

MAMÍFEROS REGISTRADOS CON CÁMARAS TRAMPA EN LA ZONA DE USO TURÍSTICO DE LA RESERVA NACIONAL ALLPAHUAYO-MISHANA, LORETO, PERÚ

E. Daniel COSSIOS^{1,2,*}, Eddy DIAZ^{2,3}, Frank PIZANGO⁴

1 Biosfera Consultores Ambientales SAC. Calle Las Fresas 730, Miraflores, Lima, Perú

2 Asociación Pacha Conciencia. Av Bugarvilla 195-103, Valle Hermoso, Surco, Lima, Perú

3 Gran Caminata. Jr. Putumayo 464 oficina 3. Iquitos, Perú

4 Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana. Jorge Chávez 930-942, Iquitos, Perú

* Correo electrónico: dcossios@yahoo.com

RESUMEN

La Reserva Nacional Allpahuayo Mishana, situada en la Amazonía peruana, mantiene una gran biodiversidad pero, a diferencia de sus plantas y de la mayoría de grupos de vertebrados, su comunidad de mamíferos mayores y medianos de costumbres terrestres no ha sido sujeto de evaluaciones recientes con métodos de registro directo, estando la mayor parte de esas especies reportadas únicamente a partir de huellas, entrevistas, o pieles y cráneos mantenidos por cazadores locales. Con el fin de contar con una lista actual de mamíferos terrestres de la zona de uso turístico de la reserva, realizamos una evaluación con cámaras trampa entre mayo y octubre del 2021. Adicionalmente, evaluamos la actividad horaria para las ocho especies que fueron registradas más de 10 veces. Se consiguieron 656 registros independientes de mamíferos que correspondieron a 19 especies identificadas al menos a nivel de género, incluyendo 17 de costumbres terrestres y dos principalmente arborícolas. Varias especies reportadas por otros autores en distintos lugares de la RNAM no fueron captadas por nuestras cámaras, pero conseguimos registrar una especie amenazada que se creía extinta en el área: el hormiguero gigante *Myrmecophaga tridactyla*. La actividad horaria de las especies estudiadas no mostró alteraciones con respecto a otras publicaciones. Nuestros resultados sugieren que las actividades antrópicas no alteran el comportamiento horario de los mamíferos más comunes en el área, pero si pueden tener un impacto

negativo sobre la diversidad total y sobre la abundancia de ciertas especies, en especial mamíferos de gran porte y carnívoros.

PALABRAS CLAVE: inventario de especies, mamíferos terrestres, *Myrmecophaga tridactyla*, patrón de actividad, selva baja.

MAMMALS RECORDED WITH CAMERA TRAPS IN THE TURISTIC AREA OF THE ALLPAHUAYO-MISHANA NATIONAL RESERVE, LORETO, PERU

ABSTRACT

The Allpahuayo Mishana National Reserve, located in the Peruvian Amazon, maintains a great biodiversity but, unlike its plants and most groups of vertebrates, its community of large and medium-sized terrestrial mammals has not been the subject of recent evaluations with direct recording methods, with most of these species reported solely from tracks, interviews, or skins and skulls kept by local hunters. In order to have a current list of land mammals in the touristic area of the reserve, we carried out an evaluation with camera traps between May and October 2021. Additionally, we evaluated the diel activity for the eight species that were recorded most than 10 times. 656 independent records of mammals were obtained, corresponding to 19 species identified at least to the genus level, including 17 with terrestrial habits and two mainly arboreal. Several species reported by other authors in different places of the reserve were not captured by our cameras, but we recorded a threatened species that was believed to be extinct in the area: the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla*. The diel activity of the studied species did not show alterations with respect to other publications. Our results suggest that human activities do not alter the diel behavior of the most common mammals in the area, but they can have a negative impact on the total diversity and abundance of certain species, especially large mammals and carnivores.

KEYWORDS: activity pattern, lowland forests, *Myrmecophaga tridactyla*, species inventory, terrestrial mammals

INTRODUCCIÓN

La Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, situada en la ecorregión de selva baja, posee una gran importancia para la conservación de la biodiversidad peruana, dado el alto número de especies que se ha registrado allí. La diversidad vegetal de la RNAM es extraordinaria, pues reúne a más del 10% de las especies de plantas reportadas en el Perú (Brako & Zarucchi, 1993) y presenta unos de los valores más altos del mundo en diversidad de árboles, palmeras y lianas por hectárea (Vásquez & Phillips, 2000). La riqueza de vertebrados de esta reserva es también notable: el número de especies de aves registradas en la RNAM, 496, supera al de áreas protegidas mucho más extensas (Alvarez *et al.*, 2012) y equivale al 26% de las 1882 especies registradas en el país (Plenge, 2022), mientras los reptiles, con 56 especies (Pérez *et al.*, 2017a), y los anfibios, con 68 (Pérez *et al.*, 2017b), representan el 12 y el 11% de la riqueza peruana, respectivamente (MINAM, 2018). Con respecto a los mamíferos, la RNAM es el segundo sitio del Perú más rico en especies de murciélagos, con 65 registradas (Hice *et al.*, 2004), y tiene una de las comunidades más diversas del Neotrópico en cuanto a pequeños roedores y marsupiales, con 37 especies (Hice & Velazco, 2012).

A diferencia de otros grupos de vertebrados, para los mamíferos terrestres medianos o grandes, definidos como aquéllos cuyos adultos pesan 1 kg o más (e.g. Botelho *et al.*, 2012, dos Santos & Rodrigues 2013), no se cuenta en la RNAM con evaluaciones recientes basadas en registros directos. La mayor parte de los registros de especies publicados para este grupo se basan en pieles o cráneos obtenidos de cazadores locales, huellas y entrevistas (Oversluijs, 2003; Hice & Velazco, 2012). Sin embargo, los registros directos son importantes para el manejo de un área protegida, pues ofrecen seguridad sobre la presencia

de especies raras o poco observadas por la población local, verifican la presencia actual y el lugar exacto de registro y confirman registros visuales y entrevistas que podrían presentar dudas.

Entre los métodos de registro directo de mamíferos terrestres, el uso de cámaras trampa presenta varias ventajas pues, además de proveer fotografías y videos que permiten probar fehacientemente los hallazgos, facilitan el estudio de especies elusivas o raras con un esfuerzo relativamente pequeño (Rowcliffe *et al.*, 2008), así como describir diversos aspectos ecológicos como el uso de hábitats (Head *et al.*, 2012), patrones de actividad (Michalski & Norris, 2011; Rowcliffe *et al.*, 2014) y abundancia relativa (Jenks *et al.*, 2011), entre otros.

En este trabajo presentamos los resultados de una evaluación de mamíferos de hábitos terrestres realizada con cámaras trampa en la zona de uso turístico de la RNAM entre mayo y octubre (temporada de bajas precipitaciones) del 2021. El objetivo principal de dicha evaluación fue obtener una lista de especies que pueda servir de base para el monitoreo de la diversidad de la reserva. De forma adicional, los datos obtenidos fueron utilizados para generar patrones de actividad horaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de uso turístico visitada se encuentra en el sureste de la RNAM. La reserva se ubica en la provincia de Maynas, región de Loreto, a 20 km al suroeste de Iquitos que, con cerca de medio millón de habitantes, es la ciudad más poblada de la Amazonía peruana (Fig. 1). Esta área protegida tiene 58069,9 ha de extensión y es una de las dos únicas en el Perú que conservan ecosistemas de varillales (bosques sobre substrato de arena blanca) y de bosques inundables de aguas negras. El clima en esta región es húmedo y cálido, con

una precipitación anual promedio de 3000 mm y una temperatura promedio de 26°C. Aunque la variación de la precipitación es baja a lo largo del año, se reconoce un periodo de menor cantidad de lluvia entre mayo y agosto (Marengo, 1998).

La fase de campo de este estudio fue realizada entre el 02 de mayo y el 08 de octubre del 2021. Durante este periodo, entre seis y diez trampas cámara (Bushnell HD) con iluminación infrarroja estuvieron funcionando al mismo tiempo. Ese número varió debido a que no todas las cámaras se encontraron funcionales o disponibles en el mismo momento. Se colocó las cámaras atándolas a troncos de árboles a 30-40 cm del suelo, apuntando horizontalmente (de forma paralela al suelo) a caminos de animales o a zonas despejadas dentro del bosque. La distancia mínima entre cámaras fue de 250 m, cubriéndose un área de 956000 m² estimados con el método del polígono convexo mínimo (Meek *et al.* 2014). Se colocó una sola cámara en cada estación de muestreo, con un total de 10 estaciones de muestreo. Siendo el objetivo de este estudio realizar un inventario de especies, el área total evaluada y la distancia entre cámaras tendrían poco impacto sobre el resultado (Tobler *et al.* 2009). Las cámaras fueron programadas para tomar una foto y un video de 10 segundos por evento, con un periodo de pausa de cinco minutos luego de cada evento registrado, y mostrando la fecha y hora en cada fotografía y video. Las ramas y hojas existentes hasta 2 metros frente a las cámaras fueron retiradas para evitar que su movimiento pudiera accionar la toma de imágenes. No se colocó atrayentes o cebos. Los puntos en los que las cámaras fueron colocadas pueden apreciarse en el mapa de la **Figura 1**. Para confeccionar la lista de especies registradas, se siguió la taxonomía y los nombres comunes presentados por Sánchez-Vendizú, *et al.* (2021) para los marsupiales y roedores pequeños y por Díaz *et al.* (2021) para los mamíferos mayores.

La riqueza real de especies fue estimada utilizando el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013), con los índices de riqueza ICE, Chao2 y Jackknife2, que utilizan los datos de incidencia de especies en la muestra (Gotelli & Colwell, 2001). Se tomó cada día de muestreo como una muestra (Tobler *et al.* 2008), teniendo 159 muestras (días) en total. Con el fin de estimar la confiabilidad de los resultados, se graficó una curva de acumulación de especies por rarefacción y curvas del comportamiento de los índices de riqueza al variar el tamaño de la muestra (Colwell *et al.*, 2012), con el uso del programa Excel y los resultados arrojados por EstimateS. Un comportamiento asintótico de las curvas es indicativo de la confiabilidad de los resultados de riqueza real (Gotelli & Colwell, 2001). Este proceso se llevó a cabo considerando todas las especies registradas y, aparte, excluyendo a las especies de comportamiento básicamente arborícola.

Para cada especie, se calculó dos indicadores de la facilidad para registrar ejemplares: el esfuerzo necesario para registrar el primer evento y la frecuencia de captura. El esfuerzo realizado para lograr el primer registro de cada especie fue expresado en trampas cámara/día (TCD = la suma de cámaras trampa en funcionamiento por cada día). La frecuencia de captura fue calculada como el número de registros independientes por cada 1000 TCD (Tobler *et al.*, 2008). Se consideró registros independientes a los siguientes casos: a) registros consecutivos de diferentes especies, b) registros consecutivos de la misma especie, tomados en diferentes periodos de una hora y c) registros de la misma especie pero no consecutivos, es decir separados por un registro de otra especie. Debido a que no pudo diferenciarse individuos dentro de cada especie, se consideró como un único registro a todas las fotografías de una misma especie tomadas por la misma cámara en el mismo periodo de una hora (Norris *et al.*, 2010). Los registros fueron clasificados

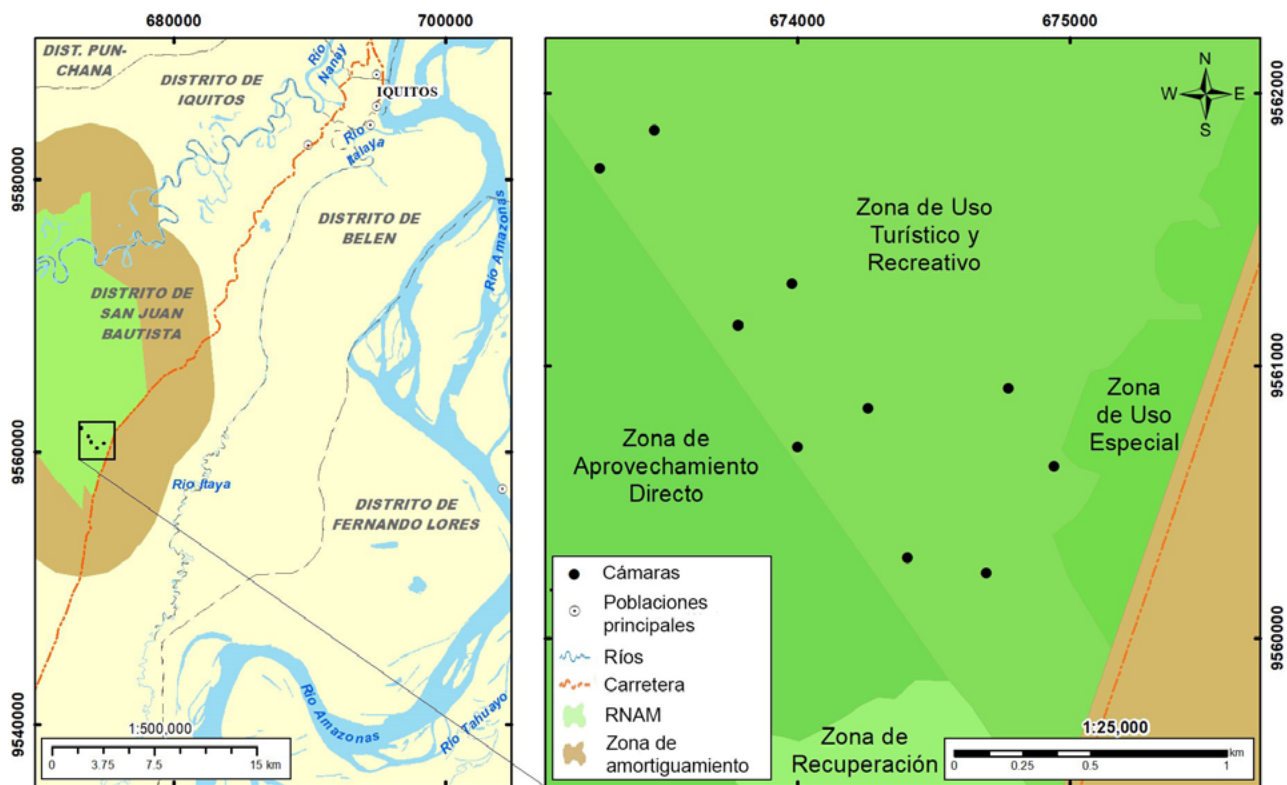


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. Los círculos muestran los lugares en los que se colocó trampa cámara. La Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana aparece en verde, su Zona de Amortiguamiento en marrón.

como diurnos, nocturnos o crepusculares, según el momento en el que fueron realizados. Se definió el crepúsculo para cada día como el periodo entre el amanecer astronómico y la hora de salida del sol (crepúsculo matutino o alba), y entre la hora de puesta del sol y el atardecer astronómico (crepúsculo de la tarde), utilizando el programa Moonrise 3.5 (Sidell, 2002).

Según Lashley *et al.* (2018), la descripción de un patrón de actividad es confiable cuando se tiene un número de registros cercano o mayor a 100. Siguiendo esta idea, se graficó el horario de actividad de las especies con más de 100 registros utilizando el paquete Overlap (Meredith y Ridout, 2014) con el software R y, de manera referencial, se produjo gráficos para las especies con más de 10 registros independientes utilizando el número de registros obtenidos por cada

periodo de una hora (Rowcliffe *et al.*, 2014) con el programa Excel. Las especies con 10 registros o menos no fueron tomadas en cuenta en este proceso por considerarse que tal número es insuficiente (Leuchtenberger *et al.*, 2018).

RESULTADOS

Un esfuerzo de muestreo de 1312 trampas cámara/día (TCD) fue llevado a cabo, obteniéndose el registro de 656 eventos independientes de mamíferos identificados al menos a nivel de género. Un total de 19 especies/géneros de mamíferos fueron registradas (Tabla 1 y Fig.2), incluyendo 18 silvestres y una de origen doméstico. Por Ordenes, las especies registradas fueron dos marsupiales del Orden Didelphimorphia,

Tabla 1. Mamíferos registrados por fototrampeo en la RNAM

Nombre científico	Nombre común	N	f	CTD al 1er evento
<i>Didelphimorphia</i>				
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya orejinegra	12	9.1	60
<i>Metachirus myosuros</i>	Rata marsupial	39	29.7	20
<i>Cingulata</i>				
<i>Dasypus sp.</i>	Armadillo	35	26.7	60
<i>Cabassous unicinctus</i>	Armadillo de cola desnuda	1	0.8	1137
<i>Pilosa</i>				
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso hormiguero amazónico	2	1.5	20
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	2	1.5	221
<i>Primates</i>				
<i>Saimiri sciureus</i>	Mono ardilla	2	1.5	644
<i>Rodentia</i>				
<i>Hadroskiurus sp.</i>	Ardilla roja	19	14.5	120
<i>Proechimys sp.</i>	Rata espinosa	38	29.0	90
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Añuje	387	295.0	10
<i>Myoprocta pratti</i>	Punchana	1	0.8	100
<i>Cuniculus paca</i>	Majás	45	34.3	20
<i>Carnivora</i>				
<i>Leopardus pardalis</i>	Tigrillo	4	3.0	130
<i>Felis catus</i>	Gato doméstico	1	0.8	889
<i>Eira barbara</i>	Manco	46	35.1	80
<i>Nasua nasua</i>	Coatí de cola anillada	4	3.0	812
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache cangrejero	4	3.0	628
<i>Cetartiodactyla</i>				
<i>Dicotyles tajacu</i>	Sajino	8	6.1	40
<i>Mazama nemorivaga</i>	Venado cenizo	5	3.8	90

N=número de eventos independientes, f=frecuencia de registro por cada 1000 trampas cámara/día, TCD=trampas cámara/día.



Figura 2. Algunos mamíferos medianos o grandes fotografiados con cámaras trampa en la Reserva Nacional Allpahuayo Mishana. **A)** *Myoprocta pratti*, **B)** *Dasyprocta fuliginosa*, **C)** *Mazama nemorivaga*, **D)** *Myrmecophaga tridactyla*, **E)** *Eira barbara*, **F)** *Dicotyles tajacu*.

cuatro Carnivora, cinco Rodentia, dos Pilosa, dos Cingulata, dos Artiodactyla y un Primate. Fotografías de roedores y marsupiales menores también fueron obtenidas pero no fueron tomadas en cuenta para el presente estudio al no poderseles identificar a nivel de género o especie. La única especie doméstica observada fue el gato doméstico *Felis catus*, con un solo registro. Dos de los mamíferos registrados tienen costumbres básicamente arborícolas y no suelen ser observados en suelo: el mono ardilla *Saimiri sciureus* y las ardillas de vientre rojo *Hadrosciurus sp.*, mientras que los 17 restantes poseen un componente de actividad terrestre importante.

Considerando la totalidad de especies registradas, los índices ICE, Chao2 y Jackknife2 estimaron

la riqueza de especies en 21.25, 20.11 y 22.33, respectivamente. Al excluir las especies arborícolas, estos valores fueron de 19.60, 18.30 y 20.21. La curva de acumulación de especies y las curvas de los índices de riqueza mostraron un comportamiento asintótico en ambos casos (Figura 3).

El esfuerzo necesario para registrar el primer evento varió entre 10 TCD para el añuje y 1137 TCD para armadillo de cola desnuda. La frecuencia de captura más elevada correspondió al añuje, con 295.0 registros/1000 TCD (con 387 registros independientes), mientras que la más baja fue de 0.8 registros/1000 TCD para el armadillo de cola desnuda, la punchana y el gato doméstico, que fueron registrados una sola vez cada uno (Tabla 1).

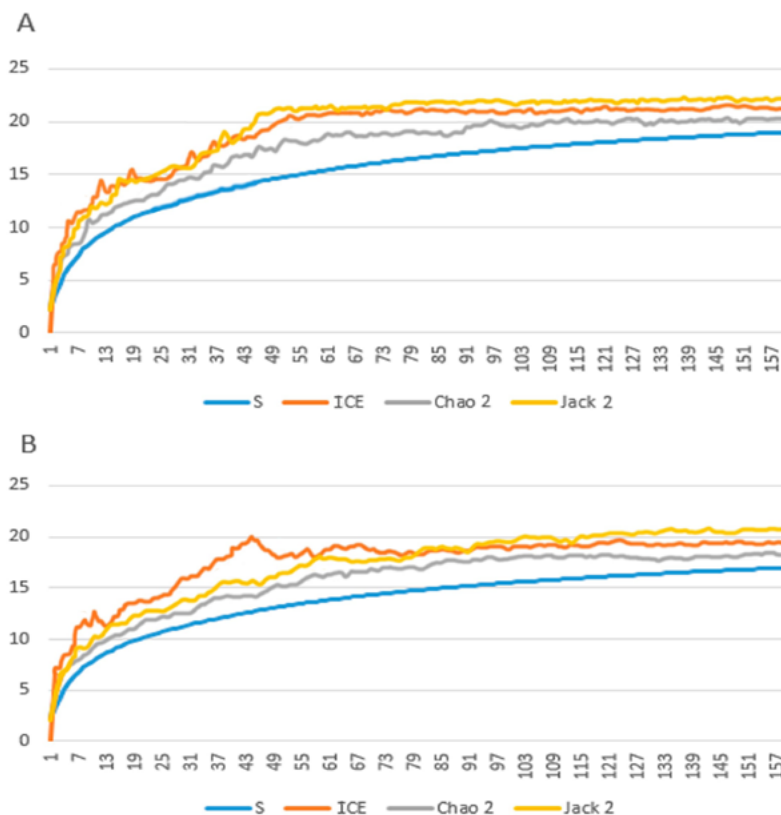


Figura 3. Curvas de acumulación de especies (S) y de los índices de riqueza ICE, Chao 2 y Jackknife 2. Se muestra el número estimado de especies (vertical) y el tamaño muestral, expresado en días de muestreo (horizontal). **A)** considerando todas las especies registradas, **B)** exceptuando las especies de costumbres básicamente arborícolas.

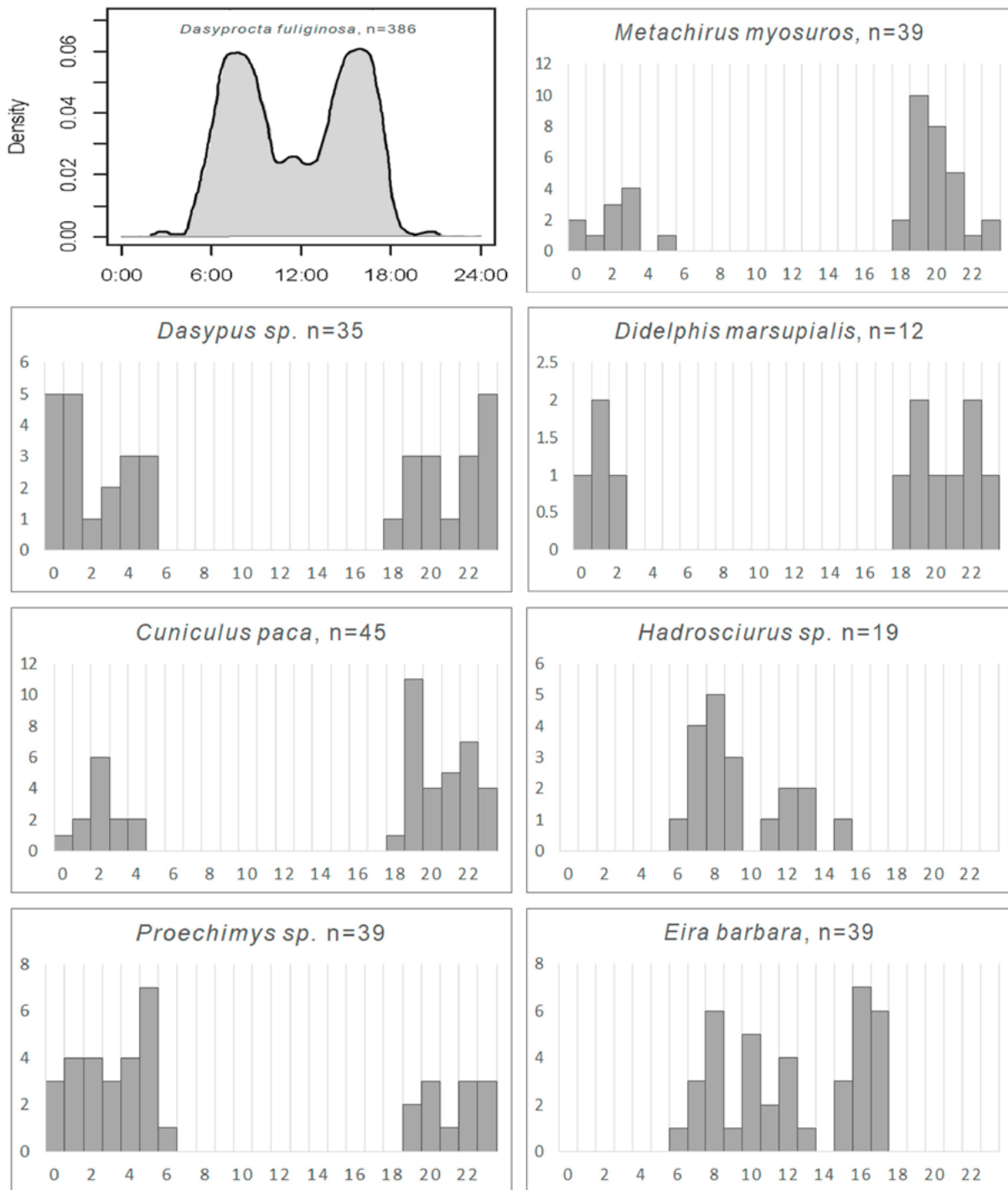


Figura 3. Patrones de actividad de mamíferos registrados por fototrampeo en la RNAM. Horizontalmente, se muestra los intervalos horarios a lo largo de un periodo de un día. Para *Dasyprocta fuliginosa* se presenta un gráfico realizado con el programa Overlap, indicando verticalmente la fracción de registros correspondientes a cada momento del día. Para las demás especies, con menos de 100 registros, se presenta gráficos preparados en Excel, mostrando verticalmente, se indica el número de registros. El número total de registros para cada especie se muestra luego de cada nombre científico.

Tabla 2. Porcentaje de registros tomados durante el día, la noche y el crepúsculo, para cada especie registrada con trampas cámara en la RNAM.

Nombre científico	N	Eventos (%)		
		día	noche	crepúsculo
<i>Didelphis marsupialis</i>	12	0.0	91.7	8.3
<i>Metachirus myosuros</i>	39	0.0	94.9	5.1
<i>Dasypus sp.</i>	35	0.0	97.1	2.9
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	0.0	100.0	0.0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	2	0.0	110.0	0.0
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	2	100.0	0.0	0.0
<i>Saimiri sciureus</i>	2	100.0	0.0	0.0
<i>Hadrosciurus sp.</i>	19	94.7	0.0	5.3
<i>Proechimys sp.</i>	39	0.0	97.4	2.6
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	386	84.7	1.0	14.3
<i>Myoprocta pratti</i>	1	100.00	0.0	0.0
<i>Cuniculus paca</i>	45	0.00	97.8	2.2
<i>Leopardus pardalis</i>	4	50.0	25.0	25.0
<i>Felis catus</i>	1	0.0	100.0	0.00
<i>Eira barbara</i>	39	97.4	0.0	2.6
<i>Nasua nasua</i>	4	100.00	0.00	0.00
<i>Procyon cancrivorus</i>	4	0.0	100.0	0.0
<i>Dicotyles tajacu</i>	8	87.7	0.0	12.3
<i>Mazama nemorivaga</i>	5	100.0	0.0	0.0

Se consiguió más de 10 registros y se graficó el horario de actividad para ocho de las especies registradas. Cinco (*D. marsupialis*, *M. myosuros*, *Dasypus sp.*, *C. paca* y *Proechimys sp.*) mostraron actividad principalmente nocturna, con cierta actividad crepuscular, mientras tres (*Hadrosciurus sp.*, *E. barbara* y *D. fuliginosa*) fueron principalmente diurnas (Figura 4). El porcentaje de registros conseguidos para cada especie de noche, de día y durante el crepúsculo se muestra en la Tabla 2.

DISCUSIÓN

Dos publicaciones anteriores ofrecen listas de mamíferos terrestres para la RNAM: Oversluijs (2003) menciona 34 especies sujetas a caza registradas en la Zona Reservada Allpahuayo-Mishana, que daría luego lugar a la RNAM. De dicha lista, 16 especies tienen costumbres básicamente terrestres, y 10 de ellas fueron registradas únicamente de forma indirecta, por huellas. Por otro lado, Hice & Velazco (2012) proporcionan

una lista de 13 especies de marsupiales y 24 de roedores capturadas en la reserva, además de mamíferos de otros órdenes de presencia probada o probable en el área.

En el presente trabajo, tres identificaciones fueron hechas sólo a nivel de género: a) los armadillos del género *Dasybus*, de los cuales se ha registrado anteriormente dos especies en la RNAM (*D. novemcinctus* y *D. pastasae*), se diferencian básicamente por la presencia o ausencia de espolones en las rodillas, que son muy difíciles de observar en fotografías; sólo *D. novemcinctus* ha sido colectado en la RNAM (Hice & Velazco, 2012) mientras que *D. pastasae* ha sido registrado por huellas (Oversluijs, 2003) y su presencia en la reserva debería ser verificada. b) las ardillas rojas del género *Hadrosclurus* son difíciles de diferenciar sin capturar individuos (Jessen *et al.*, 2013); sólo *H. pyrhrinus* ha sido registrada en la RNAM (Abreú *et al.*, 2020), aunque fue inicialmente reportada como *H. igniventris* (Hice & Velazco, 2012), pero más de una especie podría estar realmente presente en el área. c) las ratas espinosas del género *Proechimys* son todas muy parecidas; en la RNAM se ha registrado cuatro especies de este género (Hice & Velazco, 2012).

El hormiguero gigante no había sido registrado antes de forma directa o por huellas en la RNAM. El único indicio de su presencia histórica era una piel encontrada en un establecimiento de hospedaje y se consideró que la especie podía estar localmente extinta debido a la presión de caza (Hice & Velazco, 2012). Este animal suele ser raro donde se le encuentra y es considerado una especie amenazada, en la categoría Vulnerable (VU), tanto a nivel nacional (Cossios, 2018) como global (Miranda *et al.*, 2014). Las fotografías obtenidas aquí son los primeros registros directos de hormiguero gigante en la RNAM.

Las curvas de especies observadas y de estimadores de riqueza sugieren que el número de especies registradas en nuestra evaluación se

encuentra cerca del número real en el área evaluada, con una diferencia de hasta tres especies. Sin embargo, varios mamíferos registrados por Oversluijs (2003) e Hice & Velazco (2012) no fueron observados en esta evaluación, en especial mamíferos grandes como el armadillo gigante *Priodontes maximus*, tapir *Tapirus terrestris*, venado colorado *Mazama americana*, huangana *Tayassu pecari*, y carnívoros como el otorongo *Panthera onca*, perro de monte *Speothos venaticus*, nutria *Lontra longicaudis*, y hurón grande *Galictis vittata*. La ausencia de estas especies en la presente evaluación puede deberse a que el área evaluada tuvo una extensión pequeña, menor a 1 km² y al ámbito hogareño de ciertos mamíferos grandes como el otorongo y el tapir, pero también puede estar influenciada por la cercanía a una gran ciudad, la presencia de una carretera y la ocurrencia de diversas actividades humanas, incluyendo la cacería en zonas aledañas y el turismo. En zonas tropicales, la densidad poblacional de mamíferos grandes declina con la proximidad a carreteras y otras infraestructuras, hasta a cientos de metros de distancia (Benitez-López *et al.*, 2010), y se ha estimado que la abundancia en zonas con cacería es menor en un 83%, en promedio, con respecto a áreas no disturbadas (Benitez-López *et al.*, 2017). Por su parte, la actividad turística puede también reducir localmente la diversidad de mamíferos, así como la abundancia de ciertas especies (Hidinger, 1996; Grossberg *et al.*, 2003; Cunha, 2010; Geffroy *et al.*, 2015).

La actividad horaria de algunas especies también puede verse modificada por actividades antrópicas. La caza y el turismo pueden causar una reducción de la actividad en los momentos con mayor presencia humana, generalmente de día, y aumentarla cuando dicha presencia se reduce (Keuling *et al.*, 2008; Little *et al.*, 2016; Marchand *et al.*, 2014; Ouboter *et al.*, 2021). Asimismo, las modificaciones de hábitat pueden

llevar a cambios en la actividad horaria, como sucede con el armadillo de nueve bandas, que aumenta notablemente su actividad diurna en bosques reducidos a parches (Norris *et al.*, 2010).

Nuestros resultados concuerdan con los patrones de actividad anteriormente reportados para la zarigüeya orejinegra, la rata marsupial, los armadillos *Dasybus*, las ardillas rojas, las ratas espinosas, el añuje, el majás y el manco (Albanesi *et al.*, 2016; Fabre *et al.*, 2016; Wilson *et al.*, 2016; Huck *et al.*, 2017; Leuchtenberger *et al.*, 2018; Mosquera-Guerra *et al.*, 2018; Cossios & Ricra, 2019), aunque deben ser tomados con cuidado debido al bajo número de registros obtenido.

CONCLUSIONES

El muestreo con cámaras trampa permitió estimar de forma confiable la riqueza de mamíferos terrestres en la zona turística de la RNAM, excluyendo pequeños roedores y marsupiales, con una riqueza observada de 17 especies y una riqueza esperada de entre 18 y 20. Asimismo, se consiguió registrar una especie amenazada y de gran tamaño que se creía extirpada del área, el hormiguero gigante, confirmando su presencia actual en la RNAM.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todo el personal de la RNAM por la ayuda brindada, en especial al jefe del área, Herman Ruiz Abecasis, que nos apoyó en todo momento; a Sayri, Chaska, Rumi y Tupac Cossios Veillon, que ayudaron a colocar las cámaras, y a Javier Barrio por verificar la identificación de los venados. La evaluación de campo contó con el financiamiento de Biosfera Consultores Ambientales S.A.C.

REFERENCIAS

- Abreú, E.f.; Pavan, S.; Tsuchiya, M. T. N.; Wilson, D. E.; Percequillo, A. R.; Maldonado, J. E. 2020. Museumics of tree squirrels: a dense taxón sampling of mitogenomes reveal hidden diversity, phenotic convergence, and the need of a taxonomic overhaul. *BMC Evolutionary Biology*, 20:77. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12862-020-01639-y>
- Albanesi, S.A.; Jayet, J.P.; Brown, A.D. 2016. Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el pedemonte de yungas del noroeste argentino. *Mastozoología Neotropical*, 23(2):335-358.
- Alvarez, J.; Díaz, J.; Shany N. 2012. Avifauna de la Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, Loreto, Perú. *Cotinga*, 34:132-152.
- Benitez-López, A.; Alkemade, R.; Schipper, A.M.; Ingram, D.J.; Verweij, P.A.; Eikelboom, J.A.J.; Huijbregts, M.A.J. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356(6334):180-183. DOI: <https://doi.org/10.1126/Science.aaj1891>
- Benitez-López, A.; Alkemade, R.; Verweij, P.A. 2010. The impacts of roads and other infraestructura on mammal and bird populations: A meta-analisis. *Biological Conservation*, 143(6):1307-1316. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>
- Botelho, A.L.M.; Calouro, A.M.; Borges, L.H.M.; Chaves, W.Z. 2012. Large and medium-sized mammals of the Humaitá Forest Reserve, southwestern Amazonia, state of Acre, Brazil. *Check List*, 8(6):1190-1195. DOI: <https://doi.org/10.15560/8.6.1190>
- Brako, L.; Zarucchi, J. 1993. Catálogo de las Angiospermas y Gimnospermas del Perú. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*. Vol 45.
- Colwell, R.K. 2013. *EstimateS*, Version 9.1: Statistical Estimation of Species Richness and

- Shared Species from Samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac OS.
- Colwell, R.K.; Chao, A.; Gotelli, N.J.; Lin, S.Y.; Mao, C.X.; Chazdon, R.L.; Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5:3-21. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Cossios, E.D. 2018. *Myrmecophaga tridactyla*. En: SERFOR. *Libro rojo de la fauna silvestre amenazada del Perú, Primera edición*. p. 399.
- Cossios, E.D.; Ricra, A. 2019. Diversidad y actividad horaria de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en el Parque Nacional Tingo María, Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 26(3): 325-332. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v26i3.1676>
- Cunha, A.A. 2010. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic forest National Park. *Journal for Nature Conservation*, 18(4): 291-295. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.001>
- Díaz, S.; Sánchez-Vendizú, P.; Graham-Angeles, L.; Pacheco, V. 2021. Diversidad y conservación de los mamíferos mayores de Loreto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 28(especial): e21910. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v28iespecial.21910>
- Dos Santos, P.V.; Rodrigues, F. 2013. Assemblage of medium and large size mammals in an urban semideciduous seasonal forest fragment in cerrado biome. *Biota Neotropical*, 13(2):76-80. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200008>
- Fabre, P.H.; Patton, J.L.; Leite, Y.L.R. 2016. Echimyidae. En: Wilson DE, Lacher TE, Mittermeier RA (eds.) *Handbook of the mammals of the world*. Linx Editions, Barcelona. p. 648-837.
- Geffroy, B.; Samia, D.S.; Bessa, E.; Blumstein, D.T. 2015. How Nature-Based Tourism Might Increase Prey Vulnerability to Predators. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(12):755-765. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.010>
- Gotelli, N.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Grossberg, R.; Treves, A.; Naughton-Treves, L. 2003. The incidental ecotourist: measuring visitor impacts on endangered howler monkeys at a Belizean archaeological site. *Environmental Conservation*, 30(1):40-51. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892903000031>
- Head, J.S.; Robbins, M.M.; Mundry, R.; Makaga, L.; Boesch C. 2012. Remote video-camera traps measure habitat use and competitive exclusion among sympatric chimpanzee, gorilla and elephant in Loango National Park, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, 28:571-583. DOI: <https://doi.org/10.1017/50266467412000612>
- Hice, C.L.; Velazco, P.M. 2012. The Non-volant Mammals of the Reserva Nacional Allpahuayo Mishana, Iquitos, Peru. *Special Publications, Museum of Texas Tech University*, 60: 1-135
- Hice, C.L.; Velazco, P.M.; Willig, M.R. 2004. Bats of the Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, northeastern Peru, with notes on community structure. *Acta Chiropterologica*, 6(2): 319-334.
- Hidinger, L.A. 1996. Measuring the impacts of ecotourism on animal populations: A case study of Tikal National Park, Guatemala. *Yale Forestry and Environment Bulletin*, 99: 49-59.
- Huck, M.; Juarez, C.P.; Rotundo, M-A.; Dávalos, V.M.; Fernandez-Duque, E. 2017. Mammals and their activity patterns in a forest area in the humid chaco, Northern Argentina. *Check List*, 13(4):363-378. DOI: <https://doi.org/10.15560/13.4.363>

- Jenks, K.E.; Chanteap, P.; Damrongchainarong, K.; Cutter, P.; Redford, T.; Lynam, A.J.; Howard, J.; Leimgruber, P. 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2):113-131. DOI: <https://doi.org/10.1177/194008291100400203>
- Jessen, R.R.; Palmer, G.H.; Koprowski, J.L. 2013. Maternity nest of an Amazon red squirrel in a bromeliad. *Mastozoología Tropical*, 20(1): 159-161.
- Keuling, O; Stier, N.; Roth, M. 2008. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *European Journal of Wildlife Research*, 54:729-737. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0204-9>
- Lashley, M.A.; Cove M.V.; Chitwood M.C.; Penido, G.; DePerno, C.S.; Moorman, C.E. 2018. Estimating wildlife activity curves: comparison of methods and sample size. *Scientific reports*, 8:4173. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22638-6>
- Leuchtenberger, C.; de Oliveira, E.S.; Cariolato, L.P.; Kasper, C.B. 2018. Activity patterns of medium and large sized mammals and density estimates of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in the Brazilian pampa. *Brazilian Journal of Biology*, 78(4):697-705. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.174403>
- Little, A.R.; Webb, S.L.; Demarais, S.; Gee, K.L.; Riffell S.K.; Gaskamp, A. 2016. Hunting intensity alters movement behavior of white-tailed deer. *Basic and Applied Ecology*, 17:360-369. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.12.003>
- Marchand, P.; Garel, M.; Bourgoïn, G.; Dubray, D.; Maillard, D.; Loison, A. 2014. Impacts of tourism and hunting on a large herbivore's spatio-temporal behavior in and around a French protected area. *Biological Conservation*, 177:1-11. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.022>
- Marengo, J.A. 1998. Climatología de la zona de Iquitos, Perú. En: Kalliola, R.; Flores P. (Eds.) *Geoecología y desarrollo amazónico: estudio integrado de la zona de Iquitos, Perú. Annales Universitatis Turkuensis Series. A II*, 114.
- Meek, P.D.; Ballard, G.; Claridge, A.; Kays, R.; Moseby, K.; O'Brien, T.; O'Connell, A.; Sanderson, J.; Swann, D.E.; Tobler, M.; Townsend, S. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23:2321-2343. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8>
- Meredith, M.; Ridout, M. 2014 'Overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns', R package version 0.2, 4.
- Michalski, F.; Norris, D. 2011. Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon. *Zoologia*, 28(6):701-708. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600002>
- MINAM. 2018. *Situación actual de las especies de anfibios y reptiles del Perú*. Ministerio del Ambiente del Perú. 104pp.
- Miranda, F.; Bertassoni, A.; Abba, A.M.; 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2014*: e.T14224A47441961. DOI: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T14224A47441961.en>
- Mosquera-Guerra, F.; Trujillo, F.; Diaz-Pulido, A.P.; Mantilla-Meluk, H. 2018. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes asociados a los bosques riparios del río Bitá, Vichada, Colombia. *Biota Colombiana*, 19(1):202-218. DOI: <https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a13an01>
- Norris, D.; Michalski, F.; Peres, C.A. 2010. Habitat patch size modulates terrestrial mammal

- activity patterns in Amazonian forest fragments. *Journal of Mammalogy*, 91:551-560. DOI: <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-199.1>
- Ouboter, D.A.; Kadosoe, V.S.; Ouboter, P.E. 2021. Impact of ecotourism on abundance, diversity and activity patterns of medium-large terrestrial mammals at Brownsberg Nature Park, Suriname. *PLoS ONE*, 16(6): e0250390. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250390>
- Oversluijs, M. 2003. Animales de caza en la Zona Reservada Allpahuayo-Mishana. *Folia Amazónica*, 14(1):7-16. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v14i1.149>
- Pérez, P.E.; Gagliardi, G.; Rojas, O.; Ríos, E.; Pizarro, J.S.; Medina, I.P. 2017a. *Anfibios del centro de investigación Allpahuayo, Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana Loreto-Perú – Guía de identificación*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana.
- Pérez, P.E.; Gagliardi, G.; Rojas, O.; Ríos, E.; Pizarro, J.S.; Medina, I.P. 2017b. *Reptiles del centro de investigación Allpahuayo, Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana Loreto-Perú – Guía de identificación*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana.
- Plenge, M.A. 2021. *List of the birds of Peru / Lista de las aves del Perú*. Unión de Ornitólogos del Perú. (<https://sites.google.com/site/boletinunop/checklist>). Acceso: 08/03/2022.
- Rowcliffe, J.M.; Kays, R.; Kranstauber, B.; Carbone, C.; Jansen, P.A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 201(5):1170-1179. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12278>
- Rowcliffe, J.M.; Field, J.; Turvey, S.T.; Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45:1228-1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Sánchez-Vendizú, P.; Graham-Angeles, L.; Díaz, S.; Pacheco, V. 2021. Diversidad y conservación de pequeños mamíferos de Loreto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 28(especial): e21907. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v28iespecial.21907>
- Sidell, B.P. 2002. *Moonrise 3.5* (32 bits). Software.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percástegui, S.E.; Leite, R.; Mares, R.; Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- Tobler, M.W.; Carrillo-Percastegui, S.E.; Powell, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3):261-270. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467409005896>
- Vásquez, R.; Phillips, O.L. 2000. Floristics, structure, and dynamics of a high-diversity forest in Amazonian Peru. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87(4): 499-527.

Recibido: 11 de marzo de 2022 **Aceptado para publicación:** 15 de mayo de 2022