



FOLIA
Amazónica

Revista del Instituto de Investigaciones
de la Amazonía Peruana

ESTADO POBLACIONAL DE PRIMATES EN LA CUENCA ALTA Y BAJA DEL PUTUMAYO, AL NORTE DE LA AMAZONÍA PERUANA

Harvey Kuinsy Jonathan DEL ÁGUILA-CACHIQUÉ^{1,5,*},
María Claudia RAMOS-RODRÍGUEZ², Natalia Carolina ANGULO-PÉREZ³,
Yessenia Eleonor CABALLERO-DULCE⁴, Pedro Eleodoro PÉREZ-PEÑA⁵,
Emérita Rosabel TIRADO-HERRERA¹

1 Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Facultad de Ciencias Biológicas, Iquitos.

2 SOIL-PLANT-SERVIS S.C.R.L., Iquitos.

3 Acciones para una Vida Ecosostenible (ONG AVE), Iquitos.

4 Universidad Nacional Agraria de la Selva. Facultad de Recursos Naturales Renovables, Tingo María.

5 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP).

* Correo electrónico: jonathandelaguilac@gmail.com

RESUMEN

Los primates son fundamentales en la regulación y regeneración de los bosques mediante la dispersión y depredación de semillas, además, son indicadores del estado de conservación de los ecosistemas y algunas especies son requeridas para consumo de subsistencia y comercialización como carne de monte. Por estas razones, se evaluó el estado poblacional de primates usando el método de transecto lineal ubicados en bosque inundable y tierra firme de la cuenca alta y baja del Putumayo. Recorrimos 838,8 km y se registraron diez especies de primates, nueve fueron de la cuenca alta y ocho de la cuenca baja. Las diez especies se registraron en el bosque inundable y ocho en bosque de tierra firme. La dominancia fue baja entre cuencas y hábitats, mientras entre localidades, Nuevo Belén mostró una alta dominancia debido a la abundancia de *Saimiri macrodon*. Las densidades poblacionales más altas correspondieron a *S. macrodon* (14,69 ind./km²) y *Leontocebus nigracollis nigracollis* (7,83 ind./km²), y la más baja a *Cebuella pygmaea pygmaea* (0,04 ind./km²). Entre hábitats existe diferencia poblacional de primates (ANOSIM, p= 0,001), donde *Leontocebus*

nigricollis nigricollis fue abundante en bosque inundable y *Saimiri macrodon* en tierra firme. El análisis de correlación indica que existe asociación positiva entre *Pithecia napensis* y *Aloutta seniculus* ($p= 0,0004$; $r= 0,73$). En conclusión, como las densidades poblaciones de los primates grandes son bajas es necesario evaluar la implementación de estrategias de conservación en acorde a la fauna silvestre y comunidades nativas asentadas en esta parte de la Amazonía peruana.

PALABRAS CLAVE: Densidad, ecología, hábitats, riqueza, similitud.

THE POPULATION STATUS OF PRIMATES IN THE UPPER AND LOWER PUTUMAYO BASIN, NORTHERN PERUVIAN AMAZON

ABSTRACT

Primates are fundamental to the regulation and regeneration of forests through the dispersion and predation of seeds. In addition, they act as indicators of ecosystem conservation, while some species are utilized for subsistence and commercialized as bush meat. For these reasons, the population status of primates was estimated in flooded forest and *terra firme* in the upper and lower Putumayo basin using the linear transect method. Ten primate species were detected over 838.8 kms of transect, nine of which corresponded to the upper basin and eight to the lower basin. Dominance was low among basins and habitats, while among locations; Nuevo Belén showed high dominance due to the abundance of *Saimiri macrodon*. The highest population densities corresponded to *S. macrodon* (14.69 ind./km²) and *Leontocebus nigricollis nigricollis* (7.83 ind./km²), and the lowest to *Cebuella pygmaea pygmaea* (0.04 ind./km²). We found a significant difference between habitats (ANOSIM, $p= 0.001$), where *Leontocebus nigricollis nigricollis* was abundant in flooded forest and *Saimiri macrodon* in the mainland. Correlation analysis indicates that there is a positive association between *Pithecia napensis* and *Aloutta seniculus* ($p= 0.0004$; $r= 0.73$). In conclusion, as the population densities of the large primates are low, it is necessary to implement conservation strategies according to the wildlife and native communities settled in this part of the Peruvian Amazon.

KEYWORDS: Density, ecology, habitats, richness, similarity.

INTRODUCCIÓN

Los primates son mamíferos arbóreos, que debido a sus hábitos alimenticios son fundamentales en la regulación y regeneración de los bosques mediante la dispersión y depredación de semillas (Aquino & Encarnación, 1999; Stevenson, 2000; Ledogar *et al.*, 2013; Palma & Stevenson, 2013), igualmente, gracias a su alimentación son reguladores de las poblaciones de insectos (Gómez-Posada, 2012). Además, los primates de tamaño grande son especies indicadoras del buen estado de conservación de los ecosistemas amazónicos (Aquino, 2005; Aquino *et al.*, 2012; Pérez-Peña *et al.*, 2018), asimismo, son muy apreciadas por los cazadores por ser una fuente de proteína animal y por generar ingresos económicos adicionales mediante la comercialización de carne de monte para cubrir las necesidades básicas de sus hogares (Castro *et al.*, 1976; Souto *et al.*, 2013).

A pesar de los beneficios ecológicos y económicos que brindan los primates, están siendo amenazados principalmente por la sobrecaza, la cual, está condicionada indirectamente por la tala selectiva, la densidad humana y el nivel de protección, y son los primates grandes y medianos los más afectados (Pérez-Peña *et al.*, 2018), por esta razón, sus densidades poblacionales han disminuido drásticamente en varios lugares de la Amazonía, mientras que en algunas zonas desaparecieron totalmente (Aquino *et al.*, 2015). Por lo tanto, la desaparición de estos mamíferos afectaría significativamente la diversidad de especies de flora silvestre, debido a la interrupción de los procesos de regeneración de las plantas, lo que alteraría la estructura natural de los ecosistemas amazónicos (Swamy *et al.*, 2013).

La cuenca del Putumayo presenta hábitats inundables y de tierra firme, los cuales albergan

una gran diversidad de flora y fauna silvestre; estos hábitats establecen un mosaico espacio-temporal de disponibilidad de recursos, que pueden dar lugar a movimientos estacionales de primates entre ambos tipos de hábitats (Costa *et al.*, 2018), por eso constituyen la fuente de vida no solo para las poblaciones de fauna, sino también para las comunidades indígenas (Pérez-Peña *et al.*, 2019a). Sin embargo, muchas especies de primates que viven en estos hábitats están siendo afectadas por la sobrecaza con la finalidad de obtener una mejor ganancia económica, pero también por la tala selectiva y deforestación (Montenegro & Moya, 2011; Ramos-Rodríguez *et al.*, 2019), estas amenazas posiblemente estén ocasionando la pérdida de hábitats, desaparición o desplazamiento de las poblaciones de primates, poniendo en riesgo la sostenibilidad de los ecosistemas y el sustento alimenticio y económico de los pueblos indígenas que habitan en esta parte de la Amazonía (Pérez-Peña *et al.*, 2018; Swamy *et al.*, 2013; Pérez-Peña *et al.*, 2019a). Por esta razón, el conocimiento sobre el estado poblacional y los patrones de distribución de los primates son informaciones vitales para crear estrategias de conservación para especies sobre-explotadas y restringidas a un tipo de hábitat, de tal manera que beneficien no solamente a las especies de animales, también a las comunidades nativas asentadas en este sector de la Amazonía, que hasta el momento ha sido poco estudiada (Aquino *et al.*, 2018; Pérez-Peña *et al.*, 2019a). Por tal motivo, el presente estudio evalúa el estado poblacional de primates entre los tipos de hábitats y determina el grado de asociación entre primates en la cuenca alta y baja del Putumayo. Esta investigación servirá como línea base para que se puedan implementar nuevas estrategias de conservación en este sector de la Amazonía peruana.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la cuenca baja y alta del Putumayo, ubicado al nor este de la Amazonía peruana, en el departamento de Loreto, Perú. Las zonas evaluadas corresponden a las localidades de Tres Esquinas y Remanso (cuenca baja), Nuevo Jerusalén, Mashunta y Nueva Belén (cuenca alta).

La vegetación de la cuenca alta corresponde a dos grandes hábitats que son: bosques inundables y tierra firme. En los bosques inundables se encuentran los Aguajales mixtos, compuestos por especies de *Mauritia flexuosa*, *Euterpe precatoria*, *Sloanea laxiflora*, *Socratea exorrhiza*, *Attalea butyracea*, *Macrobium limbatum*, *Pachira aquatica*, *Hevea guianensis*, *Virola pavonis* y *Iryanthera hostmannii*. También se encuentra el Varillal pantanoso, donde las especies más abundantes son *Oxandra euneura*, *Tovomita laurina*, *Pouteria gomphiifolia*, *Cynometra spruceana*, *Euterpe precatoria*, *Mauritia flexuosa*, *Gutteria riparia*, *Coussapoa trinervia*, *Virola pavonis*, *Henriettea stellaris*, *Mauritia carana*, *Pterocarpus santalinoides*, *Aspidosperma rigidum*, *Duroia fusifera*, *Pouteria oblanceolata*, *Symphonia globulifera*, *Tachigali rusbyi*, *Zygia inaequalis*. En tierra firme se encuentran bosques de colina baja y terrazas altas, que cubren el 74,02 % del área, donde las especies más representativas son *Oenocarpus bataua*, *Pseudolmedia laevigata*, *Eschweilera coriacea*, *Iryanthera lancifolia*, *Virola calophylla*, *Iryanthera elliptica*, *Iryanthera laevis*, *Lonchocarpus spiciflorus*, *Pseudolmedia laevis*, *Nealchornea yapurensis*, *Eschweilera grandiflora*, *Quararibea cordata* y *Tachigali paniculata* (Pérez-Peña *et al.*, 2019a).

En la cuenca baja, el bosque inundable está caracterizado por Aguajal mixto, donde las especies representativas son *Mauritia flexuosa*, *Mauritiella armata* y *Euterpe precatoria*. También el Varillal

pantanoso, cuyas especies abundantes recaen en *Macrobium* sp., *Mauritiella armata*, *Dendropanax* cf. *umbellatum*, *Sloanea* sp. y *Graffenrieda limbata*. En las terrazas bajas, predominan las especies *Iryanthera* sp., *Hirtella* sp., *Parinari* sp., *Couepia* sp., *Ocotea* sp., *Nectandra* sp., *Parkia* sp. En el bosque de tierra firme, las colinas bajas comprenden especies comunes como *Eschweilera coriacea*, *Eschweilera tessmanii*, *Eschweilera micrantha*, *Senefeldera inclinata*, *Iryanthera macrophylla*, *Iryanthera tricornis*, *Iryanthera paraensis*, *Virola elongata*, *Virola sebifera*, *Pouteria torta*, *Pouteria reticulata*, *Pouteria cuspidata* *Brosimum parinariodes* y *Manilkara bidentata*. En el bosque de terraza alta las especies comunes son *Eschweilera grandiflora*, *Eschweilera bracteosa*, *Virola elongata*, *Virola calophylla*, *Iryanthera paradoxa*, *Iryanthera paraensis*, *Helicostylis scabra*, *Iriarteia deltoidea*, *Micropholis egensis*, *Socratea exorrhiza*, *Attalea insignis*, *Oenocarpus bataua*, *Oenocarpus minor* y *Euterpe precatoria*. En las terrazas medias las especies comunes son *Lecythis pisonis*, *Eschweilera albiflora*, *Eschweilera tessmanii*, *Eschweilera juruensis*, *Dypterix micrantha*, *Hymenaea oblongifolia*, *Iryanthera paraensis*, *Calyptranthes bipennis*, *Virola calophylla*, *Rinorea racemosa*, *Atalea insignis*, *Oenocarpus bataua*, *Euterpe prectaoria* y *Socratea exorrhiza* (Alva-Vela *et al.*, en prensa).

DISEÑO DE MUESTREO

Entre la cuenca baja y alta se tuvo cinco localidades de muestreo, donde se recorrieron 18 transectos que suman un esfuerzo de 838,8 km. En la cuenca baja se evaluaron dos localidades durante el mes de abril del 2019 y en la cuenca alta se evaluaron tres localidades durante el mes de setiembre del mismo año. En cada localidad se abrieron de tres a cuatro transectos que variaron de 1,5 a 5 km. Las evaluaciones se realizaron de forma simultánea en cada localidad de muestreo con la finalidad

de obtener mayor esfuerzo de muestreo en una misma temporada (Figura 1, Tabla 1).

MÉTODOS DE MUESTREO

Transecto lineal

Consistió en realizar caminatas en los transectos pre-establecidos desde las 7:00 hasta las 16:00 horas, a una velocidad de 1 km/45 min. Se registraron los primates de forma directa e indirecta (vocalización), en cada avistamiento se anotó la especie, tipo de registro, número de individuos, distancia perpendicular, distancia en el transecto, hábitat y hora.

Censo por canoa

Se recorrieron las orillas de los ríos utilizando canoas, los transectos evaluados tuvieron una longitud de 8400 m, las cuales fueron recorridos

de ida y vuelta desde las 7:00 hasta las 14:00 horas y se registraron los datos de la misma manera que en el método anterior.

ANÁLISIS DE DATOS

La riqueza se calculó mediante el conteo de especies observadas. La dominancia se determinó con el índice de Simpson y fue calculada con el programa Past (Hammer *et al.*, 2001).

La similitud se calculó mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP), con matriz de covarianza, que permitió evidenciar especies con mayor variabilidad en los hábitats. Además, se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM) para evaluar si existe diferencias significativas entre hábitats, para ambos análisis se utilizó el software Community Analysis Package CAP 4.0 (Henderson & Seaby, 2007).

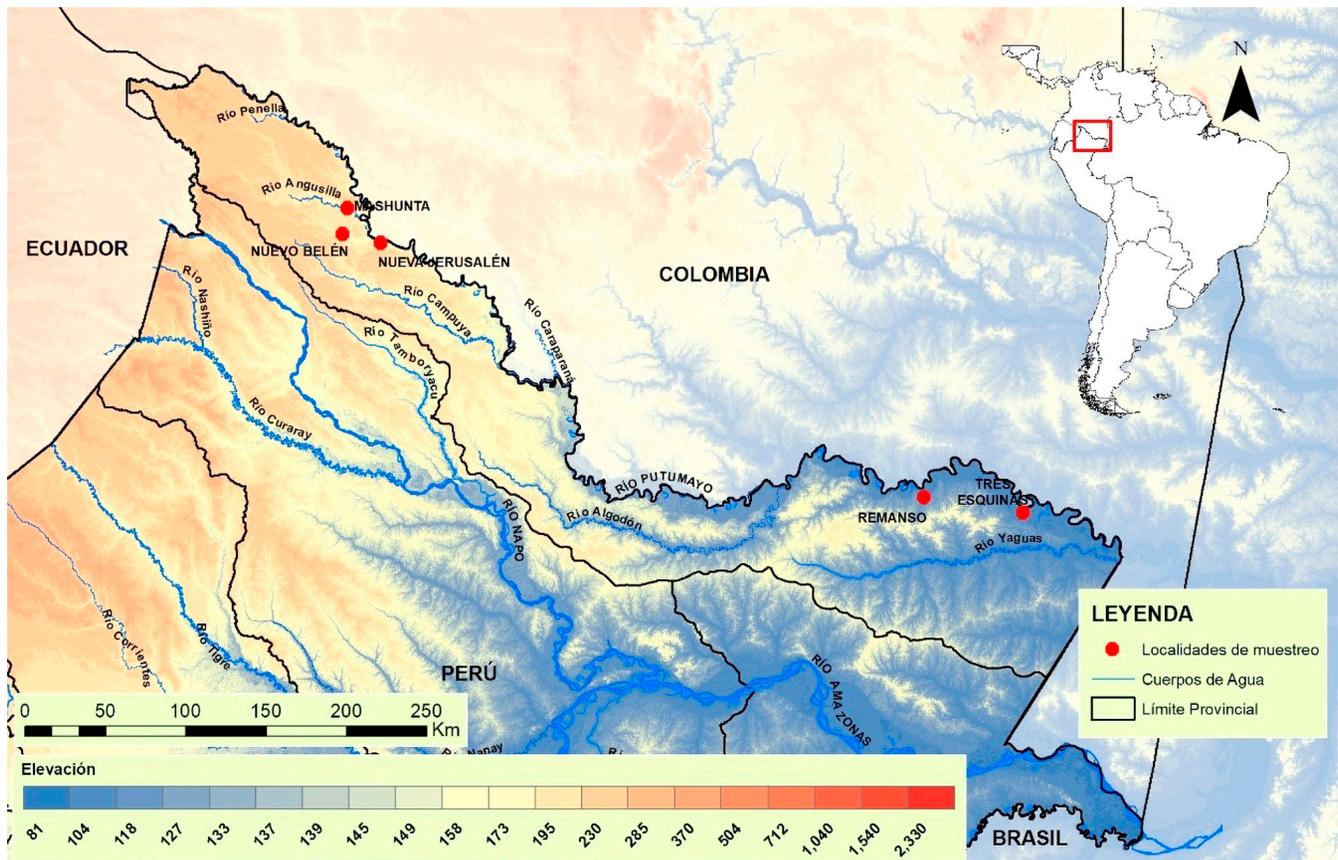


Figura 1. Mapa de área de estudio en la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú.

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de las localidades y tipo de hábitat evaluadas en la cuenca baja y alta del Putumayo, Loreto, Perú.

Cuencas	Localidades	Transectos	Coordenadas UTM				Tipo de hábitat	
			Inicio		Fin			
Alto Putumayo	Nuevo Jerusalén	T1	-1,019812	-74,20447453	-1,047977	-74,19203801	TF	
		T2	-1,01479	-74,19169588	-1,041834	-74,18061671	BI	
		T3	-1,012874	-74,15994455	-1,042206	-74,15162369	BI	
	Mashunta	T1	-0,828871	-74,39194988	-0,801907	-74,41050336	TF	
		T2	-0,829373	-74,3618159	-0,805152	-74,34103267	TF	
		T3	-0,842062	-74,37573496	-0,873867	-74,37453451	BI	
		T4*	-0,841809	-74,37692131	-0,831615	-74,41722147	BI	
	Nuevo Belén	T1*	-0,972318	-74,41779226	-0,963109	-74,45394184	BI	
		T2	-0,977798	-74,41472656	-1,00574	-74,40922121	TF	
		T3	-0,978665	-74,40824637	-0,995319	-74,39221854	TF	
	Bajo Putumayo	Remanso	T1	-2,427529	-71,16485957	-2,427001	-71,12110924	TF
			T2	-2,435165	-71,16469287	-2,45935	-71,13547101	TF
T3			-2,436776	-71,17041475	-2,464097	-71,20210976	TF	
T4			-2,42789	-71,17113758	-2,429389	-71,21619315	TF	
Tres Esquinas		T1	-2,512078	-70,61155465	-2,519742	-70,62330465	BI	
		T2	-2,523685	-70,61197085	-2,543344	-70,62194297	BI	
		T3	-2,523685	-70,61194298	-2,533792	-70,60480417	BI	
		T4	-2,514217	-70,61027685	-2,525073	-70,57774838	BI	

Legenda: *: censo realizado en canoa; TF: tierra firme; BI: bosque inundable

La densidad poblacional se estimó utilizando la fórmula de ancho fijo $D=n/2WL$ (Burnham *et al.*, 1980), donde: D es Densidad, n el número de individuos avistados dentro del ancho fijo, 2 es la constante que indica ambos lados del transecto, L es el recorrido total (km) y W es el ancho fijo (km). Las distancias de ancho fijo para cada especie fueron obtenidas de Pérez-Peña *et al.* (2019b). Para el análisis de correlación, se utilizó la correlación múltiple de Spearman debido a que nuestros datos tienen diferentes tipos de distribución.

RESULTADOS

RIQUEZA DE PRIMATES

Mediante métodos directos e indirectos (vocalización) y con un recorrido de 838,8 km se registraron 10 especies, pertenecientes a cuatro familias y nueve géneros. En la cuenca alta se registraron nueve especies en 478,4 km recorridos y en la cuenca baja ocho especies en 360,4 km recorridos. Ambas cuencas comparten el 70 % de especies registradas. Las especies *Cebuella pygmaea pygmaea* y *Pithecia napensis*

Tabla 2. Riqueza de primates por cuencas y tipo de hábitat en la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú.

Familia	Especies	Cuencas		Hábitats	
		Alto Putumayo	Bajo Putumayo	TF	BI
Atelidae	<i>Aloutta seniculus</i>	x	x	x	x
	<i>Lagothrix lagothricha lagothricha</i>	x	x	x	x
Callitrichidae	<i>Cebuella pygmaea pygmaea*</i>	x	--	--*	x
	<i>Leontocebus nigricollis nigricollis</i>	x	x	x	x
Cebidae	<i>Cebus yuracus</i>	x	x	x	x
	<i>Saimiri macrodon</i>	x	x	x	x
	<i>Sapajus apella</i>	--	x	--	x
Pitheciidae	<i>Cheracebus lucifer</i>	x	x	x	x
	<i>Pithecia hirsuta</i>	x	x	x	x
	<i>Pithecia napensis</i>	x	--	x	x
Total especies	10	9	8	8	10
Total km recorridos por cuencas		478,4	360,4	442,4	396,4

Legenda: TF= tierra firme; BI= bosque inundable; X= especies presentes; --= especies ausentes.

fueron registradas únicamente en la cuenca alta, mientras que *Sapajus apella* solamente en la cuenca baja. Respecto a la riqueza entre hábitats, el bosque inundable tuvo 10 especies en 442.4 km recorridos, mientras que en el bosque de tierra firme ocho especies en 396,4 km recorridos, asimismo, ambos hábitats comparten el 80 % de especies registradas, de tal manera que en el bosque inundable se registraron todas las especies, a diferencia del bosque de tierra firme donde *C. p. pygmaea* y *Sapajus apella* no fueron avistadas en este hábitat durante el estudio (Tabla 2).

DOMINANCIA DE PRIMATES

La dominancia de primates entre ambas cuencas fue diferente, en la cuenca alta existe más dominancia de especies (0,6383) que en la cuenca baja (0,8188). Entre los hábitats, la dominancia de primates es mayor en bosque inundable (0,6844)

que en tierra firme (0,7683). La dominancia por localidades resultó bastante homogénea entre Mashunta (0,7077), Remanso (0,7382) y Tres Esquinas (0,7703); mientras que Nuevo Belén presentó mayor dominancia de especies (0,4093), donde *Saimiri macrodon* fue la especie más dominante, asimismo, Nuevo Jerusalén presenta una ligera dominancia (0,6844) (Figura 2).

DENSIDAD POBLACIONAL

De acuerdo a los avistamientos, *S. macrodon* alcanzó la densidad más alta con 14,69 ind./km², seguido por *Leontocebus nigricollis nigricollis*, *Cebus yuracus* y *Pithecia hirsuta* con 7,83 ind./km², 6,77 ind./km² y 4,17 ind./km², respectivamente. Las especies con densidades bajas fueron *Lagothrix lagothricha lagothricha* con 1,16 ind./km², *Sapajus apella* con 1,13 ind./km², *Cheracebus lucifer* con 1,07 ind./km², *Aloutta seniculus* con

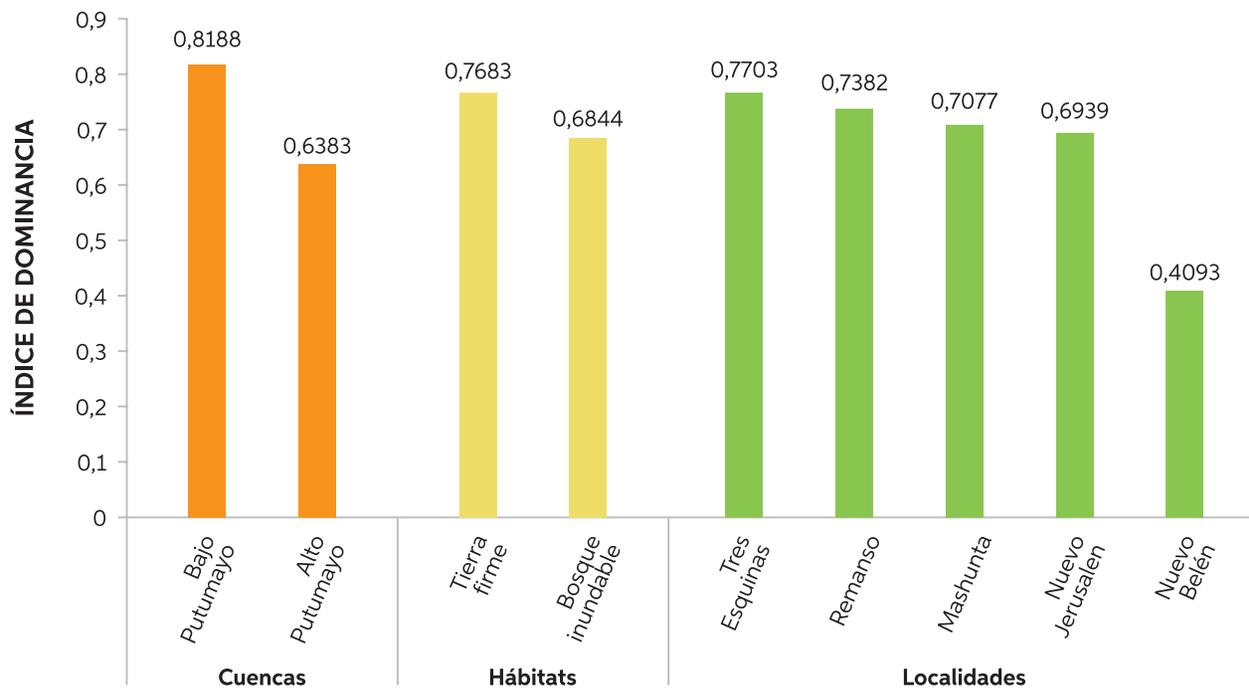


Figura 2. Dominancia de primates por cuencas, tipos de hábitats y localidades de muestreo en la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú.

Tabla 3. Densidad de primates en bosque inundable, tierra firme y localidades de la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú.

Especies	Densidad total (838.8 km)		Alto Putumayo			Bajo Putumayo		Hábitats	
	Ind./ km ²	Grupos/ km ²	NJ (114 km)	M (193,2 km)	NB (171,2 km)	R (235,6 km)	TE (124,8 km)	TF (396,4 km)	BI (442,4 km)
<i>S. macrodon</i>	14,69	0,45	25,66	12,29	25,12	0,00	21,83	14,60	28,07
<i>L. n. nigricollis</i>	7,83	1,27	4,39	8,80	4,09	12,59	5,61	13,17	2,52
<i>C. yuracus</i>	6,77	0,48	13,38	5,95	3,65	5,62	8,41	9,91	4,77
<i>P. hirsuta</i>	4,17	0,63	0,00	2,33	0,44	6,05	12,42	3,46	6,31
<i>L. l. lagothericha</i>	1,16	0,09	1,00	0,00	0,00	2,30	2,52	1,21	0,89
<i>S. apella</i>	1,13	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	7,61	0,00	2,65
<i>Ch. lucifer</i>	1,07	0,24	1,46	1,55	1,36	0,85	0,00	0,38	1,24
<i>A. seniculus</i>	0,63	0,09	4,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,57
<i>P. napensis</i>	0,57	0,15	4,17	0,00	0,00	-	-	1,01	0,37
<i>C. p. pygmaea</i>	0,04	0,04	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06

Leyenda: NJ= Nueva Jerusalén; M= Mashunta; NB= Nuevo Belén; R= Remanso; TE= Tres Esquinas; TF= tierra firme; BI= bosque inundable.

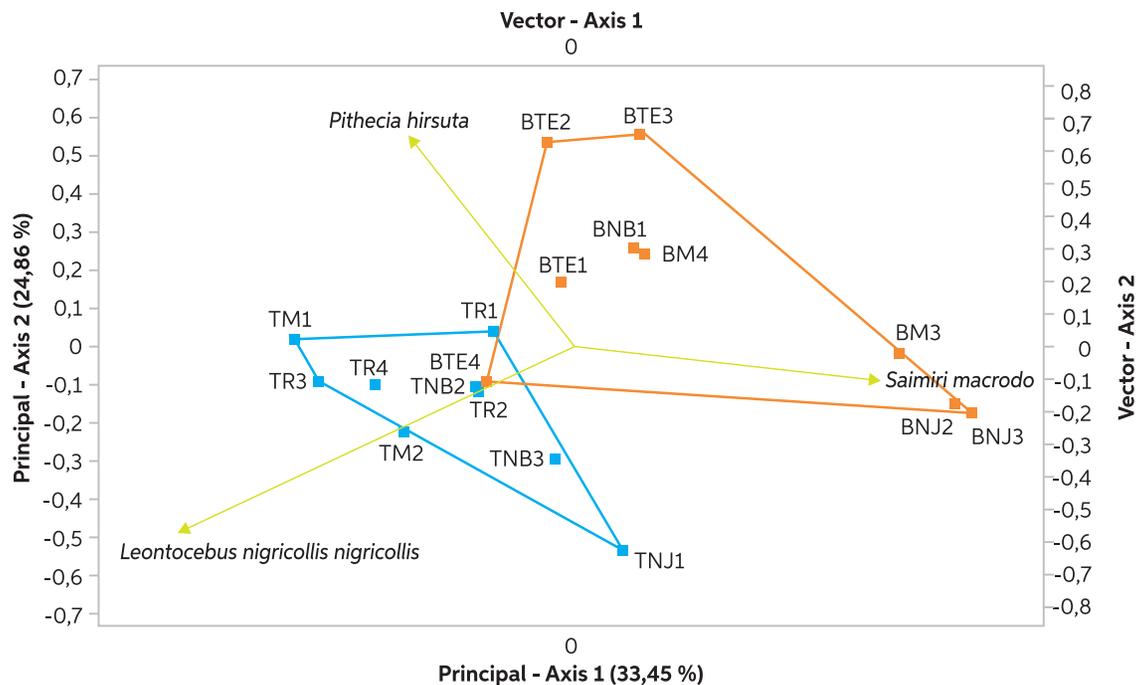


Figura 3. Análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de componentes principales de primates en bosque inundable y tierra firme de la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú.

Tabla 4. Grado de asociación de primates de la cuenca alta y baja del Putumayo, Loreto, Perú. Los valores por encima de las celdas en blanco corresponden al p valor, mientras que los valores por debajo de las celdas en blanco corresponden al coeficiente de correlación de Spearman.

Especies	C. p. pygmaea	Ch. lucifer	L. n. nigricollis	A. seniculus	C. yuracus	P. hirsuta	P. napensis	S. macrodon	L. l. lagothericha	S. apella
<i>C. p. pygmaea</i>		0,019	0,281	0,729	0,281	1,000	0,662	0,407	0,552	0,729
<i>Ch. Lucifer</i>	0,546		0,278	0,563	0,094	0,224	0,811	0,411	0,632	0,451
<i>L. n. nigricollis</i>	-0,265	-0,268		0,110	0,241	0,392	0,365	0,049	0,431	0,558
<i>A. seniculus</i>	-0,086	0,144	-0,386		0,680	0,112	0,0004	0,241	0,597	0,615
<i>C. yuracus</i>	-0,265	-0,403	0,289	0,101		0,742	0,175	0,252	0,120	0,928
<i>P. hirsuta</i>	0,000	-0,299	0,212	-0,386	0,082		0,040	0,164	0,656	0,326
<i>P. napensis</i>	-0,108	0,059	-0,225	0,73	0,332	-0,487		0,172	0,118	0,524
<i>S. macrodon</i>	-0,205	-0,203	-0,467	0,289	0,281	-0,339	0,333		0,609	0,148
<i>L. l. lagothericha</i>	-0,148	0,119	0,194	0,130	0,377	-0,111	0,378	0,128		0,334
<i>S. paella</i>	-0,086	-0,187	-0,145	-0,125	0,021	0,242	-0,157	0,352	0,239	

0,63 ind./km² y *Pithecia napensis* con 0,57 ind./km², mientras que *Cebuella pygmaea pygmaea* con 0,04 ind./km² obtuvo la densidad más baja del estudio (Tabla 3).

La especie con mayor densidad por localidad fue *S. macrodon* con 25,66 ind./km² en Nuevo Jerusalén, 12,29 ind./km² en Mashunta, 25,12 ind./km² en Nuevo Belén y 21,83 ind./km² en Tres esquinas, sin embargo, esta especie no fue registrada en Remanso, donde la especie con mayor densidad fue *L. n. nigricollis* con 12,59 ind./km². Respecto a las especies que obtuvieron las densidades más bajas, en Nuevo Jerusalén fueron *Ch. lucifer* y *L. l. lagothericha* con 1,46 ind./km² y 1,00 ind./km²; en Mashunta, *Ch. lucifer* con 1,55 ind./km² y *C. p. pygmaea* con 0,17 ind./km²; en Nuevo Belén *Ch. lucifer* y *P. hirsuta* con 1,36 ind./km² y 0,44 ind./km²; igualmente en Remanso *Ch. lucifer* con 0,85 ind./km² (Tabla 3).

A nivel de hábitats, la especie con mayor densidad en tierra firme y bosque inundable fue *S. macrodon* con 14,60 y 28,07 ind./km², respectivamente. La segunda especie con mayor densidad en tierra firme fue *L. n. nigricollis* con 13,17 ind./km², mientras las especies que obtuvieron bajas densidades en este hábitat fueron *L. l. lagothericha* con 1,21 ind./km², seguido de *P. napensis* con 1,01 ind./km² y *Ch. lucifer* con 0,38 ind./km². Asimismo, las especies *S. apella*, *A. seniculus* y *C. p. pygmaea* no tuvieron avistamientos directos en este tipo de hábitat. En el bosque inundable, la segunda especie con mayor densidad fue *P. hirsuta* con 6,31 ind./km² y las menos densas fueron *A. seniculus*, *Ch. lucifer*, *L. l. lagothericha*, *P. napensis* y *C. p. pygmaea* con 1,57 ind./km², 1,24 ind./km², 0,89 ind./km², 0,37 ind./km² y 0,06 ind./km², respectivamente (Tabla 3).

SIMILITUD

La comparación de las especies de primates entre bosque inundable y tierra firme mostraron diferencia significativa (ANOSIM, $p=0,001$)

y puede ser explicado al 58,31 % en dos componentes principales. El componente I puede explicar al 33,45 % donde *S. macrodon* fue la especie más abundante en bosque inundable y en tierra firme *L. n. nigricollis*. El componente II explica al 24,86 %, donde las especies *S. macrodon*, *L. n. nigricollis* y *P. hirsuta* fueron abundantes en algunas unidades de muestreos (Figura 3).

GRADO DE ASOCIACIÓN ENTRE ESPECIES DE PRIMATES

Existe asociación positiva entre las especies *P. napensis* y *A. seniculus* ($p= 0,0004$; $rs= 0,73$), del mismo modo, entre las especies *C. p. pygmaea* y *Ch. lucifer* ($p= 0,0189$; $r= 0,546$). Por otro lado, existe asociación negativa entre las especies *L. n. nigricollis* y *S. macrodon* ($p= 0,0494$; $r= -0,467$), al igual que entre las especies *P. hirsuta* y *P. napensis* ($p= 0,04$; $r= -0,487$), el resto de especies no mostraron asociación entre ellas ($p > 0,05$, Tabla 4).

DISCUSIÓN

En este trabajo reportamos que la riqueza de primates diurnos entre la cuenca alta y baja del Putumayo es de 10 especies y resultó superior en una especie a estudios realizados cerca a zonas evaluadas de esta investigación, como en la cuenca alta del Putumayo (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2019), cuenca baja del Algodón (tributario de la cuenca media del Putumayo) (Aquino *et al.*, 2007), Área de Conservación Regional Maijuna (Bravo, 2010) y en el interfluvio Napo-Putumayo (Aquino *et al.*, 2016). En cambio, coinciden con los estudios del interfluvio Putumayo-Amazonas (Montenegro & Escobedo, 2004), tributarios de la cuenca alta del Putumayo (López, 2013) y tributarios de la cuenca baja del Putumayo (Montenegro & Moya, 2011); no obstante, en el estudio desarrollado en tributarios de la cuenca media del Putumayo

reporta una especie más que el presente estudio (Bravo *et al.*, 2016). Las pequeñas diferencias en cuanto a la cantidad y especies registradas en los estudios, probablemente esté relacionado a que en algunos se consideró los censos nocturnos donde registraron a *Aotus vociferans*, especie de hábito nocturno (Chism & Jackson, 2018). También en algunas de las investigaciones reportan a *Callimico goeldii*, especie que no se avistó en la presente investigación, debido a que es una especie rara de tamaño pequeño y su distribución no es homogénea en la Amazonía, es posible que prefiera alguna formación geológica en particular, pero aún se desconocen las causas, razón por la cual son difíciles de avistar, como lo mencionan Pérez-Peña *et al.* (2016).

En las zonas evaluadas, especies de tamaño pequeño como *S. macrodon* y *L. n. nigricollis* obtuvieron densidades altas, mientras que los primates de tamaño grande como *L. l. lagothericha* y *A. seniculus* obtuvieron densidades bajas. Estos resultados coinciden con estudios realizados en zonas con alta presión antropogénica como en la cuenca alta del río Itaya (Aquino *et al.*, 2009), en el ámbito de la carreta Iquitos-Nauta (Aquino *et al.*, 2014), en el Área de Conservación Regional Ampiyacu Apayacu (Puertas *et al.*, 2017) y en el interfluvio Napo-Putumayo (Aquino *et al.*, 2016). La dominancia de especies pequeñas en las zonas impactadas, puede estar relacionado a la escasa presencia de primates grandes con los que compiten por espacio y alimento (Aquino *et al.*, 2014); asimismo no se ven afectados por las amenazas antropogénicas (Pérez-Peña *et al.*, 2018). Sin embargo, *S. macrodon* no se registró en la localidad de Remanso, la ausencia de esta especie podría estar relacionado al tipo de bosque evaluado, en la presente investigación todos los transectos en esta localidad estuvieron ubicados en tierra firme y según estudios se refiere que esta especie tiene preferencia por el bosque inundable,

incluso es muy dominante en este lugar (Peres, 1997).

Respecto a las bajas densidades de primates grandes en este estudio, es posible que se deba a la alta presión de caza y la deforestación para cultivos de yuca, plátano y coca que realizan actualmente las comunidades kichwas y secoyas, esta afirmación está relacionada con varios estudios donde confirman que las amenazas antropogénicas referidas son las principales causas de la desaparición de los primates grandes (Pérez-Peña *et al.*, 2018; Aquino *et al.*, 2016). Pero también hay otras razones naturales que pueden estar influenciando a las bajas densidades poblacionales, como por ejemplo la poca productividad de frutos durante la temporada de estudio. Un estudio de entrevistas a cazadores en la cuenca alta del Putumayo, indicó que *L. l. lagothericha* presenta densidades altas solamente durante la temporada de fructificación de aguaje y unguurahui (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2019). Un estudio similar en la Amazonía colombiana, también asevera que la abundancia de *Lagothrix* está determinada por la producción de frutos del género *Inga* spp. (Stevenson, 2014). También otro de los factores sería el tamaño de los transectos evaluados que variaron entre 1,5 km y 5 km, impidiendo registrar a la especie en transectos cortos, debido a que se reporta esta especie abundante más allá de los 7 km, en zonas son menos impactadas (Aquino *et al.*, 2009); esta afirmación coincide con lo referido por uno de los guías de campo, quien mencionó más allá de los 6 km de distancia encontraríamos a *Lagothrix* en abundancia. Aunque en el estudio realizado por Puertas *et al.* (2017), reportan una alta densidad de *Lagothrix*, quizás porque la zona evaluada están menos impactadas, debido a que se encuentran en proceso de recuperación, después de sufrir una alta presión de caza y extracción de madera.

La baja densidad de primates grandes, también puede estar relacionada a la fertilidad de los

suelos, en un estudio realizado al sudeste de la Amazonía colombiana evaluaron las poblaciones de primates y como resultado encontraron especies con bajas densidades, entre ellas a *L. lagotricha* y *A. seniculus*, a pesar que el estudio se realizó en bosques sin actividad de caza, obtuvieron resultados similares al presente estudio, los autores mencionan que los bosques evaluados son poco productivos, debido a que los suelos son pobres en nutrientes, limitando la disponibilidad de recursos alimenticios (Palacios & Peres, 2005). Al parecer, esto también ocurrió en la presente investigación, ya que la mayoría de los transectos evaluados estuvieron dentro de la formación geológica Nauta inferior y superior, caracterizados por presentar suelos pobres en nutrientes y una baja producción de frutos (Higgins *et al.*, 2011), por lo tanto, los pocos registros de primates de gran tamaño no siempre significa sobrecaza.

Respecto a *A. seniculus*, se registró únicamente en la localidad de Nuevo Jerusalén, esta especie es muy abundante en lugares con bajo grado de amenazas, pero también puede estar presente en lugares con elevado grado de amenazas donde sus densidades son bajas (Pérez-Peña *et al.*, 2018), caso contrario sucede con *Lagothrix* que huye de estos tipos de lugares (Aquino *et al.*, 2009). En las localidades de Mashunta y Tres Esquinas, *A. seniculus* solamente fue registrado por medio de su vocalización, esto podría deberse a que esta especie se esconde ante la presencia humana en árboles con abundante enmarañado de bejucos y lianas para evitar ser cazado (Aquino *et al.*, 2015). El escaso registro de *A. seniculus* no siempre indica que sea poco abundante, puede tener un efecto el registro mediante vocalizaciones. Este hecho también ocurrió en un estudio realizado en las cuencas del Napo y Curaray que comprenden áreas con bajas amenazas antropogénicas, sin embargo, la densidad fue de 0,1 ind./km², debido a que la mayoría de los registros fueron por medio

de vocalizaciones, que probablemente influyó en el cálculo de la densidad poblacional (Pérez-Peña *et al.* 2019b).

Los resultados del análisis de similitud muestran que hay diferencias entre hábitats, donde *S. macrodon* resultó más dominante en el bosque inundable y *L. n. nigricollis* fue más dominante en tierra firme. Este resultado siempre se da entre ambos hábitats, como lo reportan en varios estudios realizados en los ecosistemas amazónicos (Peres, 1997; Haugaasen & Peres, 2005; Hawes & Peres, 2014; Ramos-Rodríguez *et al.*, 2019). Por lo tanto, es un patrón que se cumple debido a los suelos ricos en nutrientes de los bosques inundables, en comparación con los suelos pobres del bosque de tierra firme, originando un recambio de especies entre estos dos tipos de hábitats, esto ocurre generalmente en las especies de *Leontocebus* que tienen mayor preferencia por el bosque de tierra firme donde son dominantes y por lo general no visitan el bosque inundable, mientras que *Saimiri* es extremadamente dominante en el bosque inundable (Peres, 1997). Distinto es el caso de *P. hirsuta* que fue registrado en ambos tipos de hábitats, pero fue más abundante en el bosque inundable. Sin embargo, resultados opuestos obtuvieron Ramos-Rodríguez *et al.* (2019), donde encontraron que *P. hirsuta* es más dominante en tierra firme. Esta diferencia puede ser explicado porque en nuestro estudio consideramos a la terraza media como parte del bosque inundable, por lo tanto, este factor hace que esta especie aparente tener mayor preferencia por el bosque inundable, pero en realidad es especialista en tierra firme (Aquino *et al.*, 2016; Ramos-Rodríguez *et al.*, 2019).

En los ecosistemas amazónicos existen primates que habitan en simpatria, pero, las diferencias están en el uso del hábitat, estrato arbóreo y preferencia de recursos alimenticios que cada especie consume para su supervivencia

(Dew, 2005; Stevenson *et al.*, 2000; Iwanaga & Ferrari, 2002). Los resultados del análisis de correlación indican una asociación positiva entre *A. seniculus* y *P. napensis*, ambas especies fueron registradas solamente en la localidad de Nueva Jerusalén, estas especies coexisten juntas en una misma área, quizás porque son ecológicamente distintas, la primera especie estuvo más asociado al bosque inundable y consume principalmente hojas y en menor cantidad frutos, flores, y otras partes de las plantas (Soini, 1992), mientras que la segunda especie estuvo en ambos hábitats, aunque parece tener mayor preferencia por el bosque de tierra firme y se alimenta principalmente de semillas, frutos y en menor cantidad insectos y exudados (Riveros & Ferreira, 2001; Peres, 1993). En relación a esto, Stevenson *et al.* (2000) mencionan que ciertas preferencias por un recurso alimenticio, parecen ser muy importantes para explicar las diferencias en la sobreposición de nichos entre primates. De igual manera, entre las especies *C. p. pygmaea* y *Ch. lucifer* resultaron con una asociación positiva y probablemente se deba a las diferencias en el uso de hábitats y dietas alimenticias (Sioni, 1982; Palacios *et al.*, 1997). Sin embargo, entre las especies *P. napensis* y *P. hirsuta* el análisis de correlación indica una asociación negativa, probablemente porque son especies con hábitos ecológicos similares. Especies como *L. n. nigracollis* y *S. macrodon* también obtuvieron una correlación negativa, probablemente este relacionada a la preferencia de hábitats. Peres (1997) indica que las especies de *Leontocebus* son más dominantes en el bosque de tierra firme, mientras que *Saimiri* en bosque inundable.

Nuestros resultados indican que los bosques de tierra firme e inundable albergan diferentes especies dominantes, la cual depende de factores intrínsecos de las especies. Una mayor diversidad de habitat ayuda a conservar la mayor cantidad de especies de primates.

CONCLUSIÓN

Entre ambas cuencas se registraron 10 especies de primates, nueve pertenecientes a la cuenca alta y ocho a la cuenca baja. Hubo mayor riqueza en el bosque inundable, las especies que no se encontraron en tierra firme fueron *C. p. pygmaea* y *S. apella*. La dominancia de especies fue mayor en la localidad de Nuevo Belén, determinada por *S. macrodon*. Las densidades poblacionales más altas lo obtuvieron *S. macrodon* y *L. n. nigracollis*, mientras las más bajas la obtuvieron *L. l. lagothericha* y *A. seniculus*, posiblemente debido a factores mixtos: antropogénicos y naturales. Existe una marcada diferencia entre tipos de hábitats, la especie *L. n. nigracollis* estuvo más relacionada al bosque de tierra firme y *S. macrodon* al bosque inundable. Algunas especies de primates parecen tener asociaciones con otras especies probablemente influenciadas por el uso de hábitats para adquirir sus alimentos.

AGRADECIMIENTO

A los pobladores de las comunidades nativas de Nueva Jerusalén, Mashunta, Nuevo Belén, Remanso y Tres Esquinas por su hospitalidad y apoyo en los trabajos de campo. Al Fondo Nacional de Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación Tecnológica-FONDECYT, por el financiamiento del proyecto "Animales de caza y palmeras nativas en la seguridad alimenticia y en la lucha contra la pobreza económica en comunidades indígenas de la cuenca alta del río Putumayo, frontera Perú-Colombia". Contrato N° 136-2018.FONDECYT-BM-IADT-AV.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aquino, R.; Encarnación, F. 1999. Observaciones preliminares sobre la dieta de *Cacajao calvus ucayalii* en el Nor-Oriente Peruano. *Neotropical Primates*, 7 (1): 1-5.
- Aquino, R. 2005. Alimentación de mamíferos de caza en los «aguajales» de la Reserva Nacional de Pacaya-Samiria (Iquitos, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 12 (3): 417-425. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v12i3.2416>
- Aquino, R.; Pacheco, T.; Vásquez, M. 2007. Evaluación y valorización económica de la fauna silvestre en el río Algodón, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 14(2): 187-192. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v14i2.1730>
- Aquino, R.; Terrones, W.; Navarro, R.; Terrones, C.; Cornejo, F. 2009. Caza y estado de conservación de primates en la cuenca del río Itaya, Loreto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 15(2): 33-39. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v15i2.1719>
- Aquino, R.; Cornejo, F.; Pezo, E.; Heymann, E. 2012. Distribution and Abundance of White-Fronted Spider Monkeys, *Ateles belzebuth* (Atelidae), and Threats to Their Survival in Peruvian Amazonia. *Folia Primatológica*, 84(1): 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1896/052.028.0103>
- Aquino, R.; Charpentier, E.; García, G. 2014. Diversidad y abundancia de primates en hábitats del área de influencia de la carretera Iquitos–Nauta, Amazonía Peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 4(1): 3-12. DOI: <https://doi.org/10.22386/ca.v4i1.62>
- Aquino, R.; López, L.; García, G.; Arévalo, I.; Charpentier, E. 2015. Situación actual de primates en bosques de alta perturbación del nororiente de la Amazonía peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 5(1): 50-60. DOI: <https://doi.org/10.22386/ca.v5i1.90>
- Aquino, R.; López, L.; Arévalo, I.; Daza, J. 2016. Diversidad y abundancia de primates y sus amenazas en el interfluvio de los ríos Napo y Putumayo, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Biología*, 23(3): 243-252. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i3.12859>
- Aquino, R.; López, L.; Dignum, J.; Díaz, S.; Falcón, R. 2018. Diversidad y abundancia de primates en bosques de baja y alta perturbación humana de Los Chilchos, Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 25(4): 407-416. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v25i4.15532>
- Alva-Vela, A.; Mozombite-Pinto, L.; Pérez-Macedo, C. (En prensa). Vegetación y flora. In: Pérez-Peña, P.; Ramos-Rodríguez, M.C.; Mejía, K. (Eds). *Biodiversidad en la cuenca baja del Putumayo, Perú*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía peruana. Iquitos, Perú. p.15-46.
- Bravo, A. 2010. Mamíferos. In: Gilmore, M.; Vriesendorp, C.; Alverson, W.; Del Campo A.; Von May, R.; López Wong, C.; Ríos Ochoa, S. (Eds). *Perú: Maijuna*. Rapid Biological and Social Inventories, Report 22. The Field Museum, Chicago, Illinois. p. 90-96.
- Bravo, A.; Lizcano, D.; Álvarez-Loayza, P. 2016. Mamíferos. In: Pitman, N.; Bravo, A.; Claramunt, S.; Vriesendorp, C.; Alvira Reyes, D.; Ravikumar, A.; Del Campo, A.; Stotz, D.; Wachter, T.; Heilpern, S.; Rodríguez Grández, B.; Sáenz Rodríguez, A.; Chase Smith, R. (Eds). *Perú: medio Putumayo-Algodón*. Rapid Biological and Social Inventories, Report 28. The Field Museum, Chicago, Illinois. p. 140-150.
- Burnham, K.; Anderson, D.; Laake, J. 1980. *Estimation of density from line transect sampling of biological populations*. *Wildlife Monographs*, 72. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland. 202pp.
- Castro, N.; Revilla, J.; Neville, M. 1976. Carne de monte como una fuente de proteínas en

- Iquitos, con referencia especial en monos. *Revista Forestal del Perú*, 6(1-2): 1-15.
- Chism, J.; Jackson, R.L. 2018. Primates use of flooded and unflooded forests in peruvian Amazonia. In: Myster, R. (Ed). *Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon basin*. Springer Nature. Switzerland. p. 149-160. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-90122-0_10
- Costa, H.; Peres, C.; Abrahams, M. 2018. Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. *PeerJ*, 6(6): 1-22. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.5058>
- Dew, J. 2005. Foraging, food choice, and food processing by sympatric ripe-Fruit specialists: *Lagothrix lagotricha poeppigii* and *Ateles belzebuth belzebuth*. *International Journal of Primatology*, 26(5): 1107-1135. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10764-005-6461-5>
- Gómez-Posada, C. 2012. Dieta y comportamiento alimentario de un grupo de mico maicero *Cebus apella* de acuerdo a la variación en la oferta de frutos y artrópodos, en la Amazonía colombiana. *Acta Amazónica*, 42(3): 363-372. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000300008>
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electrónica* 4(1): 9.
- Haugaasen, T.; Peres, C. 2005. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology*, 67: 243-258. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajp.20180>
- Hawes, J.E.; Peres, C. 2014. Fruit-frugivore interactions in Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 30(5): 381-399. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467414000261>
- Henderson, P.A.; Seaby, R.M.H. 2007. Community analysis package 4.0. Pisces Conservation Ltd, Lymington, UK.
- Higgins, M.A.; Ruokolainen, K.; Tuomisto, H.; Llerena, N.; Cardenas, G.; Phillips, O.L.; Vásquez, R.; Räsänen, M. 2011. Geological control of floristic composition in Amazonian forests: Geological control of floristic composition in Amazonian forests. *Journal of Biogeography*, 38: 2136-2149. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02585.x>
- Iwanaga, S.; Ferrari, S. 2002. Geographic distribution and abundance of woolly (*Lagothrix cana*) and spider (*Ateles chamek*) monkeys in southwestern Brazilian Amazonia. *American Journal of Primatology*, 56: 57-64. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajp.1063>
- Ledogar, J.A.; Winchester, J.M.; St. Clair, E.; Boyer, D. 2013. Diet and dental topography in pitheciine seed predators. *American Journal of Physical Anthropology*, 150 (1): 107-121. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajpa.22181>
- López Wong, C. 2013. Mamíferos. In: Pitman, N.; Ruelas Inzunza, E.; Vriesendorp, C.; Stotz, D.; Wachter, T.; Del Campo, A.; Alvira, D.; Rodríguez Grández, B.; Chase Smith, R.; Sáenz Rodríguez, A.; Soria Ruiz, P. (Eds). *Perú: Ere-Campuya-Algodón*. Rapid Biological and Social Inventories, Report 25. The Field Museum, Chicago, Illinois. p. 121-125.
- Montenegro, O.; Escobedo, M. 2004. Mamíferos. In: Pitman, N.; Chase Smith, R.; Vriesendorp, C.; Moskovits, D.K.; Piana, R.; Knell, G.; Wachter, T. (Eds). *Perú: Ampiyacu, Apayacu, Yaguas, Medio Putumayo*. Rapid Biological Inventories, Report 12. The Field Museum, Chicago, Illinois. p. 80-87.
- Montenegro, O.; Moya, L. 2011. Mamíferos. In: Pitman, N.; Vriesendorp, C.; Moskovits, D.; Von May, R.; Alvira, D.; Wachter, T.; Stotz, D.; Del Campo, A. (Eds). *Perú: Yaguas-Cotuhé*. Rapid Biological and Social Inventories, Report 23.

- The Field Museum, Chicago, Illinois. p. 126-133.
- Palacios, E.; Rodríguez, A.; Defler, T. 1997. Diet of a group of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) during the annual resource bottleneck in Amazonian Colombia. *International Journal of Primatology*, 18(4): 503-522. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1026307121583>
- Palacios, E.; Peres, C. 2005. Primate population densities in three nutrient-poor Amazonian terra firme forests of south-eastern Colombia. *Folia Primatologica*. 76: 135-45. DOI: <https://doi.org/10.1159/000084376>
- Palma, A.C.; Stevenson, P. 2013. Dispersión de semillas por monos araña en la Estación Biológica Cocha Cashu, Parque Nacional Manu, Perú. In: Groenendijk, J.; Tovar, A.; Wust, W. (Eds). *Reporte Manu 2013: Pasión por la investigación en la Amazonia Peruana*. San Diego Zoo Global Peru; SERNANP; Wust Ediciones. Lima, Perú. p. 178-195.
- Peres, C. 1993. Notes on the ecology of buffy saki monkeys (*Pithecia albicans*, Gray 1860): A canopy seed-predator. *American Journal of Primatology*, 31: 129-140. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajp.1350310205>
- Peres, C. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13(3): 381-405. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400010580>
- Pérez-Peña, P.E.; Aguinda, S.; Riveros, M.S.; Ruck, L.; Gonzales, C. 2016. Distribución y abundancia del supay pichico *Callimico goeldii* (Thomas, 1904) en la Reserva Nacional Pucacuro, al norte de la Amazonía peruana. *Folia Amazónica*, 25(2): 167-178. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v25i2.401>
- Pérez-Peña, P.; Mayor, P.; Riveros, M.S.; Antúnez, M.; Bowler, M.; Ruck, L.; Puertas, P.E.; Bodmer, R. 2018. Impacto de factores antropogénicos en la abundancia de primates al norte de la Amazonía peruana. In: Urbani, B.; Kowalewski, M.; Cunha, R.; De la Torre, S.; Cortés-Ortiz, L. (Eds). *La primatología en Latinoamérica 2*. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas, Venezuela. p. 597-610.
- Pérez-Peña, P.E.; Ramos-Rodríguez, M.C.; Díaz Alván, J.; Zárate Gómez, R.; Mejía Carhuana, K. 2019a. *Biodiversidad en la cuenca alta del Putumayo*, Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana. Iquitos, Perú. 155pp.
- Pérez-Peña, P.E.; Bardales-Alvites, C.; Ramos-Rodríguez, M.C.; Alcántara-Vásquez, O.E.; Acho-Zevallos, G.W.; Lavajos, L.E. 2019b. Mamíferos. In: Pérez-Peña, P.E.; Ramos-Rodríguez, M.C.; Díaz Alván, J.; Zárate Gómez, R.; Mejía Carhuana, K. (Eds). *Biodiversidad en las cuencas del Napo y Curaray, Perú*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. p. 128-151.
- Puertas, P.E.; Pinedo, A.; Soplín, S.; Antúnez, M.; López, L.; Caro, J.; Chicaje, L.; Panduro, R.; Vásquez, R.; Flores, J.L. (2017). Evaluación poblacional y uso sostenible de animales de caza por comunidades indígenas en el Área de Conservación Regional Ampiyacu Apayacu, noreste de la Amazonía peruana. *Folia Amazónica*, 26(1): 37-50. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v26i1.417>
- Ramos-Rodríguez, M.C.; Pérez-Peña, P.E.; Flores Cárdenas, G.; Ortiz Sánchez, A. 2019. Mamíferos. In: Pérez-Peña, P.E.; Ramos-Rodríguez, M.C.; Díaz Alván, J.; Zárate Gómez, R.; Mejía Carhuana, K. (Eds). *Biodiversidad en la cuenca alta del Putumayo, Perú*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. p. 155.
- Riveros, M.; Ferreira, C. 2001. Comportamiento Alimentario de una tropa de *Pithecia pithecia* (mono viudo cara blanca), en una isla del embalse de Guri, Estado de Bolívar. *Ecotropicos*, 14(2): 57-64.

- Soini, P. 1982. Ecology and population dynamics of the pygmy marmoset, *Cebuella pygmaea*. *Folia Primatológica*, 39(1-2): 1-21. DOI: <https://doi.org/10.1159/000156066>
- Soini, P. 1992. Ecología del coto mono (*Alouatta seniculus*, Cebidae) en el río Pacaya, Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú. *Folia Amazónica*, 4(2): 117-34. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v4i2.211>
- Souto, T.; Nuñez, C.; Linares-Palomino, R.; Deichmann, J.L.; Alfonso, A. 2013. Uso de recursos naturales por 10 comunidades mestizas del río Tapiche, Perú. In: Linares-Palomino R.; Deichmann, J.L.; Alonso A. (Eds). *Biodiversidad y uso de recursos naturales en la cuenca baja del río Tapiche*. Documento Técnico N° 31. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. p. 78-104.
- Stevenson, P. 2000. Seed dispersal by woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) at Tinigua National Park, Colombia: Dispersal distance, germination rates, and dispersal quantity. *American Journal of Primatology*, 50: 275-289. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1098-2345\(200004\)50:4<275::AID-AJP4>3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/(SICI)1098-2345(200004)50:4<275::AID-AJP4>3.0.CO;2-K)
- Stevenson, P.; Quinones, M.; Ahumada, J. 2000. Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, 32(3): 533-544. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00499.x>
- Stevenson, P. 2014. Potential determinants of the abundance of woolly monkeys in Neotropical forests. In: Defler, T.R.; Stevenson, P. (Eds). *The Woolly monkey: Behavior, ecology, systematics and captive research*. Springer, New York. p. 207-226. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0697-0_12
- Swamy, V.; Terborgh, J.W.; Álvarez-Loayza, P.; Cornejo-Valverde, F.; Latorre Farfan, J.P.; Vela Apaza, C.; Chilihuaní Coronado, J. 2013. El impacto de desfaunación sobre la regeneración del bosque en la cuenca del Río Madre de Dios: resultados preliminares de un estudio de largo plazo. In: Groenendijk, J.; Tovar, A.; Wust, W. (Eds). *Reporte Manu 2013: Pasión por la investigación en la Amazonia Peruana*. San Diego Zoo Global Perú; SERNANP; Wust Ediciones. Lima, Perú. p. 138-153.

Recibido: 13 de octubre de 2020 **Aceptado para publicación:** 8 de diciembre de 2020