se distribuyen estas especies. Algunas medidas de mitigación para reducir el impacto de las carreteras podrían ser la reducción de velocidad de circulación o la creación de puentes colgantes para especies arbóreas. Además, los datos de comportamiento sugieren que las carreteras no solo se usan como sitios de paso, sino también de descanso y alimentación. Por ello, es crucial tomar medidas (p.ej., evitar proveer alimento) para evitar que las especies pasen más tiempo en las carreteras donde pueden enfrentarse a ciertas amenazas como el atropello y cambios en su comportamiento.

## 1. Introducción

Las carreteras son una parte importante de los ambientes antropogénicos, abarcando más de 260 millones de kilómetros a nivel global (CIA, 2020). Se estima que para el año 2050, la longitud global de las carreteras se expandirá notablemente, con estimaciones que sugieren un aumento de 3 a 4.7 millones de kilómetros tanto en países desarrollados como en países en desarrollo, intensificando su impacto sobre la biodiversidad (Meijer et al., 2018). Aunque en las últimas décadas un número creciente de estudios ha evaluado el impacto que las carreteras pueden tener para las especies (Bennett, 1991; Coffin, 2007; Taylor y Goldingay, 2010; Asari, 2022; Čapkun-Huot et al., 2023), todavía no comprendemos completamente los factores que afectan a la probabilidad de uso de las carreteras por diferentes especies ni los comportamientos que tienen al enfrentarse a estos ambientes. Esta información es clave para poder proponer estrategias de manejo y conservación que promuevan la coexistencia de especies en ambientes modificados por el ser humano, particularmente para especies altamente amenazadas de extinción como los primates (Ascensão et al., 2022).

El orden de los primates comprende 519 especies distribuidas en 91 países ubicados dentro de los Neotrópicos, África continental, Madagascar y Asia (Estrada et al., 2017; ITIS, roads 2022). La mayoría de estas especies dependen de ecosistemas forestales, principalmente bosques subtropicales y bosques tropicales húmedos (Cowlshaw y Dunbar, 2000; Gouveia et al., 2014). Los primates cuentan con una gran diversidad de rasgos biológicos, que los convierten en elementos clave de los ecosistemas no sólo a nivel trófico, sino en la estructura de las comunidades de plantas, actuando como dispersores de semillas y herbívoros (Chapman et al., 2013; Estrada et al., 2017; Galán-Acedo et al., 2019b). Desafortunadamente, el 66% de las especies de primates se encuentran amenazadas por presiones antropogénicas (Mittermeier, 2022), como la agricultura industrializada, la tala de bosques, la minería, la extracción de petróleo-gas, así como la expansión de áreas urbanas e infraestructuras lineales como las carreteras (Estrada et al., 2017; Galea y Humle, 2021).

Estudios recientes destacan el poco conocimiento que tenemos del impacto de las carreteras sobre los primates (Galea y Humle, 2021; Ascensão et al., 2022). En particular, existe una falta de estudios que evalúen aspectos cruciales como el papel que juegan los

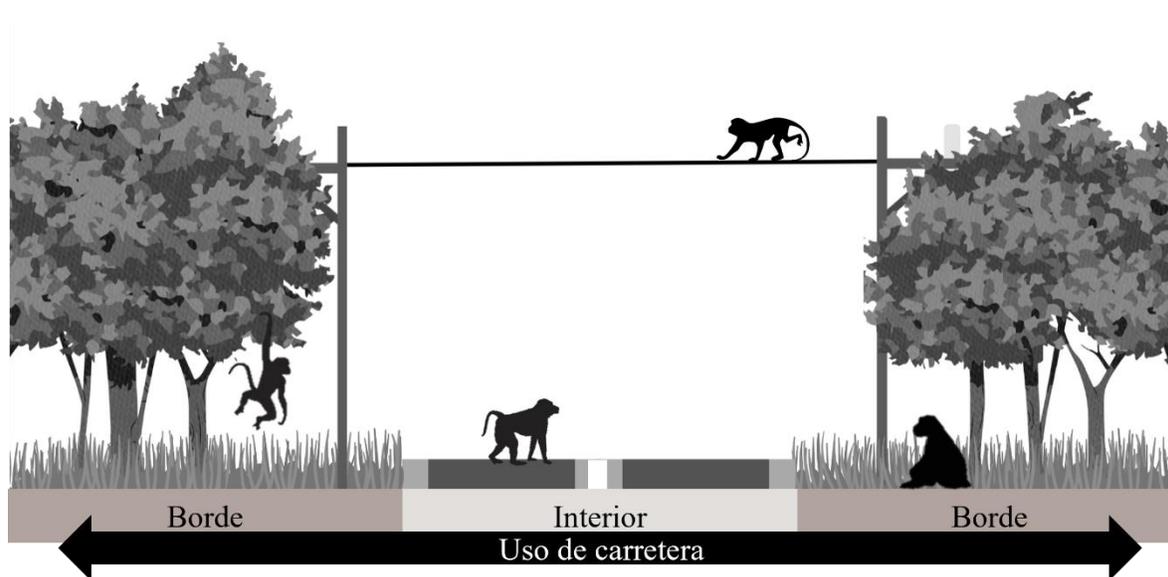
rasgos biológicos en el uso de carreteras por parte de los primates y en su probabilidad de atropello. Aquí, el uso de carreteras se define como la presencia temporal de individuos en el interior de las carreteras y sus bordes por parte de los primates (Tabla 1). Esta información es primordial para detectar qué especies de primates son más vulnerables a los efectos de las carreteras. Por ello, este proyecto de investigación busca responder tres preguntas clave:

1. *¿Cuáles son los rasgos biológicos de los primates que influyen en el uso de las carreteras y en la probabilidad de atropello?* Sabemos que el estudio de los rasgos biológicos de las especies puede ser útil para entender su presencia en carreteras (González-Suárez et al., 2018). Dada la importancia ecológica de los primates y la diversidad de rasgos que presenta este orden, es importante identificar los rasgos de las especies de primates que predicen el uso de carreteras y su atropello en estos ambientes emergentes.
2. *¿Cuáles son las categorías de riesgo de los primates que más usan las carreteras y las que tienen mayor probabilidad de ser atropelladas?* Diversos estudios han encontrado que las especies que explotan ambientes antropogénicos pertenecen a una categoría de preocupación menor dentro de la UICN (Ferreira et al., 2018; Galán-Acedo, 2019b). Sin embargo, se tiene poco conocimiento acerca de la categoría de riesgo del orden primates y el uso o atropello de especies en infraestructuras lineales como las carreteras. Identificar esta relación podría ser de ayuda para entender con mayor profundidad el impacto que tienen las carreteras sobre las especies (Underhill y Angold, 1999; Carvalho y Mira, 2011).
3. *¿Cuáles son los comportamientos de los primates que usan las carreteras?* Hasta ahora, se sabe que las carreteras fragmentan y degradan el hábitat natural de las especies, ocasionando repercusiones directas en su comportamiento (Underhill Y Angold, 1999). Sin embargo, no conocemos bien cómo los primates se comportan al interactuar con este tipo de infraestructuras.

**Tabla I.** Descripción de la configuración y tipos de carreteras.

Interior de la carretera*	Cualquier vía que posee un sustrato por la que transitan vehículos. Se incluyen vías de terracería que no cuentan con un revestimiento en su superficie y vías asfaltadas que cuentan con un revestimiento (Figura I).
Borde de la Carretera	Espacio de aproximadamente la misma anchura que la carretera evaluada que se encuentra a cada lado de la vía por la que no transitan los vehículos (Figura I).
Uso de Carretera	Presencia temporal de individuos en las carreteras y sus bordes por parte de los primates. Este uso se puede dar directamente cuando el animal entra en contacto con la carretera o cuando usa otras estructuras sobre la carretera (p. ej., líneas eléctricas, automóviles o puentes colgantes) o al borde de la carretera (p. ej., copas de los árboles, líneas eléctricas, estructuras viales; Figura I).
Estructuras	Elementos que tienen la capacidad de soportar a individuos de primates en los bordes y las carreteras (p. ej., líneas eléctricas, puentes colgantes, copas de los árboles y estructuras viales; Figura I).

\*Los sistemas de clasificación de las carreteras son diferentes entre países y regiones (Oddone-Aquino y Nkomo, 2021), por lo que en este proyecto generé una descripción general de las estructuras viales.



**Figura I.** Representación de los usos de carretera por parte de los primates. Aquí, se considera interior de la carretera a cualquier vía que posee un sustrato donde transitan los vehículos. Borde se refiere al espacio de aproximadamente la misma anchura de la carretera que se encuentra a ambos lados de la carretera. El uso de carretera se define como la presencia temporal de primates en la carretera y sus bordes, ya sea por medio de una estructura (por ejemplo, líneas eléctricas o copas de los árboles) o al entrar en contacto directo con el sustrato de la carretera o los bordes.

Para abordar los vacíos de información mencionados, propongo utilizar datos basados en ciencia ciudadana como herramienta para obtener información a escala global (Périquet et al., 2018). La investigación basada en ciencia ciudadana ha incrementado en los últimos años, ya que ofrece grandes cantidades de datos de fauna silvestre a nivel global. Esto la convierte en una herramienta novedosa y poderosa para contestar importantes preguntas a diferentes escalas. Esta herramienta ofrece la oportunidad de detectar a aquellas especies de primates que son víctimas de atropello o que hacen uso del espacio en carreteras. Con esta información, junto con tres revisiones de literatura científica, este proyecto identifica por primera vez, los rasgos biológicos que se asocian con el uso de carreteras por parte de primates a nivel global y los rasgos biológicos de estas especies que predicen su probabilidad de atropello. Además, se investigan los principales comportamientos que tienen las especies de primates en carreteras. Los resultados de esta investigación son claves para reconocer qué tipo de especies de primates son más vulnerables a las carreteras y desarrollar mejores propuestas para la conservación de primates en ambientes antropogénicos.

## **2. Antecedentes**

Las carreteras son importantes para el desarrollo socioeconómico de los países porque permiten el transporte de recursos (p. ej., alimentos, medicina, materiales de construcción), conectan asentamientos humanos, ayudan al crecimiento económico regional e incrementan la seguridad alimentaria en algunas zonas al mejorar su accesibilidad (Laurance et al., 2017; Meijer et al., 2018). Se estima que las carreteras cubren más de 36 millones de kilómetros de longitud a nivel mundial (CIA, 2020). Sin embargo, desconocemos su longitud total, porque en algunos casos, las carreteras no oficiales no son reportadas (Meijer et al., 2018). En los próximos años se espera un crecimiento significativo en la longitud de carreteras en África, el sur y este de Asia y América del sur, derivado del programa “Belt and Road Initiative”, que tiene el propósito de conectar ciudades y puertos clave de 70 países por medio de diferentes infraestructuras, incluidas las carreteras (Narain et al., 2014; Meijer et al., 2018; Ascensão et al., 2018).

Las carreteras pueden afectar a la fauna de maneras muy distintas. Por un lado, las carreteras pueden ofrecer ciertos beneficios para algunas especies de animales (Van Der Ree et al., 2015). La fauna silvestre puede sentirse atraída hacia las carreteras y los bordes por ciertos recursos como alimento, facilidad de desplazamiento o refugio, y permanecer cerca de las carreteras mientras descubren nuevos recursos (Hill et al., 2021). Por ejemplo, se ha observado que algunos mamíferos herbívoros usan las carreteras y sus bordes para conseguir alimento, ya que la comunidad de plantas en los bordes de carretera puede ser atractiva para ciertas especies (Ng et al., 2008). De igual manera, se ha observado que algunos mamíferos encuentran una alta abundancia de presas, sal, agua, carroña y alimentos procesados en carreteras (Klocker et al., 2006; Rao y Girish, 2007; Laurian et al., 2008; Martinig y McLaren, 2019; Riley et al., 2021). Por ejemplo, los osos pardos (*Ursus arctos*) se ven atraídos hacia los bordes de las carreteras debido a que pueden encontrar un alto predominio de ciertos insectos y herbáceas para alimentarse, en comparación con el interior del bosque (Roever et al., 2008). Las carreteras también pueden promover la movilidad entre diferentes áreas para algunas especies (Hägerling y Ebersole, 2017; Hill et al., 2021; Naciri et al., 2023). Por ejemplo, las carreteras pueden permitir una mayor facilidad de movimiento a los lobos (*Canis lupus*) dentro del paisaje y mejor acceso a los hábitats de sus presas (Latham et al., 2011; Johnson-Bice et al., 2023). Además, se ha visto que algunos individuos (p. ej., musarañas, ratones, zorros y mapaches) usan los bordes de las carreteras como refugio (Ascensao et al., 2012; Sidorov et al., 2022). Otro de los beneficios que pueden obtener los mamíferos en las carreteras es la termorregulación. Por ejemplo, se ha observado que individuos de oso negro (*Ursus americanus*) usan charcos de agua en el borde de las carreteras para regular su temperatura corporal en climas cálidos (Sawaya et al., 2017).

Pese a estos beneficios, la mayoría de los efectos de las carreteras sobre los individuos son negativos. En los casos en los que las especies pueden obtener ciertos beneficios, las carreteras pueden estar actuando como trampas ecológicas (Dwernychuk y Boag, 1972). Esto quiere decir que ciertas especies pueden percibir las carreteras o sus bordes como hábitats de alta calidad, pero realmente presentan graves amenazas (p. ej., riesgo de lesiones o muerte por atropello) que ponen en riesgo a las poblaciones (Schlaepfer et al., 2002). Uno de los principales efectos negativos que conocemos de las carreteras es la mortalidad de individuos

de fauna silvestre, llegando a ocasionar extinciones locales (Rytwinski y Fahrig, 2015). Además, las carreteras fragmentan y deterioran el hábitat natural de las especies, y actúan como barreras ecológicas sobre la fauna silvestre (Trombulak y Frissell, 2000; Carr et al., 2002) dado que pueden disminuir el movimiento para acceder a los recursos (Jaeger et al., 2005).

El efecto negativo más documentado de las carreteras sobre la fauna silvestre es la lesión o muerte por atropello de individuos por vehículos (Trombulak y Frissell, 2000; Abra et al., 2021). El atropello de fauna silvestre es un problema en la mayoría de los continentes del planeta: América (Erickson et al., 2005), Europa (Grilo et al., 2020), Asia (Silva et al., 2020), África (Lala et al., 2021) y Oceanía (Englefield et al., 2018). A partir de los datos disponibles, se estima que se generan 400 millones de atropellos de vertebrados al año a nivel global (Schwartz et al., 2020). Sin embargo, estos datos son todavía muy limitados. Las estimaciones de atropellos varían según la región geográfica. Por ejemplo, en Estados Unidos, se estima que más de un millón de vertebrados son atropellados al día (Erickson et al. 2005; Loss et al. 2014). Tan solo para el estado de Sao Paulo, Brasil, en promedio se tienen reportados 39,605 atropellos de mamíferos de tamaño mediano y grande al año (Abra et al., 2021). Únicamente en el parque natural de Doñana, España, se reportó un total de 2,368 atropellos pertenecientes a 66 especies diferentes de vertebrados en un solo año (D'Amico et al., 2015). De hecho, algunos estudios muestran que la mortalidad de fauna silvestre en carreteras es un problema a nivel global de mayor gravedad que la caza furtiva (Abra et al., 2021).

Hasta ahora sabemos que el uso de carreteras por parte de algunas especies y el atropello de individuos en carreteras puede deberse a varios factores, entre ellos el tipo de hábitat (Clevenger et al., 2003; Carvalho-Roel et al., 2023), condiciones climáticas (D'Amico et al., 2015), las características de la carretera (Plante et al., 2019), el flujo y la velocidad de vehículos (Filius et al., 2020), el comportamiento de las especies (Hill et al., 2021), la densidad poblacional (Mayer et al., 2021) o los rasgos biológicos (Rytwinski y Fahrig, 2012). Aunque el uso y atropello de especies en carreteras es un fenómeno multifactorial, en este proyecto me centro en entender cuáles son los principales rasgos biológicos del orden

primates que se asocian con el uso de las carreteras y su atropello. Además, evaluó si el uso de carreteras y atropello de primates se asocia a alguna categoría de riesgo y, finalmente, exploro si existen diferencias comportamentales entre el interior y el borde de la carretera.

### **2.1.1 ¿Qué sabemos sobre el uso de carreteras por parte de los primates?**

La expansión de las áreas urbanas, la construcción de carreteras y la actividad antropogénica (p. ej., agricultura, silvicultura, ganadería y minería) han fomentado la degradación, deforestación y pérdida del hábitat original de muchas especies de primates (Betts et al., 2019). Como consecuencia, los primates se ven cada vez más forzados a habitar ambientes modificados por el humano (Galán-Acedo et al., 2019a), como áreas alrededor de carreteras.

Nuestro conocimiento del uso de carreteras por parte de los primates es limitado. Los estudios existentes se han enfocado en identificar especies vulnerables a diferentes infraestructuras viales y sus alrededores (Al-Razi et al., 2019; Galea y Humle, 2021; Ascensão et al., 2022), así como en determinar qué especies son atropelladas en las carreteras (Hetman et al., 2019; Pozo-Montuy y Bonilla-Sánchez, 2022; Praill et al., 2023). Por ejemplo, Ascensão et al., (2022) evaluaron el efecto de las infraestructuras viales (carreteras, ferrocarriles y líneas eléctricas) por medio de cuestionarios a especialistas y de revisión de literatura. Identificaron 32 especies de primates con alta vulnerabilidad a las infraestructuras viales, principalmente porque estas especies habitan en áreas de alta exposición a infraestructuras viales. En otra revisión, Galea y Humle (2022) encuentran que 218 especies de primates están afectadas negativamente por corredores de transporte y servicios (carreteras, líneas de transmisión eléctrica, líneas ferroviarias, tranvías aéreos y tuberías de gas-petróleo-agua). La UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), menciona que 101 especies de primates están siendo afectadas negativamente por carreteras y ferrocarriles (UICN, 2022). Recientemente se ha identificado que 107 especies de primates son afectadas por el atropello a partir de redes sociales, bases de datos, blogs y noticias (Praill et al., 2023).

En menor medida, algunos estudios evalúan la eficacia de medidas de mitigación ante la problemática del atropello de primates (Linden et al., 2020; Cunneyworth et al., 2022; Teixeira et al., 2022). Además, existen algunos estudios que evalúan cambios en el comportamiento de algunas especies de primates al utilizar carreteras (Hockings et al., 2006; Cibot et al., 2015) y el uso de hábitat alrededor de las carreteras (Kumar et al., 2014; Asensio et al., 2017; Seidler et al., 2018).

### **2.1.2 ¿Qué sabemos sobre el atropello de primates?**

El continuo desarrollo y expansión desmedida de las carreteras representa una amenaza global para la fauna silvestre (Van Der Ree et al., 2011), principalmente en regiones como África, Latinoamérica y Asia continental (Laurance, 2014), que albergan una alta riqueza de biodiversidad y numerosas especies de primates (Estrada et al., 2022). El atropello de primates se ha reportado desde la década de los 1980 (Galea y Humle, 2021), y se sabe que todas las familias de primates enfrentan impactos debido a las carreteras (Ascensão et al., 2022). Sin embargo, la UICN solo reconoce que el 19.4% de las especies se encuentran amenazadas por infraestructuras lineales (incluidas carreteras y vías de ferrocarriles; UICN, 2022). A pesar de que la pérdida y la fragmentación de hábitat se consideran las principales amenazas para los primates (Ascensão et al., 2022; Galea y Humle, 2021), publicaciones recientes resaltan la creciente amenaza de las carreteras por el atropello y lesión de individuos en carreteras (Hetman et al., 2019; Gale y Humle, 2021; Praill et al., 2023).

Los registros disponibles de atropellos de primates derivados de revisiones sistemáticas generan información valiosa que nos indica la presencia y vulnerabilidad de los primates en carreteras. Por ejemplo, a partir de la revisión de bibliografía científica, videos de YouTube y blogs, Hetman y colaboradores (2019) encontraron un total de 368 observaciones de primates atropellados entre 1994 y 2018 (46 especies: África: 15; Asia: 14; Sudamérica: 16; y Europa: 1; Hetman et al., 2019). Por medio de una revisión de literatura científica, Galea y Humle (2021) identificaron 66 especies de primates atropellados entre los

años 1980 y 2020 (África: 15 especies; Asia: 30; Neotrópicos: 20 y Madagascar: 1; Galea y Humle, 2022). Además, Praill y colaboradores (2023) recientemente publicaron una base de datos de libre acceso y viva (i.e., una base de datos en la que se sigue agregando información) sobre primates atropellados a nivel global por medio de registros de diferentes fuentes (p. ej., contacto directo a expertos, noticias online, redes sociales, literatura científica, literatura gris y *iNaturalist*). Esta base contiene un total de 2,800 registros de primates de 107 especies atropelladas entre 1987 y 2023 (Neotrópico: 940 observaciones; Asia: 435 y África: 1487; Praill et al., 2023; en el día 22 de mayo del 2023).

Además de revisiones, existe evidencia de estudios de caso sobre el número de atropellos para algunas especies de primates. Por ejemplo, cinco especies de primates víctimas de atropello por vehículos entre 2015 y 2017 (*Trachypithecus phayrei* (n = 5 atropellos), *Macaca leonia* (n = 4), *M. mulatta* (n = 3) y *Nycticebus bengalensis* (n = 3); n = 15) se encontraron dentro de parques naturales ubicados al noreste de Bangladesh, Asia (Al-Razi et al., 2019). En otro estudio, se observó un número promedio de 3 atropellos al mes de las especies *Colobus angolensis*, *Cercopithecus mitis*, *Chlorocebus pygerythrus hilgeri* y *Papio cynocephalus* en una sección de carretera de 10km dentro de una área suburbana de Kenia, donde el 83% de los atropellos causó la muerte de los individuos afectados (Cunneyworth y Duke, 2020). Además, la tasa anual de atropellos de una población de *Ptilocolobus kirkii* fue del 1.77-3.24% cerca de un parque nacional de la isla de Zanzibar, Tanzania (Olgun et al., 2022). Estos ejemplos muestran que existe una problemática de atropello en carreteras en diversas especies de primates. En particular, se reconoce que al menos 134 especies (25.8% de todas las especies de primates) son vulnerables al atropello. Esto sugiere que el problema podría afectar a más especies, pero posiblemente no se ha reportado (Hetman et al., 2019, Galea y Humle, 2021; Praill et al., 2023).

### **2.1.3; Qué sabemos acerca de la categoría de riesgo de las especies y las carreteras?**

La Lista Roja de Especies Amenazadas, establecida por la UICN en 1964 clasifica el nivel de amenaza de las especies de animales, plantas y hongos a nivel global (UICN, 2024). Esta lista roja proporciona una evaluación que informa sobre las amenazas de las especies y orienta la adopción de medidas para la conservación de las especies amenazadas (Rodrigues et al., 2006; Miller et al., 2007; UICN, 2024). La clasificación de la Lista Roja cuenta con 8 categorías: "Preocupación Menor", "Casi Amenazada", "Vulnerable", "En Peligro", "En Peligro Crítico", "Extinto en Vida Libre", "Extinto" y "Datos Insuficientes" (UICN, 2024). Dentro de estas categorías, generalmente se considera bajo riesgo de extinción a las especies con las categorías "Vulnerable", "En Peligro" y "En Peligro Crítico", mientras que no se encuentran en un riesgo de extinción las especies "Preocupación Menor y Casi Amenazados". Estas categorías son asignadas por expertos basados en información sobre la tendencia, tamaño y estructura de las poblaciones, el área de distribución geográfica, el hábitat y la ecología de las especies (UICN, 2024). En la actualidad, la lista roja ha identificado el riesgo de extinción de más de 157,100 especies de diversos taxones, y de estas más del 44,000 se encuentra en peligro de extinción (UICN, 2024). Entre ellas, el 26% son mamíferos. Dentro del orden primates, 348 especies se encuentran bajo riesgo de extinción (66% de todas las especies de primates; UICN, 2024).

Varios estudios han encontrado que las especies que habitan en ambientes antropogénicos, como agroecosistemas, áreas naturales altamente perturbadas y áreas urbanas suelen estar en menor riesgo de extinción (i.e., categorías de "Preocupación Menor" y "Casi Amenazados"; Peters et al., 2015; Tee et al., 2018; Williams et al., 2022). Por ejemplo, un estudio encontró que las especies de carnívoros con menor riesgo de extinción (i.e., "preocupación menor" y "casi amenazados") tenían mayor probabilidad de utilizar agroecosistemas que especies de carnívoros con alto riesgo de extinción (i.e., "vulnerable", "en peligro", "en peligro crítico"; Ferreira et al., 2018). En otro estudio, se argumenta que esto podría deberse a que algunas especies tienen mayor flexibilidad comportamental para habitar ambientes altamente modificados. Estas especies suelen tener hábitos generalistas

(McCleery, 2010; Santini et al., 2019; Cooke et al., 2020; Ritzel y Gallo, 2020). Hill y colaboradores (2021) encontraron que de las 116 especies de mamíferos que reportaron utilizando carreteras, 88 especies (76% de todas las especies) pertenecían a la categoría de preocupación menor.

En cuanto al atropello de especies, diversos estudios encontraron que son más atropelladas las especies de mamíferos clasificadas bajo “Preocupación Menor” que las especies “Vulnerables”, “Amenazadas” o “Críticamente Amenazadas” (Delgado-Trejo et al., 2018; Abra et al., 2021; Grilo et al., 2021; Medrano-Vizcaíno et al., 2023). Esto podría deberse a que, al utilizar más carreteras, están más expuestas a colisiones con vehículos. Por ejemplo, el 66% (n = 41 especies) de 62 especies de mamíferos atropellados pertenecían a la categoría de “Preocupación Menor”, mientras que el 14.5% (n = 9) correspondían a la categoría de especies “Amenazadas” (Pinto et al., 2022). Aunque esto todavía no se ha evaluado con el orden primates, a partir de los estudios mencionados podríamos esperar que especies de primates clasificadas con una categoría de preocupación menor sean las que más utilicen las carreteras y las que tengan una alta probabilidad de ser atropelladas.

#### **2.1.4 ¿Cómo afectan los rasgos de las especies al uso de carreteras y al atropello en carreteras?**

Los rasgos biológicos de las especies son características medibles a nivel de individuo, como la morfología, la fisiología y el comportamiento, que están relacionadas con el ambiente e influyen en la aptitud biológica de los organismos (Etard et al., 2020; Gallagher et al., 2021). El tipo de dieta, el tipo de locomoción o la tasa reproductiva son ejemplos de estos rasgos. Los rasgos biológicos son importantes a la hora de comprender, por ejemplo, procesos evolutivos, la coexistencia de las especies y la capacidad que tienen las especies de responder a los cambios en el ambiente (Etard et al., 2020). Además, pueden ser un instrumento muy útil para entender la presencia de las especies en carreteras dado que pueden influenciar en la probabilidad de que un individuo de una especie determinada use una carretera o de que sea atropellado (González-Suárez et al., 2018; Hill et al., 2020; Huang et al., 2021).

### ***2.1.3.1 Tipo de locomoción***

La locomoción se refiere al mecanismo por el que las especies se desplazan en el ambiente (Cloyed et al., 2021). Este mecanismo varía según el grupo taxonómico y sus adaptaciones. Por ejemplo, algunas especies se desplazan volando, otras caminando, mientras que otras se desplazan mediante saltos (Ijspeert., 2002; Cloyed et al., 2021). De manera general, en primates se suelen utilizar tres categorías de locomoción: locomoción arbórea (para primates dependientes de estratos arbóreos), terrestre (para primates que usan el estrato del suelo) y una combinación de ambos tipos de locomoción (para primates que utilizan tanto el suelo como estratos arbóreos; Galán-Acedo et al., 2019).

Tanto la complejidad del hábitat como su transformación por usos humanos pueden afectar a las especies de manera diferente según el tipo de locomoción que usen (Cloyed et al., 2021). En particular, las carreteras fragmentan el hábitat natural de las especies, limitando su movimiento (Trombulak y Frissell, 2000). Las especies arbóreas pueden tener mayores limitaciones de movilidad por la separación que crean las carreteras en sus hábitats, dado que dependen de las copas de los árboles para su desplazamiento. El uso de conexiones naturales (p. ej., conexiones entre las copas de los árboles) o artificiales (p. ej., puentes colgantes, líneas eléctricas) puede facilitar su desplazamiento. En menor grado, los primates arbóreos pueden cruzar por el suelo, aunque no sea el estrato que comúnmente estas especies usan (Soanes y Van der Ree, 2015; Gregory et al., 2017; Ascensão et al., 2019; Whitworth et al., 2019; Linden et al., 2020; Galea y Humle, 2021; Saralamba et al., 2022; Gregory et al., 2022). Por ejemplo, en un estudio con mamíferos arbóreos se reportó que 25 especies usaron conexiones por medio de las copas de los árboles para cruzar las carreteras, y solo 6 de ellas (24%), utilizaron el suelo para desplazarse (Gregory et al., 2017). Además, se ha observado que algunas especies de primates arbóreos, como el mono araña (*Ateles geoffroyi*) evitan usar conexiones naturales por aberturas grandes entre las copas de árboles o conexiones artificiales para cruzar carreteras (Asensio et al., 2017; Linden et al., 2020; Aureli et al., 2022). Así, se espera que los primates arbóreos usen las carreteras en menor frecuencia porque la disponibilidad de conexiones naturales o artificiales puede ser escasa.

En cuanto al atropello, se sabe muy poco sobre si las especies con diferente tipo de locomoción tienen más probabilidad de ser atropelladas. Sin embargo, un estudio encontró que especies de mamíferos con locomoción arborícola (p. ej., Primates y Didelphimorphia) tendían a tener un mayor número de puntos de atropellos (i.e., secciones de la carretera que tienen una alta probabilidad de encontrar fauna atropellada) en una sección de una carretera en comparación con especies con otro tipo de locomoción (Secco et al., 2023). Otro estudio que se enfocó en la evaluación de tasas de atropello en cuatro especies de primates encontró que las especies con locomoción terrestre tendían a ser menos atropelladas que las especies con locomoción arborícola (Cunneyworth y Duke, 2020). Esto podría ser porque las especies terrestres tienen adaptaciones anatómicas que les facilitan el desplazamiento por el suelo. Las especies terrestres cuadrúpedas tienden a mantener el equilibrio sobre una superficie plana, dado que cuentan con un tronco estrecho y extremidades largas del mismo tamaño, lo que facilita desplazarse a mayor velocidad y dar largas zancadas (Fleagle, 2013). Las especies arbóreas, o tienen las extremidades delanteras más largas que las traseras (i.e., especies con locomoción saltadoras), o viceversa (i.e., especies locomoción trepadoras y locomoción suspensora). Esto puede limitar la velocidad y el equilibrio cuando se desplazan por el suelo o, en este caso, por carreteras (Fleagle, 2013; Soanes y van der Ree, 2015), por lo que podrían aumentar su probabilidad de ser atropelladas.

### ***2.1.3.2 Tamaño de ámbito hogareño***

El ámbito hogareño se refiere al área recorrida por las especies para actividades como la utilización de recursos, reproducción y áreas de descanso (Burt, 1943; Bates, 1970). Dentro del orden primates, el tamaño de ámbito hogareño varía ampliamente entre las especies (Clutton-Brock y Harvey, 1977). Por ejemplo, el ámbito hogareño de *Lepilemur petteri* es de 0.34 hectáreas, el de *Macaca fascicularis* es de 32 hectáreas, y el de *Semnopithecus hypoleucos* es de 12,328 hectáreas (Clutton-Brock y Harvey, 1978; Galán-Acedo et al 2019a).

Aún no está claro cómo el ámbito hogareño de las especies puede afectar tanto al uso de carreteras como al atropello de las especies (Grilo et al., 2020; Zarco-González et al., 2023). Algunos estudios han encontrado que ciertas especies de mamíferos con ámbito

hogareño grande tienden a usar más las carreteras que especies con ámbito hogareño pequeño (Rytwinski, y Fahrig, 2011; Rytwinski y Fahrig, 2012; Porto Peter et al., 2013). Por ejemplo, en un estudio se encontró que en individuos de especies de mamíferos pequeños (p. ej., especies del orden Rodentia) con un ámbito hogareño grande (p. ej., *Apodemus sylvaticus*, *Myodes glareolus*) los individuos tendían a cruzar más carreteras que individuos de especies con ámbito hogareño pequeño (p. ej., *Dipodomys merriami*, *Microtus pennsylvanicus*) (Porto Peter et al., 2013). Esto podría deberse a que estas especies tienen mayores necesidades de espacio que las especies con ámbitos hogareños pequeños, por lo que la probabilidad de encontrarse una carretera dentro de su ámbito hogareño es mayor (Anich et al., 2009). Además, las especies con ámbitos hogareños pequeños probablemente evitarán más los bordes de los fragmentos del hábitat (p. ej., bordes de las carreteras) porque sus necesidades de espacio pueden verse satisfechas en un fragmento con un área mayor que su ámbito hogareño, sin necesidad de salir de su fragmento de hábitat (a la matriz del paisaje) (Niu et al., 2021). De hecho, se ha encontrado menor atropello de especies con ámbito hogareño pequeño para algunas especies, como roedores (Barthelmess y Rrooks, 2010).

Alternativamente, se ha propuesto que las especies con ámbitos hogareños pequeños usan más carreteras porque tienden a tener densidades de población mayores que especies con ámbitos hogareños grandes (Stickel, 1968; Cooper, 1978; Connor et al., 2000; Efford et al., 2016; Casula et al., 2019). El hecho de que una especie tenga mayor densidad poblacional puede hacer que, cuando están expuestas a carreteras, exista un alto número de individuos que tengan que enfrentarse a ellas.

En cuanto a atropello, aún no está clara la relación con el tamaño del ámbito hogareño. Varios estudios reportan que las especies de mamíferos con ámbito hogareño pequeño son más propensas a ser atropelladas al usar carreteras (Grilo et al., 2018; González-Suárez et al. 2018). Esto podría deberse a que estas especies tienen mayor densidad poblacional (Grilo et al., 2020; Medrano-Vizcaíno et al., 2022). De hecho, se ha encontrado que las especies con alta densidad poblacional tienden a ser más atropelladas (Rolandsen et al., 2011; Meyrom et al., 2023). Sin embargo, también hay evidencia de que especies con amplios ámbitos hogareños son más afectadas por el atropello (Rytwinski y Fahrig., 2012; Patterson, 2023),

dado que, estas especies tienen más probabilidad de encontrarse y cruzar una carretera (González-Suárez et al. 2018).

### ***2.1.3.3 Tamaño corporal***

El tamaño corporal se refiere a la medida de la dimensión corporal de las especies (Tucker et al., 2014). Este rasgo biológico es uno de los más utilizados dentro de los estudios dado que es relativamente fácil de medir (Blackburn y Gaston, 1994). En el orden primates existe una gran variedad de tamaños corporales (Kamilar y Cooper, 2013). Por ejemplo, el tamaño corporal de *Microcebus berthae* es de 0.03 kilogramos, el de *Macaca thibethana* es de 15.55 kilogramos y el de *Gorilla beringei* es de 130 kilogramos (Galán-Acedo et al 2019b).

El tamaño corporal está relacionado con importantes respuestas a cambios en el hábitat de las especies, como el cambio climático y la urbanización, además de estar relacionado con el riesgo de extinción de muchos grupos taxonómicos (Pacifi et al., 2017; Hantak et al., 2021). Sin embargo, es importante mencionar que su efecto es difícil de interpretar, porque está fuertemente correlacionado con otros importantes rasgos como el ámbito hogareño, el tamaño grupal, la longevidad, la masa encefálica o la dieta (White et al., 2007; Brose, 2010; Santini et al., 2019). Por ejemplo, los individuos con tamaño corporal grande tienden a tener mayor ámbito hogareño, suelen formar grupos grandes y tienen mayores requerimientos alimenticios que los individuos con tamaño corporal pequeño (Barthelmess y Brooks, 2010). La fuerte correlación entre el tamaño corporal y otros rasgos hace que se pueda usar como medida sustituta para variables difíciles de estimar por lo que sigue siendo muy utilizada en ecología pese a su difícil interpretación (Grossnickle, 2020).

El tamaño corporal de las especies parece estar relacionado con el uso de carreteras. Por ejemplo, un estudio observó en diferentes órdenes de mamíferos que las especies con un tamaño corporal pequeño tendían a utilizar menos las carreteras que especies de tamaño corporal grande (Chen y Koprowski, 2019). En cuanto al atropello, se estima que las especies con masa corporal mediana (1- 50kg) son atropelladas con mayor frecuencia (Barthelmess y Brooks, 2010; Pinto et al., 2022). Los autores sugieren que esto se da porque estas especies tienen mayores necesidades de espacio, y, por lo tanto, más probabilidad de encontrar o

cruzar carreteras. Este riesgo parece disminuir cuando las especies son mayores a 50 kg porque pueden ser más detectables por los conductores y así evitar una colisión (González-Suárez et al., 2018). También existen estudios que demuestran que las especies con menor tamaño corporal son altamente atropelladas (< 1kg; Grilo et al., 2020). Esto podría también relacionarse con que estas especies tienen una mayor densidad poblacional (como las especies con ámbito hogareño pequeño)(Peters y Raelson, 1984 ;Robinson y Redford, 1986). Esto también se ha encontrado con el orden primates, dado que los primates con tamaños corporales pequeños tienden a tener mayores densidades poblacionales (Clutton-Brock y Harvey, 1977). Por otro lado, otros estudios no han encontrado influencia del tamaño corporal en el número de atropellos (de Araújo et al., 2019). Recientemente, un estudio puso a prueba el efecto de varios rasgos biológicos en mamíferos (tamaño de ámbito hogareño, tamaño corporal y tasas de reproducción) sobre la probabilidad de atropello (Patterson, 2023). Este estudio encontró resultados contrastantes entre los dos modelos donde tanto especies con tamaño corporal pequeño como grande eran vulnerables a carreteras dependiendo del acercamiento estadístico utilizado (Patterson, 2023).

#### ***2.1.3.4 Tipo de dieta***

El tipo de dieta se refiere a los principales recursos alimenticios que consumen las especies a lo largo de su ciclo de vida (Pineda-Munoz y Alroy, 2014). Este rasgo varía según el grupo taxonómico, ya que existen diferentes adaptaciones fisiológicas y anatómicas relacionadas con la dieta de las especies (Cork y Foley, 1991; Lucas et al., 2008). Por ejemplo, una de las clasificaciones de dieta clásicas separa carnívoros (más del 50% de su dieta está conformada de carne), herbívoros (más del 50% de su dieta se conforma de materia vegetal) y omnívoros (diversos recursos alimenticios donde ninguno representa más del 50% de su dieta; Pineda-Munoz y Alroy, 2014; Gainsbury et al., 2018). En primates, se pueden utilizar diferentes clases dependiendo de la dieta de las especies. Por ejemplo, algunos estudios separan entre especies frugívoras (consumen > 60% de frutos en sus dietas), folívoras (> 60% de hojas en su dieta), folívoro-frugívoras (compuesta por frutas/ semillas y hojas en proporciones semejantes), omnívoras (dieta por plantas y animales en proporciones semejantes), insectívoros (> 50% de artrópodos) y gumnívoras (principalmente consumen savia, resina y

otros exudados de los árboles) (Galán-Acedo et al., 2019b). Otros estudios dividen la dieta en “generalistas” y “especialistas” (González-Suárez et al., 2018; Medrano-Vizcaíno et al., 2022). En esta tesis, considero generalistas a aquellas especies que consumen varios tipos de recursos alimenticios (Takahashi et al., 2019), como, por ejemplo, especies con dieta omnívora. Considero especialistas a aquellas especies que consumen sólo un tipo de recurso alimenticio, por ejemplo, especies folívoras que mayormente se alimentan de hojas.

Las carreteras pueden presentar ciertas oportunidades para la búsqueda de alimentos, dado que sus bordes suelen tener especies de árboles o arbustos de crecimiento rápido (o especies pioneras) que pueden ser atractivas para algunas especies (Hill et al., 2021). En las carreteras también pueden encontrarse alimentos de procedencia humana que pueden ser atractivos para algunas especies de primates. Las especies generalistas podrían utilizar más las carreteras porque tienden a usar una alta variedad de entornos y pueden explotar los recursos alimenticios que están en las carreteras (Hill et al., 2021). Por ejemplo, en diversos estudios con mamíferos (orden Carnívora, Artiodactyla, Didelphimorphia, Cingulata) se ha demostrado que las especies con dieta omnívora hacen un mayor uso de las carreteras (Cook y Blumstein, 2013; Pasa., et al 2020; Hill et al., 2021).

En cuanto a la probabilidad de atropello, algunos estudios con mamíferos han observado que las especies con dieta generalista u omnívora tienen altos índices de atropello (González-Suárez et al., 2018; Hill et al., 2020; Medrano-Vizcaíno et al., 2022). Esto probablemente se debe a su mayor presencia en carreteras, comparado con especies especialistas de dieta. Sin embargo, en otros estudios se ha observado que el nivel de especialización (especialista/generalista) no está directamente relacionado con la mortalidad en carreteras en mamíferos (González-Suárez et al., 2018). En primates, aún se desconoce si existe una relación entre el tipo de dieta y el uso de carreteras o entre el tipo de dieta y la probabilidad de atropello.

#### ***2.1.3.5 Tamaño de grupo***

El tamaño de grupo se refiere al número total de individuos que conforma un grupo (Cappa et al., 2017). Algunas especies de primates viven en grupos sociales, aunque el tamaño de los

grupos puede variar ampliamente (Lehmann et al., 2007). Por ejemplo, el tamaño promedio de grupo de *Lepilemur wrighti* es de 2 individuos, el de *Macaca radiata* de 30 individuos y el de *Mandrillus sphinx* es de 251 individuos (Galán-Acedo et al 2019b).

Pertenecer a un grupo puede aportar ciertos beneficios, como la reducción de presión por depredación, el cuidado de crías de manera cooperativa, mayores probabilidades de ganar competencias intergrupales, el intercambio de información y la búsqueda de alimento (Van Schaik, 1983; Kerth G, et al., 2006; Lootvoet et al., 2015). Por ello, es posible que los individuos que viven en grandes grupos perciban un menor riesgo al usar las carreteras, dado que los niveles de vigilancia entre los individuos del grupo suelen ser más altos en ambientes de alto riesgo (Creel et al., 2014; Seidler et al., 2018). Por ejemplo, en un estudio se encontró que los individuos de grupos de antílope berrendo (*Antilocropa americana*) (que tienen tamaños grupales grandes) tenían mayor nivel de vigilancia cerca de las carreteras (Gavin y Komers, 2006). La vigilancia repartida entre los individuos del mismo grupo puede ser un beneficio a la hora de utilizar carreteras porque puede reducir amenazas como la exposición a carreteras (Ciuti et al., 2012). Un meta-análisis de especies de primates, encontró que grupos mayores tienden a viajar distancias más largas (Majolo et al., 2008), lo que puede incrementar la probabilidad de encontrar y usar carreteras.

Formar parte de un grupo grande también puede tener consecuencias negativas porque incrementa el tiempo de cruce en la carretera, dado que son más individuos (Cáceres, 2011). Por ejemplo, en un estudio sobre atropello de cuatro especies del orden Artiodactyla (p ej., familia cervidae, suidae) se observó que la probabilidad de ser atropellados tendía a ser alta en grupos grandes porque requieren más tiempo para desplazarse en las carreteras (Saxena et al., 2020). Sin embargo, los grupos grandes son más visibles por los conductores, lo que probablemente reduce su probabilidad de atropello. Pese a estas evidencias, todavía se sabe muy poco sobre cómo el tamaño del grupo se relaciona con el uso de carreteras o con el atropello de especies (en caso de existir una relación). Por ejemplo, en un estudio con 159 especies de mamíferos el tamaño del grupo no fue relevante para predecir el atropello de individuos (Medrano-Vizcaíno et al., 2022).

### **2.2.1 Comportamiento de las especies en carreteras.**

Con la alta transformación de los ecosistemas causada por los humanos, muchos animales se ven forzados a usar carreteras como sitios de paso para cubrir sus necesidades biológicas (p. ej., para la búsqueda de recursos alimenticios o refugio en otros fragmentos y/o pareja; Spellerberg, 1998; Van Der Ree et al., 2011). A pesar de que las carreteras se pueden percibir como una amenaza, existen reportes de uso de recursos (por ej., alimento, facilidad de desplazamiento) tanto en el interior de la carretera como en los bordes de las carreteras (Hill et al., 2021). Por ejemplo, en un estudio con lobos (*Canis lupus*) se observó que esta especie usa las carreteras para viajar por las noches (Zimmermann et al., 2014). Aunque pocos estudios se han centrado en evaluar el comportamiento de las especies en carreteras, existen reportes de comportamientos en diversas especies de mamíferos dentro de los bordes y en el interior de las carreteras como actividades de forrajeo (Rea, R, 2003; Li et al., 2009; Haroldson y Gunther, 2013; Castellanos, 2019; Charles et al., 2023), el desplazamiento (Kautz et al., 2021, Naha et al., 2021; Johnson-Bice et al., 2023) el descanso (Morrow et al., 2019), la anidación o refugio (Carthew et al., 2013; Peaden et al., 2017), la termorregulación (Sawaya et al., 2017) y varias conductas sociales (Riley et al., 2021).

### **2.2.2 Comportamiento de primates en carreteras**

Los estudios enfocados en evaluar el comportamiento de los primates en carreteras son escasos. La mayor parte del conocimiento sobre el tema forma parte de registros anecdóticos y descriptivos. A partir de esta información limitada, podemos inferir que los primates usan las carreteras de una manera variada. Uno de los principales comportamientos reportados es el forrajeo de vegetación silvestre (Maruhashi, 1982; Mangalam y Singh, 2013; Seidler et al., 2018; Yap et al., 2022), de cultivos (Mangalam y Singh, 2013; Kumar et al., 2014; Seidler et al., 2018) y el suministro de alimentos por humanos (Pragatheesh, 2011; Beisner et al., 2015; Solanki y Parida, 2022; Seidler et al., 2018) en los bordes de las carreteras. También se ha reportado el desplazamiento de primates en carreteras por diferentes estratos, como el suelo (Hockings, 2011; Ramsay y Teichroeb, 2019; Cunneyworth y Duke, 2020; Thinley et al.,

2020), copas de árboles (Pui-Lok Y Fei, 2016; Lindshield, 2016; Asensio et al., 2021), puentes colgantes (Chan et al., 2020; Saralamba et al., 2022; Maria et al., 2022; Flatt et al., 2022) y líneas eléctricas (Montilla et al., 2020; Yap et al., 2022). Otros comportamientos pocas veces reportados en carreteras son la socialización (Cunneyworth et al., 2020), el descanso (Ross, 1993; Ganguly y Chauhan, 2018), el refugio (Ahmed y Naher, 2021; Ascensão et al. 2022), su uso como dormitorios (Singh et al., 2023) y el desplazamiento a lo largo de la carretera (Pui-Lok y Fei, 2016; Leen et al., 2019).

### **2.2.3 ¿Qué es la ciencia ciudadana?**

La ciencia ciudadana es una iniciativa de intercambio de conocimientos que consiste en la participación del público general en la colecta de datos científicos y que contribuye a la producción de nuevos conocimientos (Burgess et al., 2017; Strasser et al., 2019). Esta herramienta se ha popularizado en los últimos años y permite el trabajo en conjunto entre investigadores y voluntarios, fotógrafos de la vida silvestre o público general (Fraisl et al., 2022; Vohland et al., 2021; Riyaz, 2022). El término ‘ciencia ciudadana’ fue desarrollado por el analista de políticas Alan Irwin y el ornitólogo y científico de la investigación participativa Richard Bonney (Follett & Strezov, 2015; Strasser et al., 2019). La ciencia ciudadana existe gracias a nuevas herramientas como internet y los celulares, que permiten una rápida y efectiva forma para compartir información, además de permitir su acceso a un gran grupo de personas. La gran ventaja de los proyectos de ciencia ciudadana es la producción de una gran cantidad de datos a escala global (Dickinson et al., 2010). Por ejemplo, una de las plataformas de ciencia ciudadana más populares a nivel global es *ebird*, que empezó en el año 2002 y cuenta con más de 51 millones de ocurrencias de aves que incluyen un total de 10,517 especies (Bonney, 2021).

Los proyectos de ciencia ciudadana se aplican en un gran número de campos científicos que abarcan desde la astronomía, ecología, arqueología, historia, política, hasta la salud pública (Bonney et al., 2014; Den Broeder et al., 2018). Los proyectos de ciencia ciudadana en el campo de la biología han destacado durante los últimos años y tienen como objetivo principal el estudio de la biodiversidad y la distribución de especies (Follett &

Strezov, 2015; Chandler et al., 2017). En particular, estos proyectos se han enfocado en el estudio de aves, invertebrados terrestres (siendo las mariposas y polillas los más estudiados), y la biodiversidad marina (Follett & Strezov., 2015; Riyaz, 2022). Las especies de mamíferos más estudiadas en proyectos de ciencia ciudadana son los murciélagos (Orden Chiroptera), los coyotes (*Canis latrans*), las ardillas (Familia Sciuridae), las nutrias (Subfamilia Lutrinae) y los koalas (Familia Phascolarctidae) (Black, 2009; Weckel et al., 2010; Goldstein et al., 2014; Sequeira et al., 2014; Barlow et al., 2015; Follett & Strezov., 2015). Esto podría deberse a que son especies que frecuentemente ocupan espacios urbanos, por lo que están más próximas a los ciudadanos. Además, son especies fáciles de identificar, detectar y algunas se consideran especies carismáticas.

En el campo de la ecología, existen dos principales métodos a la hora de coleccionar datos de ciencia ciudadana sobre la distribución de especies: métodos estructurados y no estructurados (Feldman et al., 2021; Di Cecco et al., 2021; Bastidas y Serrano, 2022). En el método estructurado, los objetivos del proyecto son muy específicos y en la recolección de datos se usan metodologías concretas y bien definidas como puntos de conteo, transectos o censos. Por ejemplo, *Breeding Bird Survey* sigue un protocolo de recolección de datos muy estricto donde voluntarios calificados, es decir, personas que ya presentan conocimientos previos sobre el grupo de aves, realizan conteos de aves escuchadas y observadas en transectos estandarizados durante dos periodos del año en la temporada reproductiva de las aves (Boersch-Supan et al., 2019). Por otro lado, en el método no estructurado los registros son casuales. Esto quiere decir que las observaciones son oportunistas y los datos son recolectados por diferentes públicos sin seguir un método específico y sin ningún tipo de entrenamiento a la hora de coleccionar los datos. Una plataforma que usa este tipo de método es *iNaturalist*, una plataforma de acceso libre a todo tipo de público donde se registran observaciones sin ningún tipo de entrenamiento ni protocolo (Di Cecco et al., 2021).

Los datos de ciencia ciudadana que utilizan la metodología no estructurada solo indican la presencia de la especie estudiada, mientras que los datos que utilizan la metodología estructurada, como transectos o rutas definidas, pueden indicar tanto la presencia y potencialmente la ausencia de las especies. Por ejemplo, en proyectos con una

metodología estructurada donde evalúan el atropello de fauna silvestre en rutas bien definidas se pueden identificar los “hotspots” de atropellos, es decir, los puntos donde se reporta un número grande de atropellos en toda la ruta, pero también es posible identificar zonas donde el atropello no ocurre (Shilling et al., 2015; Feldman et al, 2021).

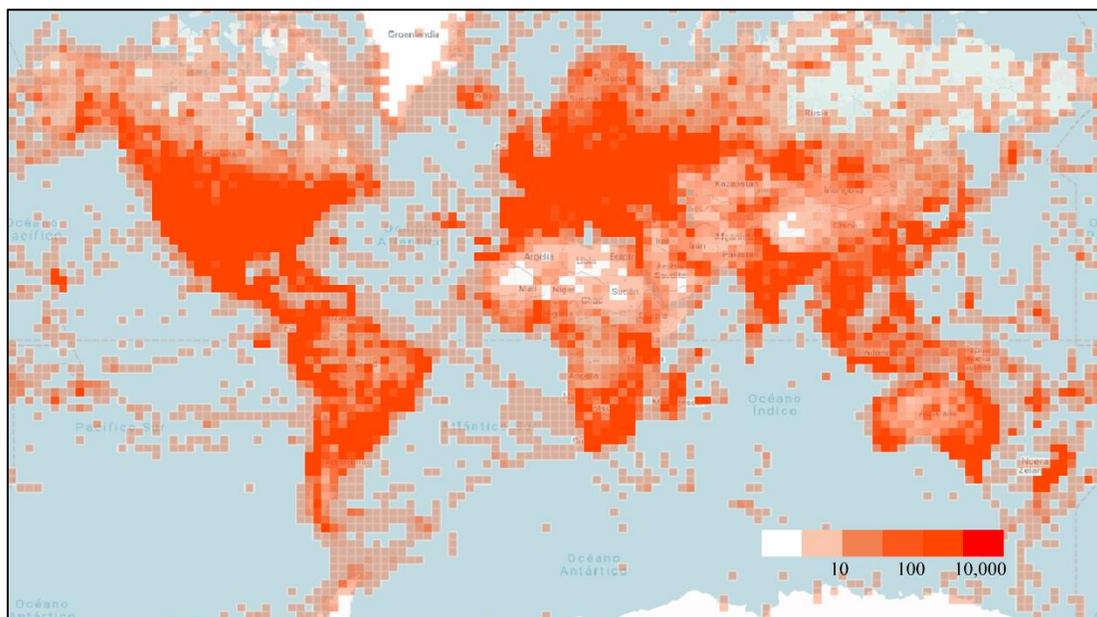
#### **2.2.4 Sesgos comunes en ciencia ciudadana**

Pese a las ventajas que ofrece la ciencia ciudadana, los datos que se generan pueden presentar ciertos sesgos o limitaciones (Burgess et al., 2017). Uno de los principales sesgos es la falta de calidad de los datos, dado que son generados en muchas ocasiones por voluntarios con poca experiencia (Wiggins et al., 2011). La calidad hace referencia a la integridad, consistencia, precisión y exactitud de los datos (Wiggins et al., 2011; Balázs et al., 2021). La falta de calidad de los datos en la colecta puede estar relacionada con protocolos ineficientes en proyectos de ciencia ciudadana estructurados. Por ejemplo, los protocolos pueden no ser seguidos correctamente por los participantes, no coincidir con los objetivos del proyecto o no ser comprendidos por los participantes (Lukyanenko et al., 2016). Además, puede haber una identificación incorrecta de las especies. Este es un desafío, ya que la presencia de especies raras, fenotípicamente muy parecidas o poco abundantes puede llevar a una mala identificación por parte de participantes con poca o sin experiencia en la identificación de especies (Vercayie et al., 2015; Abra et al., 2018). El doble conteo de los organismos es considerado otro sesgo importante en proyectos de ciencia ciudadana. Aquí, el doble conteo se refiere a que uno o varios participantes reporten un mismo individuo en la plataforma. Para evitar el doble conteo se deben realizar revisiones y eliminar las observaciones duplicadas manualmente (Vercayie et al., 2015; Shin et al., 2022). Además, los datos de ciencia ciudadana pueden no ofrecer información precisa sobre la ubicación geográfica. Por ejemplo, existen plataformas que realizan cambios en la precisión de las observaciones si, por ejemplo, el usuario quiere ocultar los datos de la ubicación en la que realizó el registro fotográfico por cuestiones de privacidad. Igualmente, dependiendo de la categoría de riesgo de la UICN en la que se encuentren las especies, la plataforma puede cambiar la precisión de las observaciones como estrategia de protección para las especies, como es el caso de *eBird* y *iNaturalist* (Vercayie et al., 2015; Mohd Rameli et al., 2020; Soroye et al., 2022).

Para evitar sesgos en la calidad de los datos de ciencia ciudadana, existen métodos de validación de los datos (Balázs et al., 2021). La validación por pares consiste en que un participante con experiencia dentro del proyecto ayude a identificar y validar la observación de un participante con poca experiencia. Otra opción es la validación por expertos, donde ésta viene dada por un experto en el tema del proyecto (Balázs et al., 2021). Aunque validar los datos de ciencia ciudadana es importante, investigaciones recientes han demostrado que existen muy pocas diferencias entre los reportes de observadores regulares (personas que trabajan dentro del área de conservación y zoología) y observadores ocasionales (Périquet et al., 2018). Esto se da principalmente cuando se identifican especies comunes, mientras que con especies raras sí se encuentran más errores por parte de observadores ocasionales (Abra et al., 2018).

Además de los sesgos en la calidad de los datos, la distribución de los datos registrados en proyectos de ciencia ciudadana no es homogénea, es decir, algunas especies o regiones geográficas están más representadas que otras (sesgos taxonómicos y geográficos) (Mohd Rameli et al., 2020; Feldman et al. 2021). Esto, por un lado, puede deberse a que existen plataformas especializadas o enfocadas en un grupo taxonómico como aves o mariposas. Por ejemplo, existen plataformas de ciencia ciudadana que únicamente registran observaciones de aves como *eBird*, *The Breeding Bird Survey* y *The Southern African Bird Atlas Project*, o están enfocadas al orden Lepidoptera como *el Butterfly Monitoring Scheme* (Feldman et al., 2021). Por otro lado, los usuarios de plataformas de ciencia ciudadana suelen tener más interés por las especies más carismáticas, de tamaño corporal grande, especies abundantes y especies que viven en grandes grupos, por lo presentan un mayor número de observaciones (Isaac et al., 2014; Pocock et al., 2015). Por ejemplo, las aves de masa corporal grande y que viven dentro de grandes grupos presentan mayor número de observaciones en *Ebird* (Callaghan et al., 2021). Esta sobrerrepresentación de grupos taxonómicos o especies también se da en áreas urbanas en comparación con áreas naturales o de difícil acceso. Por ejemplo, DiBattista et al. (2022) encontraron un mayor número de observaciones de aquellas familias de peces que se encontraban en áreas más urbanizadas. Esto se debe principalmente a que las áreas urbanas son mucho más concurridas por las personas que hábitats alejados de la urbanización (Feldman et al., 2021).

En cuanto a los sesgos geográficos, el número de registros en Europa y América del norte es mucho mayor en las plataformas de ciencia ciudadana en comparación con el resto de áreas geográficas (Figura 2). Esto puede estar influenciado por factores socio-económicos. Por ejemplo, los países de Europa oriental y América del norte pertenecen a los países de altos ingresos donde se invierten más fondos en ciencia, lo que puede explicar por qué muchas de las plataformas de ciencia ciudadana han sido desarrolladas en estas regiones. El que se desarrollen en estas áreas también puede explicar por qué son más populares entre su ciudadanía (Feldman et al., 2021). En cambio, regiones geográficas como Asia, África, Sudamérica y Europa oriental presentan pocos registros dentro de plataformas de ciencia ciudadana. Esto podría también estar influenciado por los bajos ingresos promedio que presenta la mayoría de la población en estas áreas, limitando las actividades de ocio (como la colecta de datos de ciencia ciudadana), la posesión de un teléfono, o el acceso a internet (Haklay et al., 2018). Por ejemplo, a escala global el 24% de los países presentan poco acceso a internet y en ciertas regiones del Congo o la Amazonia más del 50% de la población no cuenta con este servicio (Twining-Ward et al., 2022), cuando son áreas altamente biodiversas.



**Figura 2.** Número de observaciones de especies dentro de la plataforma *iNaturalist*. Tomado de *iNaturalist* (22/08/2024)

Otro de los principales motivos de los sesgos geográficos en los datos de ciencia ciudadana es que muchas de sus aplicaciones sólo se encuentran en uno o pocos idiomas, principalmente en inglés (Haklay et al., 2018; Feldman et al., 2021). El inglés es considerado el idioma universal de la ciencia (Chowdhury et al., 2022). El uso de un idioma universal facilita el intercambio de ideas y conocimiento dentro de la comunidad científica (Nuñez et al., 2021). Sin embargo, el conocimiento de este idioma fuera del ámbito científico en muchos países es bajo o nulo, lo que puede limitar su acceso y su participación en la ciencia. Estas barreras lingüísticas se han encontrado en estudios ambientales (Amano et al., 2016). Por ejemplo, aunque en los últimos 39 años ha incrementado la literatura científica sobre conservación de la biodiversidad en idiomas diferentes al inglés (12 idiomas; Amano et al., 2021; Chowdhury et al., 2022), la mayoría de este material no tiene un alcance internacional (Lynch et al., 2021). Para disminuir el sesgo lingüístico al usar datos de ciencia ciudadana, una opción es incluir búsquedas en distintos idiomas, incluyendo idiomas minoritarios. Dado que algunas plataformas de ciencia ciudadana como *iNaturalist* permiten crear proyectos sobre temas independientes en cualquier idioma, es importante tener en cuenta estas diferencias idiomáticas. Estudios de meta-análisis han demostrado la relevancia de la recopilación de datos incluyendo idiomas diferentes al inglés. Por ejemplo, Konno, y colaboradores (2020) realizaron un meta-análisis sobre las características de las publicaciones en temas ambientales que incluían un amplio rango de taxones y ecosistemas de Japón en ambos idiomas, inglés y japonés. Observaron que los estudios en inglés no representaban un subconjunto de la literatura global, por lo que si se ignoraba la información científica producida en japonés había un sesgo en los resultados. En otro estudio, Angulo y colaboradores (2021) demostraron que incluir datos científicos producidos en distintos idiomas, además del inglés, sobre los costes económicos de las invasiones biológicas ampliaba más del 50% su base de datos (de 2396 publicaciones en el idioma inglés incremento a 4896 cuando incluyeron más idiomas). Además, al incluir la información en otros idiomas, los costos económicos globales por invasiones biológicas aumentaban un 16%, porque al incluir más idiomas agregaron los costos de 15 países más. Desafortunadamente, existen muchas investigaciones que solo incluyen el inglés dentro de sus búsquedas, incluyendo estudios que usan plataformas de ciencia ciudadana. Por lo tanto,

es importante considerar el conocimiento científico producido en idiomas diferentes al inglés para evitar estas graves consecuencias para la conservación de la biodiversidad.

### 2.2.5 *iNaturalist*

*iNaturalist* es una plataforma de ciencia ciudadana enfocada en el mapeo de biodiversidad creada en 2008 por la academia de ciencia en la Universidad de California junto a National Geographic Society (Nugent., 2018). *iNaturalist* es una plataforma que permite a sus usuarios registrar observaciones de diferentes especies de organismos por medio de fotografías o grabaciones (audio) desde la página web o desde la aplicación de un teléfono. Esta plataforma cuenta con una gran cantidad de datos disponibles, rebasando los 100 millones de observaciones con más de 401,100 especies de vertebrados, invertebrados, plantas y hongos (Follett y Strezov, 2015; Di Cecco et al., 2021; *iNaturalist*, 2022). La mayor parte de las observaciones se registran en Norte América (especialmente en Estados Unidos; Figura 2), Sudamérica, Europa y Australia, mientras que en el oeste de África y África central, Centroamérica y el sureste de Asia cuentan con pocas observaciones (Di Cecco et al., 2021). *iNaturalist* cuenta con una red internacional conformada hasta ahora por 20 países (México, Guatemala, Costa Rica, Colombia, Panamá, Ecuador, Chile, Uruguay, Argentina, Canadá, Suecia, Finlandia, Luxemburgo, Reino Unido, Portugal, Grecia, Israel, Taiwán, Australia y Nueva Zelanda). Cada uno de estos países tienen sitios web propios que se encuentran afiliados a otras instituciones locales para promover el uso de su plataforma y comparten datos con la plataforma global. Por ejemplo, México fue el primer país en establecer esta red junto con la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en 2013 con la plataforma llamada Naturalista (Macías y Freire, 2017).

En la comunidad científica, *iNaturalist* se ha convertido en una herramienta útil para responder algunas preguntas sobre biodiversidad, particularmente para especies que son fáciles de observar e identificar vía fotográfica por su tamaño, comportamiento y abundancia (Callaghan et al., 2020; Di Cecco et al., 2021). Los datos de *iNaturalist* se consideran apropiados porque tienen métodos de validación de calidad, como recibir sugerencias de la identificación de la especie por otros usuarios para alcanzar un ‘grado de investigación’ (Di

Cecco et al., 2021). Por ejemplo, el grado de investigación consiste en que más de tres observadores están de acuerdo con la identificación de la especie. Las observaciones de *iNaturalist* que cumplen con el grado de investigación se incorporan mensualmente a la base de datos de GBIF (Global Biodiversity Information Facility) conocida en español como la infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad de acceso libre (Bastidas y Serrano, 2022).

### **3. Objetivo general**

Identificar los rasgos biológicos de los primates y su nivel de amenaza que más frecuentemente se asocian con el uso de carreteras y la probabilidad de atropello. Además, identificar los principales comportamientos que tienen los primates en las carreteras.

#### **3.1.1 Objetivos particulares**

1. Recopilar información de la presencia de primates (vivos y atropellados) en carreteras por medio de *iNaturalist* y de revisiones de literatura.
2. Recopilar información sobre el comportamiento de los primates en carreteras por medio de las fotografías de *iNaturalist*.
3. Detallar geográficamente y taxonómicamente los registros recopilados de primates usando carreteras (vivos/atropellados).
4. Evaluar si existe un efecto de los rasgos biológicos sobre el uso de carreteras por parte de los primates.
5. Evaluar si existe una relación entre las categorías de amenaza por la UICN de especies de primates y su uso y probabilidad de atropello en carreteras.

6. Evaluar si existe una diferencia entre los rasgos biológicos de los primates que usan carreteras y que son atropellados en las carreteras.
7. Evaluar si existe diferencia entre los comportamientos de los primates en el sitio de las carreteras a partir de los datos de *iNaturalist*.

### 3.2.1 Hipótesis

**Hipótesis 1:** Los rasgos de las especies de primates (i.e., locomoción, ámbito hogareño, dieta, tamaño de grupo y tamaño corporal) afectan a su presencia en carreteras y a la probabilidad de atropello de los individuos.

**Predicción 1.1:** Dado que las especies con locomoción arbórea son dependientes del estrato arbóreo y las especies con locomoción terrestre usan principalmente el suelo, el número de especies encontradas en carreteras será mayor en especies con locomoción terrestre que en especies con locomoción arbórea.

**Predicción 1.2:** Dado que las especies con un ámbito hogareño grande tienen mayores necesidades de espacio, la probabilidad de encontrarse y usar carreteras es mayor. Por ello, el número de especies encontradas en carreteras será mayor en especies con ámbito hogareño grande. Sin embargo, se podría esperar lo contrario. Dado que las especies con un ámbito hogareño pequeño tienden a tener altas densidades poblacionales, más individuos podrían usar una carretera.

**Predicción 1.3:** Dado que las carreteras pueden ofrecer ciertos recursos alimenticios (p. ej., plantas pioneras, insectos y alimentos procesados) y las especies con dieta generalista podrían verse más atraídas hacia estos recursos que las especies con dieta especialista, el número de especies encontradas en carreteras será mayor en especies con una dieta generalista.

**Predicción 1.4:** Las especies que viven en grupo tienden a compartir la vigilancia intraespecífica. Especies que conforman un tamaño de grupo grande, tienen un mayor número de individuos dedicados a la vigilancia por lo que pueden detectar un mayor riesgo

de amenaza dentro de las carreteras y alertar al grupo. Así, en grupos grandes los individuos al ser un número mayor de individuos pueden percibir las carreteras como menos amenazantes. Por ello, el número de especies encontradas en carreteras con tamaño de grupo grande será mayor.

**Predicción 1.5:** Las especies con masa corporal grande tienden a moverse en áreas grandes. Por ello, el número de especies encontradas en carreteras con una masa corporal grande será mayor.

**Predicción 1.6:** Dado que las especies arbóreas tienen adaptaciones anatómicas que podrían afectar negativamente a su desempeño locomotor (i.e., agilidad, equilibrio y velocidad) en el desplazamiento en carreteras, la probabilidad de atropello será mayor en especies arbóreas que en terrestres.

**Predicción 1.7:** Dado que especies con un ámbito hogareño grande tienen mayores necesidades de espacio, y la probabilidad de encontrarse y usar carreteras es mayor, la probabilidad de atropello será mayor para especies con ámbito hogareño grande. Sin embargo, se podría esperar lo contrario, dado que las especies con ámbito hogareño pequeño tienden a tener densidades de poblaciones mayores. Por ello, especies con ámbito hogareño menor podrían tener mayor probabilidad de ser atropellados.

**Predicción 1.8:** Dado que las carreteras pueden ofrecer ciertos recursos alimenticios y las especies con dieta generalista podrían verse más atraídos hacia estos recursos que las especies con dieta especialista, la probabilidad de atropello será mayor en especies con una dieta generalista.

**Predicción 1.9:** Dado que pertenecer a un grupo con un menor número de individuos reduce la probabilidad de alertar sobre alguna amenaza en el entorno y que a menor número de individuos puede ser menor la detectabilidad por los conductores, la probabilidad de atropello será mayor en especies con tamaños grupales pequeños que en grupos con tamaños grupales mayores.

**Predicción 1.10:** Dado que las especies con tamaño corporal pequeño pueden ser poco visibles y menos detectadas por los conductores, tienen mayor probabilidad de ser atropellados que especies con tamaño corporal grande.

**Hipótesis 2:** Existe una relación entre la categoría de riesgo de extinción de la UICN y el uso de las carreteras y la probabilidad de atropello.

**Predicción 2.1:** Dado que especies con menor categoría de riesgo de extinción podrían ser más tolerantes a ambientes antropogénicos porque suelen tener una alta flexibilidad comportamental, el número de especies encontradas en carreteras y la probabilidad de atropello será mayor en especies sin riesgo de extinción (p. ej. "Preocupación Menor" y "Casi Amenazados") que en especies con bajo riesgo de extinción (p. ej. en "Peligro Crítico", "En Peligro", "Vulnerable").

**Hipótesis 3:** El tipo de comportamiento de primates en carreteras depende de la parte de la carretera en la que están.

**Predicción 3.1:** Dado que las carreteras son sitios de paso de alta amenaza, se espera que la proporción de especies observadas exhibiendo el comportamiento de locomoción (es decir, éxitos) sea mayor en el interior de la carretera en comparación con los bordes.

**Predicción 3.2:** Dado que los bordes de las carreteras se pueden percibir como áreas menos amenazantes y cuentan con ciertos recursos alimenticios que se pueden explotar (como plantas pioneras, insectos y alimentos procesados, entre otros), se espera que la proporción de especies observadas realizando comportamientos de forrajeo, de descanso y comportamientos sociales (éxitos) sea mayor en los bordes que en el interior de la carretera.

## 4. Metodología

### 4.1.1 Recolecta de datos de ciencia ciudadana

Utilicé la plataforma de ciencia ciudadana *iNaturalist* ([www.iNaturalist.org](http://www.iNaturalist.org)) para la búsqueda de fotografías de primates siguiendo el método “Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses” conocida por sus siglas PRISMA (Moher et al., 2009). Para evitar una mala identificación de las especies en la búsqueda, realicé las observaciones por especie. Así pude detectar cuándo existía una mala identificación de primates atropellados o usando carreteras a escala global en el periodo del 24/08/2022 – 5/01/2023. Usé el buscador de la web para obtener sólo resultados para primates y proyectos de *iNaturalist*. Los proyectos de *iNaturalist* son agrupaciones de observaciones de organismos de la misma plataforma de *iNaturalist* sobre un tema específico (por ejemplo, Registro de Fauna atropellada en carreteras mexicanas). El orden primate lo encontré en la plataforma como “Monos, simios y parientes” con una ubicación global. Solo consideré observaciones de primates con fotos, excluyendo registros con audios. Algunas observaciones contaban con más de una fotografía, por lo que seleccioné y únicamente revisé la fotografía con el mayor número de individuos. En la búsqueda de primates usando carreteras incluí fotografías donde los primates se encontraron en las carreteras o al borde de la carretera (Figura 3E y 3F) y con primates vivos o muertos (fotografías que mostraran al organismo fallecido, en comentarios se mencionaran que el individuo fue atropellado, o se incluyeran en proyectos de atropello; Figuras 3A, 3B y 3C).



**Figura 3. Ejemplos de observaciones de primates en carreteras en la plataforma de iNaturalist.** A) mono aullador negro (*Alouatta pigra*) atropellado en el borde de una carretera asfaltada (© Fernando Contreras Moreno), B) mono carayá negro (*Alouatta caraya*) atropellado en una carretera de terracería (© miguesmart), C) mono vervet (*Chlorocebus pygerythrus*) atropellado en el borde de la carretera de asfalto, (© lourens-swanepoel), D) langur oscuro (*Trachypithecus obscurus*) desplazándose sobre una carretera asfaltada (© lhurteau), E) un grupo de babuinos de chacma (*Papio ursinus*) en una carretera de terracería (© Marichen) y F) un grupo de macacos cangrejeros (*Macaca fascicularis*) en el borde de una carretera de asfalto (© Xinyue). Fotos tomadas de iNaturalist (<https://www.iNaturalist.org/>).

Con el fin de disminuir el sesgo de búsqueda de observaciones en un solo idioma, realicé una selección de distintos idiomas que representaban los países con mayor riqueza de especies de primates. Para esta selección usé la lista de idiomas oficiales y más hablados para cada país del mundo elaborada por Negret et al. (2022). Se considera que el idioma oficial de un país es el idioma que habla la mayor proporción de la población que habita en él (Negret et al., 2022). Así, la selección de los países e idiomas fue basada en la distribución de las especies de primates y la riqueza de especies por cada idioma. Para determinar el número de especies de primates por país usé la capa de distribución de especies de primates a nivel global de la UICN ([www.UICNredlist.org](http://www.UICNredlist.org)) y, con la herramienta de *spatial join* de ArcMap (versión 10.5), obtuve una lista de especies por país. Por último, realicé la suma de primates por idioma para obtener el número de especies de primates por cada idioma y para evitar repeticiones de especies entre los países, se comprobó que la especie se encontrara solo una vez representada en la lista. Después, para la selección de los idiomas que representaba a regiones con mayor número de primates, utilicé el primer cuartil de todos los datos encontrados anteriormente. En total seleccioné 12 idiomas (español, inglés, portugués, malgache, sango, malayo, kituba, francés, suajili, mandarín, vietnamita, e birmano, kikongo, suajili, chino mandarín e hindi). Cuatro idiomas fueron excluidos al no conseguir hablantes nativos que ayudaran en la traducción de las palabras (kikongo, suajili, chino mandarín e hindi) por lo que en total se consideraron 8 idiomas (español, inglés, portugués, malgache, sango, malayo, kituba, francés, suajili, mandarín, vietnamita, e birmano).

Para conseguir la mayor cantidad de observaciones de eventos de atropellos en primates dentro de proyectos de *iNaturalist* seleccioné principalmente tres palabras claves sobre atropello en carreteras, sinónimos o términos relacionados según el idioma. Consulté a personas nativas de cada idioma para obtener las palabras clave (Tabla 2).

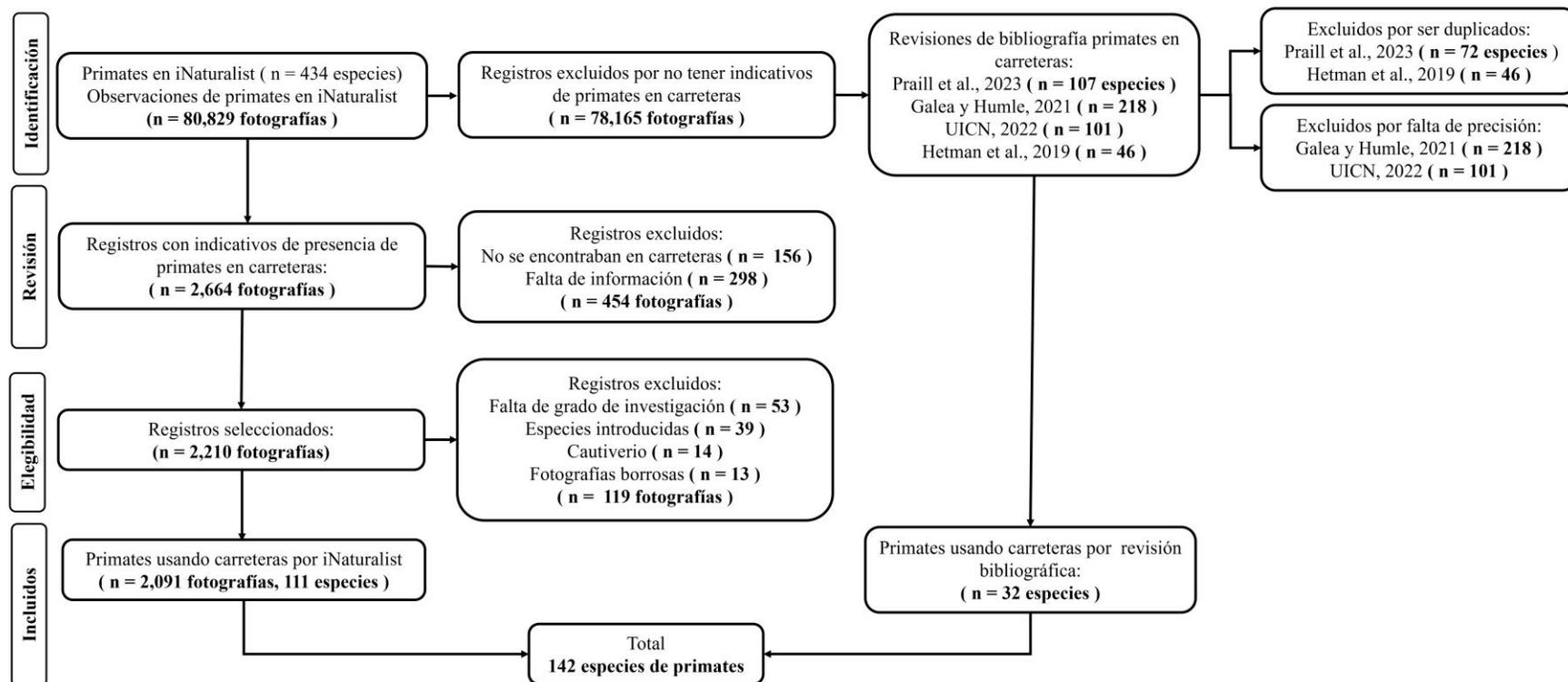
**Tabla 2.** Palabras clave por idioma

<b>Idioma</b>	<b>Palabras clave</b>
Español	<i>Atropello</i>
	<i>Carreteras</i>
	<i>Rutas</i>
Ingles	<i>Roadkill</i>
	<i>Collision</i>
	<i>Mortality</i>
Portugués	<i>Rodovia</i>
	<i>Estrada</i>
	<i>Atropelar</i>
	<i>Morte</i>
Malganche	<i>fahafatesam-bib'y amin'ny lalana</i>
	<i>Fifandonana</i>
	<i>Fahafatesana</i>
Sango	<i>mbeni nyama so a fa lo na ndo ti légué</i>
	<i>tigbingo tere</i>
	<i>Kwa</i>
Malayo	<i>mati tertabrak</i>
	<i>Tabrakan</i>
	<i>monyet tertabrak</i>
	<i>Monyet mati tertabra</i>
	<i>Kematian</i>
Frances	<i>mortalité routière</i>
	<i>Mortalité animale due aux véhicules</i>
	<i>animaux écrasés</i>
	<i>cad'avre d'anima</i>
	<i>animaux morts sur la route</i>
Vietnamese	<i>Bị giết trên đường</i>
	<i>Bị xe đâm chết/ bị xe cán chết</i>
	<i>Tử vong</i>

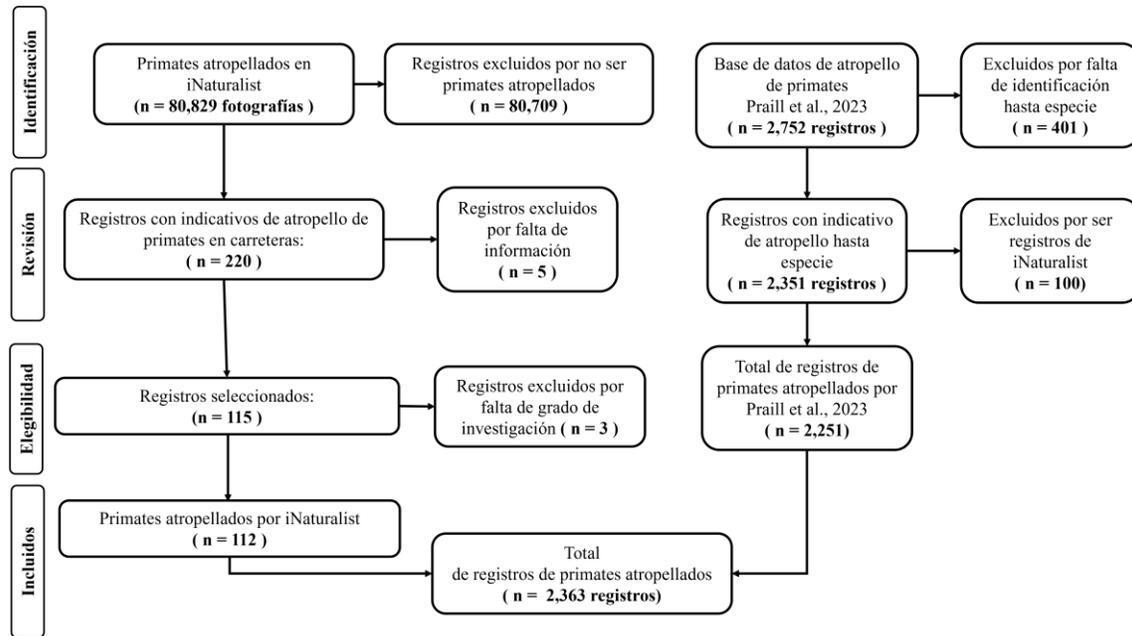
Para evitar la duplicación de registros de eventos de atropello y uso de carreteras por parte de primates en la web, usé la herramienta de *Google Chrome* llamada “marcadores”. Esta herramienta permite guardar el enlace de la página web que se marcó y corroborar si anteriormente se visitó.

De entre todas las fotografías encontradas, primero excluí aquellas en las que el individuo no se observara en una carretera. También excluí las fotografías en las que no estuviera claro que estaban en una carretera y no tuvieran precisión geográfica (p. ej., se ocultaban coordenadas por la categoría de riesgo de la especie (UICN) o privacidad del usuario observador). Excluí fotografías por falta de información cuando la fotografía estaba muy cerca del animal y era difícil afirmar que estaba en una carretera o cuando la fotografía estaba desenfocada. Después de este primer filtro, excluí fotografías de primates cautivos (p. ej., primates que se encontraran dentro de santuarios o zoológicos), primates introducidos (especies no nativas del sitio donde se realizó la observación), con falta de grado de investigación (registros que no presentaban la validación mínima de tres usuarios) y fotografías borrosas (p. ej., fotografías donde el primate no se distinguiera bien, por ejemplo cuando la foto fue tomada de muy lejos o cuando se trató de tomar una fotografía en movimiento; Figura 4).

En el caso de encontrar individuos muertos, consideré aquellas fotografías con coordenadas geográficas muy precisas ( $\pm 15$  metros), que indicaran que el individuo fallecido estaba dentro de una carretera o borde de carretera. Además, cuando encontraba observaciones de posibles primates atropellados y no se incluía en la fotografía al animal atropellado, pero sí en los comentarios de la observación, me puse en contacto con la persona para confirmar que fue un atropello. Incluí únicamente las fotografías que contaban con el grado de investigación en mis análisis. El grado de investigación es una categoría de *iNaturalist* que se refiere a los registros fotográficos en los que más de tres usuarios coinciden en la identificación de la especie. Esto lo hice para evitar sesgos en la selección de observaciones, ya que es parte de la metodología de la plataforma para asegurar datos de cierta calidad (Figura 4; Figura 5).



**Figura 4.** Diagrama de flujo de la selección y exclusión de fotografías en *iNaturalist* y trabajos bibliográficos siguiendo el método PRISMA (Moher et al., 2009) de uso de carreteras.



**Figura 5.** Diagrama de flujo de la selección y exclusión de registros de primates atropellados en iNaturalist y la base de datos de Prail y colaboradores (2023) siguiendo el método PRISMA (Moher et al., 2009).

A partir de la información del registro fotográfico (evento de atropello o evento de primate en carretera) creé una base con dos tipos de datos: primarios y secundarios. Los datos primarios responden a las siguientes preguntas: “qué” (i.e., identidad del individuo), “cuándo” (i.e., temporalidad) y “dónde” (i.e., coordenadas o sitio de registro; Pernat et al., 2024). Los datos secundarios hacen referencia a cualquier información adicional capturada incidentalmente con la observación primaria, como, por ejemplo, la interacción de las especies con el entorno natural o antropogénico (Callaghan et al., 2021; Pernat et al., 2024; Tabla 3).

**Tabla 3.** Categoría de datos primarios y secundarios según los tipos de datos colectados

<b>Datos primarios</b>	Información taxonómica (familia, género, especie).
	Información taxonómica del Sistema Integrado de Información Taxonómica, conocido por sus siglas en inglés (ITIS): <a href="https://www.itis.gov">https://www.itis.gov</a> .
	Fecha de la observación (día, mes, año).
	Categoría de riesgo (UICN): “Peligro Crítico”, “Amenazado”, “Vulnerable”, “Casi Amenazado”, “Preocupación Menor”, Datos Insuficientes” y no evaluados (no se encontró categoría de riesgo en la UICN).
	Información geográfica (región, país).
	URL de la fotografía.
	Coordenadas del evento.
	Número de proyectos de atropellos a los que está vinculado.
	Procedencia de búsqueda en <i>iNaturalist</i> (general, general-proyecto, proyecto).
<b>Datos secundarios</b>	Estado del individuo (vivo o muerto).
	Número total de individuos en la fotografía. Se incluyeron infantes, juveniles y adultos. En el caso que la madre cargara al infante mientras se desplazara, se registraron como organismos independientes.
	Tipo de carretera (terracería o asfaltada).
	Tipo de sustrato (suelo, copas de árboles, autos, líneas eléctricas, puentes colgantes e infraestructura vial).
	Área urbana / área no urbana.

#### 4.1.2 Inclusión de revisiones bibliográficas en la base de datos

A partir de las revisiones de literatura existente sobre atropello de primates en carreteras a nivel global (Hetman, 2019; Galea y Humle, 2021 y Praill et al., 2023) suplementé mi base de datos incluyendo las especies que no encontré a partir de los datos de *iNaturalist*. Esto resultó en la inclusión de 47 nuevas especies en la base de datos. Además, añadí observaciones de individuos extraídas de la base de datos viva de Praill y colaboradores (2023). En este caso, comparé mis observaciones de *iNaturalist* con las reportadas por Praill y colaboradores (2023) para evitar el doble conteo. Dado que no existe ninguna revisión de

literatura sobre uso de carreteras por parte de primates, no pude añadir esta información en mi base de datos.

### 4.1.3 Comportamiento

Para cada registro fotográfico, registré el comportamiento de cada individuo claramente visible dentro del borde o del interior de la carretera. En particular, registré los comportamientos de locomoción, descanso, parado, forrajeo e interacción social (Tabla 4). No incluí a individuos de primates que eran difíciles de ver en los registros fotográficos, por ejemplo, donde la imagen era borrosa, estaba cortado, o no se apreciara qué estaba haciendo el individuo (i.e., su comportamiento). Por ejemplo, una fotografía donde se pudiera ver la silueta de un individuo, pero no se pudiera identificar su comportamiento. Incluí la categoría “Parado” (Tabla 4) en los casos en los que era difícil interpretar qué comportamiento estaba realizando el individuo después de tomar la postura de parado (i.e., locomoción o descanso).

**Tabla 4.** Definiciones de las conductas de primates usadas para evaluar los registros fotográficos de la plataforma *iNaturalist*.

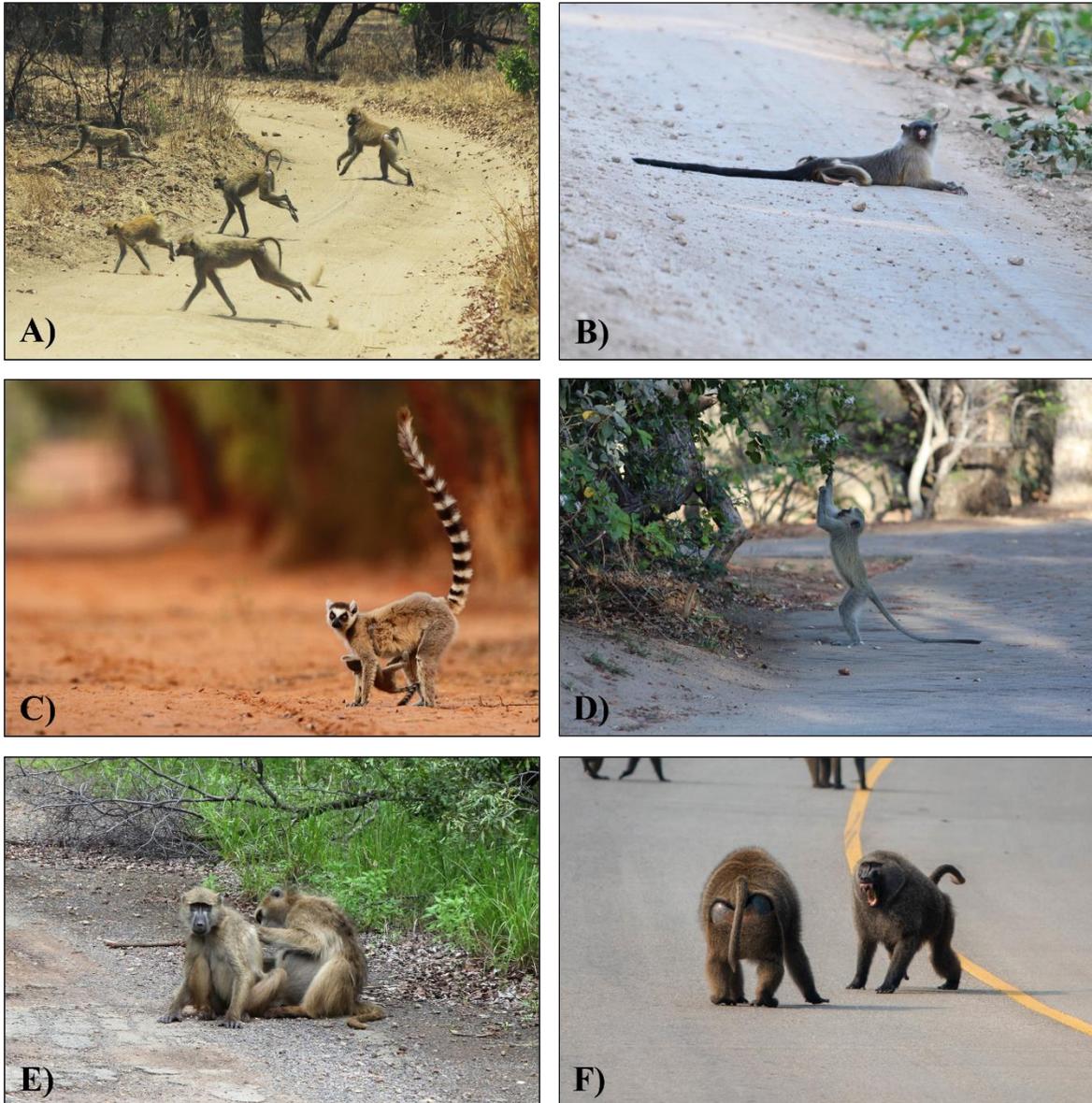
Conducta	Descripción
Locomoción (Figura 6A)	Comportamientos de desplazamiento (caminar, correr, trepar, saltar u colgarse). El organismo podía observarse usando cuatro, tres o dos extremidades, donde alguna extremidad del individuo se mantiene flexionada sin tener contacto sobre el sustrato o está completamente extendida o flexionada hacia delante pudiendo o no mantener contacto con el sustrato.
Descanso (Figura 6B)	Comportamientos de individuos sentados y acostados, donde el individuo está en contacto con el sustrato (por ejemplo, interior de la carretera, ramas de árboles, banqueta, cerca metálica, botes de basura, automóviles y señales viales). El individuo puede llegar a mantenerse al lado de otro individuo o estar solo. El individuo puede manipular un objeto no asociado a alimentos.
Parado (Figura 6C)	El cuerpo del individuo se soporta por dos o cuatro extremidades que están en contacto con el sustrato. Las extremidades se encuentran alineadas y completamente o relativamente extendidas. La parte ventral del individuo no está en contacto con el sustrato.
Forrajeo (Figura 6D)	El individuo tiene alimento en la boca o está manipulando alimentos u objetos asociados a alimentos (por ej. envases o bolsas de plástico). También se incluyen individuos bebiendo agua.

---

Interacción  
social  
(Figura 6E, F)

Se incluyen comportamientos de juego, agresión, contacto, acicalamiento y el comportamiento de cópula. Juego: los individuos mantienen posturas exageradas de movimientos con otros individuos. Agresión: un individuo muestra sus caninos a otro individuo. Acicalamiento: un individuo está en contacto con alguna parte del cuerpo de otro individuo donde se manipula el pelaje o piel del otro individuo con la boca o manos. Este individuo puede hacer uso de una mano o ambas. Dentro de esta conducta se incluye al individuo que recibe el acicalamiento. Contacto: un individuo mantiene una de sus extremidades delanteras en contacto directo con el cuerpo de otro individuo.

---



**Figura 6. Ejemplos de comportamientos de primates registrados en carreteras en la plataforma de iNaturalista.** A) Babuinos kinda (*Papio kindae*) en conducta de locomoción sobre carreteras de terracería (© Michal Sloviak). B) Tití cola negra (*Mico melanurus*) descansando sobre una carretera de terracería (© Todd Boland). C) Lemur cola anillada (*Lemur catta*) parado en una carretera de terracería (© Markus lilje). D) Cercopiteco verde (*Chlorocebus pygerythrus*) forrajeando en una carretera asfaltada (© Pedro Beja). E) Papiones chacma (*Papio ursinus*) en interacción social (acicalándose) en una carretera asfaltada (© Nico Vromant). F) Papiones de Anubis (*Papio anubis*) en interacción social (comportamiento agresivo) (© David Kidwell). Fotos tomadas de iNaturalist (<https://www.iNaturalist.org/>)

#### 4.1.4 Rasgos de las especies

Para la obtención de los rasgos de las especies de primates se usó la base de datos de libre acceso creada por Galán-Acedo y colaboradores (2019b). Esta base de datos es la compilación de varios rasgos biológicos de primates más completa hasta la fecha. Está creada a partir de diversas fuentes como artículos científicos, libros y páginas web. Usé cinco rasgos biológicos: el tamaño de ámbito hogareño, tamaño de masa corporal, el tipo de locomoción, el tipo de dieta y el tamaño promedio de grupo (Galán-Acedo et al., 2019b; Correia et al., en prep).

El tamaño del ámbito hogareño se refiere al área recorrida por la especie en sus actividades cotidianas de alimentación, apareamiento y cuidado de crías (Burt, 1943). El tamaño del ámbito hogareño de la base de datos de Galán-Acedo et al. (2019b) es una variable continua. Para evaluar el uso de carretera agrupé los datos en dos categorías: especies con ámbitos hogareños pequeños (0.3 – 49 ha) y grandes (50 – 12,328 ha; Harvey y Clutton-Brock, 1981). La base de datos representa el 69% de todos los primates del mundo con este rasgo biológico (Apéndice. Figura 1). El tamaño corporal se refiere al peso promedio en kilogramos de las especies, separados entre machos y hembras (Barthelmess et al., 2010). La variable de tamaño corporal en la base de datos de Galán-Acedo et al. (2019b) es una variable continua (i.e., peso en kilogramos) y categórica (i.e., pequeño, mediano y grande). Agrupé masa corporal en tres categorías: pequeño (< 2 kg), mediano (2-10 kg) y grande (>10kg), siguiendo las categorías de Galán-Acedo et al. (2019b), representando el 84% de la información de todos los primates del mundo (Apéndice. Figura 1). La variable de locomoción se refiere a la forma principal de desplazamiento de las especies (Gebo, 1992) y considera especies terrestres, arbóreas o ambas. Ambas se refieren a las especies que usan activamente ambos tipos de sustratos tanto el suelo como árboles (p. ej., *Allochrocebus solatus*, *Cebus albifrons*, *Cercocebus torquatus* y *Trachypithecus leucocephalus*), representando el 94% de todos los primates del mundo (Apéndice. Figura 1).

El gremio trófico se refiere al tipo principal de recurso alimenticio por las especies (González-Suárez et al., 2018). En este caso consideré: folívoro (primates que consumen >

60% de hojas en su dieta), folívoro-frugívoro (primates con dieta compuesta por frutas/semillas y hojas en proporciones semejantes), frugívoro (primates que consumen > 60% de frutos en sus dietas), insectívoro (primates con dieta compuesta > 50% de artrópodos), omnívoro (primates con una dieta compuesta por plantas y animales en proporciones semejantes) y gumnívoro (primates que principalmente consumen savia, resina y otros exudados de los árboles) conocidos en inglés como “*gummivore*”. Por ejemplo, *Eoticus elegantulus* y *Nycticebus pygmaeus* son especies gumnívoras (Galán-Acedo et al., 2019b). Agrupé el tipo de dieta en especies generalistas (i.e., omnívoros, folívoro-frugívoros) y especialistas (i.e., gumnívoros, frugívoros, insectívoro y folívoros). Representando el 81% de todos los primates del mundo (Apéndice figura 1), las especies generalistas son aquellas que se alimentan de varios tipos de recursos alimenticios (Takahashi et al., 2019). El tamaño de grupo se refiere al número promedio de individuos que conforman los grupos de las diferentes especies de primates (Dunbar y Shultz, 2021; Correia et al., en prep). Clasifiqué el tamaño de grupo de especies de primates en cuatro categorías: solitarias (individuos que viven aislados de otros individuos Terborgh y Janson, 1986), parejas (grupos sociales que consisten en un macho y una hembra; Terborgh y Janson, 1986), grupos pequeños (grupos sociales conformado de 3-29 individuos; Dunbar y Shultz, 2021) y grupos grandes (grupos sociales conformado de  $\geq 30$  individuos; Dunbar y Shultz, 2021). Representando al 63% de todos los primates del mundo (Apéndice. Figura 1).

Siguiendo la base de datos de Galán-Acedo y colaboradores (2019b), utilicé la taxonomía del sistema integrado de información taxonómica, mejor conocido como ITIS por sus siglas en inglés "Integrated Taxonomic Information System" ([www.itis.gov](http://www.itis.gov)). En los casos en los que los datos taxonómicos de las especies de primates se actualizaron, adapté la taxonomía a las nuevas nomenclaturas de las especies. Por ejemplo, *Sanguinus nigricollis* pasó a ser *Leontocebus nigricollis*.

## 4.2. Análisis estadísticos

### 4.2.1 Análisis de kappa de Cohen

Para evaluar la fiabilidad de mis registros capturados de *iNaturalist* realicé una verificación del 13.5% de los registros con otro observador. Evalué la fiabilidad de las variables ‘especie’, ‘región’, ‘país’ y ‘tipo de carretera’ por medio del análisis de kappa de Cohen. El coeficiente kappa de Cohen permite evaluar la confiabilidad entre observadores, a partir de una comparación entre los datos colectados por 2 observadores (McHugh, 2012). El coeficiente de kappa se establece a partir de la diferencia entre la sumatoria de las concordancias observadas y la sumatoria de las concordancias atribuibles al azar entre el total de observaciones (Cerde y Villarroel, 2008). Esta medida de concordancia puede variar de 0 a 1, donde 0 se refiere a que no existe ningún nivel de acuerdo entre observadores y 1 representa un nivel de acuerdo casi perfecto entre los observadores (McHugh, 2012). Un segundo observador seleccionó al azar y codificó 283 fotografías, el 13.5% del total de número de fotos ( $n = 2091$  de fotos en total). Se seleccionó este número de fotografías porque se quería analizar más del 10% de los registros, como se ha realizado en previos trabajos (Gresham et al., 1993). Dado que las variables de comportamiento, borde/carretera y tipo de sustrato varían por cada individuo en las fotos, realicé el análisis de kappa de Cohen a nivel de individuo. En estos casos, comparé las clasificaciones de los 2 observadores para 1298 registros de individuos (22.5% del total,  $n = 5772$ ). En el análisis a nivel de individuo se excluyeron los registros de animales muertos porque no tenían datos de comportamiento (Tabla 5). Para realizar el nivel de concordancia utilicé la función `Kappa2` del paquete *irr* de R (Gamer et al., 2012; R Core Team, 2023).

**Tabla 5.** Resultados de la kappa de Cohen que estima la confiabilidad entre observadores para las variables utilizadas en mi estudio.

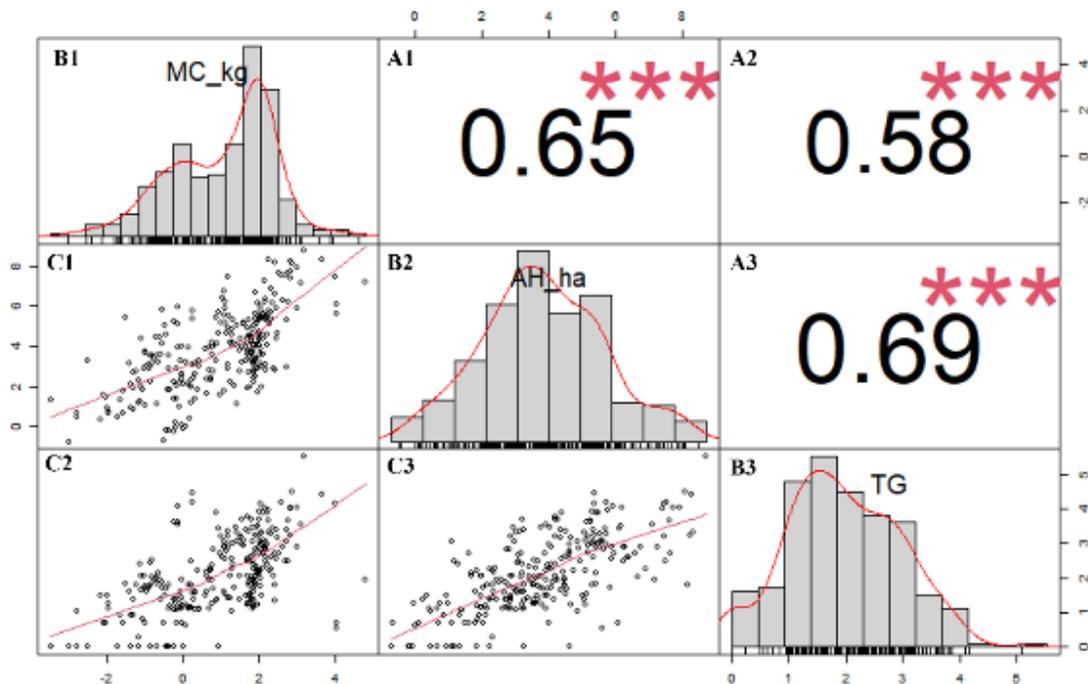
Variable	Intervalo de confianza inferior	Kappa	Intervalo de confianza superior	Nivel de concordancia
Especie				Casi perfecto
Región				Casi perfecto
País	0.99	0.998		Casi perfecto
Tipo de carretera	0.97	0.987		Casi perfecto
Comportamiento*	0.88	0.903	0.92	Casi perfecto
Borde/Carretera*	0.94	0.96	0.98	Casi perfecto
Tipo de sustrato*	0.94	0.995	0.98	Casi perfecto

Valores de kappa de Cohen (0.0 – 0.20 (ninguno); 0.21 – 0.39 (mínimo); 0.40 – 0.59 (débil); 0.60 - 0.79 (moderado), 0.80 - 0.90 (fuerte) y > 0.90 (casi perfecto).

\*Coeficientes de la concordancia observada a nivel de los individuos que aparecieron en cada foto evaluada.

### 4.2.3 Análisis de correlación de rasgos

Dado que los rasgos de las especies pueden estar correlacionados, realicé un análisis de correlación de Pearson con los rasgos continuos (tamaño corporal, tamaño de ámbito hogareño y tamaño de grupo). El coeficiente de Pearson mide la asociación lineal entre dos variables continuas donde solo se describe la fuerza de la asociación de las variables (Dagnino, 2014). El valor del resultado de esta prueba comprende de 0 a 1, donde 0 indica que no existe una correlación entre las variables mientras que 1 indica un alto grado de correlación entre las variables (Schober et al., 2018). Para el uso de esta prueba es necesaria una distribución normal de los datos por lo que realicé una transformación logarítmica de los datos de masa corporal, tamaño de ámbito hogareño y tamaño de grupo. Encontré tres correlaciones moderadas: entre masa corporal y tamaño de ámbito hogareño ( $r = 0.65$ ), entre tamaño de ámbito hogareño y tamaño de grupo ( $r = 0.69$ ), y entre tamaño de masa corporal y tamaño de grupo ( $r = 0.58$ ) (Schober et al., 2018; Figura 7). Para realizar la matriz de correlación usé la función `rcorr` del paquete *Hmisc* (Harell, 2019), el gráfico lo realicé con la función de `chart.correlation` del paquete *PerformanceAnalytics* (Peterson et al., 2018).



**Figura 7.** Resultados del coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) entre los rasgos biológicos con datos cuantitativos de masa corporal en kilogramos (MC\_kg), ámbito hogareño en hectáreas (AH\_ha) y promedio de tamaño de grupo (TG). La figura muestra el valor de  $r$  (A1, A2 y A3), los histogramas (B1, B2 y B3) y gráfico de dispersión (C1, C2 y C3), indicando la distribución de los datos de cada variable.

Para el análisis de correlación de las variables nominales (tipo de locomoción, tamaño de ámbito hogareño, masa corporal, tipo de dieta y tamaño de grupo) utilicé el coeficiente V de Cramer con la función de `assocstats` del paquete `vcd` (Meyer et al., 2007). La prueba V de Cramer mide la relación entre variables nominales basada en chi cuadrada (Akoglu, 2018). El resultado puede variar dependiendo del número mínimo de categorías dentro de las variables ( $k$ ). El valor del resultado de esta prueba comprende del 0 al 1, donde 0 indica una falta de relación entre las variables mientras que un valor mayor a 0.35 indica un alto grado de relación entre variables (Mangiafico, 2016; Tabla 6).

**Tabla 6.** Relación entre variables cualitativas por medio del coeficiente de contingencia de Cramer.

	<b>Tamaño corporal (3)</b>	<b>Ámbito hogareño (2)</b>	<b>Locomoción (3)</b>	<b>Dieta (2)</b>	<b>Tamaño de grupo (4)</b>
<b>Tamaño corporal (3)</b>	I	0.52*	0.38*	0.07	0.35*
<b>Rango Hogareño (2)</b>	0.52*	I	0.32	0.04	0.36*
<b>Locomoción (3)</b>	0.38*	0.32	I	0.09	0.30
<b>Dieta (2)</b>	0.07	0.04	0.09	I	0.30
<b>Tamaño de grupo (4)</b>	0.35*	0.36	0.30	0.30	I

\*El color naranja representa una relación fuerte entre rasgos.

Los grados de libertad (k) se encuentran entre los paréntesis atrás de los rasgos biológicos. La interpretación: k = 2, relación débil (0.10 - < 0.30), relación moderada (0.30 - < 0.50), relación fuerte (> 0.50); k = 3, relación débil (0.07 - < 0.20), relación moderada (0.20 - < 0.35), relación fuerte (> 0.30).

Los resultados de esta prueba muestran que existe una relación fuerte entre la masa corporal y tamaño de ámbito hogareño ( $r = 0.52$ ), la masa corporal y tipo de locomoción ( $r = 0.38$ ), y tamaño corporal y tamaño de grupo ( $r = 0.36$ ). El resto de las correlaciones entre variables fueron débiles o moderadas (Tabla 5).

#### 4.2.2 Chi cuadrada

Para evaluar la primera hipótesis, realicé un análisis de chi cuadrada ( $\chi^2$ ). Esta es una prueba estadística no paramétrica, es decir, se usa con datos que no tienen una distribución normal. Este estadístico usa variables nominales (categóricas) que en este caso fueron los rasgos biológicos de las especies (tipo de locomoción, tamaño de ámbito hogareño, tipo de dieta, masa corporal, tamaño de grupo) y las categorías de riesgo de la UICN. Cada rasgo o categoría es mutuamente excluyente. Este análisis es a nivel de especie, es decir, cada especie de primate únicamente se considera una sola vez en los análisis de  $\chi^2$ . De este modo,

consideraré que una especie usa carreteras si había uno o más registros fotográficos en *iNaturalist* y/o uno o más registros en la literatura (Hetman et al., 2019; Galea y Humle, 2021) y/o en la base de datos (Prail et al., 2023). El análisis de  $\chi^2$  se usa para comparar frecuencias de categorías observadas (rasgos de primates observados en *iNaturalist* usando carreteras) con las frecuencias de categorías esperadas, extraídas a partir de los rasgos de todos los primates del mundo disponibles en Galán-Acedo et al. (2019b). La frecuencia esperada de cada categoría debe de ser mayor a 5 (Quinn y Keough, 2002; Pandis, 2016). Una gran diferencia entre los valores observados y esperados nos indica que el valor de  $\chi^2$  será grande y este apoyará la hipótesis alternativa (i.e., los rasgos biológicos de las especies de primates tienen relación con el uso de las carreteras) cuando el valor de p sea  $<0.05$ , mientras que una diferencia pequeña entre los valores observados y esperados apoya la hipótesis nula (Pandis, 2016). Para obtener los resultados de  $\chi^2$  utilicé la función `chisq.test` de R (R Core Team, 2023).

#### 4.2.4 Análisis con Modelos Lineales Generalizados Mixtos

Para evaluar si la probabilidad de atropello está asociada con los rasgos de las especies o con las categorías de riesgo usé un modelo lineal mixto generalizado (GLMM por sus siglas en inglés) con la función `glmer` del paquete *lme4* (De Boeck et al., 2011). Esta prueba estadística se usa para analizar datos que no cumplen con la normalidad en la distribución de los datos, por ejemplo, datos binarios, de conteo o variables continuas (Bolker, 2015) y permiten controlar el efecto de diversas variables al considerar la influencia múltiple de factores dentro de un modelo. La variable dependiente de mi modelo fue una respuesta binaria con datos de primates vivos (0) o atropellados (1). Las variables independientes fueron la categoría de amenaza (“En Peligro Crítico”, “En Peligro”, “Vulnerable”, “Casi Amenazado”, “Preocupación Menor”) y los rasgos biológicos: tipo de locomoción (terrestre, arborícola o ambos), tamaño de ámbito hogareño, tipo de dieta (generalista o especialista), tamaño de grupo y masa corporal. Los efectos aleatorios dentro del modelo se refieren a la variabilidad no explicada por variables fijas (Quené y Van den Bergh, 2008). Incluí las especies de primates como efecto aleatorio y la región geográfica como variable fija de control en el modelo. Esta inclusión se debe a que existe un sesgo geográfico de *iNaturalist* que puede afectar a la representación geográfica de atropellos de primates porque *iNaturalist* puede ser

más popular entre ciertos países y regiones geográficas que otros. Lo mismo sucede con las especies de primates (taxonomía). Por ejemplo, las especies que habitan áreas menos perturbadas donde hay menor presencia humana, aunque tengan carreteras, serán más difíciles de observar y, por lo tanto, tendrán menor oportunidad de registro.

Antes de correr el modelo GLMM realicé una transformación Z para las variables continuas (tamaño de ámbito hogareño, tamaño de masa corporal y tamaño de grupo) para poder comparar los coeficientes independientemente de su escala. Revisé si existía multicolinealidad entre las variables predictoras (i.e., variables independientes aparte de la variable de control fijo) con la prueba de factor de inflación de varianza (VIF por sus siglas en inglés) y la función `vif` de la paquetería *car* (Fox, 2018). Un valor de VIF > 3 indica que existe multicolinealidad fuerte entre las variables (Zuur et al., 2010). Todos los valores de VIF fueron menores a 3, por lo que todas las variables fueron incluidas en el modelo. Para evaluar la distribución normal y homocedasticidad de los residuales del modelo utilicé el paquete *DHARMA* (Hartig y Hartig, 2017). También comparé el modelo con las variables predictoras, la variable aleatoria y la variable de control con un modelo nulo (que incluye únicamente la variable aleatoria y de control) con una prueba de verosimilitud (Zuur et al., 2009) usando la función `anova`. Una diferencia significativa entre el modelo con variables independientes y el modelo nulo significa que las variables independientes tienen un efecto en la variable respuesta. Para variables categóricas con más de 2 niveles realicé una prueba post-hoc “Tukey” con el paquete *multcomp* (Hothorn et al., 2016). Utilicé el paquete *lsmeans* (Lenth y Lenth, 2018) para obtener los intervalos de confianza y la comparación de medidas estimadas (coeficientes) de mi modelo para cada una de mis variables predictoras en relación con la probabilidad de atropello. Grafiqué estas relaciones con el paquete *ggplot* (Tollefson y Tollefson, 2021) y grafiqué las medidas estimadas de las variables continuas con el paquete *sjPlot* (Lüdtke y Lüdtke, 2019) con un 95% de intervalo de confianza. Para evaluar el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), que mide la proporción de varianza en la variable dependiente a partir de las variables independientes. Dentro de los GLMMs se distingue entre la varianza marginal y la varianza condicional. La varianza marginal considera tanto el factor fijo como los factores aleatorios para medir la bondad del modelo, mientras que la varianza condicional considera los efectos de los factores aleatorios sobre la varianza total del modelo

(Nakagawa y Schielzeth, 2013). Utilicé la función *r.square* del paquete *MuMIn* para calcular estas varianzas.

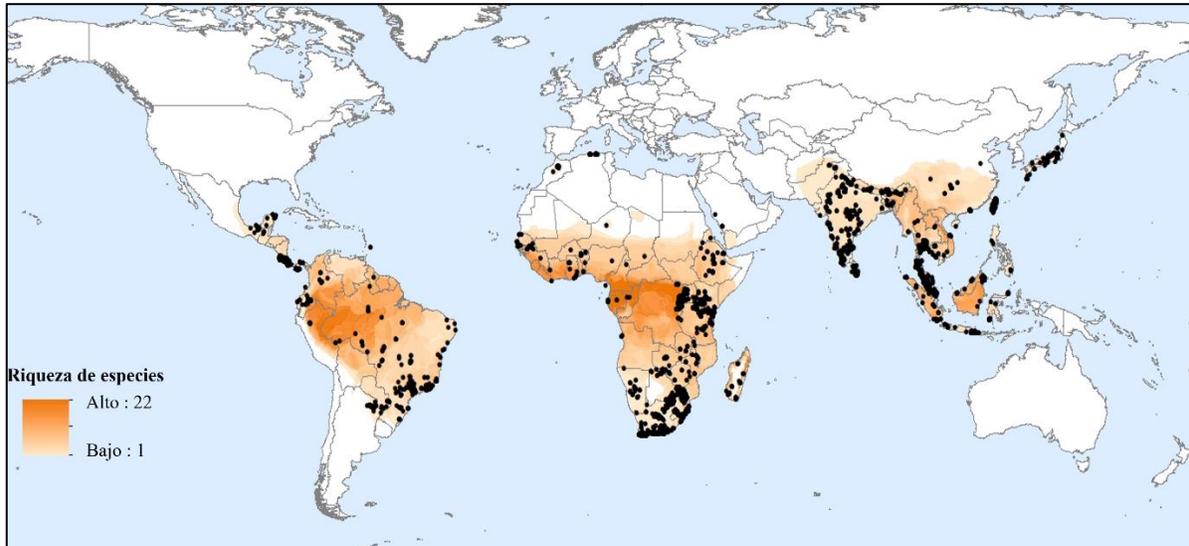
Para evaluar si existen diferencias en los comportamientos de los primates entre el borde o el interior de la carretera utilicé un GLMM por cada comportamiento (locomoción, descanso, social y forrajeo). Excluí el comportamiento de 'parado' debido a la dificultad de interpretar esta conducta. Como variable dependiente usé una respuesta binomial, donde se consideraron los "éxitos" como el número total de individuos observados realizando un comportamiento seleccionado (p. ej., locomoción, descanso, forrajeo, o social) y los "fracasos" como el número total de individuos que no realizaban el comportamiento seleccionado, a nivel de especie. Esto último, se realizó con la función *cbind* (Gondro, 2015; Schöll y Hille, 2020). La variable independiente fue el sitio de la carretera (borde o interior) donde el primate estaba haciendo el comportamiento. Como efecto aleatorio, incluí la especie de primate. Para evaluar si cada uno de los modelos por comportamiento (locomoción, descanso, social y forrajeo) tenía una distribución normal y homocedasticidad de los residuales utilicé el paquete *DHARMA* (Hartig y Hartig, 2017). Comparé cada modelo con la variable dependiente, la predictora y la variable aleatoria con un modelo nulo que consistía únicamente en una variable aleatoria por medio de la prueba de verosimilitud. Grafiqué los resultados de los modelos con el paquete *ggplot* (Tollefson y Tollefson, 2021). Todos los análisis se realizaron con el software R (R Core Team, 2023).

## **5. Resultados**

### **5.1.1 Distribución geográfica, taxonómica y de estado de conservación de primates usando carreteras**

Encontré un total de 111 especies de primates usando carreteras (22% de las 519 especies de primates existentes) por medio de registros fotográficos en la plataforma *iNaturalist* (total = 3,012 registros; atropellados:  $n = 112$ ; vivos:  $n = 2,900$ ). La inclusión de la base de datos de Priall y colaboradores (2023), Galea y Humle (2021) y Hetman (2019) resultó en la incorporación de 47 especies de primates más con un total de 158 especies usando carreteras (30% del total de las especies). La mayor parte de los registros pertenecen a África (59%) y Asia (31%), seguido por el Neotrópico (9.3%) y Madagascar (0.7%; Figura 8).

Encontré un total de 134 especies de primates atropelladas en carreteras (26% de las 519 especies de primates). En la plataforma iNaturalist encontré un total de 37 especies, en la revisión de Praill y colaboradores (2023) 100 especies, en Galea y Humle (2021) 66 especies y Hetman y colaboradores (2019) 43 especies.



**Figura 8. Distribución global de observaciones de primates en carreteras** a partir de datos de la plataforma iNaturalist y de los registros de Praill y colaboradores (2023) (puntos negros). Los registros de Hetman et al. (2019) y Galea y Humle (2022) no ofrecen coordenadas, por lo que no fueron incluidos en el mapa. La riqueza de especies de primates se representa en una escala de color naranja, extraído de Jenkins et al. (2013).

Los registros de uso de carreteras representan un total de 14 familias de primates (87% de 16 familias existentes; Figura 9) y 47 géneros (59% de 80 géneros existentes), distribuidos en 71 países (78% de 91 países con distribución de primates; Estrada y Garber, 2022). Las familias *Daubentoniidae* y *Lepilemuridae* no fueron representadas usando carreteras. Los registros de atropello de primates representan un total de 13 familias de primates (81% de familias existentes). Las familias *Daubentoniidae*, *Lepilemuridae* y *Indriidae* no fueron representadas en los registros de atropellos. Las familias con mayores reportes de atropello dentro de todas las revisiones fueron *Cercopithecidae*, seguido de *Callitrichidae* y *Atelidae*, y las familias con un menor número de reportes fueron *Tarsidae*, *Aotidae* y *Lemuridae*.

Las especies con más registros de *iNaturalist* usando carreteras por región fueron: África (*Papio ursinus*: n = 601 registros; *Papio anubis* n = 574), Asia (*Macaca fascicularis*: n = 420; *Macaca cyclopis*: n = 186), Neotrópicos (*Alouatta palliata*: n = 60; *Ateles geoffroyi* n = 38) y Madagascar (*Lemur catta*: n = 15; *Propithecus verreauxi*: n = 13). Cuando incluí los registros de la base de datos de Prail (2023), las especies con mayor registro por región fueron: África (*Papio ursinus* n = 1353; *Papio anubis* n = 952), Asia (*Macaca fascicularis*: n = 836; *Macaca mulatta* n = 441), Neotrópicos (*Callithrix geoffroyi* n = 215; *Alouatta palliata* n = 164) y Madagascar (*Lemur catta*: n = 40; *Eulemur collaris* n = 15).

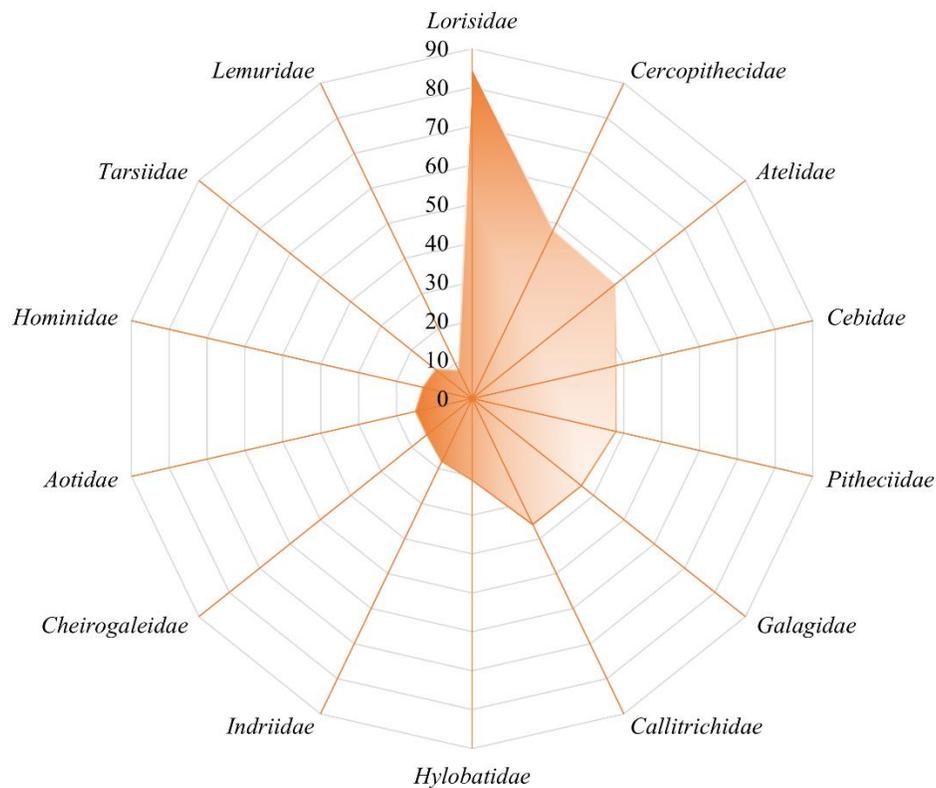


Figura 9. Porcentaje de las especies de primates representadas por familia usando carreteras. El número de especies por familia es: *Cercopithecidae* n = 77, *Callitrichidae* n = 18, *Cebidae* n = 12, *Atelidae* n = 11, *Pitheciidae* n = 8 *Galagidae* n = 7, *Lorisidae* n = 6, *Lemuridae* n = 5, *Hylobatidae* n = 3, *Cheirogaleidae* n = 3, *Aotidae* n = 3, *Indriidae* n = 2, *Hominidae* n = 2 y *Tarsiidae* n = 1.

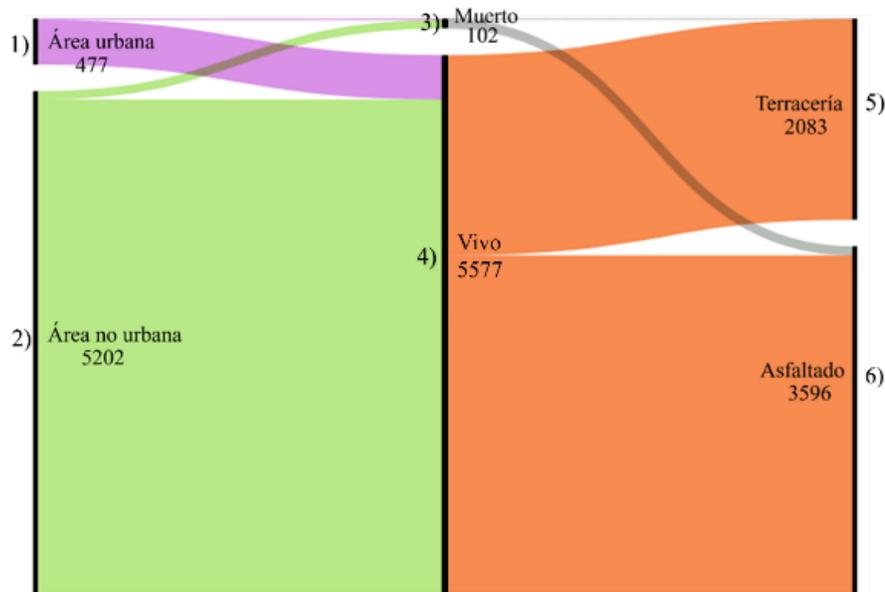
En total, encontré 158 especies reportadas usando carreteras. Entre ellas, 16 especies (10.12%) pertenecía a la categoría “En Peligro Crítico”, 37 especies (23.41%) clasificadas en la categoría de “En Peligro”, mientras que 34 especies (21.51%) fueron clasificadas como “Vulnerable”, 24 especies (15.18%) como “Casi Amenazados”, 45 especies (28.48%) bajo

la categoría de “Preocupación Menor” y por último 2 especies (1.26%) en la categoría de “Deficiencia de Datos” (*Presbytis bicolor* y *Erythrocebus poliophaeus*). Las especies con mayor número de registros bajo la categoría de “En Peligro Crítico” usando carreteras fue *Macaca nigra* (n = 16), seguido de *Propithecus verreauxi* (n = 14). Las especies que más usaron las carreteras bajo la categoría de “En Peligro” fueron *Macaca fascicularis* (n = 835 registros) seguido de *Macaca nemestrina* (n = 89).

En total, encontré 130 especies atropelladas (contando con los registros de iNaturalist y la base de datos de Prail y colaboradores, 2023). De estas, 11 especies (8.46%) estaban clasificadas bajo la categoría de “En Peligro Crítico”, 33 especies (25.38%) bajo la categoría de “Amenazadas”, 29 especies (22.30%) como “Vulnerables”, 16 especies (12.30%) como “Casi Amenazadas”, 40 especies (30.76%) bajo “Preocupación Menor” por último 1 especie (0.76%) bajo la categoría de “Datos Insuficientes” (*Presbytis bicolor*). Las especies con mayor número de registros de atropello bajo la categoría de “En Peligro Crítico” fue *Plecturocebus oenanthe* (n = 3), seguida de *Presbytis femoralis* (n = 2). Para la categoría de “En Peligro” fueron *Alouatta pigra* (n = 49), seguida de *Macaca fascicularis* (n = 40).

### **5.1.2 Tipo de carretera usada por primates**

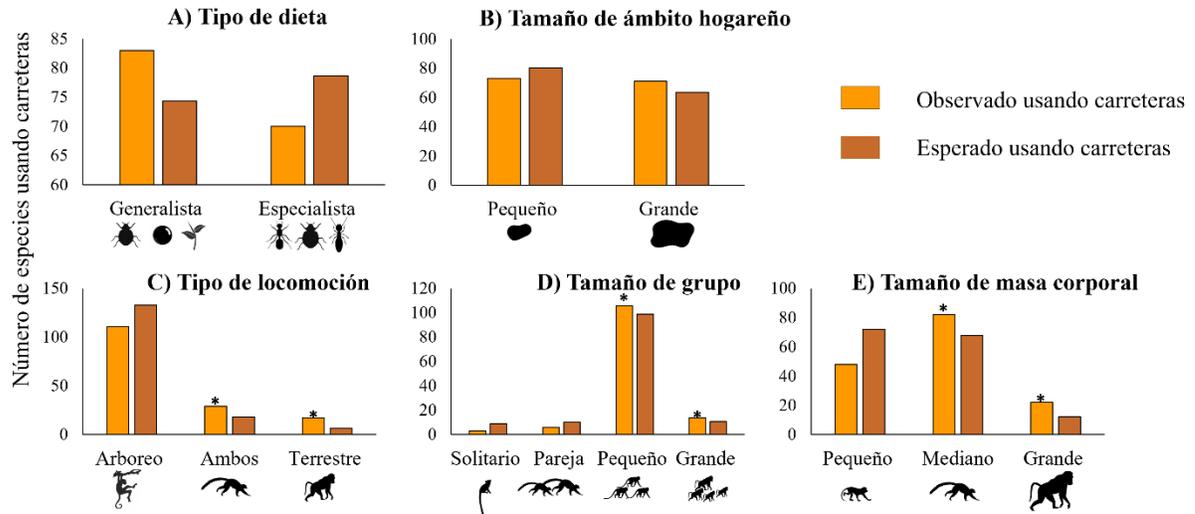
La gran mayoría de los registros de primates en carreteras de iNaturalist se encontraron en áreas no urbanas (n = 5,202 registros; 92% del total), eran individuos vivos (n = 5,577; 98%) y estaban en carreteras de asfalto (n = 3,596, 63%; Figura 10). La mayoría de los individuos encontrados muertos procedían de áreas no urbanas y se encontraron en carreteras asfaltadas.



**Figura 10.** Registros en áreas urbanas (violeta; representada por el número 1) y no urbanas (verde, 2) de individuos muertos (gris, 3) y vivos (naranja, 4) en carreteras de terracería (naranja, 5) y asfaltado (naranja, 6) en la plataforma de *iNaturalist*. La proporción de individuos se encuentra representada por la altura de cada una de las líneas.

### 5.1.3 Relación entre los rasgos de las especies y el uso de carreteras por parte de primates

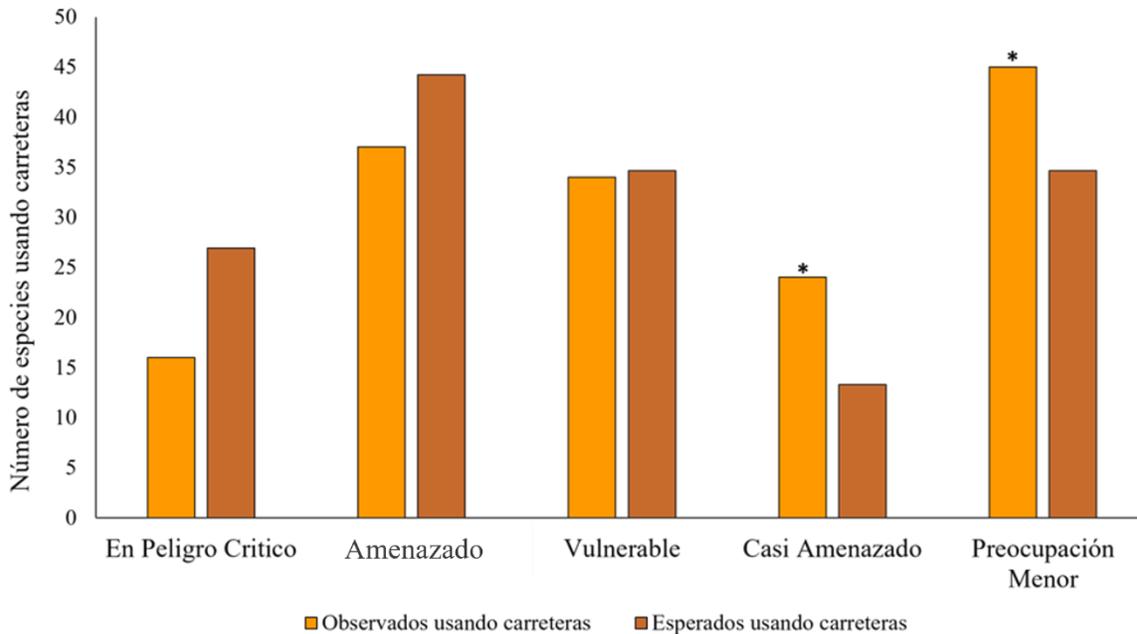
Encontré diferencias significativas entre los primates observados usando carreteras y lo esperado al comparar los rasgos de tipo de locomoción y tamaño de grupo (Figura 11). Encontré mayor uso (presencia de especies de primates) de carreteras por parte de especies terrestres de lo esperado que de especies arbóreas o con ambos tipos de locomoción ( $\chi^2 = 40.801$ ;  $gl = 2$ ;  $p < 0.01$ ). Las especies con grupos grandes tendían a usar más las carreteras que especies con tamaño de grupo pequeño ( $\chi^2 = 12.183$ ;  $gl = 3$ ;  $p < 0.01$ ). Encontré que las especies con masa corporal mediana y grande tenían mayor tendencia a usar carreteras que las especies con tamaño pequeño ( $\chi^2 = 28.024$   $gl = 2$ ;  $p < 0.01$ ). En cambio, el ámbito hogareño y el tipo de dieta no mostraron diferencias entre los valores observados y esperados ( $\chi^2 = 2.2346$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0.135$  y  $\chi^2 = 2.743$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0.09$ , respectivamente).



**Figura 11.** Resultados del análisis de  $\chi^2$  de las especies de primates haciendo uso de carreteras por cada rasgo biológico: (A) tipo de dieta, (B) tamaño de ámbito hogareño, (C) tipo de locomoción, (D) tamaño de grupo y (E) tamaño de masa corporal. Encontré diferencias en los rasgos biológicos con un valor de  $p$  ( $< 0.05$ ; representado con un asterisco). El color naranja claro representa los datos observados y el color naranja oscuro los datos esperados.

### 5.1.4 Relación entre el uso de carreteras por parte de primates y su estado de conservación

Encontré diferencias significativas entre la categoría de riesgo de los primates que usaron carreteras y todos los primates del mundo ( $X^2 = 27.53$ ;  $gl = 4$ ;  $p = < 0.01$ ), con un mayor número de especies “Casi Amenazado” usando carreteras ( $> 50$  especies) de lo esperado, seguido por especies en “Preocupación Menor” ( $< 40$  especies). Encontré menos especies “Amenazado” y “Vulnerables” usando carreteras de lo esperado ( $< 30$  especies). Finalmente, las especies de primates “En Peligro Crítico” de extinción fueron las que menos se observaron usando carreteras (15 especies), comparado con especies con categoría de “Casi Amenazadas” y “Preocupación Menor” usando carreteras (Figura 12).

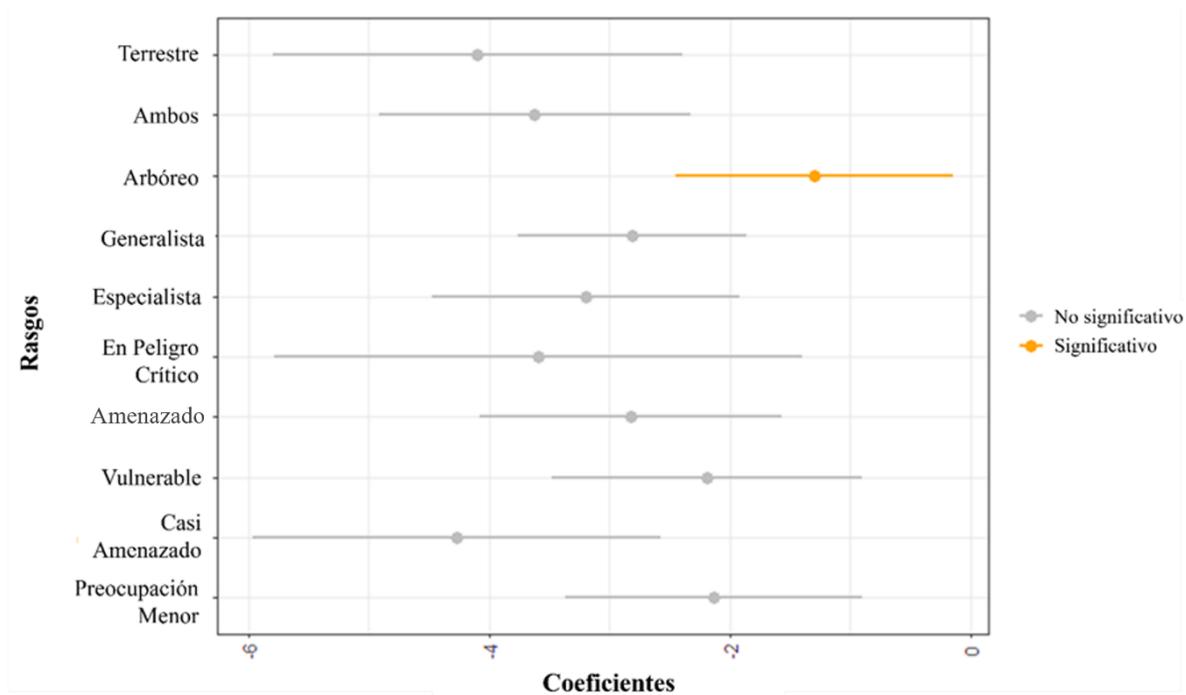


**Figura 12.** Porcentaje de especies del orden primates por categoría de riesgo encontradas usando carreteras (frecuencias observadas en color naranja oscuro) y todas las especies de primates usando carreteras (frecuencias esperadas color naranja claro).

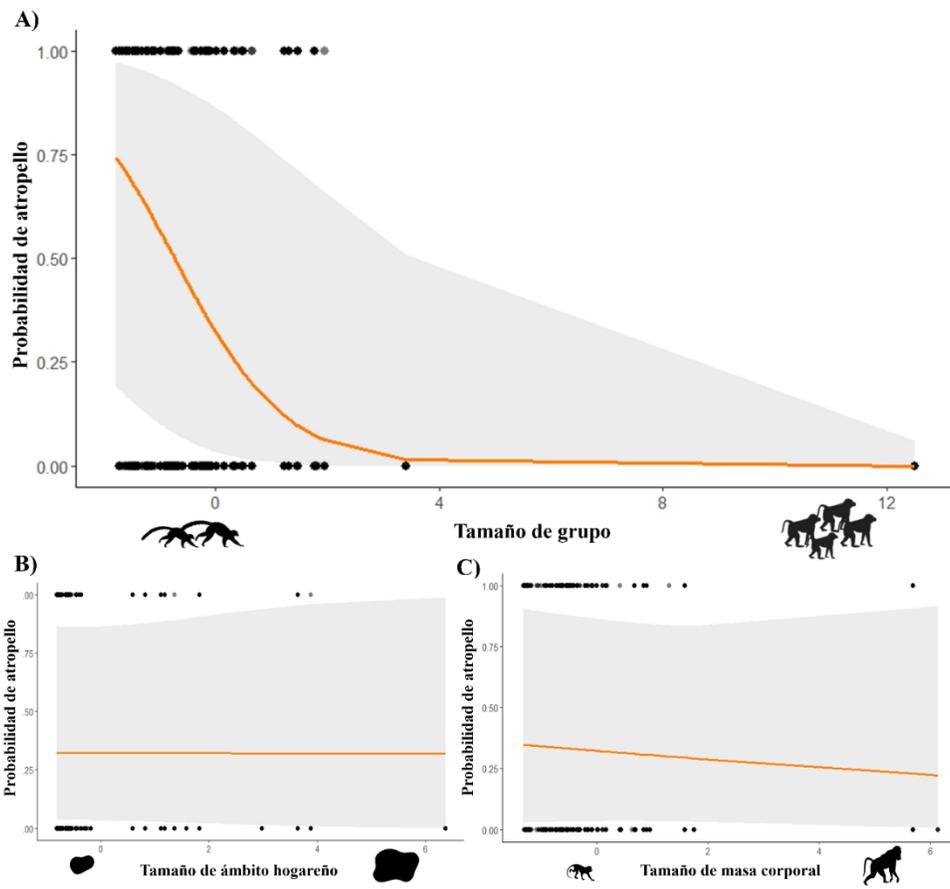
### 5.1.5 Relación entre los rasgos de las especies y la probabilidad de atropello

Los resultados del modelo lineal mixto generalizado (GLMM) comparando el modelo completo y el modelo nulo indican que los rasgos biológicos afectan a la probabilidad de atropello de individuos de primates ( $\chi^2 = 45.14$ ,  $gl = 10$ ,  $p = <0.001$ ). Las únicas variables predictoras que tuvieron una relación significativa con la probabilidad de atropello fueron el tipo de locomoción ( $\chi^2 = 11.97$ ,  $gl = 2$ ,  $p = 0.003$ ) y el tamaño de grupo ( $\chi^2 = 7.08$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.007$ ; Figura 13). En particular, las especies con locomoción arbórea tienen una mayor probabilidad de atropello que las especies con locomoción terrestre (coeficiente = -2.94,  $z = -2.91$ ,  $p = 0.003$ ) y con ambos tipos de locomoción (coeficiente = -2.32,  $z = -2.97$ ,  $p = 0.002$ ). Además, el tamaño de grupo tuvo un efecto negativo sobre la probabilidad de atropello (coeficiente = -1.01,  $z = -2.66$ ,  $p = 0.008$ ; Figura 13 y 15). Es decir, los grupos con menor número de individuos tienen mayor probabilidad de atropello. No se encontró un efecto significativo para el tamaño corporal ( $\chi^2 = 0.08$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.772$ ; Figura 13), el tipo de dieta

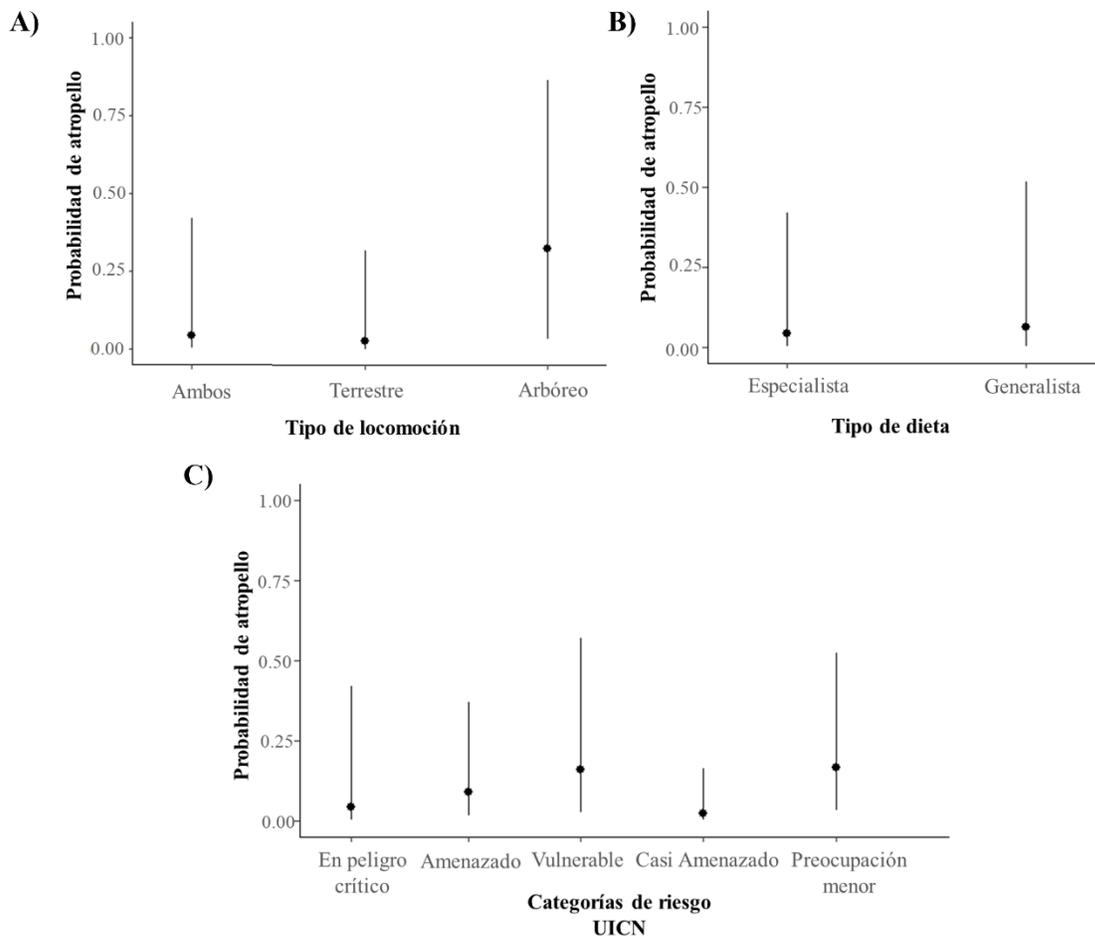
( $\chi^2 = 0.43$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.51$ ; Figura 13), el tamaño de ámbito hogareño ( $\chi^2 = 0.00$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.99$ ; Figura 13) y las categorías de la UICN ( $\chi^2 = 8.57$ ,  $gl = 4$ ,  $p = 0.072$ ; Figura 13 y 15). El valor de varianza marginal ( $R^2_m$ ) del modelo era 0.31, y el valor de varianza condicional ( $R^2_c$ ) era 0.69.



**Figura 13. Resultados del análisis del modelo lineal mixto generalizado (GLMM)** de los coeficientes de los rasgos biológicos categóricos en relación de la probabilidad de atropello por parte de los primates. Encontré diferencias significativas, únicamente para el tipo de locomoción arbóreo con un valor de  $p < 0.05$ ; representado por el color naranja). La línea representa el intervalo de confianza de cada una de las categorías, mientras que el punto representa el coeficiente.



**Figura 14. Resultado del análisis del modelo lineal mixto generalizado (GLMM) para el rasgo biológico de datos continuos, tamaño de grupo (A) en relación con la probabilidad de atropello. Encontré una relación negativa entre el tamaño de grupo y la probabilidad de atropello ( $p = 0.008$ ; coeficiente =  $-1.016$  línea color naranja) con un intervalo de confianza del 95% (área sombreada de color gris). No hubo una relación significativa entre la probabilidad del atropello y el rasgo de tamaño de ámbito hogareño (B;  $p = 0.996$ ) y el tamaño de masa corporal (C;  $p = 0.772$ ).**

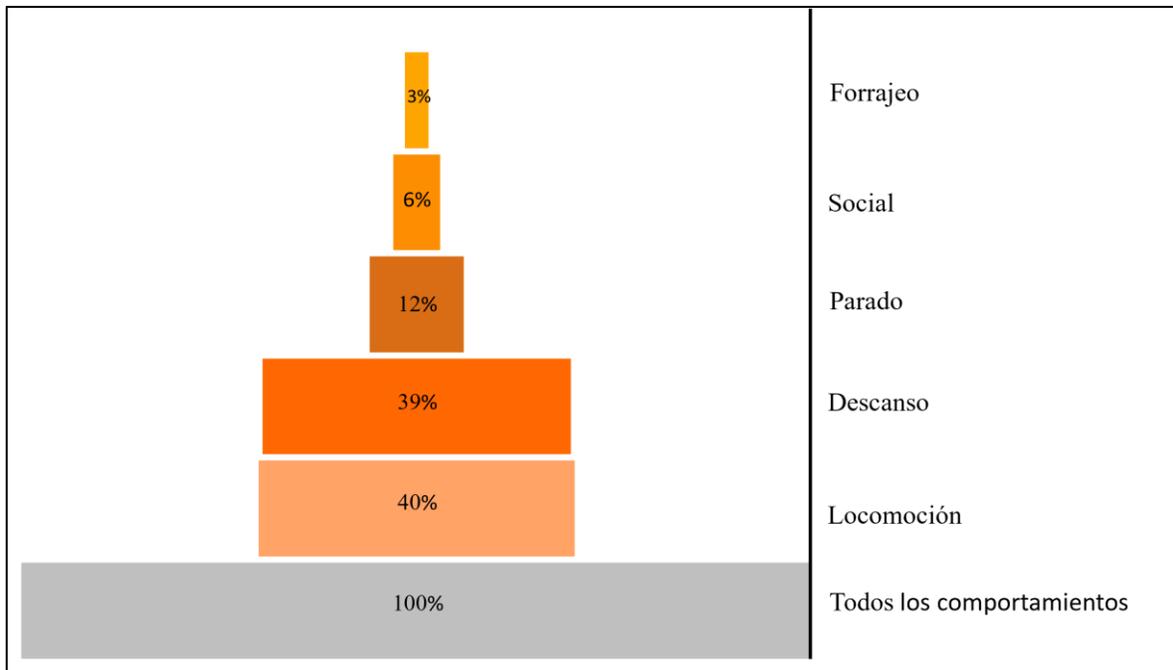


**Figura 15. Resultados del análisis GLMM** para los rasgos categóricos (tipo de locomoción y tipo de dieta) y la categoría de riesgo en relación a la probabilidad de atropello. Encontré una relación negativa entre el tipo de locomoción arbóreo y la probabilidad de atropello (A;  $p=0.003$ ; coeficiente =  $-2.94$ ) con un intervalo de confianza del 0.95% (línea color negro). No hubo una relación significativa entre la probabilidad de atropello y el rasgo tipo de dieta (B;  $p = 0.51$ ) y la categoría de riesgo de UICN (C;  $p = 0.072$ ).

### 5.1.6 Comportamiento de los primates usando carreteras

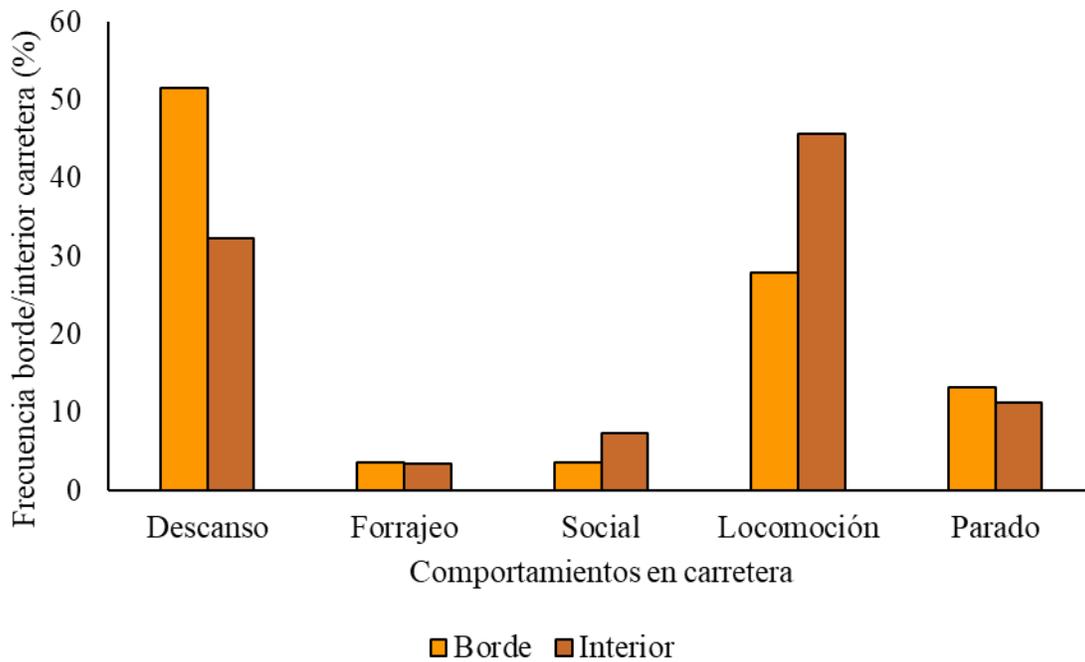
Encontré un total de 97 especies de primates con información de su comportamiento en carreteras (18% de las 519 especies de primates). Por medio de registros fotográficos de la plataforma *iNaturalist* ( $n = 2,900$  registros), realicé la identificación de 5,710 individuos y su comportamiento. Los comportamientos con mayor número de registros fueron locomoción

(n = 2,265, 40%) y descanso (n = 2,210, 39%), seguido de parado (n = 688, 12%), comportamiento social (n = 347, 6%) y forrajeo (n = 200, 3%; Figura 16).



**Figura 16.** Porcentaje de comportamientos registrados por parte de primates en carreteras por medio de la plataforma *iNaturalist*.

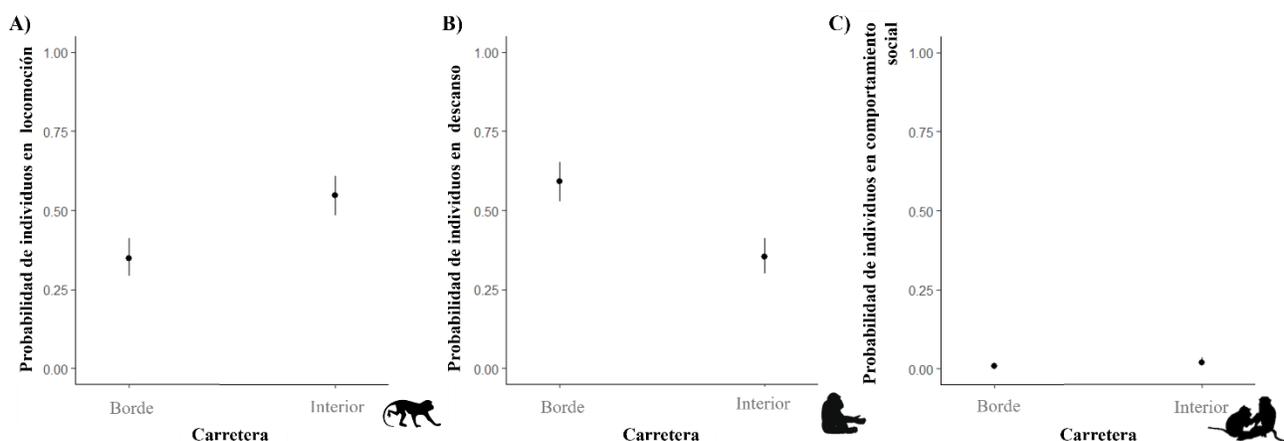
La mayoría de los individuos de diferentes especies de primates se registraron en el interior de la carretera (n = 3,778 individuos; 67%) y en menor frecuencia en el borde de la carretera (n = 1,840, 33%). En el interior de la carretera, los comportamientos que se observaron con mayor frecuencia fueron locomoción (n = 1,726, 46%) y descanso (n = 1,219, 32%), seguido de parado (n = 428, 11%), comportamientos sociales (n = 275, 7%) y forrajeo (n = 130, 3%). Los comportamientos en el borde de las carreteras que se observaron con mayor frecuencia fueron descanso (n = 949, 52%) y locomoción (n = 515, 28%), seguido de parado (n = 243, 13%), forrajeo (n = 67, 4%) y comportamientos sociales (n = 66, 4%; Figura 17).



**Figura 17.** Las frecuencias de los comportamientos de los individuos de especies de primates en el interior de las carreteras y en el borde de las carreteras.

Encontré una diferencia significativa entre el comportamiento de locomoción y el modelo nulo ( $\chi^2 = 145.08$ ,  $gl=1$ ,  $p = <0.001$ ). La variable predictora carretera tuvo una relación significativa con la probabilidad del comportamiento de locomoción ( $\chi^2 = 140.39$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.001$ ). En particular, los primates tienen mayor probabilidad de moverse (i.e., hacer locomoción) en el interior de la carretera (coeficiente = 0.812,  $z = 11.85$ ,  $p = 0.001$ , Figura 18) que en el borde de la carretera (coeficiente = -0.62,  $z = -4.53$ ,  $p = 0.001$ ). Para este modelo, los valores de varianza condicional fueron  $R^2_c = 0.90$  y la varianza marginal  $R^2_m = 0.17$ . Para el modelo de comportamiento de descanso encontré una diferencia significativa entre el modelo nulo ( $\chi^2 = 218.98$ ,  $gl = 1$ ,  $p = <0.001$ ). La variable predictora carretera tuvo una relación significativa con la probabilidad del comportamiento de descanso ( $\chi^2 = 140.39$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.001$ , Figura 18). En particular, los primates tienen mayor probabilidad de descansar en el borde de la carretera (coeficiente = 0.37,  $z = 2.81$ ,  $p = 0.001$ , Figura 18) que en el interior de la carretera (coeficiente = -0.97,  $z = -14.60$ ,  $p = 0.001$ ). Para este modelo, los valores de varianza condicional fueron  $R^2_c = 0.88$  y la varianza marginal  $R^2_m = 0.24$ . Comparando el modelo de comportamiento social con el nulo encontré una diferencia significativa ( $\chi^2 = 28.24$ ,  $gl = 1$ ,  $p = <0.001$ ). La variable predictora carretera tuvo una

relación significativa con la probabilidad de comportamientos sociales ( $\chi^2 = 25.26$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.001$ ). Los resultados indican que la probabilidad de que los primates realicen comportamientos sociales es más probable dentro de la carretera ( $\chi^2 = 28.24$ ,  $gl = 1$ ,  $p = <0.001$ ) que en el borde de la carretera (coeficiente = -4.70,  $z = -8.86$ ,  $p = 0.001$ , Figura 18). El valor de varianza condicional para el modelo de comportamiento social  $R^2_c = 0.96$  y la varianza marginal  $R^2_m = 0.50$ . No encontré una diferencia entre el del comportamiento de forrajeo comparado con el modelo nulo, indicando que la variable carretera no tiene un efecto significativo en el comportamiento de forrajeo en los primates ( $\chi^2 = 0.58$ ,  $gl = 1$ ,  $p = >0.05$ ).



**Figura 18.** Resultado del análisis del GLMM para el tipo de comportamiento respecto al sitio en la carretera (borde o interior) en el que los individuos realizan cierto comportamiento. (A) En el comportamiento de locomoción, encontré una mayor probabilidad de ocurrencia en el interior de la carretera en comparación con el borde ( $P = 0.001$ ). (B) En el comportamiento de descanso, encontré una mayor probabilidad de ocurrencia en el borde de la carretera en comparación con el interior ( $p = 0.01$ ). (C) En el comportamiento social encontré una mayor probabilidad de ocurrencia en el interior de la carretera en comparación con el borde ( $p = 0.001$ ).

## 6. Discusión

El presente estudio representa un avance en la comprensión de algunos de los factores determinantes que afectan al uso de carreteras por parte de los primates y a su probabilidad de atropello a nivel global. En este estudio creé una base de datos con más de 3,014 registros que compila evidencias de primates vivos en carreteras y atropellados mediante ciencia ciudadana (*iNaturalist*) y revisiones de literatura publicadas sobre atropello de primates. Mediante el uso de datos de rasgos biológicos de todas las especies de primates del mundo,

identifiqué qué especies de primates son más vulnerables a estas amenazas emergentes. Además, evalué cómo se asocia la categoría de amenaza de las especies de primates con el uso de carreteras y el atropello de primates, y los comportamientos específicos que las especies realizan en las carreteras.

Los resultados de esta tesis muestran que al menos 158 especies de primates (30.44% de todas las especies de primates del mundo) usan carreteras y que este uso se distribuye en todas las regiones geográficas. Este es el primer trabajo que cuantifica el uso de primates en carreteras y el dato más completo reportado para primates comparado con reportes de atropello de primates. Por ejemplo, la revisión más actual y completa de atropello de primates en carreteras encontró un total de 107 especies (Praill et al., 2023). La UICN, por otro lado, aunque no cuantifica el uso o atropello de especies de primates, señala que únicamente el 19.4% de las especies de primates se encuentran amenazadas por infraestructuras lineales (UICN, 2024).

La mayoría de los registros de uso de carreteras por parte de primates se encuentran en África, seguido de Asia, el Neotrópico y en menor grado en Madagascar. Las familias con más registros de primates usando carreteras fueron Cercopithecidae y Atelidae, mientras que las familias con más registros de atropellos fueron Cercopithecidae y Callitrichidae. Los géneros que más usaron de carreteras fueron *Papio*, seguido de *Macaca* y los más atropellados fueron *Cercopithecus* y *Callithrix*. La especie que encontré usando carreteras más frecuentemente fue *Papio ursinus* (1,309 registros) seguida de *Papio anubis* (931), mientras que *Cercopithecus mitis* (588) fue la especie que encontré más atropellada seguido de *Chlorocebus pygerythrus* (376).

### 6.1.1 Uso de carreteras

Tal y como esperaba, las especies con locomoción terrestre tienden a utilizar más las carreteras. Este hallazgo puede explicarse porque las especies terrestres tienden a moverse a mayor velocidad por el suelo en comparación con las especies arbóreas, por lo que son más eficaces a la hora de evitar depredadores y responder rápidamente a las amenazas, como

pueden ser los vehículos en las carreteras (Hill et al., 2021). Por ejemplo, Hill et al., (2021) encontraron que la mayoría de las especies de mamíferos que identificaron usando carreteras (107 especies, 92% del total de las especies reportadas) fueron terrestres, subrayando la importancia de la locomoción como factor determinante por parte de los mamíferos del uso de carreteras.

Del mismo modo y también como esperaba, las especies con tamaños grupales mayores también usan más las carreteras que las especies con grupos con menor número de individuos, como aquellas que conforman parejas o son solitarias. Esto puede ser porque las especies que viven en grupos con mayor número de individuos (i.e., pequeños y grandes) pueden repartir la vigilancia entre los individuos del grupo, aumentando la probabilidad de detectar una amenaza (p.ej., como un depredador o un vehículo en la carretera) y realizar otras actividades que los benefician, como alimentarse (Pulliam, 1973). Así, los individuos de estas especies pueden aprovechar la vigilancia de otros miembros del grupo para evitar cruzar cuando hay vehículos en el interior de la carretera y aprender a usar las carreteras. Esto puede hacer que las especies perciban las carreteras como áreas menos amenazantes y que pasen más tiempo en ellas. Otros estudios encuentran resultados similares. Por ejemplo, Seidler et al. (2018) encontraron que en dos especies de ungulados (*Cervus elaphus* y *Odocoileus virginianus*) que suelen vivir en grupos (p.ej., en promedio de 3 - 30 individuos dependiendo las condiciones ambientales), aumentó el comportamiento de vigilancia y huida mientras que redujeron el tiempo de búsqueda de alimento en respuesta al paso de vehículos en las carreteras (Nojoumi et al., 2022). Además, los individuos de especies que conforman grupos pueden aprender estrategias para cruzar carreteras que los protegen de sus amenazas. Por ejemplo, se ha visto que en elefantes asiáticos (*Elephas maximus*) los individuos del grupo que cruzan primero la carretera son los más experimentados (i.e., los más longevos) que los individuos inmaduros (Mizuno et al., 2007).

Tal y como esperaba, las especies con tamaño corporal grande parecen tener mayor tendencia a usar más las carreteras que especies con tamaño corporal pequeño. Las especies de tamaño grande, al ser más visibles por los conductores, pueden ser esquivadas, por lo que pueden tener menos colisiones con vehículos y, por ende, percibir las carreteras como áreas menos amenazantes. Esto puede hacer que estas especies utilicen las carreteras más en

comparación a especies de tamaño corporal pequeño (Langton et al., 2015). Por ejemplo, se ha encontrado mayor tendencia de atropello de especies de mamíferos de tamaño mediano que especies de tamaño grande ya que posiblemente el conductor detecta más a un animal de tamaño grande que a uno mediano (González-Suárez et al., 2018; Medrano-Vizcaíno et al., 2022).

El tamaño del ámbito hogareño y el tipo de dieta no parecen ser relevantes para determinar si una especie usa o no las carreteras. En cuanto al ámbito hogareño, estudios con *Cerdocyn thous*, *Euphractus sexcintus*, *Myrmecophagan tridactyla* y *Tamandua tetradactyla* tampoco encontraron una relación clara entre el ámbito hogareño y el uso de carreteras (de Araújo et al., 2019; Cirino et al., 2022). Esto puede deberse a que tanto las especies con ámbito hogareño grande como pequeño utilizan las carreteras para desplazarse. Por un lado, las especies con ámbito hogareño grande tienden a usar más área por lo que podrían tener una alta probabilidad de usar las carreteras (González-Suárez et al., 2018). Las especies con ámbito hogareño pequeño, en cambio, tienden a tener una mayor densidad poblacional por lo que tal vez más individuos de esa especie podrían tener la posibilidad de enfrentarse a las carreteras (González-Suárez et al., 2018; Burgstahler et al., 2023). Sin embargo, aunque hay evidencia de que algunos grupos de mamíferos de especies con mayores densidades poblacionales usan más las carreteras (Ruiz-Capillas et al., 2015; González-Suárez et al., 2018), ningún estudio ha evaluado esto con primates. Esto puede deberse a la falta de disponibilidad de datos de densidad poblacional para la mayoría de especies de primates y la desconfiabilidad de los datos disponibles (Santini et al., 2018).

El hecho de que la dieta no explique completamente el uso de carreteras por parte de los primates puede deberse a la capacidad tanto de especies con dieta generalista como especialista para encontrar alimento en estos entornos. Las carreteras pueden ofrecer oportunidades alimenticias diversas, como insectos o especies de plantas de sucesión secundaria (Silva et al., 2019; Lewis et al., 2022; Secco et al., 2023), que pueden ser accesibles para una amplia gama de especies, independientemente de su dieta. Por ejemplo, un estudio encontró que individuos adultos de demonio de Tasmania (*Sarcophilus harrisii*), que tiene una dieta generalista, se alimentan de carroña y pasan más tiempo en el interior de las carreteras buscando carroña que lejos de las carreteras (Lewis et al., 2022). Esto también

se ha observado con especies de dietas especialistas. Por ejemplo, el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) usa bordes de carretera y carreteras de terracería para forrajear hormigas (Versiani et al., 2021).

Las especies con mayor uso de las carreteras pertenecían a la categorías de riesgo de extinción “Casi Amenazados” y de “Preocupación Menor” de la UICN. Otros estudios han encontrado resultados similares y argumentan que las especies menos amenazadas podrían tolerar ambientes antrópicos, en los que las carreteras son un importante componente (Barrientos et al., 2021; Ramírez-Álvarez et al., 2021; Curveira-Santos et al., 2021; Cremonesi et al., 2021). Por ejemplo, en una revisión sobre uso de carreteras por parte de mamíferos se encontró que el 76% de las especies (de 116 especies) identificadas tenían una categoría de “Preocupación Menor” y 8% la categoría de “Casi Amenazadas” (Hill et al., 2021). El mayor uso de áreas altamente modificadas o perturbadas por parte de estas especies podría deberse a que tienen una flexibilidad comportamental que les facilitan utilizar este tipo de ambientes (McLennan et al., 2017), como se ha visto en primates (Estrada et al., 2012; Galán-Acedo et al., 2019). Además, las especies con categorías de “Preocupación Menor y “Casi Amenazadas” tienen rangos de distribución mayores, y mayores tamaños poblacionales en comparación con especies que están dentro de una categoría de amenaza (p. ej., “En Peligro Crítico”, “Vulnerable”). Esto puede también explicar que haya una mayor probabilidad de que usen más las carreteras (Rodrigues et al., 2006).

### **6.1.2 Probabilidad de atropello en carreteras**

Tal y como predije, las especies de primates con locomoción arbórea tienen mayor probabilidad de ser atropelladas que las especies con locomoción terrestre. Esto puede deberse a que los primates arbóreos pueden tener mayor dificultad para cruzar carreteras por el suelo y tener mayor riesgo de ser atropellados porque su anatomía les puede hacer tardar más o ser menos hábiles al desplazarse por el suelo (Soanes y van der Ree, 2015). Las especies arbóreas pueden moverse más despacio, pueden tener un movimiento limitado de cabeza que les impide observar los vehículos que se aproximan, y/o pueden tener menor

equilibrio al desplazarse por el suelo (Fleagle, 1999; Soanes y van der Ree, 2015; Asensio et al., 2021; Saralamba et al., 2022). Por ejemplo, el puerco espín espinoso (*Chaetomys subspinosus*), una especie de mamífero con locomoción arbórea, tiende a ser altamente atropellado en carreteras por sus movimientos lentos (Srbek-Araujo et al., 2018). Esto también se ha observado en otros estudios donde se encontró que las especies más atropelladas tienden a tener un desplazamiento relativamente lento (i.e., reptiles, anfibios, y mamíferos; Inbar y Mayer, 1999; Filius et al., 2020) o con adaptaciones comportamentales antidepredatorias, como es el congelamiento (i.e., especies como *Dideplphis virginiana* tiene una adaptación antidepredatoria la cual se llama tanatosis y consiste en hacerse el muerto cuando percibe amenazas; Jacobson et al., 2016).

Las especies con grupos de tamaños pequeños o solitarias también tienen mayor probabilidad de ser atropelladas que primates que viven en grupos grandes, tal y como esperaba. Esto puede deberse a que grupos de primates con un mayor número de individuos son más detectables por los conductores que especies solitarias o con un menor número de individuos dentro del grupo (Duffet et al., 2020). Esto también se ha encontrado en un estudio del orden carnívora (*Cuon alpinus*), orden proboscidea (*Elephas maximus*) y orden primates (*Macaca fascicularis*, *Trachypithecus obscurus*, *Presbytis femoralis* y *Macaca nemestrina*); Jamhuri et al., 2020). En estudios con mamíferos se ha observado que las especies más atropelladas tienden a ser solitarias (Cook y Blumstein, 2013; Jamhuri et al., 2020). Además de ser más visibles por los conductores, vivir en grupos grandes representa una ventaja a nivel de vigilancia ante depredadores, dado que los individuos del mismo grupo pueden utilizar señales de alarma para avisar de un peligro (Treves, 2000) y así evitar las amenazas que las carreteras presentan, como el atropello.

A pesar de que no encontré diferencias en la probabilidad de atropello para el tamaño corporal, varios estudios con mamíferos han encontrado que este rasgo influye en la probabilidad de ser atropellado. Por ejemplo, se ha mostrado que a partir de 1.06 kg, y conforme aumenta la masa corporal de los individuos, disminuye la probabilidad de atropello (Ford y Fahrig, 2007). Otros estudios mencionan que la probabilidad de atropello en animales aumenta con tamaños corporales entre 1-10 kg (Barthelmess y Brooks, 2010), 3-50 kg (González- Suárez et al., 2018) y 2-35 kg (Medrano-Vizcaíno et al., 2022). El no haber

encontrado que la probabilidad de atropello depende del tamaño corporal de los primates puede deberse a que tanto especies de primates con tamaño corporal grande y pequeño pueden ser atropelladas debido a diferentes mecanismos. Por un lado, las especies con tamaño corporal grande tienden a moverse más por el espacio, lo que aumenta la probabilidad de encontrarse con carreteras y ser atropelladas, si estas se encuentran en su ámbito hogareño (p. ej., *Leopardus tigrinus*, *Chrysocyon brachyurus*, *Panthera pardus*; Grilo et al., 2021; Pinto et al., 2022). Por el otro lado, las especies con tamaño corporal pequeño son menos visibles para los conductores, lo que también puede hacer que sean atropelladas con cierta facilidad (Santos et al., 2011; Ruiz-Capillas et al., 2015; de Araújo et al., 2019).

Tampoco encontré diferencias en la probabilidad de atropello según el tipo de dieta. La relación entre el tipo de dieta y la probabilidad de atropello no es clara. Por ejemplo, varios estudios encontraron un mayor número de atropello de especies con una dieta omnívora (i.e., generalista; Cook y Blumstein, 2013; González-Suárez et al., 2018; Araújo et al., 2019; Pasa et al., 2020; Medrano-Vizcaíno et al., 2022), pero también hay evidencia de que especies con dieta especialistas tienen altas tasas de atropello (Deloss et al., 2023).

Finalmente, no encontré que el tamaño del ámbito hogareño explique la probabilidad de atropello de los primates. Esto se podría deber a que tanto especies con ámbitos hogareños grandes como pequeños tienen mecanismos que les pueden exponer a las carreteras. Por un lado, las especies con ámbito hogareño grande se mueven en distancias más largas, lo que puede incrementar la probabilidad enfrentarse a una carretera y a una colisión con un vehículo (Kang et al., 2016). Algunos estudios han encontrado que mamíferos con mayor ámbito hogareño tienen mayor probabilidad de atropello (González-Suárez et al., 2018; Medrano-Vizcaíno et al., 2022). En particular, Medrano-Vizcaíno et al., (2022) encuentran que las especies con ámbitos hogareños menores a 10 km tienen una mayor probabilidad de ser atropellados. En cambio, las especies con ámbito hogareño pequeño tienden a tener altas densidades poblacionales (Peters y Raelson, 1984) por lo que es posible que, aunque tengan un ámbito hogareño menor, al tener un mayor número de individuos en una zona con carreteras puedan ser igualmente atropellados. Por ejemplo, las especies de *Didelphis* tienen grandes densidades poblacionales y suelen tener altas tasas de atropello (Pinto et al., 2022).

### 6.1.4 Comportamiento de primates en carreteras

Encontré que los primates usaron las carreteras para realizar comportamientos de locomoción, sociales, de descanso y forrajeo. La probabilidad de estos comportamientos difirió entre el interior y el borde de las carreteras. Como esperaba, el comportamiento con mayor probabilidad en el interior de la carretera fue el de locomoción. Esto probablemente se debe a que las carreteras son principalmente sitios de paso de fauna silvestre dado el peligro que pueden representar los vehículos y el hecho de que generalmente no ofrecen recursos alimentarios (Bennett, 1991). Contrario a lo esperado, encontré que en el interior de las carreteras se realizan más comportamientos sociales. Esto podría deberse a que ciertos comportamientos sociales están relacionados con la presencia de humanos, que suelen estar en los vehículos, es decir, en el interior de las carreteras. Por ejemplo, algunos reportes de indican comportamientos agresivos de primates en el interior de la carretera derivados de interacciones con humanos proporcionando alimento. Estos comportamientos de agresión se deben a la competencia por los recursos alimenticios con otros individuos en el interior de las carreteras (Iham, 2024). Sin embargo, en este proyecto solo encontré 3 individuos realizando comportamiento de agresión (representando el 0.05% de los registros de los individuos de primates). Futuros estudios podrían explorar las causas o detonantes que hace que los primates exhiban mas comportamientos sociales en el interior de las carreteras, con el fin de comprender mejor los factores que lo influyen.

En cuanto al comportamiento de los primates en el borde de las carreteras, observé que los primates principalmente usan los bordes para el descanso. Esto podría deberse a que ciertas especies de primates se han habituado a usar carreteras, por lo que perciben menores amenazas y pueden llevar a comportamientos como el descanso (Kamal et al., 1997; Ganguly y Chauhan, 2018; Sengupta y Radhakrishna, 2018; Dhawale et al., 2020; Ilham, 2023). Por ejemplo, en un parque nacional de Indonesia se observó que un grupo de macaco moro (*Macaca maura*) empezó a pasar más tiempo en las carreteras. En particular, este grupo descansaba en las carreteras en espera del alimento que les daban algunas personas que pasaban en vehículos (Riley et al., 2021).

No encontré diferencias en la probabilidad de forrajeo en el borde o el interior de la carretera. Existen reportes de primates que forrajean tanto en los bordes como en el interior de las carreteras, ya que, además de obtener recursos de la vegetación en los bordes, también pueden obtener alimentos dentro de la carretera proporcionados por turistas y la población local (por ejemplo, frutas y comida procesada; Green, 1978; Singh et al., 2011; Singh, 2019; Riley et al., 2021). Un estudio reciente reportó que, a lo largo de cuatro carreteras en la isla de Malasia, la especie de macaco cangrejero (*Macaca fascicularis*) pasó un promedio de 4.25 horas al día en las carreteras (Galea et al., 2023). Durante el 43% de ese tiempo, los individuos se dedicaron al forrajeo tanto en el interior como en el borde de la carretera, mientras que el resto del tiempo lo dedicaron al descanso (36%) y a actividades sociales (21%; Galea et al., 2023).

Mis resultados son consistentes con los comportamientos observados por parte de primates en carreteras encontrados en estudios de caso (i.e., estudios hechos en un sitio y/o una especie; Riley et al., 2021; Galea et al., 2023). Este resultado muestra que los primates realizan distintos comportamientos dentro de las carreteras, espacios que son altamente modificados, y que pueden implicar riesgos significativos para su conservación, como el atropello o lesiones por vehículos. Además, mi estudio ofrece las primeras observaciones de diferentes comportamientos en carreteras para diversas especies de primates. Por lo mismo este estudio aporta información que no se tenía reportada en la bibliografía y abre puerta a nuevas investigaciones. Asimismo, da una base para comprender el comportamiento de primates en espacios altamente modificados, como son las carreteras.

### **6.1.5 Limitaciones del proyecto**

Este proyecto presenta una serie de limitaciones que deben considerarse. Por un lado, los datos de la plataforma *iNaturalist* pueden tener ciertos sesgos. A pesar de que *iNaturalist* es una plataforma que recopila mucha información de acceso gratuito, uno de sus sesgos es la cantidad de registros que se puede obtener dependiendo el enfoque del proyecto (Urquidi y Putman, 2021; Pernat et al., 2024). Por ejemplo, la mayoría de los registros obtenidos de la plataforma en este estudio fueron de organismos vivos ( $n = 5,710$  individuos) comparado con los registros de organismos atropellados ( $n = 114$  individuos). Esto puede deberse a que los

individuos vivos llaman más la atención de los ciudadanos que individuos muertos. Además, muchas veces es difícil detenerse a fotografiar especies atropelladas en carreteras de alta velocidad, dado que puede ser peligroso para el mismo conductor. Sin embargo, existen estudios de atropello de individuos de vertebrados usando la plataforma *iNaturalist* donde se han compilado numerosas observaciones en países particulares (p ej., un total de 17,926 registros en Estados Unidos de América y 710 especies de vertebrados; Unger et al., 2022). Esto podría deberse no solo a la popularidad de la plataforma en ciertas regiones geográficas o países, sino también a los años de estudio y popularidad de ciertos temas en algunas regiones. Por ejemplo, en el norte de América, países como los Estados Unidos de América y Canadá, tienen más de 50 años de experiencia realizando estudios en temas de atropello y fauna silvestre. Sin embargo, regiones como Latinoamérica no cuenta con la misma cantidad de años de estudios y campañas de educación (Schwartz et al., 2020; Pinto et al., 2020; Abra et al., 2021). Pese al menor número de registros de primates atropellados en *iNaturalist*, en este proyecto también incluí registros de primates atropellados por medio de una base de datos de acceso libre (Prail et al., 2023) que aumentó la muestra para los análisis de la probabilidad de atropello (Tabla A2). También incluí datos de varias fuentes de atropello de primates para los análisis a nivel de especie de uso de carretera: revisiones (Hetman et al., 2019; Galea y Humle, 2021) y la base de datos (Prail et al., 2023). La suma de registros de *iNaturalist* junto con las tres revisiones globales existentes (engloban revisiones de la literatura existente, redes sociales, blogs y videos de YouTube, Tabla A1) hacen que los datos usados en este proyecto sean lo más completos posibles (30% de las especies de primates representados). Cabe destacar que otros estudios han usado la plataforma *iNaturalist* para detectar especies que fueron atropelladas, pero de las que no se tenía ningún registro bibliográfico (Shin et al., 2022). Por ello, su uso podría enriquecer y complementar conocimientos existentes basados en la literatura publicada o en la toma de registros en el campo.

Encontré mayor representación de registros para ciertas regiones geográficas y especies. Esto se podría deber a que especies como los macacos (i.e., *M. fuscata*, *M. fascicularis*) habitan zonas urbanas, por lo que puede ser más fácil la toma de datos de estas especies en estas áreas (Lane et al., 2010; Priston y McLennan, 2012; Sengupta et al., 2021). Sin embargo, a pesar de tener más representación de ciertas regiones geográficas, por

medio de los análisis estadísticos (GLMM) se pudo controlar este sesgo en el modelo de probabilidad de atropello, incluyendo la variable de región geográfica como variable aleatoria. Para los resultados del análisis de chi cuadrada no se puede controlar el sesgo, por lo que estos resultados deben tomarse con cautela. Por ejemplo, en la región de Madagascar, la representación de primates que utilizan carreteras fue solo 11 de las 112 especies, lo que indica que los rasgos de los primates de Madagascar no están bien representados en los resultados. Además, aunque existe evidencia para varias especies de primates de su uso de carreteras, no se dispone de información suficiente sobre aquellos que no las utilizan. En particular, no se sabe si la ausencia de uso de carreteras por parte de algunas especies de primates es debido a que no hay carreteras en sus áreas de distribución. Mapas existentes de carreteras a nivel mundial pueden ofrecer cierta información sobre distribución de carreteras. Sin embargo, esta información es incompleta, pues carecen de información sobre la existencia y localidad de carreteras secundarias o no oficiales (Meijer et al., 2018). Por este motivo, no pude diferenciar entre especies de primates que tenían o no carreteras dentro de su rango de distribución en mis análisis de chi cuadrada. Es importante que en el futuro se puedan corroborar mis resultados con datos de densidad de carreteras actualizados.

La densidad poblacional y la abundancia de las especies pueden ser factores importantes en la probabilidad de uso de carreteras y de atropello (D'Amico et al., 2015; Santos et al., 2016; Medrano-Vizcaíno et al., 2022). Sin embargo, incorporar datos de densidad poblacional en este estudio no fue posible debido a la falta de datos disponibles para la mayoría de las especies, la variabilidad en las metodologías de recolección de datos entre distintos estudios y la incertidumbre que conlleva la estimación de la densidad poblacional en algunos estudios (p. ej. Spaan et al., 2019). Algunos estudios han utilizado las categorías de riesgo de la UICN como una medida indirecta de densidad poblacional, pero esto puede introducir sesgos debido a la falta de datos sistemáticos y la subjetividad de las evaluaciones de la Lista Roja (Mace et al., 2008; Cassini, 2011; UICN, 2012). Además, la información sobre la relación entre densidad poblacional y la probabilidad de atropello es contrastante (Nguyen et al., 2019; Alberici et al., 2024). Pese a esto, sería importante en futuros estudios obtener datos de calidad de la densidad poblacional de las especies de primates para poder evaluar su efecto en el uso y la probabilidad de atropello de los primates.

Esto también ayudaría a evaluar con mayor certeza el efecto de los rasgos biológicos como el ámbito hogareño y el tamaño de masa corporal.

El registro del comportamiento a través de fotos puede tener ciertas limitaciones como la dificultad en la detección de estímulos ambientales o los vacíos en la observación del comportamiento (Larrucea et al., 2007; Caravaggi et al., 2017). Esto se ha evaluado principalmente en estudios realizados con cámaras trampa (Caravaggi et al., 2017). Por ejemplo, algunas fotografías muestran únicamente a un individuo en primer plano (i.e., demasiado cerca) o una foto recortada (i.e., eliminando partes de la fotografía donde no se encuentra el animal). Esto puede ser útil para extraer información morfológica, pero dificulta la extracción de datos de comportamiento y del área en el que se encuentran (Urquidí y Putman, 2021). Además, la identificación de comportamientos por medio de fotografías puede ser complicada. Por ejemplo, en este proyecto registré el comportamiento de ‘parado’ en aquellos casos en los que el cuerpo del individuo se soportaba por dos o cuatro extremidades en contacto con el sustrato, no estaba en movimiento y no tenía contacto físico con otro individuo o se le observaba con alimentos en alguna de sus extremidades. Esta categoría de comportamiento no es común en estudios con primates, salvo en estudios específicos de comportamiento posicional y modos de posturas (Hunt, 1992; Hunt et al., 1996). En este estudio no es posible hacer un estudio de comportamiento detallado con fotografías, dado que son una captura en milisegundos. Sin embargo, el uso de fotografías de iNaturalist ofrece información del contexto y el comportamiento de especies de animales. Por ejemplo, los datos de iNaturalist se han usado para evaluar interacciones planta-animal (Saldivar et al., 2022), la coexistencia humano-animal (Drake et al., 2021; Seburn et al., 2023), los comportamientos de depredación por especies crípticas (i.e., especies que son difíciles de identificar por medio de sus colores o patrones en ciertos entornos; Urquidí y Putman, 2021), el comportamiento de forrajeo (Pantoja-Maggi et al., 2024), la selección de refugios (i.e., comportamiento de percha; Unger, 2023) e información sobre el bienestar animal (Van der Jeucht et al., 2021).

Pese a sus limitaciones, el uso de fotografías de iNaturalist en la investigación del comportamiento en áreas modificadas por el hombre es muy valioso, ya que muchos registros se hacen en áreas urbanas, carreteras y ambientes perturbados, incluyendo propiedades

privadas (Groom et al., 2021; Geurts et al., 2023). Estos son datos en hábitats altamente modificados y pueden ser de gran utilidad para comprender el comportamiento de las especies en este tipo de contextos.

### **6.1.6 Conclusiones e implicaciones para la conservación**

Este proyecto ofrece la información más completa que existe hasta la fecha sobre cómo los primates usan carreteras y su probabilidad de atropello. Los resultados de este proyecto ofrecen ciertas direcciones para reducir el impacto de las carreteras para los primates y así promover la conservación de estas y otras especies simpátricas a nivel global. En general, mis resultados muestran que un gran porcentaje de especies de primates utilizan carreteras (al menos el 30% de todas las especies de primates) y son atropelladas (26%).

Los estudios que evalúan los factores que llevan a los primates a utilizar las carreteras pueden ofrecer información clave para diseñar estrategias efectivas de manejo y adoptar medidas de mitigación para evitar las amenazas de las carreteras, como las colisiones con vehículos (Galea y Humle, 2021; Olgun et al., 2022). A partir de mis resultados, encuentro que medidas como la instalación de reductores de velocidad o señaléticas de cruce de primates en carreteras pueden ser especialmente útiles en áreas donde se distribuyen especies con tamaños grupales pequeños o con tamaños corporales pequeños, dado que parece que las usan más. Estas medidas pueden alertar a los conductores y así aminorar el atropello de estas especies (Galea y Humle, 2021). Para especies con locomoción terrestre, la instalación de reductores de velocidad o la instalación de sistemas de advertencia de detección de animales dentro de las carreteras podría ayudar a disminuir la probabilidad atropello (Galea y Humle, 2021). Las especies arborícolas tienden de ser más atropelladas que las especies terrestres, por lo que es importante considerar medidas de mitigación enfocadas en especies con este tipo de locomoción, como la instalación de puentes artificiales, el mantenimiento de conexión del dosel sobre las carreteras y el mejoramiento de la planeación en la construcción y la ampliación de carreteras (Soanes et al., 2015; Teixeira et al., 2022; Galea y Humle, 2021; Ament et al., 2023). Sin embargo, a pesar de que para algunas especies ha sido efectiva la instalación de puentes artificiales (Donaldson y Cunneyworth, 2015; Chan et al., 2020; Birot et al., 2020; Teixeira et al., 2022), algunas especies tardan en habituarse a usar este tipo de

infraestructuras (Mass et al., 2011), y hay especies que evitan usarlas por completo (Aureli et al., 2022). Por ello, una combinación de medidas de mitigación puede ser necesario.

Dado que el uso de carreteras por parte de primates es mayor en especies menos amenazadas (“Preocupación Menor y “Casi Amenazadas”), sería importante considerar a estas especies en las medidas de mitigación, ya que estas especies no están exentas de un declive de sus poblaciones. Por ejemplo, *Macaca radiata* es una especie que estaba catalogada en “Preocupación Menor” en el año 2008, y “Vulnerable” actualmente, debido a varias razones, entre ellas la expansión de carreteras y la ampliación de carriles (Radhakrishna y Sinha, 2011; Estrada et al., 2017; Singh, 2019; Singh et al., 2020).

Los comportamientos más registrados en los bordes y en el interior de las carreteras son la locomoción y el descanso. Aunque las carreteras son consideradas como sitios de paso (Bennett, 1991), el hecho de que los primates utilicen estos espacios para descansar plantea un problema para su conservación. Los reportes existentes sobre el comportamiento de descanso en primates en carreteras se atribuyen al provisionamiento de alimento por parte de los humanos (Riley et al., 2021; Galea et al., 2023). El provisionamiento de alimento a la fauna silvestre tiene riesgos implícitos como cambios en su comportamiento y ecología, incluyendo el aumento de comportamientos conflictivos (p. ej., agresividad), que dificulta la coexistencia con humanos (Cox y Gaston, 2018). Por ejemplo, en un área turística donde los visitantes alimentan a los macacos cangrejeros (*Macaca fascicularis*) a ambos extremos de la carretera, los macacos cruzaron la carretera en busca de comida, resultando en lesiones o muertes por vehículos (Ilham, 2023). Por ello, se deben de tomar medidas de mitigación como campañas de información sobre los efectos negativos del provisionamiento de alimento a primates en carreteras, como leyes (y/o su implementación) que eviten este tipo de comportamientos (Galea y Humle, 2021).

Los resultados de este proyecto señalan importantes direcciones de manejo y conservación de primates. En particular, los resultados y direcciones reportadas se alinean con el Objetivo 12 propuesto en el Marco Global de la Biodiversidad Kunming-Montreal (Convention of Biological Diversity, 2024) donde se especifica “la importancia de la ordenación del territorio para reducir los efectos negativos sobre la biodiversidad de la

expansión urbana, las carreteras y otras infraestructuras”. Fomentar la sensibilización internacional sobre la problemática de las carreteras a distintas escalas (p. ej., local y nacional) y el intercambio de conocimientos es clave para desarrollar e implementar soluciones innovadoras y efectivas que aseguren la integridad de los primates y del resto de especies en paisajes antropogénicos.

## 7. Bibliografía

- Abra, F. D., Huijser, M. P., Magioli, M., Bovo, A. A. A., & de Barros, K. M. P. M. (2021). An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. *Heliyon*, 7(1), E06015.
- Abra, F. D., Huijser, M. P., Pereira, C. S., & Ferraz, K. M. (2018). How reliable are your data? Verifying species identification of road-killed mammals recorded by road maintenance personnel in São Paulo State, Brazil. *Biological Conservation*, 225, 42-52.
- Ahmed, T., & Naher, H. (2021). Population status of northern pig-tailed macaque *Macaca leonina* in Satchari national park, Bangladesh. *Asian Primates Journal*, 9(1).
- Akoglu, H. (2018). User's guide to correlation coefficients. *Turkish journal of emergency medicine*, 18(3), 91-93.
- Alberici, V., Desbiez, A. L. J., Pasqualotto, N., & Chiarello, A. G. (2024). Unravelling unique responses of mammal abundance to road proximity in agricultural landscapes. *Animal Conservation*.
- Al-Razi, H., Maria, M., & Muzaffar, S. B. (2019). Mortality of primates due to roads and power lines in two forest patches in Bangladesh. *Zoologia (curitiba)*, 36.
- Amano, T., González-Varo, J. P., & Sutherland, W. J. (2016). Languages are still a major barrier to global science. *PLoS biology*, 14(12), e2000933.
- Ament, R., Clevenger, A., & van der Ree, R. (2023). *Addressing ecological connectivity in the development of roads, railways and canals* (No. 5). UICN WCPA technical report series.
- Angenbang. (2019). Papio Ursinus [Fotografía]. *iNaturalist*, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/77516409>
- Angulo, E., Diagne, C., Ballesteros-Mejia, L., Adamjy, T., Ahmed, D. A., Akulov, E., ... & Courchamp, F. (2021). Non-English languages enrich scientific knowledge: the example of economic costs of biological invasions. *Science of the Total Environment*, 775, 144441.
- Anich, N. M., Benson, T. J., & Bednarz, J. C. (2009). Estimating territory and home-range sizes: do singing locations alone provide an accurate estimate of space use?. *The Auk*, 126(3), 626-634.
- Asari, Y. (2022). Decreased traffic volume during COVID-19 did not reduce roadkill on fenced highway network in Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 18(1), 121-124.
- Ascensao, F., Clevenger, A. P., Grilo, C., Filipe, J., & Santos-Reis, M. (2012). Highway verges as habitat providers for small mammals in agrosilvopastoral environments. *Biodiversity and Conservation*, 21, 3681-3697.

- Ascensão, F., D'Amico, M., & Barrientos, R. (2022). No planet for apes? Assessing global priority areas and species affected by linear infrastructures. *International Journal of Primatology*, 43(1), 57-73.
- Ascensão, F., Fahrig, L., Clevenger, A. P., Corlett, R. T., Jaeger, J. A., Laurance, W. F., & Pereira, H. M. (2018). Environmental challenges for the Belt and Road Initiative. *Nature Sustainability*, 1(5), 206-209.
- Ascensão, F., Niebuhr, B. B., Moraes, A. M., Alexandre, B. R., Assis, J. C., Alves-Eigenheer, M. A., ... & Ribeiro, M. C. (2019). End of the line for the golden lion tamarin? A single road threatens 30 years of conservation efforts. *Conservation Science and Practice*, 1(9), e89.
- Asensio, N., Kachanan, J., Saralamba, C., & José-Domínguez, J. M. (2021). The impact of roads on the movement of arboreal fauna in protected areas: the case of lar and pileated gibbons in Khao Yai National Park, Thailand. *Journal of Tropical Ecology*, 37(6), 276-285.
- Asensio, N., Murillo-Chacon, E., Schaffner, C. M., & Aureli, F. (2017). The effect of roads on spider monkeys' home range and mobility in a heterogeneous regenerating forest. *Biotropica*, 49(4), 546-554.
- Aureli, F., Hutschenreiter, A., Gamboa, D. A., Arévalo-Huezo, E., Atagua, T. A., Boiledieu, C., ... & Spaan, D. (2022). Do spider monkeys use artificial canopy bridges to cross linear infrastructure?. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 361-370.
- Balázs, B., Mooney, P., Nováková, E., Bastin, L., & Arsanjani, J. J. (2021). Data quality in citizen science. *The science of citizen science*, 139.
- Barlow, K. E., Briggs, P. A., Haysom, K. A., Hutson, A. M., Lechiara, N. L., Racey, P. A., ... & Langton, S. D. (2015). Citizen science reveals trends in bat populations: the National Bat Monitoring Programme in Great Britain. *Biological Conservation*, 182, 14-26.
- Barrientos, R., Ascensão, F., D'Amico, M., Grilo, C., & Pereira, H. M. (2021). The lost road: do transportation networks imperil wildlife population persistence?. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(4), 411-416.
- Barthelmess, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1611-1629.
- Bastidas, H. A. C., & Serrano, J. M. (2022). La plataforma naturalista como herramienta de ciencia ciudadana para documentar la diversidad de anfibios en el estado de sinaloa, méxico. *revista latinoamericana de herpetología*, 5(1), 156-178.
- Bates, B. C. (1970). Territorial behavior in primates: A review of recent field studies. *Primates*, 11, 271-284.
- Beisner, B. A., Heagerty, A., Seil, S. K., Balasubramaniam, K. N., Atwill, E. R., Gupta, B. K., ... & McCowan, B. (2015). Human-wildlife conflict: Proximate predictors of aggression between humans and rhesus macaques in India. *American journal of physical anthropology*, 156(2), 286-294.
- Bennett, A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. *Nature conservation 2: the role of corridors*.
- Bennett, A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. *Nature conservation 2: the role of corridors*.
- Betts, M. G., Wolf, C., Pfeifer, M., Banks-Leite, C., Arroyo-Rodríguez, V., Ribeiro, D. B., ... & Ewers, R. M. (2019). Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. *Science*, 366(6470), 1236-1239.
- Biro, H., Campera, M., Imron, M. A., & Nekaris, K. A. I. (2020). Artificial canopy bridges improve connectivity in fragmented landscapes: the case of Javan slow lorises in an agroforest environment. *American Journal of*

*Primateology*, 82(4), e23076.

- Black, J. M. (2009). River Otter monitoring by citizen science volunteers in northern California: Social groups and litter size. *Northwestern Naturalist*, 90(2), 130-135.
- Blackburn, T. M., & Gaston, K. J. (1994). Animal body size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(12), 471-474.
- Boersch-Supan, P. H., Trask, A. E., & Baillie, S. R. (2019). Robustness of simple avian population trend models for semi-structured citizen science data is species-dependent. *Biological Conservation*, 240, 108286.
- Bolker, B. M. (2015). Linear and generalized linear mixed models. *Ecological statistics: contemporary theory and application*, 309-333.
- Bonney, R. (2021). Expanding the impact of citizen science. *BioScience*, 71(5), 448-451.
- Brose, U. (2010). Body-mass constraints on foraging behaviour determine population and food-web dynamics. *Functional Ecology*, 24(1), 28-34.
- Burgess, H. K., DeBey, L. B., Froehlich, H. E., Schmidt, N., Theobald, E. J., Ettinger, A. K., ... & Parrish, J. K. (2017). The science of citizen science: Exploring barriers to use as a primary research tool. *Biological Conservation*, 208, 113-120.
- Burgess, H. K., DeBey, L. B., Froehlich, H. E., Schmidt, N., Theobald, E. J., Ettinger, A. K., ... & Parrish, J. K. (2017). The science of citizen science: Exploring barriers to use as a primary research tool. *Biological Conservation*, 208, 113-120.
- Burgstahler, K., Isidro, J., Van Vuren, D. H., Collins, A. C., Aliperti, J. R., & Wells, C. P. (2023). Daily roadkill monitoring and long-term population census reveal female-biased mortality for a small mammal along a wildland-urban interface. *Biological Conservation*, 277, 109863.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*, 24(3), 346-352.
- Cáceres, N. C. (2011). Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379-389.
- Callaghan, C. T., Poore, A. G., Mesaglio, T., Moles, A. T., Nakagawa, S., Roberts, C., ... & Cornwell, W. K. (2021). Three frontiers for the future of biodiversity research using citizen science data. *BioScience*, 71(1), 55-63.
- Čapkun-Huot, C., Blumstein, D. T., Garant, D., Sol, D., & Réale, D. (2023). Towards a unified framework for studying behavioural tolerance to anthropogenic disturbance.
- Caravaggi, A., Banks, P. B., Burton, A. C., Finlay, C. M., Haswell, P. M., Hayward, M. W., ... & Wood, M. D. (2017). A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 109-122.
- Carr, L. W., Fahrig, L., & Pope, S. E. (2002). Impacts of landscape transformation by roads. In *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 225-243). New York, NY: Springer New York.
- Carthew, S. M., Garrett, L. A., & Ruykys, L. (2013). Roadside vegetation can provide valuable habitat for small, terrestrial fauna in South Australia. *Biodiversity and Conservation*, 22, 737-754.
- Carvalho, F., & Mira, A. (2011). Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 157-174.

- Carvalho-Roel, C. F., Iannini-Custódio, A. E., Júnior, O. M., & Grilo, C. (2023). The spatial, climatic and temporal factors influencing roadkill change according to the taxonomic level. *Journal of Environmental Management*, 348, 119221.
- Cassini, M. H. (2011). Ranking threats using species distribution models in the IUCN Red List assessment process. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3689-3692.
- Castellanos, A. (2019). The threat of road-kill to Andean tapirs: the case of 'Jorgito', the Andean tapir that lived beside the Quito-Amazon highway, Ecuador. *Boletín Técnico, Serie Zoológica*, 14(14-15).
- Casula, P., Luiselli, L., & Amori, G. (2019). Which population density affects home ranges of co-occurring rodents?. *Basic and Applied Ecology*, 34, 46-54.
- Cerda, J., & Villarroel Del, L. U. I. S. (2008). Evaluación de la concordancia inter-observador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Revista chilena de pediatría*, 79(1), 54-58.
- Chan, B. P. L., Lo, Y. F. P., Hong, X. J., Mak, C. F., & Ma, Z. (2020). First use of artificial canopy bridge by the world's most critically endangered primate the Hainan gibbon *Nomascus hainanus*. *Scientific Reports*, 10(1), 15176.
- Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A. M., López, B. C., Danielsen, F., & Turak, E. (2017). Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological conservation*, 213, 280-294.
- Chapman, C. A., Bonnell, T. R., Gogarten, J. F., Lambert, J. E., Omeja, P. A., Twinomugisha, D., ... & Rothman, J. M. (2013). Are primates ecosystem engineers? *International Journal of Primatology*, 34(1), 1-14.
- Charles, F. E., Brady, M. J., & Smith, A. L. (2023). Use of road infrastructure for movement by common terrestrial vertebrates. *Wildlife Letters*, 1(3), 97-106.
- Chen, H. L., & Koprowski, J. L. (2019). Can we use body size and road characteristics to anticipate barrier effects of roads in mammals? A meta-analysis. *Hystrix*, 30(1), 1.
- Chowdhury, S., Fuller, R. A., Rokonuzzaman, M., Alam, S., Das, P., Siddika, A., ... & Hanson, J. (2022). Priorities for expanding the protected area system in Bangladesh. *Research Square*, 28.
- CIA, C. (2020). *The World Factbook*. Central Intelligence Agency.
- Cibot, M., Bortolamiol, S., Seguya, A., & Krief, S. (2015). Chimpanzees facing a dangerous situation: a high-traffic asphalted road in the sebitoli area of kibale national park, Uganda. *American Journal of Primatology*, 77(8), 890-900.
- Cirino, D. W., Lupinetti-Cunha, A., Freitas, C. H., & de Freitas, S. R. (2022). Do the roadkills of different mammal species respond the same way to habitat and matrix?. *Nature Conservation*, 47, 65-85.
- Ciuti, S., Northrup, J. M., Muhly, T. B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J. A., & Boyce, M. S. (2012). Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PloS one*, 7(11), e50611.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological conservation*, 109(1), 15-26.
- Cloyed, C. S., Grady, J. M., Savage, V. M., Uyeda, J. C., & Dell, A. I. (2021). The allometry of locomotion. *Ecology*, 102(7), e03369.
- Clutton-Brock, T. H., & Harvey, P. H. (1977). Primate ecology and social organization. *Journal of zoology*, 183(1), 1-39.

- Clutton-Brock, T. H., & Harvey, P. H. (1977). Primate ecology and social organization. *Journal of zoology*, 183(1), 1-39.
- Clutton-Brock, T. H., & Harvey, P. H. (1978). Mammals, resources and reproductive strategies. *Nature*, 273, 191-195.
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.
- Connor, E. F., Courtney, A. C., & Yoder, J. M. (2000). Individuals–area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81(3), 734-748.
- Contreras, Fernando (2021). Mono aullador negro [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/109666522>
- Convention on biological diversity (2024). Target 12 – Enhance green Spaces and urban planning for human well-being and biodiversity. <https://www.cbd.int/gbf/targets/12>
- Cook, T. C., & Blumstein, D. T. (2013). The omnivore's dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biological Conservation*, 167, 310-315.
- Cooke, R. S., Eigenbrod, F., & Bates, A. E. (2020). Ecological distinctiveness of birds and mammals at the global scale. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00970.
- Cooper Jr, W. E. (1978). Home range size and population dynamic. *Journal of Theoretical Biology*, 75(3), 327-337.
- Cork, S. J., & Foley, W. J. (1991). Digestive and metabolic strategies of arboreal mammalian folivores in relation to chemical defenses in temperate and tropical forests. *Plant defenses against mammalian herbivory*, 133-166.
- Cowlishaw, G., & Dunbar, R. I. (2000). Primate conservation biology.
- Cox, D. T., & Gaston, K. J. (2018). Human–nature interactions and the consequences and drivers of provisioning wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1745), 20170092.
- Creel, S., Schuette, P., & Christianson, D. (2014). Effects of predation risk on group size, vigilance, and foraging behavior in an African ungulate community. *Behavioral Ecology*, 25(4), 773-784.
- Cremonesi, G., Bisi, F., Gaffi, L., Zaw, T., Naing, H., Moe, K., ... & Martinoli, A. (2021). Evaluation of human disturbance on the activity of medium–large mammals in Myanmar tropical forests. *Forests*, 12(3), 290.
- Cunneyworth, P. M., & Duke, J. (2020). Vehicle collisions among four species of monkeys between 2000 and 2018 on a suburban road in Diani, Kenya. *International Journal of Primatology*, 41(1), 45-60.
- Cunneyworth, P. M., Donaldson, A., & Onyancha, F. (2022). Canopy bridges are an economical mitigation reducing the road barrier effect for three of four species of monkeys in Diani, Kenya. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 217-234.
- Curveira-Santos, G., Santos, M. J., Santos-Reis, M., & Rosalino, L. M. (2021). Global patterns of carnivore spatial ecology research in agroecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 30(2), 257-273.
- Dagnino, J. (2014). Coeficiente de correlación lineal de Pearson. *Chil Anest*, 43(1), 150-153.
- D'Amico, M., Román, J., De los Reyes, L., & Revilla, E. (2015). Vertebrate road-kill patterns in Mediterranean habitats: who, when and where. *Biological Conservation*, 191, 234-242.

- David Kidwell, (2021). Papión de Anubis [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/90532816>
- de Araújo, D. R., Ribeiro, P., & Teles, L. T. (2019). Can human demographic or biological factors influence mammal roadkill? A case study in the GO-060 highway. *Oecologia Australis*, 23(1).
- De Boeck, P., Bakker, M., Zwitser, R., Nivard, M., Hofman, A., Tuerlinckx, F., & Partchev, I. (2011). The estimation of item response models with the lmer function from the lme4 package in R. *Journal of Statistical Software*, 39, 1-28.
- Delgado-Trejo, C., Herrera-Robledo, R., Martínez-Hernández, N., Bedolla-Ochoa, C., Hart, C. E., Alvarado-Díaz, J., ... & Mendoza, E. (2018). Vehicular impact as a source of wildlife mortality in the Western Pacific Coast of Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(4), 1234-1244.
- Deloss, A. X. R., Dröse, W., Rocha, M. M., Peters, F. B., & Kasper, C. B. (2023). Feeding habits of the lesser anteater *Tamandua tetradactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae) in the Brazilian Pampa. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 1-7.
- Den Broeder, L., Devilee, J., Van Oers, H., Schuit, A. J., & Wagemakers, A. (2018). Citizen Science for public health. *Health promotion international*, 33(3), 505-514.
- Dhawale, A. K., Kumar, M. A., & Sinha, A. (2020). Changing ecologies, shifting behaviours: Behavioural responses of a rainforest primate, the lion-tailed macaque *Macaca silenus*, to a matrix of anthropogenic habitats in southern India. *PLoS One*, 15(9), e0238695.
- Di Cecco, G. J., Barve, V., Belitz, M. W., Stucky, B. J., Guralnick, R. P., & Hurlbert, A. H. (2021). Observing the observers: How participants contribute data to iNaturalist and implications for biodiversity science. *BioScience*, 71(11), 1179-1188.
- DiBattista, J. D., Shalders, T. C., Reader, S., Hay, A., Parkinson, K., Williams, R. J., ... & McGrouther, M. (2022). A comprehensive analysis of all known fishes from Sydney Harbour. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114239.
- Dickinson, J. L., Zuckerberg, B., & Bonter, D. N. (2010). Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 149-172.
- Donaldson, A., & Cunneyworth, P. (2015). Case study: canopy bridges for primate conservation. *Handbook of road ecology*, 341-343.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Drake, D., Dubay, S., & Allen, M. L. (2021). Evaluating human–coyote encounters in an urban landscape using citizen science. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juaa032.
- Duffett, D., D'Amico, M., Mulero-Pazmany, M., & Gonzalez-Suarez, M. (2020). Species' traits as predictors of avoidance towards roads and traffic. *Ecological Indicators*, 115, 106402.
- Dunbar, R. I., & Shultz, S. (2021). Social complexity and the fractal structure of group size in primate social evolution. *Biological Reviews*, 96(5), 1889-1906.
- Dwernychuk, L. W., & Boag, D. A. (1972). Ducks nesting in association with gulls—an ecological trap?. *Canadian journal of zoology*, 50(5), 559-563.
- Efford, M. G., Dawson, D. K., Jhala, Y. V., & Qureshi, Q. (2016). Density-dependent home-range size revealed by spatially explicit capture–recapture. *Ecography*, 39(7), 676-688.

- Englefield, B., Starling, M., & McGreevy, P. (2018). A review of roadkill rescue: who cares for the mental, physical and financial welfare of Australian wildlife carers?. *Wildlife Research*, 45(2), 103-118.
- Erickson, W. P., Johnson, G. D., & Young Jr, D. P. (2005). A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191*, 1029-1042.
- Estrada, A., & Garber, P. A. (2022). Principal drivers and conservation solutions to the impending primate extinction crisis: Introduction to the special issue. *International Journal of Primatology*, 43(1), 1-14.
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., ... & Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science advances*, 3(1), e1600946.
- Estrada, A., Raboy, B. E., & Oliveira, L. C. (2012). Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. *American journal of primatology*, 74(8), 696-711.
- Etard, A., Morrill, S., & Newbold, T. (2020). Global gaps in trait data for terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 29(12), 2143-2158.
- Feldman, M. J., Imbeau, L., Marchand, P., Mazerolle, M. J., Darveau, M., & Fenton, N. J. (2021). Trends and gaps in the use of citizen science derived data as input for species distribution models: A quantitative review. *PLoS One*, 16(3), E0234587.
- Ferreira, A. S., Peres, C. A., Bogoni, J. A., & Cassano, C. R. (2018). Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. *Mammal Review*, 48(4), 312-327.
- Filius, J., van der Hoek, Y., Jarrín-V, P., & van Hooft, P. (2020). Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6623-6635.
- Flatt, E., Basto, A., Pinto, C., Ortiz, J., Navarro, K., Reed, N., ... & Whitworth, A. (2022). Arboreal wildlife bridges in the tropical rainforest of Costa Rica's Osa Peninsula. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 419-435.
- Fleagle, J. (2013). *Primate adaptation and evolution*. Academic press.
- Follett, R., & Strezov, V. (2015). An analysis of citizen science based research: usage and publication patterns. *PLoS one*, 10(11), E0143687.
- Ford, A. T., & Fahrig, L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(7), 498-505.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*. Sage publications.
- Fraisl, D., Hager, G., Bedessem, B., Gold, M., Hsing, P. Y., Danielsen, F., ... & Haklay, M. (2022). Citizen science in environmental and ecological sciences. *Nature Reviews Methods Primers*, 2(1), 1-20.
- Gainsbury, A. M., Tallowin, O. J., & Meiri, S. (2018). An updated global data set for diet preferences in terrestrial mammals: testing the validity of extrapolation. *Mammal Review*, 48(3), 160-167.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., & Arasa-Gisbert, R. (2019b). Ecological traits of the world's primates. *Scientific Data*, 6(1), 1-5.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Verde Arregoitia, L., Vega, E., Peres, C. A., & Ewers, R. M. (2019a). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nature Communications*, 10(1), 1-8.
- Galea, B., & Humle, T. (2021). Identifying and mitigating the impacts on primates of transportation and service

- corridors. *Conservation Biology*, 36(1), e13836.
- Galea, B., Mobarak, I., Izzati, N. A., Fong, M. Y., Abdullah, M. F. D., Bukhari, A. M. M., ... & Ruppert, N. (2023). Recommendations for the establishment of a trans-island canopy bridge network to support primate movement across Langkawi Island, Malaysia. *Oryx*, 1-5.
- Gallagher, R. V., Butt, N., Carthey, A. J., Tulloch, A., Bland, L., Clulow, S., ... & Adams, V. M. (2021). A guide to using species trait data in conservation. *One Earth*, 4(7), 927-936.
- Gamer, M., Lemon, J., Gamer, M. M., Robinson, A., & Kendall's, W. (2012). Package 'irr'. *Various coefficients of interrater reliability and agreement*, 22, 1-32.
- Ganguly, I., & Chauhan, N. S. (2018). Dietary preference and feeding patterns of the urban rhesus macaque *Macaca mulatta* (Mammalia: Primates: Cercopithecidae) in Asola-Bhatti Wildlife Sanctuary in India. *Journal of Threatened Taxa*, 10(15), 12907-12915.
- Ganguly, I., Chauhan, N. S., & Verma, P. (2018). Assessment of human-macaque conflict and possible mitigation strategies in and around Asola-Bhatti Wildlife Sanctuary, Delhi NCR. *Environment & Ecology*, 36(3), 823-827.
- Gavin, S. D., & Komers, P. E. (2006). Do pronghorn (*Antilocapra americana*) perceive roads as a predation risk?. *Canadian journal of zoology*, 84(12), 1775-1780.
- Gebo, D. L. (1992). Locomotor and postural behavior in *Alouatta palliata* and *Cebus capucinus*. *American Journal of Primatology*, 26(4), 277-290.
- Geurts, E. (2023). *Examining spatial biases in the community science platform, iNaturalist, using British Columbia, Canada, as a case study* (Doctoral dissertation).
- Goldstein, E. A., Lawton, C., Sheehy, E., & Butler, F. (2014). Locating species range frontiers: a cost and efficiency comparison of citizen science and hair-tube survey methods for use in tracking an invasive squirrel. *Wildlife Research*, 41(1), 64-75.
- Gondro, C. (2015). *Primer to analysis of genomic data using R*. New York, NY: Springer.
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093-1105.
- Gouveia, S. F., Villalobos, F., Dobrovolski, R., Beltrão-Mendes, R., & Ferrari, S. F. (2014). Forest structure drives global diversity of primates. *Journal of Animal Ecology*, 83(6), 1523-1530.
- Green, K. M. (1978). Primates of Bangladesh: a preliminary survey of population and habitat. *Biological conservation*, 13(2), 141-160.
- Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Alonso, A., Kolowski, J., & Deichmann, J. L. (2017). Natural canopy bridges effectively mitigate tropical forest fragmentation for arboreal mammals. *Scientific Reports*, 7(1), 3892.
- Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Balbuena, D., & Kolowski, J. (2022). Rush hour: arboreal mammal activity patterns in natural canopy bridges in the Peruvian Amazon. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 465-477.
- Gresham, F. M., Gansle, K. A., & Noell, G. H. (1993). Treatment integrity in applied behavior analysis with children. *Journal of applied behavior analysis*, 26(2), 257-263.
- Grilo, C., Borda-de-Água, L., Beja, P., Goolsby, E., Soanes, K., le Roux, A. & González-Suárez, M. (2021). Conservation threats from roadkill in the global road network. *Global Ecology and Biogeography*, 30(11), 2200-2210.

- Grilo, C., Koroleva, E., Andrášik, R., Bíl, M., & González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(6), 323-328.
- Grilo, C., Molina-Vacas, G., Fernández-Aguilar, X., Rodríguez-Ruiz, J., Ramiro, V., Porto-Peter, F., ... & Revilla, E. (2018). Species-specific movement traits and specialization determine the spatial responses of small mammals towards roads. *Landscape and Urban Planning*, 169, 199-207.
- Groom, Q., Pernat, N., Adriaens, T., De Groot, M., Jelaska, S. D., Marčiulyrienė, D., ... & Roy, H. E. (2021). Species interactions: next-level citizen science. *Ecography*, 44(12), 1781-1789.
- Grossnickle, D. M. (2020). Feeding ecology has a stronger evolutionary influence on functional morphology than on body mass in mammals. *Evolution*, 74(3), 610-628.
- Hägerling, H. G., & Ebersole, J. J. (2017). Roads as travel corridors for mammals and ground birds in Tarangire National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 55(4), 701-704.
- Haklay, M., Mazumdar, S., & Wardlaw, J. (2018). Citizen science for observing and understanding the earth. *Earth observation open science and innovation*, 69-88.
- Hantak, M. M., McLean, B. S., Li, D., & Guralnick, R. P. (2021). Mammalian body size is determined by interactions between climate, urbanization, and ecological traits. *Communications biology*, 4(1), 972.
- Harell Jr, F. E. (2019). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.2. 0.
- Haroldson, M. A., & Gunther, K. A. (2013). Roadside bear viewing opportunities in Yellowstone National Park: characteristics, trends, and influence of whitebark pine. *Ursus*, 24(1), 27-41.
- Harvey, P. H., & Clutton-Brock, T. H. (1981). Primate home-range size and metabolic needs. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 8, 151-155.
- Hetman, M., Kubicka, A. M., Sparks, T. H., & Tryjanowski, P. (2019). Road kills of non-human primates: a global view using a different type of data. *Mammal Review*, 49(3), 276-283.
- Hill, J. E., DeVault, T. L., & Belant, J. L. (2020). Research note: A 50-year increase in vehicle mortality of North American mammals. *Landscape and urban planning*, 197, 103746.
- Hockings, K. J. (2011). Behavioral flexibility and division of roles in chimpanzee road-crossing. The chimpanzees of Bossou and Nimba, 221-229.
- Hockings, K. J., Anderson, J. R., & Matsuzawa, T. (2006). Road crossing in chimpanzees: a risky business. *Current Biology*, 16(17), R668-R670.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heiberger, R. M., Schuetzenmeister, A., Scheibe, S., & Hothorn, M. T. (2016). Package 'multcomp'. *Simultaneous inference in general parametric models. Project for Statistical Computing, Vienna, Austria.*
- Huang, J. C. C., Chen, W. J., & Lin, T. E. (2021). Landscape and Species Traits Co-Drive Roadkills of Bats in a Subtropical Island. *Diversity*, 13(3), 117.
- Hunt, K. D. (1992). Positional behavior of Pan troglodytes in the Mahale mountains and Gombe stream national parks, Tanzania. *American Journal of Physical Anthropology*, 87(1), 83-105.
- Hunt, K. D., Cant, J. G., Gebo, D. L., Rose, M. D., Walker, S. E., & Youlatos, D. (1996). Standardized descriptions of primate locomotor and postural modes. *Primates*, 37, 363-387.
- Ihurteau. (2019). Langur Obscuro [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC.

<https://www.iNaturalist.org/observations/36375136>

- Ijspeert, A. (2002). Locomotion, vertebrate. *The handbook of brain theory and neural networks*, 649-654.
- Ilham, K. 2023. Roadside provisioning threatens both humans and monkeys. *Animal Conservation*.
- iNaturalist (2017) 6M observations total! Where has iNaturalist grown in 80 days with 1 million new observations?. iNaturalist. Recuperado de: <https://www.iNaturalist.org/blog/11590-6m-observations-total-where-has-iNaturalist-grown-in-80-days-with-1-million-new-observations> [28/11/22].
- iNaturalist (2022) Frequently Asked Questions. [https://www.iNaturalist.org/pages/help#observations8\\_18/11/2022](https://www.iNaturalist.org/pages/help#observations8_18/11/2022).
- iNaturalist (2024) Observaciones. [https://www.inaturalist.org/observations?place\\_id=any&subview=map](https://www.inaturalist.org/observations?place_id=any&subview=map) (22/08/2024)
- Inbar, M., & Mayer, R. T. (1999). Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin*, 865-872.
- Isaac, N. J., van Strien, A. J., August, T. A., de Zeeuw, M. P., & Roy, D. B. (2014). Statistics for citizen science: extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(10), 1052-1060.
- Jacobson, S. L., Bliss-Ketchum, L. L., de Rivera, C. E., & Smith, W. P. (2016). A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere*, 7(4), e01345.
- Jaeger, J. A., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., ... & Von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological modelling*, 185(2-4), 329-348.
- Jamhuri, J., Edinor, M. A., Kamarudin, N., Lechner, A. M., Ashton-Butt, A., & Azhar, B. (2020). Higher mortality rates for large-and medium-sized mammals on plantation roads compared to highways in Peninsular Malaysia. *Ecology and Evolution*, 10(21), 12049-12058.
- Johnson-Bice, S. M., Gable, T. D., Homkes, A. T., Windels, S. K., Bump, J. K., & Bruggink, J. G. (2023). Logging, linear features, and human infrastructure shape the spatial dynamics of wolf predation on an ungulate neonate. *Ecological Applications*, 33(7), e2911.
- Kamal, K. B., Boug, A., & Brain, P. F. (1997). Effects of food provisioning on the behaviour of commensal *Hamadryas* baboons, *Papio hamadryas*, at Al Hada Mountain in western Saudi Arabia. *Zoology in the Middle East*, 14(1), 11-22.
- Kamilar, J. M., & Cooper, N. (2013). Phylogenetic signal in primate behaviour, ecology and life history. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1618), 20120341.
- Kang, W., Minor, E. S., Woo, D., Lee, D., & Park, C. R. (2016). Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and conservation*, 25, 2673-2686.
- Kautz, T. M., Fowler, N. L., Petroelje, T. R., Beyer, D. E., Svoboda, N. J., & Belant, J. L. (2021). Large carnivore response to human road use suggests a landscape of coexistence. *Global ecology and conservation*, 30, e01772.
- Kerth, G., Ebert, C., & Schmidtke, C. (2006). Group decision making in fission–fusion societies: evidence from two-field experiments in Bechstein's bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1602), 2785-2790.

- Klocker U, Croft DB, Ramp D (2006) Frequency and causes of kangaroo–vehicle collisions on an Australian outback highway. *Wildlife Research* 33: 5–15.
- Konno, K. O., Akasaka, M., Koshida, C., Katayama, N., Osada, N., Spake, R., & Amano, T. (2020). Ignoring non-English-language studies may bias ecological meta-analyses. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6373-6384.
- Kumar, A., Sarma, K., Panvor, J., Mazumdar, K., Devi, A., Krishna, M., & Ray, P. C. (2014). Threats to the Bengal slow loris *Nycticebus bengalensis* in and around Itanagar Wildlife Sanctuary, Arunachal Pradesh, India: impediments to conservation. *Endangered Species Research*, 23(2), 99-106.
- Lala, F., Chiyo, P. I., Kanga, E., Omondi, P., Ngene, S., Severud, W. J., ... & Bump, J. (2021). Wildlife roadkill in the Tsavo Ecosystem, Kenya: identifying hotspots, potential drivers, and affected species. *Heliyon*, 7(3), E06364.
- Langton, T. E. (2015). A history of small animal road ecology. *Roads and ecological infrastructure: concepts and applications for small animals*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA, 7-19.
- Larrucea, E. S., Brussard, P. F., Jaeger, M. M., & Barrett, R. H. (2007). Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *The Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1682-1689.
- Latham ADM, Latham MC, Boyce MS, Boutin S (2011) Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications* 21: 2854–2865
- Laurance, W. F. (2014). Roads benefit people but can have massive environmental costs. *National Geographic News Watch*, 2014, 1-4.
- Laurance, W. F., & Arrea, I. B. (2017). Roads to riches or ruin? *Science*, 358(6362), 442-444.
- Laurian C, Dussault C, Ouellet J-P, Courtois R, Poulin M, Breton L (2008) Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* 72:1094–1100.
- Leen, Y., RUPPERT, N., & Rosely, N. F. N. (2019). Activities, habitat use and diet of the wild Dusky langurs. *Journal of Sustainability Science and Management*, 14(4), 71-85.
- Lehmann, J., Korstjens, A. H., & Dunbar, R. I. (2007). Group size, grooming and social cohesion in primates. *Animal Behaviour*, 74(6), 1617-1629.
- Lenth, R., & Lenth, M. R. (2018). Package ‘lsmeans’. *The American Statistician*, 34(4), 216-221.
- Lewis, A. C., Hughes, C., & Rogers, T. L. (2022). Effects of intraspecific competition and body mass on diet specialization in a mammalian scavenger. *Ecology and Evolution*, 12(1), e8338.
- Li, C., Jiang, Z., Feng, Z., Yang, X., Yang, J., & Chen, L. (2009). Effects of highway traffic on diurnal activity of the critically endangered Przewalski's gazelle. *Wildlife Research*, 36(5), 379-385.
- Linden, B., Foord, S., Horta-Lacueva, Q. J., & Taylor, P. J. (2020). Bridging the gap: how to design canopy bridges for arboreal guenons to mitigate road collisions. *Biological Conservation*, 246, 108560.
- Lindshield, S. M. (2016). Protecting nonhuman primates in peri-urban environments: a case study of Neotropical monkeys, corridor ecology, and coastal economy in the Caribe Sur of Costa Rica. *Ethnoprimatology: Primate conservation in the 21st century*, 351-369.
- Loarie (2017) 6M observations total where has *iNaturalist* grown in 80 days with one million new observations?. <https://www.iNaturalist.org/posts/11590-6m-observations-total-where-has-iNaturalist-grown-in-80-days-with-1-million-new-observations>.

- Lootvoet, A. C., Philippon, J., & Bessa-Gomes, C. (2015). Behavioral correlates of primates conservation status: intrinsic vulnerability to anthropogenic threats. *PLoS One*, 10(10), e0135585.
- Loss SR, Will T, Marra PP (2014) Estimation of bird-vehicle collision mortality on U.S. roads. *J Wildl Manag* 78:763–771.
- Lourens-Swanepoel, (2020). Cercopiteco Verde Meridional [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/51906305>
- Lowry, H., Lill, A., & Wong, B. B. (2013). Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biological reviews*, 88(3), 537-549.
- Lucas, P., Constantino, P., Wood, B., & Lawn, B. (2008). Dental enamel as a dietary indicator in mammals. *BioEssays*, 30(4), 374-385.
- Lüdecke, D., & Lüdecke, M. D. (2015). Package 'sjPlot'. *R package version*, 1(9).
- Lukyanenko, R., Parsons, J., & Wiersma, Y. F. (2016). Emerging problems of data quality in citizen science. *Conservation Biology*, 30(3), 447-449.
- Lynch, A. J., Fernández-Llamazares, Á., Palomo, I., Jaureguiberry, P., Amano, T., Basher, Z., ... & Selomane, O. (2021). Culturally diverse expert teams have yet to bring comprehensive linguistic diversity to intergovernmental ecosystem assessments. *One Earth*, 4(2), 269-278.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C. R. A. I. G., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N. I. G. E. L., ... & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation biology*, 22(6), 1424-1442.
- Macías, C. G. V., & Freire, L. R. (2017). Plataforma Naturalista en México: herramienta deficiencia ciudadana. *Índice*, 12(2,872), 762.
- Majolo, B., de Bortoli Vizioli, A., & Schino, G. (2008). Costs and benefits of group living in primates: group size effects on behaviour and demography. *Animal Behaviour*, 76(4), 1235-1247.
- Mangalam, M., & Singh, M. (2013). Flexibility in food extraction techniques in urban free-ranging bonnet macaques, *Macaca radiata*. *PLoS One*, 8(12), e85497.
- Mangiafico, S., Di Benedetto, H., Sauzéat, C., Olard, F., Pouget, S., & Planque, L. (2016). Effect of colloidal structure of bituminous binder blends on linear viscoelastic behaviour of mixtures containing Reclaimed Asphalt Pavement. *Materials & Design*, 111, 126-139.
- Maria, M., Al-Razi, H., Akbar, A., Muzaffar, S. B., & Nekaris, K. A. I. (2022). Artificial canopy bridge use by primates and other arboreal mammals in a fragmented tropical forest of northeast Bangladesh. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 325-336.
- Markus Ilje, (2012). Lemur colianillado [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/103186995>
- Martinig, A. R., & McLaren, A. A. (2019). Vegetated highway medians as foraging habitat for small mammals. *Wildlife Society Bulletin*, 43(2), 317-322.
- Maruhashi, T. (1982). An ecological study of troop fissions of Japanese monkeys (*Macaca fuscata yakui*) on Yakushima Island, Japan. *Primates*, 23, 317-337.
- Mass, V., Rakotomanga, B., Rakotondratsimba, G., Razafindramisa, S., Andrianaivomahefa, P., Dickinson, S., ... & Cooke, A. (2011). Lemur bridges provide crossing structures over roads within a forested mining

- concession near Moramanga, Toamasina Province, Madagascar. *Conservation Evidence*, 8, 11-18.
- Mayer, M., Nielsen, J. C., Elmeros, M., & Sunde, P. (2021). Understanding spatio-temporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. *Journal of environmental management*, 295, 113148.
- McHugh, M. L. (2012). Interrater reliability: the kappa statistic. *Biochemia medica*, 22(3), 276-282.
- McLennan, M. R., Spagnoletti, N., & Hockings, K. J. (2017). The implications of primate behavioral flexibility for sustainable human-primate coexistence in anthropogenic habitats. *International Journal of Primatology*, 38, 105-121.
- Medrano-Vizcaíno, P., Brito-Zapata, D., Rueda-Vera, A., Jarrín-V, P., García-Carrasco, J. M., Medina, D., ... & González-Suárez, M. (2023). First national assessment of wildlife mortality in Ecuador: An effort from citizens and academia to collect roadkill data at country scale. *Ecology and Evolution*, 13(3), e9916.
- Medrano-Vizcaíno, P., Grilo, C., Brito-Zapata, D., & González-Suárez, M. (2023). Landscape and road features linked to wildlife mortality in the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 32(13), 4337-4352.
- Medrano-Vizcaíno, P., Grilo, C., Silva Pinto, F. A., Carvalho, W. D., Melinski, R. D., Schultz, E. D., & González-Suárez, M. (2022). Roadkill patterns in Latin American birds and mammals. *Global Ecology and Biogeography*, 31(9), 1756-1783.
- Meijer, J. R., Huijbregts, M. A., Schotten, K. C., & Schipper, A. M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064006.
- Meyer, D., Zeileis, A., Hornik, K., Meyer, M. D., & KernSmooth, S. (2007). The vcd package. Retrieved October, 3, 2007.
- Meyrom, K., Yosef, R., & Charter, M. (2023). Are roadkills density-dependent? Case study of the barn owl (*Tyto alba*). *Diversity*, 15(3), 412.
- Michal Sloviak. (2010). Banuino de kinda [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/57359712>
- Miguesmart .(2020). Aullador negro [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/37663655>
- Miller, R. M., Rodríguez, J. P., ANISKOWICZ-FOWLER, T. H. E. R. E. S. A., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., ... & Pollock, C. (2007). National threatened species listing based on UICN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conservation biology*, 21(3), 684-696.
- Mittermeier, R. A. (2022). UICN SSC Primate Specialist Group: Report 2018–2021. *Report to the International Primatological Society (IPS)*, Quito, Ecuador, 9.
- Mizuno, K., Sharma, N., Idani, G. I., & Sukumar, R. (2017). Collective behaviour of wild Asian elephants in risky situations: how do social groups cross roads?. *Behaviour*, 154(12), 1215-1237
- Mohd Rameli, N. I., Lappan, S., Bartlett, T. Q., Ahmad, S. K., & Ruppert, N. (2020). Are social media reports useful for assessing small ape occurrence? A pilot study from Peninsular Malaysia. *American journal of primatology*, 82(3), e23112.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G., & PRISMA Group\*. (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *Annals of internal medicine*, 151(4), 264-269.
- Montilla, S. O., Rios-Soto, J. A., Mantilla-Castaño, J. C., Patiño-Siro, D., Bustamante-Manrique, S., Botero-Henao,

- N., ... & Ramírez-Chaves, H. E. (2020). Eventos de electrocución de *Aotus lemurinus* (Primates: Aotidae) en los Andes Centrales de Colombia. *Mammalogy Notes*, 6(2), 183-183.
- Morrow, K. S., Glanz, H., Ngakan, P. O., & Riley, E. P. (2019). Interactions with humans are jointly influenced by life history stage and social network factors and reduce group cohesion in moor macaques (*Macaca maura*). *Scientific Reports*, 9(1), 20162.
- Naciri, M., Planillo, A., Gicquel, M., East, M. L., Hofer, H., Metzger, S., & Benhaiem, S. (2023). Three decades of wildlife-vehicle collisions in a protected area: Main roads and long-distance commuting trips to migratory prey increase spotted hyena roadkills in the Serengeti. *Biological Conservation*, 279, 109950.
- Naha, D., Dash, S. K., Kupferman, C., Beasley, J. C., & Sathyakumar, S. (2021). Movement behavior of a solitary large carnivore within a hotspot of human-wildlife conflicts in India. *Scientific Reports*, 11(1), 3862.
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution*, 4(2), 133-142.
- Narain, D., Maron, M., Teo, H. C., Hussey, K., & Lechner, A. M. (2020). Best-practice biodiversity safeguards for Belt and Road Initiative's financiers. *Nature Sustainability*, 3(8), 650-657.
- Negret, P. J., Atkinson, S. C., Woodworth, B. K., Corella Tor, M., Allan, J. R., Fuller, R. A., & Amano, T. (2022). Language barriers in global bird conservation. *PLoS one*, 17(4), e0267151.
- Ng JW, Nielsen C, St. Clair CC (2008) Landscape and traffic factors influencing deer-vehicle collisions in an urban environment. *Human-Wildlife Conflicts* 2: 34-47.
- Nguyen, H. K., Fielding, M. W., Buettel, J. C., & Brook, B. W. (2019). Habitat suitability, live abundance and their link to road mortality of Tasmanian wildlife. *Wildlife Research*, 46(3), 236-246.
- Nico Vromant, (2018). Papió chacma [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/8641999>
- Niu, H., Peng, C., Chen, Z., Wang, Z., & Zhang, H. (2021). Country roads as barriers to rodent-mediated seed dispersal in a warm-temperate forest: implications for forest fragmentation. *European Journal of Forest Research*, 140(2), 477-488.
- Nojoumi, M., Clevenger, A. P., Blumstein, D. T., & Abelson, E. S. (2022). Vehicular traffic effects on elk and white-tailed deer behavior near wildlife underpasses. *PLoS one*, 17(11), e0269587.
- Nugent, J. (2018). iNaturalist. *Science Scope*, 41(7), 12-13.
- Nuñez, M. A., & Amano, T. (2021). Monolingual searches can limit and bias results in global literature reviews. *Nature Ecology & Evolution*, 5(3), 264-264.
- Oddone Aquino, A. G. H. E., & Nkomo, S. P. L. (2021). Spatio-temporal patterns and consequences of road kills: a review. *Animals*, 11(3), 799.
- Olgun, H., Mohammed, M. K., Mzee, A. J., Green, M. L., Davenport, T. R., & Georgiev, A. V. (2022). The implications of vehicle collisions for the endangered endemic Zanzibar red colobus *Piliocolobus kirkii*. *Oryx*, 56(2), 268-276.
- Pacifici, M., Visconti, P., Butchart, S. H., Watson, J. E., Cassola, F. M., & Rondinini, C. (2017). Species' traits influenced their response to recent climate change. *Nature Climate Change*, 7(3), 205-208.
- Pandis, N. (2016). The chi-square test. *American journal of orthodontics and dentofacial orthopedics*, 150(5), 898-899.

- Pantoja-Maggi, V., Medrano, F., & Martínez, P. (2024). Using Citizen Science Data to Investigate the Diet of the Mountain Caracara (*Phalcoboenus megalopterus*) and White-throated Caracara (*Phalcoboenus albogularis*). *Journal of Raptor Research*, 58(2), 207-211.
- Pasa, J. B., Hegel, C. G. Z., & Zanella, N. (2020). What are you eating? Stomach contents of roadkilled mammals of northern Rio Grande do Sul. *Oecologia Australis*, 24(3), 704-713.
- Patterson, S. F. T. (2023). *Mammals with large home ranges, low reproductive rates, and small body sizes are most vulnerable to roads: A meta-analysis* (Doctoral dissertation). Carleton University.
- Peadar, J. M., Nowakowski, A. J., Tuberville, T. D., Buhlmann, K. A., & Todd, B. D. (2017). Effects of roads and roadside fencing on movements, space use, and carapace temperatures of a threatened tortoise. *Biological Conservation*, 214, 13-22.
- Pedro Beja, (2016). Cercopiteco verde meridional [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/8641999>
- Périquet, S., Roxburgh, L., Le Roux, A., & Collinson, W. J. (2018). Testing the value of citizen science for roadkill studies: A case study from South Africa. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 15.
- Pernat, N., Canavan, S., Golivets, M., Hillaert, J., Itescu, Y., Jarić, I., ... & Groom, Q. (2024). Overcoming biodiversity blindness: Secondary data in primary citizen science observations. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(1), e12295.
- Pernat, N., Canavan, S., Golivets, M., Hillaert, J., Itescu, Y., Jarić, I., ... & Groom, Q. (2024). Overcoming biodiversity blindness: Secondary data in primary citizen science observations. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(1), e12295.
- Peters, H., O'Leary, B. C., Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (2015). Identifying species at extinction risk using global models of anthropogenic impact. *Global change biology*, 21(2), 618-628.
- Peters, R. H., & Raelson, J. V. (1984). Relations between individual size and mammalian population density. *The American Naturalist*, 124(4), 498-517.
- Peters, R. H., & Raelson, J. V. (1984). Relations between individual size and mammalian population density. *The American Naturalist*, 124(4), 498-517.
- Peterson, B. G., Carl, P., Boudt, K., Bennett, R., Ulrich, J., Zivot, E., ... & Wuertz, D. (2018). Package 'performanceanalytics'. *R Team Cooperation*, 3, 13-14.
- Pineda-Munoz, S., & Alroy, J. (2014). Dietary characterization of terrestrial mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1789), 20141173.
- Pinto, F. A. S., Cirino, D. W., Cerqueira, R. C., Rosa, C., & Freitas, S. R. (2022). How many mammals are killed on Brazilian roads? Assessing impacts and conservation implications. *Diversity*, 14(10), 835.
- Pinto, F. A., Clevenger, A. P., & Grilo, C. (2020). Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, 81, 106337.
- Plante, J., Jaeger, J. A., & Desrochers, A. (2019). How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals?. *Journal of environmental management*, 235, 511-520.
- Pocock, M. J., Roy, H. E., Preston, C. D., & Roy, D. B. (2015). The Biological Records Centre: a pioneer of citizen science. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115(3), 475-493.
- Porto Peter, F., Molina-Vacas, G., Rodriguez, J., & Grilo, C. (2013). Effects of roads on spatial behaviour and

abundance of small mammals: gaps in knowledge.

- Pozo-Montuy, G., & Bonilla-Sánchez, Y. M. (2022). Population decline of an endangered primate resulting from the impact of a road in the Catzajá wetlands, Chiapas, México. *Therya Notes*, 3, 75-81.
- Pragatheesh, A. (2011). Effect of human feeding on the road mortality of Rhesus Macaques on National Highway-7 routed along Pench Tiger Reserve, Madhya Pradesh, India. *Journal of Threatened Taxa*, 1656-1662.
- Praill, L. C., Eppley, T. M., Shanee, S., Cunneyworth, P. M., Abra, F. D., Allgas, N., ... & Svensson, M. S. (2023). Road Infrastructure and Primate Conservation: Introducing the Global Primate Roadkill Database. *Animals*, 13(10), 1692.
- Priston, N. E., & McLennan, M. R. (2012). Managing humans, managing macaques: Human-macaque conflict in Asia and Africa. In *The macaque connection: Cooperation and conflict between humans and macaques* (pp. 225-250). New York, NY: Springer New York.
- Pui-Lok, B. C., & Fei, L. I. (2016). Mammals observed during a road trip west of Jemaluang, Johor, Peninsular Malaysia.
- Quené, H., & Van den Bergh, H. (2008). Examples of mixed-effects modeling with crossed random effects and with binomial data. *Journal of Memory and Language*, 59(4), 413-425.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge university press.
- R Core Team (2023). *\_R: A Language and Environment for Statistical Computing\_*. R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.<<https://www.R-project.org/>>.
- Radhakrishna, S., & Sinha, A. (2011). Less than wild? Commensal primates and wildlife conservation. *Journal of Biosciences*, 36, 749-753.
- Ramírez-Álvarez, D., Napolitano, C., & Salgado, I. (2021). Puma (*Puma concolor*) in the neighborhood? Records near human settlements and insights into human-carnivore coexistence in central Chile. *Animals*, 11(4), 965.
- Ramsay, M. S., & Teichroeb, J. A. (2019). Anecdotes in primatology: temporal trends, anthropocentrism, and hierarchies of knowledge. *American Anthropologist*, 121(3), 680-693.
- Rao RSP, Girish MS (2007) Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon.
- Rea, R. V. (2003). Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose Alces. *Wildlife Biology*, 9(2), 81-91.
- Riley, E. P., Shaffer, C. A., Trinidad, J. S., Morrow, K. S., Sagnotti, C., Carosi, M., & Ngakan, P. O. (2021). Roadside monkeys: anthropogenic effects on moor macaque (*Macaca maura*) ranging behavior in Bantimurung Bulusaraung National Park, Sulawesi, Indonesia. *Primates*, 62(3), 477-489.
- Ritzel, K., & Gallo, T. (2020). Behavior change in urban mammals: A systematic review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 576665.
- Riyaz, M. (2022). Citizen Science: A Significant Contribution to Biodiversity Monitoring and Conservation. *Bioinformatics*, 10(2), 60-67.
- Robinson, J. G., & Redford, K. H. (1986). Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128(5), 665-680.

- Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., & Brooks, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 21(2), 71-76.
- Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., & Brooks, T. M. (2006). The value of the UICN Red List for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 21(2), 71-76.
- Rodrigues, N. N., & Martinez, R. A. (2014). Wildlife in our backyard: interactions between Wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (Primates: Callithrichidae) and residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, 20(2), 91-96.
- Roever C, Boyce M, Stenhouse G (2008) Grizzly bears and forestry: I: road vegetation and placement as an attractant to grizzly bears. *Forest Ecology and Management* 256: 1253–1261
- Rolandson, C. M., Solberg, E. J., Herfindal, I., Van Moorter, B., & Sæther, B. E. (2011). Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose: Is it all about population density?. *Ecosphere*, 2(10), 1-12.
- Ross, C. (1993). Predator mobbing by an all-male band of hanuman langurs (*Presbytis entellus*). *Primates*, 34, 105-107.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2015). How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. *Ecological research*, 30, 417-427.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2011). Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications*, 21(2), 589-600.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87-98.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2015). The impacts of roads and traffic on terrestrial animal populations. *Handbook of road ecology*, 237-246.
- Saldivar, J. L. A., Romero, A. N., & Wilson Rankin, E. E. (2022). Community science reveals high diversity of nectaring plants visited by painted lady butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in California sage scrub. *Environmental Entomology*, 51(6), 1141-1149.
- Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., von Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365-376.
- Santini, L., Isaac, N. J., & Ficetola, G. F. (2018). TetraDENSITY: A database of population density estimates in terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7), 787-791.
- Santos, S. M., Carvalho, F., & Mira, A. (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS one*, 6(9), e25383.
- Santos, S. M., Mira, A., Salgueiro, P. A., Costa, P., Medinas, D., & Beja, P. (2016). Avian trait-mediated vulnerability to road traffic collisions. *Biological Conservation*, 200, 122-130.
- Saralamba, C., José-Domínguez, J. M., & Asensio, N. (2022). Movement dynamics of gibbons after the construction of canopy bridges over a park road. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 347-359.
- Sawaya, M. A., Ramsey, A. B., & Ramsey, P. W. (2017). American black bear thermoregulation at natural and artificial water sources. *Ursus*, 27(2), 129-135.
- Saxena, A., Chatterjee, N., Rajvanshi, A., & Habib, B. (2020). Integrating large mammal behaviour and traffic flow to determine traversability of roads with heterogeneous traffic on a Central Indian Highway. *Scientific*

reports, 10(1), 18888.

- Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., & Sherman, P. W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology & evolution*, 17(10), 474-480
- Schober, P., Boer, C., & Schwarte, L. A. (2018). Correlation coefficients: appropriate use and interpretation. *Anesthesia & analgesia*, 126(5), 1763-1768.
- Schöll, E. M., & Hille, S. M. (2020). Heavy and persistent rainfall leads to brood reduction and nest failure in a passerine bird. *Journal of Avian Biology*, 51(7).
- Schwartz, A. L., Shilling, F. M., & Perkins, S. E. (2020). The value of monitoring wildlife roadkill. *European journal of wildlife research*, 66(1), 18.
- Schwartz, A. L., Shilling, F. M., & Perkins, S. E. (2020). The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research*, 66(1), 1-12.
- Seburn, D. C., MacKenzie Burns, I. A., McIntyre, P., & Pagé, J. (2023). Assessing injury rates in northern map turtles (*Graptemys geographica*) from motorboats using iNaturalist Canada. *Herpetological Conservation and Biology*, 18(2), 244-253.
- Secco, H., Farina, L. F., da Costa, V. O., Beiroz, W., Guerreiro, M., & Gonçalves, P. R. (2023). Identifying Roadkill Hotspots for Mammals in the Brazilian Atlantic Forest using a Functional Group Approach. *Environmental Management*, 1-13.
- Seidler, R. G., Green, D. S., & Beckmann, J. P. (2018). Highways, crossing structures and risk: Behaviors of Greater Yellowstone pronghorn elucidate efficacy of road mitigation. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00416.
- Sengupta, A., & Radhakrishna, S. (2018). The hand that feeds the monkey: mutual influence of humans and rhesus macaques (*Macaca mulatta*) in the context of provisioning. *International Journal of Primatology*, 39(5), 817-830.
- Sequeira, A. M., Roetman, P. E., Daniels, C. B., Baker, A. K., & Bradshaw, C. J. (2014). Distribution models for koalas in South Australia using citizen science-collected data. *Ecology and Evolution*, 4(11), 2103-2114.
- Shilling, F., Perkins, S. E., & Collinson, W. (2015). Wildlife/roadkill observation and reporting systems. *Handbook of road ecology*, 492-501.
- Shin, Y., Kim, K., Groffen, J., Woo, D., Song, E., & Borzee, A. (2022). Citizen science and roadkill trends in the Korean herpetofauna: The importance of spatially biased and unstandardized data. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 944318.
- Shin, Y., Kim, K., Groffen, J., Woo, D., Song, E., & Borzee, A. (2022). Citizen science and roadkill trends in the Korean herpetofauna: The importance of spatially biased and unstandardized data.
- Sidorov, G. N., Poleshchuk, E. M., & Sidorova, D. G. (2022). Determination of the Species Identity of Burrow Hosts and Spring–Summer Censuses of Carnivorous Mammals (Carnivora) in Natural Foci of Rabies. *Biology Bulletin*, 49(7), 942-952.
- Silva, C., Simões, M. P., Mira, A., & Santos, S. M. (2019). Factors influencing predator roadkills: The availability of prey in road verges. *Journal of environmental management*, 247, 644-650
- Silva, I., Crane, M., & Savini, T. (2020). High roadkill rates in the Dong Phrayayen-Khao Yai World Heritage Site: Conservation implications of a rising threat to wildlife. *Animal Conservation*, 23(4), 466-478.
- Singh, B., Rahman, A., Talukdar, N. R., & Choudhury, P. (2023). Population, behavior and conservation status of

- the northern pig-tailed macaque (*Macaca leonina*) in the Inner-line reserve forest, Assam, India. *Tropical Ecology*, 64(2), 287-295.
- Singh, M. (2019). Management of forest-dwelling and urban species: Case studies of the Lion-tailed macaque (*Macaca silenus*) and the Bonnet macaque (*M. radiata*). *International Journal of Primatology*, 40(6), 613-629.
- Singh, M., Erinjery, J. J., Kavana, T. S., Roy, K., & Singh, M. (2011). Drastic population decline and conservation prospects of roadside dark-bellied bonnet macaques (*Macaca radiata radiata*) of southern India. *Primates*, 52, 149-154.
- Singh, M., Kumara, H.N. & Kumar, A. 2020. *Macaca radiata*. The *IUCN Red List of Threatened Species* 2020:e.T12558A17951596. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T12558A17951596.en>. Accessed on 20 June 2024.
- Smith, A. C., Koper, N., Francis, C. M., & Fahrig, L. (2009). Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape ecology*, 24, 1271-1285.
- Soanes, K., & van der Ree, R. (2015). Reducing Road impacts on tree-dwelling animals. *Handbook of road ecology*, 334-340.
- Soanes, K., Vesk, P. A., & van der Ree, R. (2015). Monitoring the use of road-crossing structures by arboreal marsupials: insights gained from motion-triggered cameras and passive integrated transponder (PIT) tags. *Wildlife Research*, 42(3), 241-256.
- Solanki, G. S., & Parida, A. (2022). Impact of Altitude on Population Structure and Distribution of Assamese Macaque (*Macaca assamensis* Mc'clelland, 1840) in Dampa Tiger Reserve in Mizoram, India. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 48(6), 791-800.
- Soroye, P., Edwards, B. P., Buxton, R. T., Ethier, J. P., Frempong-Manso, A., Keefe, H. E., ... & Bennett, J. R. (2022). The risks and rewards of community science for threatened species monitoring. *Conservation Science and Practice*, 4(9), E12788.
- Spaan, D., Ramos-Fernández, G., Schaffner, C. M., Smith-Aguilar, S. E., Pinacho-Guendulain, B., & Aureli, F. (2019). Standardizing methods to estimate population density: an example based on habituated and unhabituated spider monkeys. *Biodiversity and conservation*, 28(4), 847-862.
- Spellerberg, I. A. N. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(5), 317-333.
- Srbek-Araujo, A. C., Alvarenga, A. D. C., & Bertoldi, A. T. (2018). Do we underestimate the impact of roads on arboreal animals? Roadkill as an important threat to *Chaetomys subspinosus* (Mammalia: Rodentia). *Biota Neotropica*, 18, e20170511.
- Stickel, L. F. (1968) Home range and travels. *Biology of Peromyscus (Rodentia)* (pp.373-411), American Society of Mammalogy.
- Strasser, B., Baudry, J., Mahr, D., Sanchez, G., & Tancoigne, E. (2019). "Citizen science"? Rethinking science and public participation. *Science & Technology Studies*, 32(ARTICLE), 52-76.
- Takahashi, M. Q., Rothman, J. M., Raubenheimer, D., & Cords, M. (2019). Dietary generalists and nutritional specialists: Feeding strategies of adult female blue monkeys (*Cercopithecus mitis*) in the Kakamega Forest, Kenya. *American Journal of Primatology*, 81(7), e23016.
- Taylor, B. D., & Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, 37(4), 320-331.

- Tee, S. L., Samantha, L. D., Kamarudin, N., Akbar, Z., Lechner, A. M., Ashton-Butt, A., & Azhar, B. (2018). Urban forest fragmentation impoverishes native mammalian biodiversity in the tropics. *Ecology and Evolution*, 8(24), 12506-12521.
- Teixeira, F. Z., da Silva, L. G., Abra, F., Rosa, C., Buss, G., Guerreiro, M., ... & Secco, H. (2022). A review of the application of canopy bridges in the conservation of primates and other arboreal animals across Brazil. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 479-492.
- Terborgh, J., & Janson, C. H. (1986). The socioecology of primate groups. *Annual review of ecology and systematics*, 17(1), 111-136.
- Thinley, P., Norbu, T., Rajaratnam, R., Vernes, K., Dhendup, P., Tenzin, J., ... & Dorji, N. (2020). Conservation threats to the endangered golden langur (*Trachypithecus geei*, Khajuria 1956) in Bhutan. *Primates*, 61(2), 257-266.
- Todd Boland, (2015). Titi de cola negra [Fotografía]. iNaturalist, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/20254264>
- Tollefson, M., & Tollefson, M. (2021). Graphics with the ggplot2 Package: An Introduction. *Visualizing Data in R 4: Graphics Using the base, graphics, stats, and ggplot2 Packages*, 281-293.
- Treves, A. (2000). Theory and method in studies of vigilance and aggregation. *Animal behaviour*, 60(6), 711-722.
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.
- Tucker, M. A., Ord, T. J., & Rogers, T. L. (2014). Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment. *Global Ecology and Biogeography*, 23(10), 1105-1114.
- Twining-Ward, C., Luna, J. R., Back, J. P., Barakagwira, J., Bicca-Marques, J. C., Chanvin, M., ... & Chapman, C. A. (2022). Social media's potential to promote conservation at the local level: an assessment in eleven primate range countries. *Folia Primatologica*, 1(aop), 1-11.
- UICN (2024) The UICN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.UICNredlist.org>
- UICN (2024) The UICN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.UICNredlist.org/es/species/12558/17951596#population>
- UICN, (2022) The UICN Red List of Threatened Species. Version 2021-3.< <https://www.UICNredlist.org/>>
- UICN. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp. Originalmente publicado como UICN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: UICN, 2012).
- UICN. 2022. The UICN Red List of Threatened Species. Version 2022-2 <<https://www.UICNredlist.org/es/search/stats?query=primates&searchType=species>>
- Underhill, J. E., & Angold, P. G. (1999). Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews*, 8(1), 21-39.
- Unger, S. (2022). On the Road Again: Touring iNaturalist for roadkill observations as a new tool for ecologists. *Journal of Wildlife and Biodiversity*, 6(3), 72-86.
- Unger, S. (2023). Using iNaturalist to monitor the roosting behavior of bats in Panama. *Mammalogy Notes*, 9(1), 361-361.

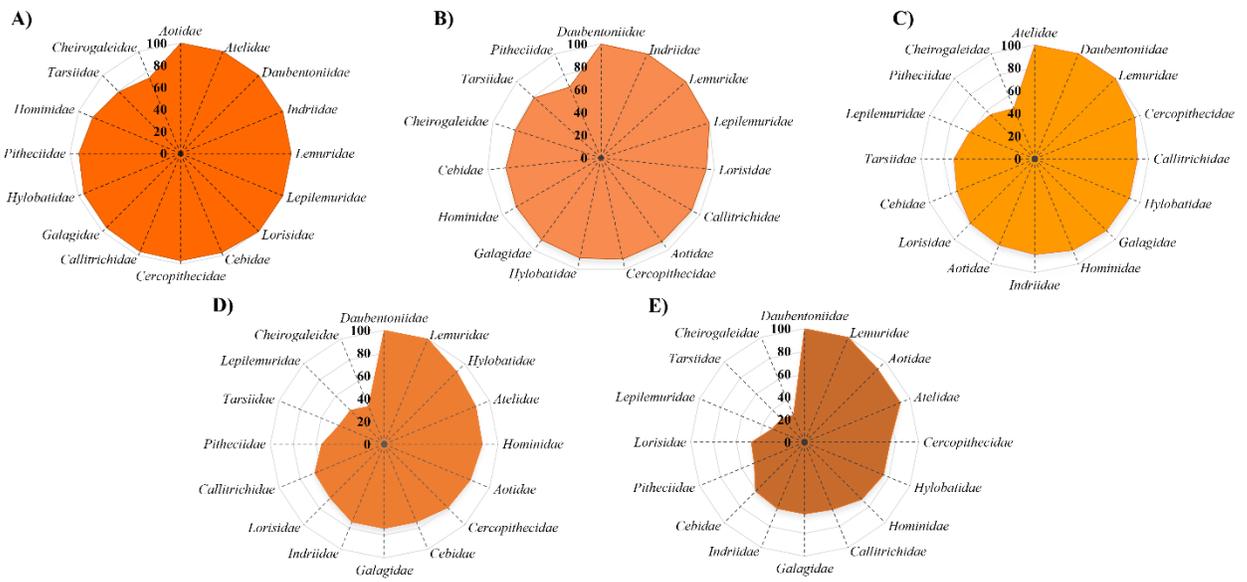
- Urquidi, E. R., & Putman, B. J. (2021). Quantifying southern Pacific rattlesnake (*Crotalus oreganus helleri*) hunting behavior through community Science. *Diversity*, 13(8), 349.
- Urquidi, E. R., & Putman, B. J. (2021). Quantifying southern Pacific rattlesnake (*Crotalus oreganus helleri*) hunting behavior through community Science. *Diversity*, 13(8), 349.
- Van der Jeucht, L., Groom, Q., Agosti, D., Phelps, K., Reeder, D. M., & Simmons, N. B. (2021). Using iNaturalist to monitor adherence to best practices in bat handling. *Biodiversity Data Journal*, 9.
- Van Der Ree, R., Jaeger, J. A., van der Grift, E. A., & Clevenger, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and society*, 16(1).
- Van Der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (2015). The ecological effects of linear infrastructure and traffic: challenges and opportunities of rapid global growth. *Handbook of road ecology*, 1-9.
- Van Schaik, C. P., Van Noordwijk, M. A., de Boer, R. J., & den Tonkelaar, I. (1983). The effect of group size on time budgets and social behaviour in wild long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*). *Behavioral ecology and sociobiology*, 13, 173-181.
- Vercayie, D., & Herremans, M. (2015). Citizen science and smartphones take roadkill monitoring to the next level. *Nature Conservation*, 11, 29.
- Versiani, N. F., Bailey, L. L., Pasqualotto, N., Rodrigues, T. F., Paolino, R. M., Alberici, V., & Chiarello, A. G. (2021). Protected areas and unpaved roads mediate habitat use of the giant anteater in anthropogenic landscapes. *Journal of Mammalogy*, 102(3), 802-813.
- Vohland, K., Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., ... & Wagenknecht, K. (2021). The Science of Citizen Science Evolves. Chapter 1. in Vohland, K. et al (Eds.).(2021) The Science of Citizen Science. *Springer*. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58278-4>. pp 1-12.
- Weckel, M. E., Mack, D., Nagy, C., Christie, R., & Wincorn, A. (2010). Using citizen science to map human—Coyote interaction in suburban New York, USA. *The Journal of Wildlife Management*, 74(5), 1163-1171.
- White, E. P., Ernest, S. M., Kerkhoff, A. J., & Enquist, B. J. (2007). Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in ecology & evolution*, 22(6), 323-330.
- Whitworth, A., Beirne, C., Pillco Huarcaya, R., Whittaker, L., Serrano Rojas, S. J., Tobler, M. W., & MacLeod, R. (2019). Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1166-1178.
- Wiggins, A., & Crowston, K. (2011). From conservation to crowdsourcing: A typology of citizen science. In 2011 44th Hawaii international conference on system sciences (pp. 1-10). IEEE.
- Williams, D. R., Rondinini, C., & Tilman, D. (2022). Global protected areas seem insufficient to safeguard half of the world's mammals from human-induced extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(24), e2200118119.
- Xinyue .(2021). Macaca Cangrejera [Fotografía]. *iNaturalist*, Licencia Creative Commons CC. <https://www.iNaturalist.org/observations/93451564>
- Yap, J. L., Rosely, N. F. N., Mahadzir, M., Benedict, M. L., Muniandy, V., & Ruppert, N. (2022). “Ah Lai’s Crossing”—Malaysia’s first artificial road canopy bridge to facilitate safer arboreal wildlife crossings. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 255-269.
- Zarco-González, Z., Carrera-Treviño, R., & Monroy-Vilchis, O. (2023). Conservation of black bear (*Ursus*

americanus) in Mexico through GPS tracking: crossing and roadkill sites. *Wildlife Research*.

Zimmermann, B., Nelson, L., Wabakken, P., Sand, H., & Liberg, O. (2014). Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology*, 25(6), 1353-1364.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

## Apéndice



**Figura Apéndice I.** Porcentaje de las especies por familia que contaron con información por cada uno de los rasgos biológicos tomado de Galán-Acedo et al., 2019: A) locomoción (94% de todas las especies de primates), B) masa corporal (88%), C) dieta (81%), D) ámbito hogareño (69%) y tamaño de grupo (63%).

**Tabla Apéndice 1.** Descripción de cada una de las revisiones consultadas para los análisis.

\* Reportaba el número de individuos afectados, pero no contenía la información de cada uno de los individuos.

<b>Referencia</b>	<b>Fuente</b>	<b>Tipo de registro</b>	<b>Análisis</b>
Hetman et al., 2019	Artículos científicos, videos de YouTube, blogs y artículos online	Nivel especie (n = 46)*	Uso de carretera
Galea y Humle, 2021	Artículos científicos	Nivel especie (n = 66)	Uso de carretera
Prail et al., 2023	Artículos científicos, videos de YouTube, bases de datos, blogs, notas, datos anecdóticos, tesis, iNaturalist, Facebook y Instagram.	Nivel individuo (n = 2752)	Uso de carretera Probabilidad de atropello
iNaturalist (2022)	iNaturalist	Nivel individuo (n = 112)	Uso de carretera Probabilidad de atropello

**Tabla Apéndice 2.** Descripción de los tipos de fuentes consultadas y registros individuales de la base de datos de Prail y colaboradores (2023).

<b>Tipo de fuente</b>	<b>Número de fuentes consultadas</b>	<b>Número de registros individuales</b>
Datos anecdóticos	58	158
Redes sociales	15	39
Tesis	5	166
Bases de datos	52	1724
Artículos científicos	61	665

Tabla Apéndice 3. Descripción de las especies encontradas en las distintas revisiones de uso de carretera y atropello en el orden primates (V = vivo; A = atropellado)\*.

Familia	Especie	iNaturalist (V)*	iNaturalist (A)*	Prail (2023)	Galea (2021)	Hetman (2019)
<b>Aotidae</b>	<i>Aotus azarae</i>					
	<i>Aotus brumbacki</i>					
	<i>Aotus griseimembra</i>				X	
	<i>Aotus jorgehernandezi</i>					
	<i>Aotus lemurinus</i>					
	<i>Aotus miconax</i>					
	<i>Aotus nancymai</i>					
	<i>Aotus nigriceps</i>	X				
	<i>Aotus trivirgatus</i>					
	<i>Aotus vociferans</i>					
	<i>Aotus zonalis</i>				X	
<b>Atelidae</b>	<i>Alouatta arctoidea</i>					
	<i>Alouatta belzebul</i>			X		X
	<i>Alouatta caraya</i>	X	X	X		X
	<i>Alouatta discolor</i>					
	<i>Alouatta guariba</i>	X		X	X	X
	<i>Alouatta macconnelli</i>					
	<i>Alouatta nigerrima</i>					
	<i>Alouatta palliata</i>	X	X	X	X	

<i>Alouatta pigra</i>	X	X	X	X	X
<i>Alouatta sara</i>					
<i>Alouatta seniculus</i>	X	X	X		X
<i>Alouatta ululata</i>					
<i>Ateles belzebuth</i>					
<i>Ateles chamek</i>		X	X		
<i>Ateles fusciceps</i>				X	
<i>Ateles geoffroyi</i>	X		X	X	
<i>Ateles hybridus</i>		X	X		
<i>Ateles marginatus</i>			X		X
<i>Ateles paniscus</i>					
<i>Brachyteles arachnoides</i>					
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>					
<i>Lagothrix flavicauda</i>					
<i>Lagothrix lagothricha</i>					

**Callitrichidae**

<i>Callimico goeldii</i>					
<i>Callithrix aurita</i>			X		
<i>Callithrix flaviceps</i>			X	X	
<i>Callithrix geoffroyi</i>			X	X	X
<i>Callithrix jacchus</i>	X	X	X	X	X
<i>Callithrix kuhlii</i>		X		X	
<i>Callithrix penicillata</i>	X	X	X	X	X

<i>Cebuella niveiventris</i>			
<i>Cebuella pygmaea</i>			
<i>Leontocebus cruzlimai</i>			
<i>Leontocebus fuscicollis</i>		X	X
<i>Leontocebus fuscus</i>			
<i>Leontocebus illigeri</i>			
<i>Leontocebus lagonotus</i>	X		X
<i>Leontocebus leucogenys</i>			X
<i>Leontocebus nigricollis</i>	X		X
<i>Leontocebus nigrifrons</i>			
<i>Leontocebus tripartitus</i>			
<i>Leontocebus weddelli</i>			
<i>Leontopithecus caissara</i>			
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>			
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>			X
<i>Leontopithecus rosalia</i>			X
<i>Mico acariensis</i>			
<i>Mico argentatus</i>			
<i>Mico chrysoleucos</i>			
<i>Mico emiliae</i>			
<i>Mico humeralifer</i>	X		
<i>Mico humilis</i>			

	<i>Mico intermedius</i>				
	<i>Mico leucippe</i>				
	<i>Mico marcai</i>				
	<i>Mico mauesi</i>				
	<i>Mico melanurus</i>	X	X		
	<i>Mico munduruku</i>				
	<i>Mico nigriceps</i>				
	<i>Mico rondoni</i>		X		
	<i>Mico saterei</i>				
	<i>Saguinus bicolor</i>		X	X	X
	<i>Saguinus geoffroyi</i>	X			
	<i>Saguinus imperator</i>				
	<i>Saguinus inustus</i>				
	<i>Saguinus labiatus</i>				
	<i>Saguinus leucopus</i>				
	<i>Saguinus martinsi</i>				
	<i>Saguinus midas</i>	X	X		
	<i>Saguinus mystax</i>				
	<i>Saguinus niger</i>			X	X
	<i>Saguinus oedipus</i>				
	<i>Saguinus ursula</i>				
<b>Cebidae</b>	<i>Cebus aequatorialis</i>	X			

<i>Cebus albifrons</i>	<b>X</b>				
<i>Cebus brunneus</i>					
<i>Cebus capucinus</i>	<b>X</b>			<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Cebus castaneus</i>					
<i>Cebus cesarae</i>					
<i>Cebus cuscinus</i>					
<i>Cebus imitator</i>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Cebus kaapori</i>					
<i>Cebus leucocephalus</i>					
<i>Cebus malitiosus</i>					
<i>Cebus olivaceus</i>					
<i>Cebus unicolor</i>					
<i>Cebus versicolor</i>		<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Cebus yuracus</i>	<b>X</b>		<b>X</b>		
<i>Saimiri boliviensis</i>					
<i>Saimiri cassiquiarensis</i>					
<i>Saimiri collinsi</i>					
<i>Saimiri macrodon</i>					
<i>Saimiri oerstedii</i>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		
<i>Saimiri sciureus</i>			<b>X</b>		
<i>Saimiri ustus</i>					
<i>Saimiri vanzolinii</i>					

<i>Sapajus apella</i>	X	X	X	X	X
<i>Sapajus cay</i>					
<i>Sapajus cucullatus</i>					
<i>Sapajus flavius</i>					
<i>Sapajus libidinosus</i>	X		X		
<i>Sapajus nigritus</i>	X		X	X	X
<i>Sapajus robustus</i>			X		
<i>Sapajus xanthosternos</i>					

<b>Cercopithecidae</b>	<i>Allenopithecus nigroviridis</i>					
	<i>Allochrocebus lhoesti</i>	X		X		
	<i>Allochrocebus preussi</i>					
	<i>Allochrocebus solatus</i>	X				
	<i>Cercocebus agilis</i>					
	<i>Cercocebus atys</i>	X				
	<i>Cercocebus chrysogaster</i>				X	
	<i>Cercocebus galeritus</i>	X				
	<i>Cercocebus lunulatus</i>					
	<i>Cercocebus sanjei</i>					
	<i>Cercocebus torquatus</i>	X			X	
	<i>Cercopithecus ascanius</i>			X		X
	<i>Cercopithecus campbelli</i>	X				
	<i>Cercopithecus cephus</i>				X	

<i>Cercopithecus denti</i>					
<i>Cercopithecus diana</i>					
<i>Cercopithecus dryas</i>					
<i>Cercopithecus erythrogaster</i>					
<i>Cercopithecus erythrotis</i>					<b>X</b>
<i>Cercopithecus hamlyni</i>					
<i>Cercopithecus lomamiensis</i>					
<i>Cercopithecus lowei</i>	<b>X</b>				
<i>Cercopithecus mitis</i>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		
<i>Cercopithecus mona</i>	<b>X</b>				
<i>Cercopithecus neglectus</i>					
<i>Cercopithecus nictitans</i>		<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Cercopithecus petaurista</i>					
<i>Cercopithecus pogonias</i>					<b>X</b>
<i>Cercopithecus roloway</i>					
<i>Cercopithecus sclateri</i>					
<i>Cercopithecus wolffi</i>					
<i>Chlorocebus aethiops</i>	<b>X</b>		<b>X</b>		
<i>Chlorocebus cynosuroides</i>	<b>X</b>				
<i>Chlorocebus djamdjamensis</i>	<b>X</b>				
<i>Chlorocebus pygerythrus</i>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
<i>Chlorocebus sabaeanus</i>	<b>X</b>				

<i>Chlorocebus tantalus</i>	X		X		
<i>Colobus angolensis</i>	X		X	X	
<i>Colobus caudatus</i>					
<i>Colobus guereza</i>	X		X		X
<i>Colobus polykomos</i>					
<i>Colobus satanas</i>					
<i>Colobus vellerosus</i>					
<i>Erythrocebus baumstarki</i>					
<i>Erythrocebus patas</i>	X		X		
<i>Erythrocebus poliophaeus</i>	X				
<i>Lophocebus albigena</i>	X			X	
<i>Lophocebus aterrimus</i>					
<i>Macaca arctoides</i>	X			X	
<i>Macaca assamensis</i>	X				
<i>Macaca cyclopis</i>	X	X	X		
<i>Macaca fascicularis</i>	X	X	X	X	X
<i>Macaca fuscata</i>	X		X		X
<i>Macaca hecki</i>					
<i>Macaca leonina</i>	X		X	X	
<i>Macaca leucogenys</i>					
<i>Macaca maura</i>	X		X		
<i>Macaca mulatta</i>	X		X	X	X

<i>Macaca munzala</i>	X			
<i>Macaca nemestrina</i>	X	X	X	X
<i>Macaca nigra</i>	X			
<i>Macaca nigrescens</i>				
<i>Macaca ochreata</i>				
<i>Macaca pagensis</i>				
<i>Macaca radiata</i>	X	X	X	X
<i>Macaca siberu</i>				
<i>Macaca silenus</i>	X	X	X	X
<i>Macaca sinica</i>	X	X	X	X
<i>Macaca sylvanus</i>	X	X		X
<i>Macaca thibetana</i>	X		X	
<i>Macaca tonkeana</i>				
<i>Mandrillus leucophaeus</i>			X	
<i>Mandrillus sphinx</i>	X			
<i>Miopithecus ogouensis</i>				
<i>Miopithecus talapoin</i>				
<i>Nasalis larvatus</i>				
<i>Papio anubis</i>	X	X	X	X
<i>Papio cynocephalus</i>	X		X	X
<i>Papio hamadryas</i>	X		X	X
<i>Papio kindae</i>	X		X	

<i>Papio</i>	<b>X</b>				
<i>Papio ursinus</i>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Piliocolobus badius</i>					
<i>Piliocolobus bouvieri</i>					
<i>Piliocolobus epieni</i>					
<i>Piliocolobus foai</i>					
<i>Piliocolobus gordonorum</i>					
<i>Piliocolobus kirkii</i>	<b>X</b>		<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Piliocolobus langi</i>					
<i>Piliocolobus lulindicus</i>					
<i>Piliocolobus oustaleti</i>					
<i>Piliocolobus parmentieri</i>					
<i>Piliocolobus pennantii</i>					
<i>Piliocolobus preussi</i>					
<i>Piliocolobus rufomitratu</i>			<b>X</b>		<b>X</b>
<i>Piliocolobus semlikiensis</i>					
<i>Piliocolobus tephrosceles</i>					
<i>Piliocolobus tholloni</i>					
<i>Piliocolobus waldroneae</i>					
<i>Presbytis bicolor</i>			<b>X</b>		
<i>Presbytis canicrus</i>					
<i>Presbytis chrysomelas</i>					

<i>Presbytis comata</i>		X		
<i>Presbytis femoralis</i>		X		X
<i>Presbytis frontata</i>				
<i>Presbytis hosei</i>				
<i>Presbytis melalophos</i>				X
<i>Presbytis mitrata</i>	X	X		
<i>Presbytis natunae</i>				
<i>Presbytis percura</i>				
<i>Presbytis potenziani</i>				
<i>Presbytis robinsoni</i>				
<i>Presbytis rubicunda</i>				
<i>Presbytis sabana</i>				
<i>Presbytis siamensis</i>	X			X
<i>Presbytis siberu</i>				
<i>Presbytis sumatrana</i>				
<i>Presbytis thomasi</i>				
<i>Procolobus verus</i>				
<i>Pygathrix cinerea</i>				
<i>Pygathrix nemaeus</i>		X	X	
<i>Pygathrix nigripes</i>				
<i>Rhinopithecus avunculus</i>				
<i>Rhinopithecus bieti</i>				

<i>Rhinopithecus brelichi</i>				
<i>Rhinopithecus roxellana</i>				
<i>Rhinopithecus strykeri</i>				
<i>Rungwecebus kipunji</i>				
<i>Semnopithecus ajax</i>			X	
<i>Semnopithecus entellus</i>	X		X	X X
<i>Semnopithecus hector</i>				
<i>Semnopithecus hypoleucos</i>	X		X	
<i>Semnopithecus johnii</i>		X	X	X
<i>Semnopithecus priam</i>	X		X	X X
<i>Semnopithecus schistaceus</i>	X	X	X	
<i>Semnopithecus vetulus</i>			X	X
<i>Simias concolor</i>				
<i>Theropithecus gelada</i>	X		X	
<i>Trachypithecus auratus</i>	X		X	
<i>Trachypithecus barbei</i>				
<i>Trachypithecus crepusculus</i>				
<i>Trachypithecus cristatus</i>	X		X	
<i>Trachypithecus delacouri</i>				X
<i>Trachypithecus ebenus</i>				
<i>Trachypithecus francoisi</i>	X			
<i>Trachypithecus geei</i>	X		X	X

	<i>Trachypithecus germaini</i>	X				
	<i>Trachypithecus hatinhensis</i>					
	<i>Trachypithecus laotum</i>					
	<i>Trachypithecus leucocephalus</i>					
	<i>Trachypithecus margarita</i>					
	<i>Trachypithecus mauritius</i>					
	<i>Trachypithecus melamerus</i>					
	<i>Trachypithecus obscurus</i>	X	X	X	X	
	<i>Trachypithecus phayrei</i>			X	X	
	<i>Trachypithecus pileatus</i>	X		X	X	
	<i>Trachypithecus poliocephalus</i>					
	<i>Trachypithecus popa</i>					
Cercopithecidae	<i>Trachypithecus selangorensis</i>	X				
	<i>Trachypithecus shortridgei</i>					
	<i>Allocebus trichotis</i>					
	<i>Cheirogaleus andysabini</i>					
	<i>Cheirogaleus crossleyi</i>					
	<i>Cheirogaleus grovesi</i>					
	<i>Cheirogaleus lavasoensis</i>					
	<i>Cheirogaleus major</i>				X	
	<i>Cheirogaleus medius</i>					
	<i>Cheirogaleus minusculus</i>					

*Cheirogaleus shethi*

*Cheirogaleus sibreei*

*Cheirogaleus thomasi*

*Microcebus arnholdi*

*Microcebus berthae*

*Microcebus bongolavensis*

*Microcebus boraha*

*Microcebus danfossi*

*Microcebus ganzhorni*

*Microcebus gerpi*

*Microcebus griseorufus*

*Microcebus jollyae*

*Microcebus jonahi*

*Microcebus lehilahytsara*

*Microcebus macarthurii*

*Microcebus mampiratra*

*Microcebus manitatra*

*Microcebus margotmarshae*

*Microcebus marohita*

*Microcebus mittermeieri*

*Microcebus murinus*

*Microcebus myoxinus*

<i>Microcebus ravelobensis</i>	X
<i>Microcebus rufus</i>	X
<i>Microcebus sambiranensis</i>	
<i>Microcebus simmonsii</i>	
<i>Microcebus tanosi</i>	
<i>Microcebus tavaratra</i>	
<i>Mirza coquereli</i>	
<i>Mirza zaza</i>	
<i>Phaner electromontis</i>	
<i>Phaner furcifer</i>	
<i>Phaner pallescens</i>	
<i>Phaner parienti</i>	

<b>Daubentoniiidae</b>	<i>Daubentonia madagascariensis</i>				
	<hr/>				
<b>Galagidae</b>	<i>Euoticus elegantulus</i>				
	<i>Euoticus pallidus</i>			X	
	<i>Galago gallarum</i>				
	<i>Galago matschiei</i>				
	<i>Galago moholi</i>	X	X	X	X
	<i>Galago senegalensis</i>	X			X
	<i>Galagoides demidoff</i>			X	X

*Galagoides kumbirensis*

*Galagoides thomasi*

*Otolemur crassicaudatus*      **X**      **X**      **X**      **X**

*Otolemur garnettii*      **X**      **X**

*Paragalago cocos*      **X**

*Paragalago granti*

*Paragalago orinus*

*Paragalago rondoensis*

*Paragalago zanzibaricus*

*Sciurocheirus alleni*

*Sciurocheirus gabonensis*

*Sciurocheirus makandensis*

**Hominidae**

*Gorilla beringei*

*Gorilla*

*Pan paniscus*

*Pan troglodytes*      **X**      **X**      **X**      **X**

*Pongo abelii*

*Pongo pygmaeus*      **X**      **X**

*Pongo tapanuliensis*

**Hylobatidae**

*Hoolock*      **X**

*Hoolock leuconedys*      **X**

*Hoolock tianxing*

*Hylobates abbotti*

*Hylobates agilis*

*Hylobates albibarbis*

*Hylobates funereus*

*Hylobates klossii*

*Hylobates lar*

**X**

**X**

*Hylobates moloch*

*Hylobates muelleri*

*Hylobates pileatus*

*Nomascus annamensis*

*Nomascus concolor*

*Nomascus gabriellae*

*Nomascus hainanus*

*Nomascus leucogenys*

*Nomascus nasutus*

*Nomascus siki*

*Symphalangus syndactylus*

**Indriidae**

*Avahi betsileo*

*Avahi cleesei*

*Avahi laniger*

*Avahi meridionalis*

*Avahi mooreorum*

	<i>Avahi occidentalis</i>		
	<i>Avahi peyrierasi</i>		
	<i>Avahi ramanantsoavani</i>		
	<i>Avahi unicolor</i>		
	<i>Indri indri</i>		
	<i>Propithecus candidus</i>		
	<i>Propithecus coquereli</i>	X	
	<i>Propithecus coronatus</i>		
	<i>Propithecus deckenii</i>		
	<i>Propithecus diadema</i>		
	<i>Propithecus edwardsi</i>		
	<i>Propithecus perrieri</i>		
	<i>Propithecus tattersalli</i>		
	<i>Propithecus verreauxi</i>	X	
<b>Lemuridae</b>	<i>Eulemur albifrons</i>		
	<i>Eulemur cinereiceps</i>		
	<i>Eulemur collaris</i>	X	
	<i>Eulemur coronatus</i>		
	<i>Eulemur flavifrons</i>		
	<i>Eulemur fulvus</i>	X	X
	<i>Eulemur macaco</i>		
	<i>Eulemur mongoz</i>		

<i>Eulemur rubriventer</i>		<b>X</b>
<i>Eulemur rufifrons</i>	<b>X</b>	
<i>Eulemur rufus</i>		
<i>Eulemur sanfordi</i>		
<i>Haplemur alaotrensis</i>		
<i>Haplemur aureus</i>		
<i>Haplemur griseus</i>		
<i>Haplemur meridionalis</i>		
<i>Haplemur occidentalis</i>		
<i>Lemur catta</i>	<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Prolemur simus</i>		
<i>Varecia rubra</i>		
<i>Varecia variegata</i>		
<i>Lepilemur aeeclis</i>		

**Lepilemuridae**

---

<i>Lepilemur ahmasoni</i>
<i>Lepilemur ankaranensis</i>
<i>Lepilemur betsileo</i>
<i>Lepilemur dorsalis</i>
<i>Lepilemur edwardsi</i>
<i>Lepilemur fleuretae</i>
<i>Lepilemur grewcocki</i>
<i>Lepilemur hollandorum</i>

	<i>Lepilemur hubbardi</i>				
	<i>Lepilemur jamesi</i>				
	<i>Lepilemur leucopus</i>				
	<i>Lepilemur microdon</i>				
	<i>Lepilemur milanoii</i>				
	<i>Lepilemur mittermeieri</i>				
	<i>Lepilemur mustelinus</i>				
	<i>Lepilemur otto</i>				
	<i>Lepilemur petteri</i>				
	<i>Lepilemur randrianasoloi</i>				
	<i>Lepilemur ruficaudatus</i>				
	<i>Lepilemur sahamalaza</i>				
	<i>Lepilemur scottorum</i>				
	<i>Lepilemur seali</i>				
	<i>Lepilemur septentrionalis</i>				
	<i>Lepilemur tymerlachsoni</i>				
	<i>Lepilemur wrighti</i>				
<b>Lorisiidae</b>	<i>Arctocebus aureus</i>				
	<i>Arctocebus calabarensis</i>				
	<i>Loris lydekkerianus</i>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
	<i>Loris tardigradus</i>			<b>X</b>	
	<i>Nycticebus bancanus</i>				

<i>Nycticebus bengalensis</i>		X	X	
<i>Nycticebus borneanus</i>				
<i>Nycticebus coucang</i>	X	X	X	X
<i>Nycticebus javanicus</i>			X	
<i>Nycticebus kayan</i>				
<i>Nycticebus menagensis</i>				
<i>Nycticebus pygmaeus</i>				
<i>Perodicticus edwardsi</i>				
<i>Perodicticus ibeanus</i>				
<i>Perodicticus potto</i>		X		X

**Pitheciidae**

<i>Cacajao ayresi</i>				
<i>Cacajao calvus</i>				
<i>Cacajao hosomi</i>				
<i>Cacajao melanocephalus</i>				
<i>Callicebus barbarabrownae</i>			X	
<i>Callicebus coimbrai</i>				
<i>Callicebus melanochir</i>				
<i>Callicebus nigrifrons</i>		X		
<i>Callicebus personatus</i>				
<i>Cheracebus lucifer</i>				
<i>Cheracebus lugens</i>				
<i>Cheracebus medemi</i>				

<i>Cheracebus regulus</i>		
<i>Cheracebus torquatus</i>		
<i>Chiropotes albinasus</i>		
<i>Chiropotes</i>		
<i>Chiropotes israelita</i>		
<i>Chiropotes sagulatus</i>		
<i>Chiropotes satanas</i>		
<i>Chiropotes utahicki</i>		
<i>Pithecia aequatorialis</i>		
<i>Pithecia albicans</i>		
<i>Pithecia cazuzai</i>		
<i>Pithecia chrysocephala</i>	<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Pithecia hirsuta</i>		
<i>Pithecia inusta</i>		
<i>Pithecia irrorata</i>		
<i>Pithecia isabela</i>		
<i>Pithecia milleri</i>		
<i>Pithecia mittermeieri</i>		
<i>Pithecia monachus</i>		
<i>Pithecia napensis</i>		
<i>Pithecia pissinattii</i>		
<i>Pithecia</i>		

<i>Pithecia rylandsi</i>			
<i>Pithecia vanzolinii</i>			
<i>Plecturocebus aureipalatii</i>			
<i>Plecturocebus baptista</i>			<b>X</b>
<i>Plecturocebus bernhardi</i>			
<i>Plecturocebus brunneus</i>			
<i>Plecturocebus caligatus</i>			
<i>Plecturocebus caquetensis</i>			
<i>Plecturocebus cinerascens</i>			
<i>Plecturocebus cupreus</i>			
<i>Plecturocebus discolor</i>	<b>X</b>		
<i>Plecturocebus donacophilus</i>			
<i>Plecturocebus grovesi</i>			
<i>Plecturocebus hoffmannsi</i>			
<i>Plecturocebus miltoni</i>			
<i>Plecturocebus modestus</i>			
<i>Plecturocebus moloch</i>		<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Plecturocebus oenanthe</i>		<b>X</b>	
<i>Plecturocebus olallae</i>			
<i>Plecturocebus ornatus</i>			
<i>Plecturocebus pallescens</i>			
<i>Plecturocebus parecis</i>			

	<i>Plecturocebus stephennashi</i>		
	<i>Plecturocebus toppini</i>	X	X
	<i>Plecturocebus urubambensis</i>		
	<i>Plecturocebus vieirai</i>		
<b>Tarsiidae</b>	<i>Carlito syrichta</i>		
	<i>Cephalopachus bancanus</i>		
	<i>Tarsius dentatus</i>	X	X
	<i>Tarsius fuscus</i>		
	<i>Tarsius lariang</i>		
	<i>Tarsius niemitzi</i>		
	<i>Tarsius pelengensis</i>		
	<i>Tarsius pumilus</i>		
	<i>Tarsius sangirensis</i>		
	<i>Tarsius spectrumgurskyae</i>		
	<i>Tarsius supriatnai</i>		
	<i>Tarsius tarsier</i>		
	<i>Tarsius tumpara</i>		
<i>Tarsius wallacei</i>			



“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”

[www.uv.mx](http://www.uv.mx)

