

TRABAJOS ORIGINALES

Presentado: 14/12/2019
Aceptado: 16/11/2020
Publicado online: 30/11/2020
Editor:

Autores

Maggie Noblecilla Huiman
mnoblecillah@unmsm.edu.pe
<https://orcid.org/0000-0001-9770-4247>

Correspondencia

Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Museo de Historia Natural, Av. Arenales 1256, Lima, Perú.

Citación

Noblecilla Huiman M. 2020. Efectos de la pérdida de bosque sobre los roedores cricétidos en Carpish, Huánuco, Perú. Revista peruana de biología 27(4): 499- 508 (Noviembre 2020). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i4.17211>

Efectos de la pérdida de bosque sobre los roedores cricétidos en Carpish, Huánuco, Perú

Effects of forest loss on cricetid rodents in Carpish, Huánuco, Peru

Resumen

Huánuco presenta bosques montanos húmedos en el área de Carpish, altamente diversos en flora y fauna, entre los mamíferos destacan los roedores cricétidos por su alta diversidad; sin embargo, estos bosques están cada vez más fragmentados por la apertura de carreteras, agricultura y ganadería. A pesar de la acelerada reducción de los bosques, no se conoce el efecto de esta perturbación antrópica sobre los roedores cricétidos, fundamentales en su rol como depredadores, presas y dispersores de semillas en el medio que habitan por lo que esta investigación examina el efecto de la pérdida de bosque sobre la diversidad y riqueza de especies de roedores cricétidos. Las evaluaciones del área de estudio, San Pedro de Carpish, corresponden a los años 2002 y 2017. La pérdida de bosque se examinó con datos cuantitativos y cualitativos obtenidos de la plataforma "Geobosques" mediante un análisis espacial y temporal. Los resultados demuestran que la diversidad fue constante y la riqueza disminuyó en dos especies del total registrado; la diversidad beta, indicó una similar composición de especies y el reemplazo en dos especies en los años evaluados. Es importante señalar la resiliencia de las especies en estos bosques, aunque sus respuestas son diferentes frente a la perturbación antrópica, como *Akodon kotosh*, que exhibió alta abundancia a pesar de la pérdida de bosque y aumento de perturbación antrópica entre los años evaluados; pero a su vez, el cambio en la composición de las especies afecta directamente la estructura o composición del bosque, es por ello que se recomienda acciones de conservación y planes de manejo adecuado para la agricultura y ganadería presentes en el área.

Abstract

Huánuco presents humid montane forests in the Carpish area, which has highly diverse flora and fauna. Among mammals, the cricetid rodents stand out for their high diversity; however, these forests have been increasingly fragmented by the opening of roads, agriculture, and livestock. Despite the accelerated reduction of these forests, the effect of the anthropic disturbances on cricetid rodents —which are fundamental in their role as preys, predators, and seed dispersers in the environment they inhabit— is not known; therefore, this research examines the effect of the forest loss on the diversity and richness of the cricetid rodent species. The evaluations of the study area, San Pedro de Carpish, correspond to the years 2002 and 2017. Forest loss was examined with quantitative and qualitative data obtained from the "Geobosques" platform through a spatial and temporal analysis. The results show that diversity was constant, and richness decreased in two species from the total recorded; beta diversity indicated a similar species composition and replacement in two species in the evaluated years. It is important to point out the resilience of the species in these forests, although their responses are different to anthropic disturbance, such as *Akodon kotosh*, which exhibited high abundance despite forest loss and increased anthropic disturbance between the evaluated years; but in turn, the change in the composition of the species directly affects the structure or forest composition, which is why conservation actions and adequate management plans are recommended for agriculture and livestock present in the area.

Palabras clave:

Fragmentación; diversidad; bosque montano húmedo; *Akodon*; resiliencia; Geobosques.

Keywords:

Fragmentation; diversity; humid montane forest; *Akodon*; resilience; Geobosques.

Introducción

La pérdida de bosques en la selva tropical ocasionada por deforestación es un problema global que ocasiona pérdida de biodiversidad (MEA 2003, Foley et al. 2007), en particular, la cuenca amazónica como un gran foco de pérdida de selva tropical (Potapov et al. 2014).

La teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) permiten comparar estudios de cambios en el uso de la tierra a través del tiempo (Cigliano & Torruccio 2003); mientras que imágenes de la superficie terrestre permiten detallar la cobertura de suelo y evaluar los cambios en la vegetación (Cabello & Paruelo 2008). En el marco de la conservación de los bosques del Perú, el Ministerio del Ambiente (MINAM) desarrolló la plataforma GEOBOSQUES para el "monitoreo de la cobertura de bosque, cambio de bosque a no bosque y la degradación forestal". Esta plataforma distribuye información a los distintos usuarios (MINAM 2014).

La deforestación registrada en el Mapa Forestal del Perú (Malleux 1975) señaló 4'500000 ha de selva deforestadas, causada por agricultura y ganadería (MINAM & MINAGRI 2014). Registros de los años 2001 al 2014 muestran que la deforestación antrópica bruta causó la pérdida de 1'653121 ha de bosque (MINAM 2015). Por otro lado, en selva alta, la deforestación también es elevada y debida tanto a eventos naturales como a causas antrópicas (Dourojeanni et al. 2009, Franke et al. 2005). En particular, el departamento de Huánuco se ha observado la más alta pérdida de cobertura boscosa, tanto en el 2005 (25556 ha) como en el 2009 (24190 ha), además, de la más alta pérdida de bosque acumulada entre el 2000 y 2011 (MINAM 2014a, 2015). En este departamento se encuentran los bosques de Carpish, los cuales a pesar de contener un alto número de endemismo de flora y fauna (Parker & O' Neill 1976, Young & León 1999, Beltrán & Salinas 2010, Jiménez & Pacheco 2016), y establecerse medidas para su conservación (El Peruano 2020), son amenazados por la extracción de leña y la apertura de campos de cultivo (Beltrán & Salinas 2010), siendo necesarias más investigaciones sobre su biodiversidad.

Los roedores cricétidos demuestran ser organismos de fácil muestreo debido a su comportamiento y roles en el ecosistema (Sunyer et al. 2013, Clark & Bunck 1991, Shomita et al. 2004, Manson et al. 2001), teniendo las características de un organismo que respondería rápidamente a la fragmentación (Santos & Tellería 2006). La diversidad de roedores en Perú se estima en 188 especies (Pacheco et al. 2018) siendo escasos los reportes para Huánuco (Pacheco & Noblecilla 2019). Así mismo, el conocimiento de cómo varían estas poblaciones ante el cambio del paisaje es poco conocido. Por lo que, este estudio tiene por objetivo analizar los resultados de diversidad y abundancia de los roedores cricétidos frente a la pérdida de bosque en Carpish en el año 2002 y 2017, tomando en consideración la estructura y composición de los mismos. Adicionalmente, se discute la respuesta de algunas especies de roedores considerados comunes y raras.

Material y métodos

El área de estudio se ubica en el departamento y provincia de Huánuco, distrito Chinchao, localidad San Pedro de Carpish (Fig. 1). El área de estudio pertenece a la ecorregión Yungas (*sensu* Dinerstein et al. 1995), o Bosque Húmedo Montano Oriental (Young & León 1999).

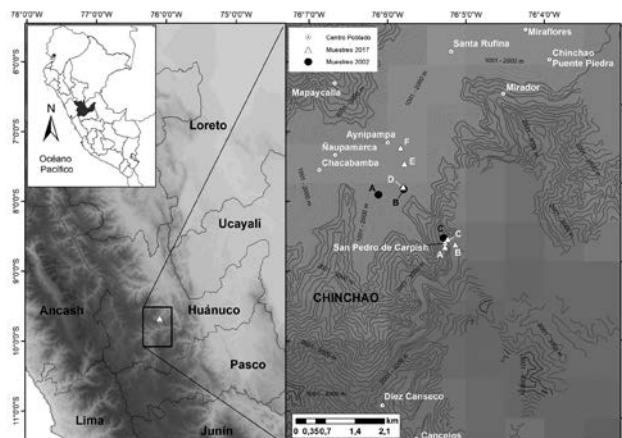


Figura 1. Ubicación del área de estudio en la localidad de San Pedro de Carpish. Evaluación del año 2002 (círculos negros): sitios de muestreo A, B y C. Evaluación del año 2017 (triángulos blancos): sitios de muestreo A, B, C, D, E y F.

Localidad San Pedro de Carpish-SPC (1780 – 2400 m).- El paisaje se observa habitualmente cubierto de nubes. Las actividades humanas comunes son la ganadería, agricultura y extracción de madera. Cuenta con caminos que permiten acceder a la carretera Huánuco - Tingo María. La ganadería vacuna no está extendida por la topografía del lugar. En el área presenta gran variedad de vegetación arbórea, arbustiva y herbácea con predominancia de las rubiáceas y melastomáceas, gran variedad de briofitas y abundantes epífitas. Beltrán y Salinas (2010) clasifican la localidad como formaciones vegetales de selva tropical superior y bosque del piso nebuloso:

Selva tropical superior-STs (1700 – 2300 m).- Esta formación evidencia el cambio de bosque montano alto a bajo, el dosel varía de 30 a 35 m de alto. Se observa lianas y epífitas, el sotobosque muestra arbustos de los géneros *Piper*, *Palicourea*, *Miconia* y *Psychotria*. El paisaje contiene amplias zonas deforestadas, donde se observa campos de cultivo de rocoto y papa, así como caminos hacia la carretera Huánuco-Tingo María.

Bosque del piso nebuloso (2300 – 2750 m).- Esta formación contiene la mayor diversidad arbórea de todo el bosque, el dosel varía de 10 a 15 m. Se observa helechos arborescentes, epífitas (musgos, bromelias, orquídeas y aroideas). Se presenta un estrato conformado por la copa de árboles y otro compuesto por hierbas y arbustos del sotobosque. Es una zona medianamente afectada por acción del hombre debido a la extensión de campos de cultivo, ganadería y la construcción de carreteras, lo cual produce grandes claros de bosque.

Pérdida de bosque.- La información al nivel de distrito se obtuvo de la plataforma GEOBOSQUES (<http://>

geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/perdida.php). Tablas y gráficas anuales fueron analizadas para observar los patrones en la pérdida de bosque. Además, se obtuvo la información de Concentración de pérdida de bosque entre los años 2001 al 2017 para el departamento de Huánuco, en coordinación con el encargado del Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático – PNCBMCC.

Estimación de la diversidad y abundancia.- Se evaluaron tres sitios de muestreo en el 2002 y seis sitios de muestreo en el 2017, todos ubicados en San Pedro de Carpish, considerando las partes más bajas y altas (Tabla 1, Fig. 1). Los ejemplares colectados en el año 2002 en San Pedro de Carpish, corresponden a la colección de Mastozoología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM) los cuales ascienden a 41 ejemplares pertenecientes a cuatro especies. Los datos tomados incluyeron: número de especies, datos morfométricos (largo total, largo de cola, largo de oreja, largo de pata y peso), condición reproductiva, sexo, fecha de colecta, hora de captura de los ejemplares colectados, georreferenciación.

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la localidad San Pedro de Carpish.

Formación Vegetal	Año de evaluación	Altitud (m)	Coordenadas WGS 84	
			Latitud	Longitud
Selva Tropical Superior	2002	1700	-9.68583	-76.10194
	2002	1900	-9.68467	-76.09654
	2017	1963	-9.68417	-76.09667
	2017	1850	-9.67917	-76.09639
	2017	1746	-9.67583	-76.09722
Bosque del Piso Nebuloso	2002	2400	-9.69500	-76.08806
	2017	2430	-9.69694	-76.08778
	2017	2525	-9.69639	-76.08556
	2017	2485	-9.69528	-76.08722

La evaluación del 2017 empleó la metodología de Pacheco et al. (2007). Los sitios de muestreo incluyeron una trampa de golpe (Víctor o Museum Special) y una trampa de caja (Sherman), por lo que se obtuvo 180 trampas noche (NT) activadas por día. Se utilizó un cebo estándar preparado a base de mantequilla de maní, esencia de vainilla, avena y agua. Las trampas fueron preparadas a las 16:00 h y revisadas a las 08:00 h del día siguiente. La evaluación se realizó por 12 noches. Mediante ayuda de la literatura especializada se logró la determinación de los especímenes hasta el nivel de especie (Patton et al. 2015, Jiménez et al. 2013, Jiménez & Pacheco 2016). Los especímenes se encuentran depositados en la colección del Departamento de Mastozoología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM). Las estimaciones de la diversidad fueron comparadas con los resultados del año 2002, de tal forma que se realizó un análisis temporal y espacial.

Las evaluaciones se desarrollaron durante 21 días en total y se emplearon 3510 TN, distribuidas en 1350 TN durante el 2002 y 2160 TN durante el 2017 (Tabla 2). En relación a la representatividad del muestreo empleado, se elaboró la curva de acumulación de especies según la ecuación de Clench, para comparar los inventarios (Jiménez-Valverde & Hortal 2003) del 2002 y 2017. Mediante EstimateS (Colwell 2006) se calcularon los índices y se empleó Statistica (StatSoft Version 10) para graficar la curva.

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo para roedores en las evaluaciones de los años 2002 y 2017 en la localidad San Pedro de Carpish. Donde: NT= número de transectos. EM= esfuerzo de muestreo.

Año de evaluación	Sitio de muestreo	Trampas noche		EM total
		NT	EM	
2002	1	5	450	1350
	2	5	450	
	3	5	450	
2017	4	3	540	2160
	5	3	540	
	6	3	1080	
Esfuerzo de muestreo total				3510

La abundancia relativa (AR) se calculó por la razón entre el número de especímenes colectados entre el esfuerzo de muestreo en el sitio de evaluación, expresada en unidades de 100 trampas noche (Pacheco et al. 2007). Se empleó el coeficiente de correlación de Pearson para evaluar relación entre la AR con la altitud.

La diversidad alfa fue estimada con los índices de Shannon, Simpson, Equidad y el Índice de diversidad verdadera de orden 1 (1D), se empleó SPADE (Chao & Shen 2010). La diversidad beta se estimó mediante el índice de Whittaker y el índice de similaridad de Jaccard. Las estimaciones de la diversidad alfa y beta son útiles para comprender los cambios en la biodiversidad con relación en la estructura del paisaje (Whittaker 1972) y los efectos de las actividades humanas (Halffter 1998).

Análisis estadístico.- La existencia de una relación entre la pérdida de bosque con la abundancia relativa y el número de especies en cada año de evaluación fue analizada mediante un ANOVA, que consideró: a) factor: la pérdida de bosque por año, b) variables: las especies y c) réplicas independientes del análisis: días de evaluación en cada año. Además, para verificar la existencia de diferencias significativas entre las AR de las especies registradas por año con la pérdida de bosque, se empleó el PERMANOVA (Anderson 2017), utilizando una matriz de disimilitud (distancia euclidiana), para conocer la respuesta de diversas variables (especies en este estudio) que son dependientes de diversos factores (pérdida de bosque), las validaciones se hacen a partir de permutaciones (Anderson 2017). El paquete Vegan versión 2.4-1 (Oksanen et al. 2016) se usó para el análisis en R (R DCT 2014).

Resultados

La pérdida de bosque en el distrito de Chinchao entre los años 2001 y 2017 ascendió a 2306 ha de bosque. Además, los años 2012, 2014 y 2017 registraron las mayores pérdidas de bosque (Fig. 2). Los datos cualitativos en cuanto a la concentración de la pérdida de bosque en Huánuco se observa en la Figura 3 y 4. La información cualitativa y cuantitativa en Carpish evidencia la pérdida de bosque en el área de estudio ocurrida en los años 2002 a 2017.

En el 2002 se registraron 41 ejemplares de roedores cricétidos, representando cuatro especies; mientras que en el 2017 se registraron 82 ejemplares representando también cuatro especies. El número de especies registradas ($S_{obs}=4$) en el 2002 fue el 83.3 % del total esperado ($S_{esp} = 4.8$) y las especies registradas en el 2017 ($S_{obs}=4$) corresponde al 85.11% del total esperado ($S_{esp} = 4.7$); estos resultados muestran una evaluación bastante completa con los métodos de captura empleados. La curva de Clench muestra que a partir del día 9, la curva se estabiliza (Fig. 5 y Fig. 6).

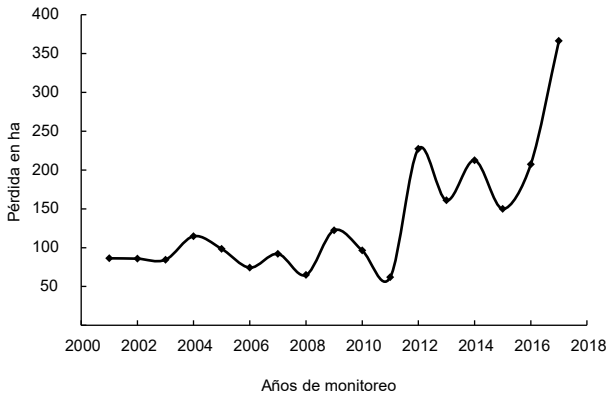


Figura 2. Pérdida de bosque (en hectáreas) en el distrito de Chinchao observada entre los años 2001 a 2017. Fuente: Plataforma Geobosques.

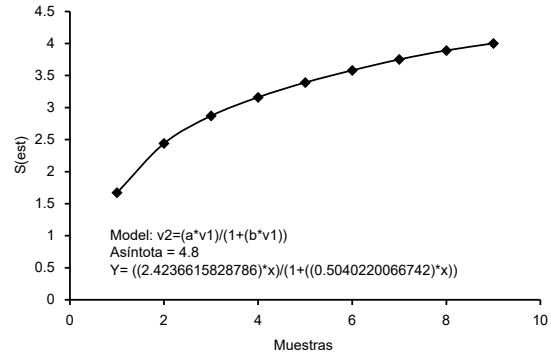


Figura 5. Curva de Clench para roedores cricétidos capturados en San Pedro de Carpish en el año 2002.

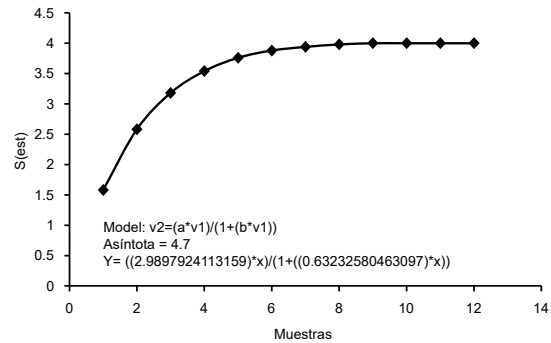


Figura 6. Curva de Clench para roedores cricétidos capturados en San Pedro de Carpish en el año 2017.

Akodon kotosh fue la especie con mayor registro (41 ejemplares, 2017), AR= 7.59 ind/100-TN (Tablas 3 y 4). Con relación a las AR por altitud (Tabla 4), fue alta en el año 2002 (6.44) a 1900 m y en el 2017 registró el más alto valor (10.93) a 2450 m. La AR por año y por especie (Tabla 5), mostró que *O. destructor* fue la especie más abundante en el 2002 (1.93 ind/100-TN); mientras que *A. kotosh* resultó más abundante en el 2017 (2.18 ind/100-TN). Es importante resaltar que *Nepheleomys keaysi* fue registrada sólo en el 2002 y *Thomasomys kalinowskii* sólo en el 2017 (Tabla 3). La evaluación de la relación entre la AR y la altitud, resultó en una relación no significativa.

Tabla 3. Roedores cricétidos registrados por altitud en San Pedro de Carpish (SPC) durante los años 2002 y 2017.

Especies	Nombre común	SPC 2002			SPC 2017		
		1700 m	1900 m	2400 m	1850 m	2450 m	2550 m
<i>Akodon kotosh</i> Jiménez y Pacheco, 2016	Ratón campestre de kotosh	—	4	8	—	41	6
<i>Microrozomys minutus</i> (Tomes, 1860)	Ratoncito arrozalero diminuto	—	1	—	—	3	—
<i>Nepheleomys keaysi</i> (J. A. Allen, 1900)	Ratón arrozalero de las yungas	—	2	—	—	—	—
<i>Oligoryzomys destructor</i> (Tschudi, 1844)	Ratón arrozalero destructor	3	22	1	1	4	—
<i>Thomasomys kalinowskii</i> (Thomas, 1894)	Ratón montaraz de kalinowski	—	—	—	—	11	16
Número de individuos		3	29	9	1	59	22
Individuos por año		41			82		
Número de especies		1	4	2	1	4	2
Especies por año		4			4		

Tabla 4. Abundancia relativa (en base a 100 TN) por altitud para roedores cricétidos registrados en San Pedro de Carpish durante los años 2002 y 2017.

Especies	SPC 2002			SPC 2017		
	1700 m	1900 m	2400 m	1850 m	2450 m	2550 m
<i>Akodon kotosh</i>	-	0.89	1.78	-	7.59	1.11
<i>Microryzomys minutus</i>	-	0.22	-	-	0.56	-
<i>Nephelomys keaysi</i>	-	0.44	-	-	-	-
<i>Oligoryzomys destructor</i>	0.67	4.89	0.22	0.09	0.74	-
<i>Thomasomys kalinowskii</i>	-	-	-	-	2.04	2.96
Total	0.67	6.44	2.00	0.09	10.93	4.07

Tabla 5. Abundancia relativa (en base a 100 TN) por año de los roedores cricétidos registrados en San Pedro de Carpish.

Especies	SPC 2002	SPC 2017
<i>Akodon kotosh</i>	0.89	2.18
<i>Microryzomys minutus</i>	0.07	0.14
<i>Nephelomys keaysi</i>	0.15	-
<i>Oligoryzomys destructor</i>	1.93	0.23
<i>Thomasomys kalinowskii</i>	-	1.25
Total	3.04	3.80

Tabla 6. Índices de diversidad de roedores cricétidos, número de especies e individuos capturados en la localidad de San Pedro de Carpish (SPC), años 2002 y 2017. Índices de diversidad: ¹D= Índice de diversidad verdadera de orden 1 (q=1); H'= Shannon; 1-D= Simpson y J'= equidad.

Años	SPC 2002	SPC 2017
N° de especies	4	4
N° de individuos	41	82
H'	0.89	0.98
1-D	0.51	0.56
J'	0.64	0.70
¹D	2.43	2.66

Tabla 7. Índices de diversidad de roedores cricétidos, número de especies e individuos capturados en la localidad de San Pedro de Carpish (SPC), años 2002 y 2017, detallado por altitud. Índices de diversidad: H'= Shannon, 1-D= Simpson y J'= equidad.

Años	SPC 2002			SPC 2017		
	1700 m	1900 m	2400 m	1850 m	2450 m	2550 m
N° de especies	1	4	2	1	4	2
N° de individuos	3	29	9	1	59	22
H'	0.00	0.78	0.35	0.00	0.90	0.59
1-D	0.00	0.40	0.20	0.00	0.48	0.40
J'	0.00	0.57	0.50	0.00	0.65	0.85

La evaluación reporta cinco especies en total; el análisis ANOVA evidenció la diferencia significativa del número de especies entre la pérdida de bosque o años de evaluación o (F Model= 5.87, Pr [$>F$]= 0.0255).

Los resultados indican que *O. destructor* presentó la más alta densidad poblacional en el año 2002 con 1.93 ind/100-TN, mientras que *A. kotosh* lo presentó en el año 2017 con 2.18 ind/100-TN. El PERMANOVA mostró que hay diferencia significativa en las AR de las especies en relación a la pérdida de bosque o años de evaluación (F Model= 835.59, Pr [$>F$]= 0.00099).

La diversidad (Tabla 6) resultó alta en el 2017 (H'= 0.98; 1-D= 0.56); sin embargo, la diversidad verdadera (¹D) resultó baja para ambos años. Cuando se muestra la diversidad por altitud (Tabla 7), fue alta (H'= 0.90) a 2450 m; sin embargo, con el estimador Simpson, se muestra baja (1-D= 0.48). La diversidad beta con el índice de Jaccard= 0.6, señala que existen especies compartidas entre los años 2002 y 2017; por lo que, "la composición de especies" es similar en los años de evaluación. El índice de Whittaker= 1.67, mostró el número de veces que cambia "la composición de especies" en los años de evaluación. Las especies compartidas son *Akodon kotosh*, *Thomasomys kalinowskii* y *Microryzomys minutus*. No se realizaron comparaciones con otros estudios ya que contienen diferencias en la amplitud del análisis, el tamaño de la unidad geográfica y región geopolítica, tales diferencias implican variaciones en las especies como en el ambiente, en esas condiciones la comparación directa no es posible (Koleff 2005).

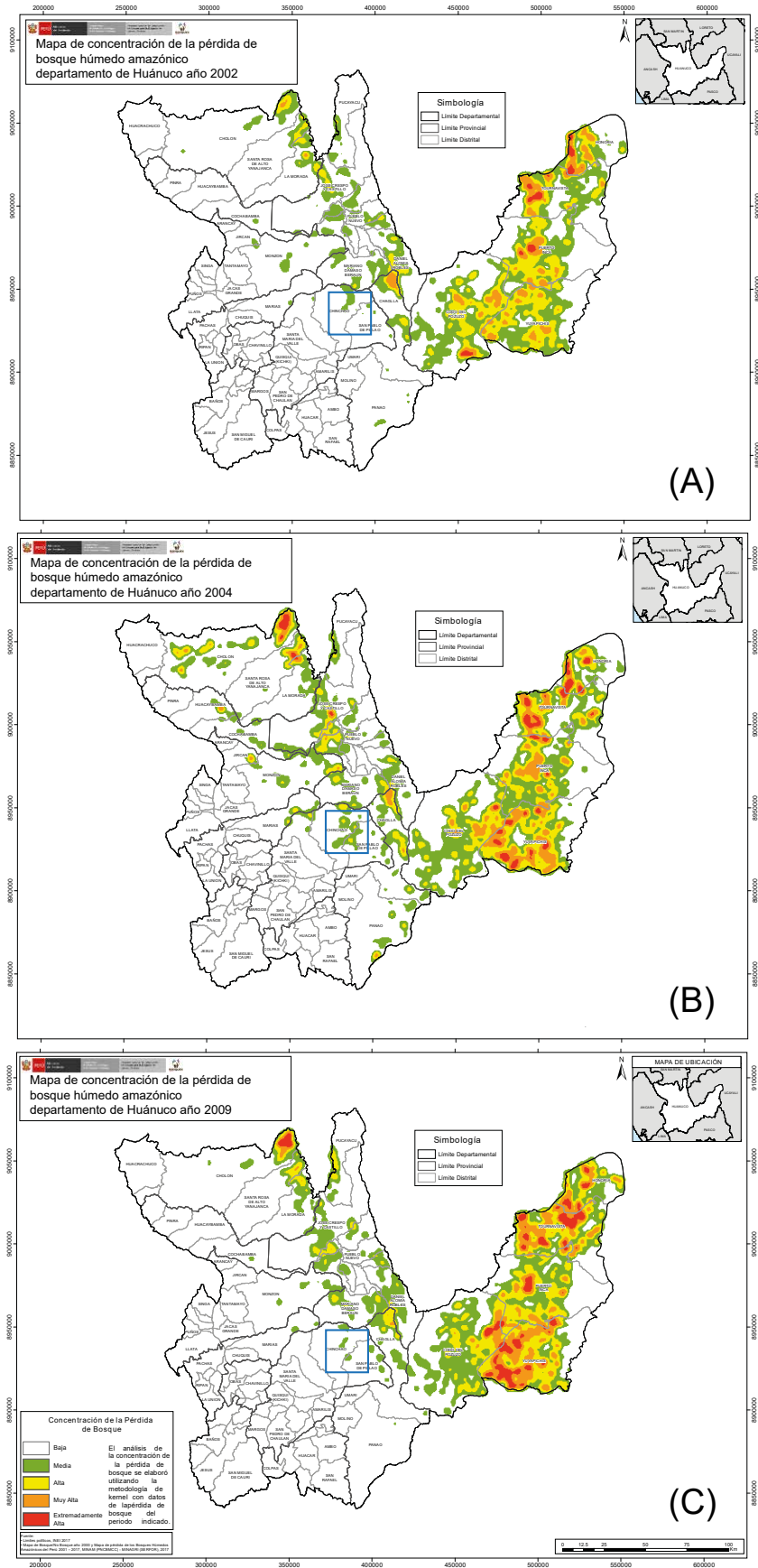


Figura 3. Mapa de concentración de la pérdida de bosque húmedo amazónico en el departamento de Huánuco. Recuadro en azul, distrito de Chinchao: A= año 2002. B= año 2004. C= año 2009. Pérdida media en verde, alta en amarillo, muy alta en anaranjado y extremadamente alta en rojo. Fuente: Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático – PNCBMCC.

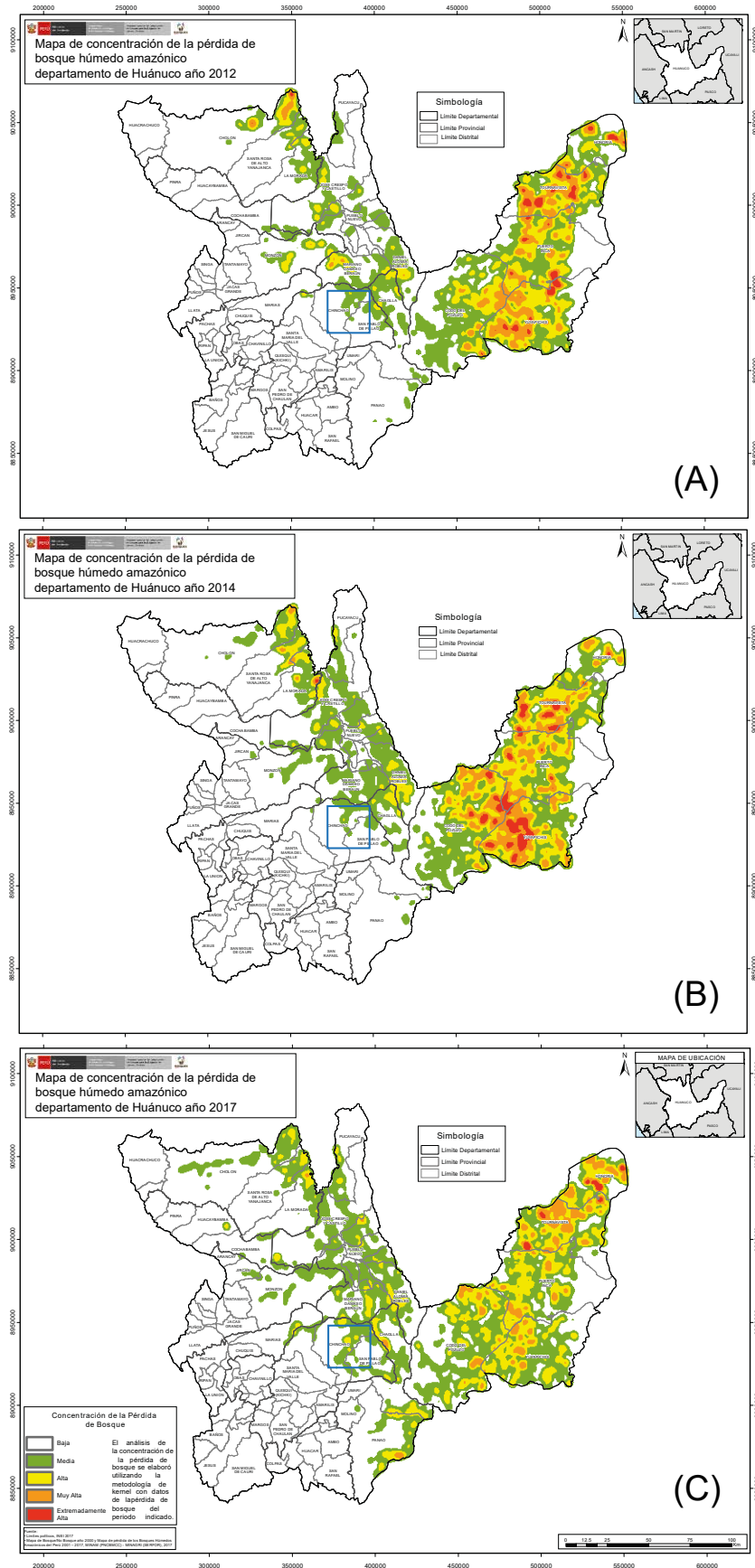


Figura 4. Mapa de concentración de la pérdida de bosque húmedo amazónico en el departamento de Huánuco. Recuadro azul, distrito de Chinchao: A= año 2012. B= año 2014. C= año 2017. Pérdida media en verde, alta en amarillo, muy alta en anaranjado y extremadamente alta en rojo. Fuente: Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático – PNCBMCC.

Los resultados mostraron disminución en la riqueza de especies puesto que en el año 2017 no se registró *Nephelomys keaysi*; mientras que, la abundancia descendió en dos de las cinco especies registradas en los años evaluados. Es importante señalar que aunque la pérdida de bosque creció al 2017 para el distrito de Chinchao, la abundancia relativa se mantuvo entre los valores más altos. *Akodon kotosh* fue la especie más abundante en San Pedro de Carpish; sin embargo, en el 2002 lo fue *Oligoryzomys destructor*. La pérdida de bosque no disminuyó la diversidad de roedores cricétidos, pero afectó su composición. Ante el aumento de perturbación humana y pérdida de bosque *A. kotosh* mantiene una alta abundancia.

Discusión

El número de especies de cricétidos en el presente estudio (San Pedro de Carpish 1700 – 2550 m) es semejante al reportado para bosques de Huánuco entre los 2564 m y 3850 m (Noblecilla & Pacheco, 2012). Sin embargo, un estudio realizado entre los 2700 y 3000 m, en el bosque de Mayobamba en Carpish (Pacheco & Noblecilla 2019), se registraron ocho especies de roedores cricétidos. Lo cual podría indicar la importancia de las diferencias altitudinales. Por otro lado, las investigaciones de cricétidos en los bosques montanos centrales de Perú aún son escasos, en comparación con los realizados en el sur de Perú (Pacheco et al. 2007, 2011), donde se reportan 12 especies en la cuenca del río Apurímac, siete especies en Ayacucho, que incluso presentaba localidades impactadas (Pacheco et al. 2013).

La curva de Clench indicó que es poco probable que el número de especies en San Pedro de Carpish aumente con más muestreos, pero no se desestima el incremento a ocho especies según antecedentes en altitudes que varían de 1500 y 2500 m (Patton et al. 2015) y testigos (vouchers) depositados en Louisiana State University, Museum of Zoology (LSUMZ 12600, 14406, 14368). Así mismo, es probable que el empleo de diferentes métodos de captura (trampas Tomahawk, pitfall, etc.; Patterson et al. 2006) aumente el número del registro. Es preciso indicar que *Thomasomys kalinowskii* fue reportada, previo a este estudio, sobre los 2700 m (Pacheco & Noblecilla 2019) por lo que, es posible que otras especies sobre los 2500 m sean registradas en San Pedro de Carpish.

Oligoryzomys destructor fue la especie con mayor densidad poblacional en el 2002 pero mostró valores bajos en el 2017, año en el que se reporta la más alta pérdida de bosque; por lo que, la disminución en la densidad poblacional de esta especie se relacionaría con el incremento de la perturbación antrópica, sin embargo, se requerirá de más información para sustentar dicha relación. Opuesto es el caso de *Akodon kotosh*, que aumentó su densidad poblacional en el 2017, y a pesar de que es poca la información de su historia natural, se trata de un género común para las yungas del Perú (Pacheco et al. 2009). Por otro lado, la deforestación en las zonas altas de Carpish podría explicar el registro de *T. kalinowskii* en las zonas bajas, y aunque es una especie generalista (Noblecilla & Pacheco 2012), aun es necesario realizar

observaciones sobre los 2500 m para confirmar su presencia. No obstante, es importante considerar que áreas abiertas producen microhábitats favorables para especies generalistas según Adler et al. (1997); lo cual explicaría que *T. kalinowskii* y *A. kotosh* actúen como especies generalistas en el sitio de estudio y sean considerados como “indicadores de perturbación” del bosque.

La diversidad resultó relativamente similar entre los años 2002 y 2017; pero se evidencia un cambio en la composición de especies, puesto que *Nephelomys keaysi* se registró sólo en el 2002, pero por tratarse de una especie considerada “rara” de registrar, se recomienda no compararla con otras especies.

Los cambios en la composición de especies registradas entre los años 2002 y 2017 podrían relacionarse a cambios en la estructura del bosque, debido que cada roedor cricétido desempeña un rol específico en su hábitat, como el rol en la “sucesión de los bosques” (Sunyer et al. 2013, Manson et al. 2001). *Thomasomys kalinowskii* es una especie herbívora, conocida por su alto consumo de semillas de Piperacea (Noblecilla & Pacheco 2012), ésta es una vegetación relacionada al bosque secundario, borde de bosque y claros (Sánchez-Coronado et al. 1990), así mismo es considerada como una especie dominante en sotobosque (Dyer & Palmer 2004); por lo que, la presencia de *T. kalinowskii* en las partes bajas de San Pedro de Carpish podría ser un indicador de la pérdida de bosque en esa zona. Diversos estudios de flora y fauna ya han reportado la disminución de bosque en el sitio de estudio (Young & León 1999, Pacheco & Noblecilla 2019, Beltrán & Salinas 2010) y que corrobora el Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático: “Chinchao registra uno de los picos más altos de pérdida de bosque en el año 2017”.

Por otro lado, el incremento en la densidad poblacional de *A. kotosh*, en relación con el aumento de perturbación del bosque, podría también considerar a esta especie como indicadora de perturbación antrópica en los bosques de Carpish. Además, si las poblaciones de esta especie llegaran a reducir drásticamente sería una señal preocupante del estado de conservación de este bosque.

Es importante resaltar la persistencia de estos roedores ante la perturbación antrópica (construcción de carreteras, agricultura y ganadería) en el sitio de estudio, lo cual podría indicar que mantienen la estructura y funciones básicas del ecosistema natural (Mena 2010); sin embargo, los cambios en la composición de especies afectan la estructura y composición del bosque. Se recomienda realizar investigaciones en la gradiente altitudinal de Carpish, además de acciones de conservación, considerando el aumento de la concentración de pérdida de bosque observado; así como también, planes de manejo adecuado para la agricultura y ganadería presentes en el área de estudio.

Literatura citada

Adler GH, Arboledo JJ, Travi BL. 1997. Diversity and Abundance of Small Mammals in Degraded Tropical Dry Forest of Northern Colombia. *Mammalia*, 61:361–370.

- Anderson MJ. 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Beltrán H, Salinas I. 2010. Flora vascular y vegetación de los bosques montanos húmedos de Carpish (Huánuco-Perú). *Arnaldoa* 17:107-130. ISSN: 1815 - 8242.
- Cabello J, Paruelo JM. 2008. La teledetección en estudios ecológicos. *Revista Ecosistemas*, 17(3). ISSN: 1132-6344.
- Calderón-Patrón JM, Moreno CE, Zuria I. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891. <https://doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Chao A, Shen TJ. 2010. Program SPADE (Species prediction and diversity estimation). <http://chao.stat.nthu.edu.tw/>
- Cigliano MM, Torrusiono S. 2003. Sistemas de información geográfica y teledetección en entomología: aplicación en tucuras y langostas (Orthoptera: Acridoidea). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 62. ISSN 0373-5680
- Clark DR, Bunck CM. 1991. Trends in North American small mammals found in common barn owl dietary studies. *Canadian Journal of Zoology* 69:3093-3102. <https://doi.org/10.1139/z91-435>.
- Colwell RK. 2006. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Version 8.
- Dinerstein E, Olson D, Graham D, Webster A, Primm S, Bookbinder M, Ledec G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. WWF y Banco Mundial. Washington, DC. 135 p. + mapas.
- Dourojeanni M, Barandarian A, Dourojeanni D. 2009. Amazonia Peruana en 2021. Explotación de recursos naturales e infraestructuras: ¿Qué está pasando? ¿Qué es lo que significan para el futuro? Pronaturaleza. Perú.
- Dyer LA, Palmer AND. 2004. Piper: A model genus for studies of evolution, chemical ecology, and trophic interactions. New York, USA: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 214 pp.
- DS N° 014-2019-MINAM. Establece el Área de Conservación Regional Bosque Montano de Carpish. 1 de enero de 2020. *El Peruano*. 2020. Normas Legales: 13-17 (1842033-2).
- Foley JA, Asner GP, Costa MH, et al. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon basin. *Frontiers Ecology Environment* 5 25-32. [doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDALfont>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDALfont>2.0.CO;2)
- Franke I, Mattos J, Salinas L, Mendoza C, Zambrano S. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Perú. En: Boyla K, Estrada A. (Eds.). Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales, Birdlife International, Quito, Ecuador pp. 471-619.
- Halffter G. 1998. Una estrategia para medir la biodiversidad a nivel de paisaje. En: G. Halffter (eds.) *La diversidad biológica de Iberoamérica*, vol. II. pp. 3 - 17. *Acta Zoológica Mexicana nueva serie*, Volumen especial, CYTED e Instituto de Ecología, Xalapa, México.
- Jiménez CF, Pacheco V. 2016. A new species of grass mouse, genus *Akodon* Meyen, 1833 (Rodentia, Sigmodontinae), from the central Peruvian Yungas. *Therya* 7: 449-464. <https://doi.org/10.12933 / therya-16-336>
- Jiménez CF, Pacheco V, Vivas D. 2013. An introduction to the systematics of *Akodon orophilus* Osgood, 1913 (Rodentia: Cricetidae) with the description of a new species. *Zootaxa*, 3669(3), 223-242. <https://doi.org/10.11646 / zootaxa.3669.3.2>
- Jiménez-Valverde A, Hortal J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161. ISSN: 1576 - 9518.
- Koleff P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. Pp. 19-40. En Halffter G, Soberón J, Koleff P, Melic A. (Eds.) *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades α , β , γ* . CONABIO, SEA, DIVERSITAS y CONACYT. Volumen 4. Zaragoza: Editorial Monografías Tercer Milenio.
- Malleux J. 1975. Mapa Forestal del Perú. Memoria explicativa. Lima, Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima, Perú. 35 pp.
- Manson R, Ostfeld R, Canham C. 2001. Long-term effects of rodent herbivores on tree invasion dynamics along forest-field edges. *Ecology*, 82 (12): 3320-3329. <https://doi.org/10.2307 / 2680155>
- Mena J. 2010. Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología* 17(3): 277 - 284. <https://doi.org/10.15381/rpb.v17i3.2>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: a Framework for Assessment* (Washington, DC: Island Press).
- Ministerio del Ambiente (MINAM). 2015. Presentación de Perú de un Nivel de Referencia de Emisiones Forestales (NREF) para reducir las emisiones por deforestación en la Amazonía Peruana. MINAM, Lima (Perú), 66 p.
- Ministerio del Ambiente (MINAM). 2014. Protocolo: Evaluación de la exactitud temática del mapa de deforestación. Dirección General de Ordenamiento Territorial. MINAM, Lima, Perú, 32 p. il.
- Ministerio del Ambiente (MINAM) y Ministerio de Agricultura y Riego (MINAGRI), 2014. Memoria Descriptiva del Mapa de Bosque/No Bosque año 2000 y Mapa de pérdida de los Bosques Húmedos Amazónicos del Perú 2000-2011. MINAM, Lima, Perú, 120 p.
- Noblecilla MC, Pacheco V. 2012. Dieta de roedores sigmodontinos (Cricetidae) en los bosques montanos tropicales de Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología* 19:317-322. <https://doi.org/10.15381/rpb.v19i3.1046>
- Oksanen J, Guillaume F, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, et al. 2016. Vegan package version 2.4-1: Community Ecology Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pacheco V, Salas E, Cairampoma L, Noblecilla M, Quintana H, et al. 2007. Diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. *Revista Peruana de Biología* 14(2): 169- 180. <https://doi.org/10.15381/rpb.v14i2.1722>
- Pacheco V, Cadenillas R, Salas E, Tello C, Zeballos H. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología* 16(1): 005-032. <https://doi.org/10.15381/rpb.v16i1.111>
- Pacheco V, Márquez G, Salas E, Centty O. 2011. Diversidad de mamíferos en la cuenca media del río Tambopata, Puno, Perú. *Revista Peruana de Biología* 18(2): 231-244. <https://doi.org/10.15381/rpb.v18i2.246>

- Pacheco V, Salas E, Barriga C, Rengifo E. 2013. Small mammal diversity in disturbed and undisturbed montane forest in the area of influence of the Peru LNG Pipeline, Apurimac River Watershed, Ayacucho. Peru. Pp. 90–100. En: *Monitoring biodiversity: lessons from a Trans-Andean megaproject*. A. Alonso, F. Dallmeier y G. Servat, (Eds.). Smithsonian Institution Scholarly Institute Press, Washington, D.C.
- Pacheco V, Inche B, Wust W. 2018. *Mamíferos del Perú*. Grupo La República Publicaciones S.A., Lima. 120 pp.
- Pacheco V, Noblecilla M. 2019. Diversidad de mamíferos en el bosque montano de Carpish, Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología* 26(2): 217- 226. <https://doi.org/10.15381/rpb.v26i2.16372>
- Parker TA, O'Neill JP. 1976. Introduction to bird finding in Peru: Part II. The Carpish Pass region of the Eastern Andes along the central highway. *Birding* 20: 205–216.
- Patterson BD, Stotz DF, Solari S. 2006. Biological Surveys and Inventories in Manu. En: *Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve*, Peru. B. D. Patterson, D. F. Stotz, y S. Solari. (Eds.). Fieldiana, Zoology, new series, 110:3–12.
- Patton JL, Pardiñas U, D'Elía G. 2015. *Mammals of South America*, Volume 2. Rodents. United States of America: The University of Chicago Press.
- Potapov PV, Dempewolf J, Talero Y, Hansen MC, Stehman SV, et al. 2014. National satellite-based humid tropical forest change assessment in Peru in support of REDD+ implementation. *Environmental Research Letters* 9(12): 13p. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124012>
- R Development Core Team (R DCT). 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Sánchez-Coronado ME, Rincón E, Vázquez-Yanes C. 1990. Growth responses of three contrasting Piper species growing under different light conditions. *Canadian Journal of Botany* 68 (6): 1182-1186. <https://doi.org/10.1139/b90-150>
- Santos T, Tellería JL. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas* 15(2).
- Shomita M, Goyal SP, Johnsingh AJT, Leite Pitman MRP. 2004. The importance of rodents in the diet of jungle cat (*Felis chaus*), caracal (*Caracal caracal*) and golden jackal (*Canis aureus*) in sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Journal of Zoology* 262(4): 405-411. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004783>
- Sunyer P, Muñoz A, Bonal R, Espelta JM. 2013. The ecology of seed dispersal by small rodents: a role for predator and conspecific scents. *Functional Ecology*, 27(6), 1313-1321. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12143>
- Whittaker RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Young KR, León B. 1999. Peru's humid eastern montane forests: an overview of their physical settings, biological diversity, human use and settlement, and conservation needs. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA).

Agradecimientos / Acknowledgments:

A Víctor Pacheco Torres, jefe del Departamento de Mastozoología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos por permitirme acceder a la revisión de la colección de mamíferos (MUSM). Al soporte brindado por el grupo de investigación Diversidad de mamíferos y sus parásitos (DIMAPA) del Vicerectorado de Investigación y Posgrado de la UNMSM. A Mercedes Molina y David Payahuanca por su valioso apoyo en campo. A Natali Pinedo, coordinadora de "Naturaleza y Cultura Internacional-sede Huánuco" por el apoyo brindado en la logística de campo. Al Ministerio de Agricultura y Riego por la autorización del estudio (Resolución de Dirección General N° 331-2017-SERFOR/DGGSPFFS). Agradecimientos a Rolando Vivanco y Rosalie Pérez del "Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático" del Ministerio del Ambiente por compartir "los mapas de concentración de la pérdida de bosque en Huánuco". A Diana Silva, Richard Cadenillas y un revisor anónimo por los comentarios en la versión final del manuscrito.

Conflicto de intereses / Competing interests:

La autora declara que no incurre en conflictos de intereses.

Rol de los autores / Authors Roles:

No aplica.

Fuentes de financiamiento / Funding:

La autora declara que no recibió ningún financiamiento específico.

Aspectos éticos / legales; Ethics / legals:

La autora declara no haber incurrido en aspectos antiéticos. Se contó con autorización del Ministerio de Agricultura y Riego mediante Resolución de Dirección General N° 331-2017-SERFOR/DGGSPFFS.