

## **Diversidad de marsupiales y roedores pequeños en bosque con diferentes grados de perturbación antrópica en la Estación Biológica Kawsay Madre de Dios.**

Waldir Ccoa Rimache<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, <sup>1</sup>Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional San Agustín de Arequipa (MUSA), <sup>1</sup>C.I VETEBRATE Cusco [\\*waldircr03@gmail.com](mailto:waldircr03@gmail.com);

### **RESUMEN**

Este estudio evalúa por primera vez la diversidad de mamíferos pequeños roedores y marsupiales en 3 zonas con diferente grado de alteración antrópica en la Estación Biológica Kawsay en el departamento Madre de Dios. El muestreo de roedores y marsupiales se realizó mediante el método de transectos utilizando trampas Sherman y pitfall, ubicadas en tres zonas con diferentes grados de perturbación antrópica como son: Zonas de cultivo, Bosque secundario y Bosque primario. Los resultados muestran que aún falta realizar un mayor esfuerzo de muestreo ya que la curva de cobertura de muestreo no llega a formar una asíntota, y en cuanto a los índices diversidad alfa total observada y estimada con los números de Hill se observa que Bosque secundario es quien cuenta con valores más altos a comparación de Bosque primario y Zona de cultivo, sin embargo los valores que se obtuvieron no son aceptables para afirmar que el número de especies es representativo para el sitio de estudio; sobre los roedores de importancia en salud pública por ser posibles transmisores de enfermedades se identificó *O. microtis* y *Ratus ratus*. Estos resultados nos sirven como una base para futuras investigaciones.

### **INTRODUCCION**

El Perú es el país con mayor riqueza de especies de mamíferos en el Neotrópico después de Brasil, presentando por 573 especies (Pacheco et al. 2021), de los cuales los roedores representan 33.9% y didelphimorphia el 8.2%; a nivel de ecorregiones se sabe que Selva baja cuenta con 320 especies que representa 55.8% considerada como la ecorregión con la más alta riqueza de especies (Pacheco et al. 2021); sin embargo se ve alterada por las actividades antrópicas que están incrementando la tasa de deforestación.

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), este problema tiene origen en las actividades antrópicas sobre los bosques, definida como el proceso en el que grandes expansiones de hábitats son reducidos a un números de parches mucho más pequeños aislados entre sí (Tellería & Santos, 2006), en particular, la cuenca amazónica como un gran foco de pérdida de selva tropical (Potapov et al. 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).

Generalmente estos procesos de perturbación de hábitats están asociados con la disminución de la riqueza de especies de los pequeños mamíferos (Avenant, 2000). Los pequeños mamíferos pueden llegar a ser indicadores del estado de los bosques, dado que la heterogeneidad del espacio en que se encuentran promueve la diversificación de sus nichos espaciales, además de ser dispersores de semillas, esporas y propágulos de plantas, hongos y líquenes, descomponedores de materia orgánica, controladores de la población de invertebrados y a la vez presas de gran número de vertebrados (Aragón et al., 2009).

Son pocos los estudios relacionados a diversidad de marsupiales y roedores menores en la margen derecha de la zona bajo madre de dios, lo que deja un vacío de información en cuanto a la diversidad de este grupo de animales. La falta de conocimientos respecto a la diversidad de marsupiales y roedores menores en zonas con diferentes tipos de influencia antrópica no permite realizar apropiadas propuestas o estrategias de conservación y protección, con este proyecto se pretende completar en parte la información sobre la diversidad de marsupiales y roedores menores, aportando información base para futuras investigaciones y planes de conservación.

## **METODOLOGIA**

### **Área de estudio:**

El estudio se realizó en la Estación Biológica Kawsay ubicada en la margen derecha del bajo Madre de Dios, se encuentra en la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata, entre los sectores Briolo y Sandoval; está ubicado entre las coordenadas UTM: 499200 E 8614400 N. El tipo bosque característico es Bosque Aluvial inundable, con temporada de lluvias entre noviembre-abril y temporada seca mayo-octubre. La Estación biológica cuenta con una concesión de conservación de 172ha y un predio privado de 7.5ha.

### **Caracterización de zonas de muestreo**

Dentro del área de estudio se escogieron tres zonas con diferentes niveles de perturbación antrópica. Las zonas previamente seleccionadas fueron: zona de cultivo, bosque secundario, bosques primarios. Para caracterizar dichas zonas de muestreo se consideraron las actividades antrópicas desarrolladas en cada área y la frecuencia de presencia antrópica.

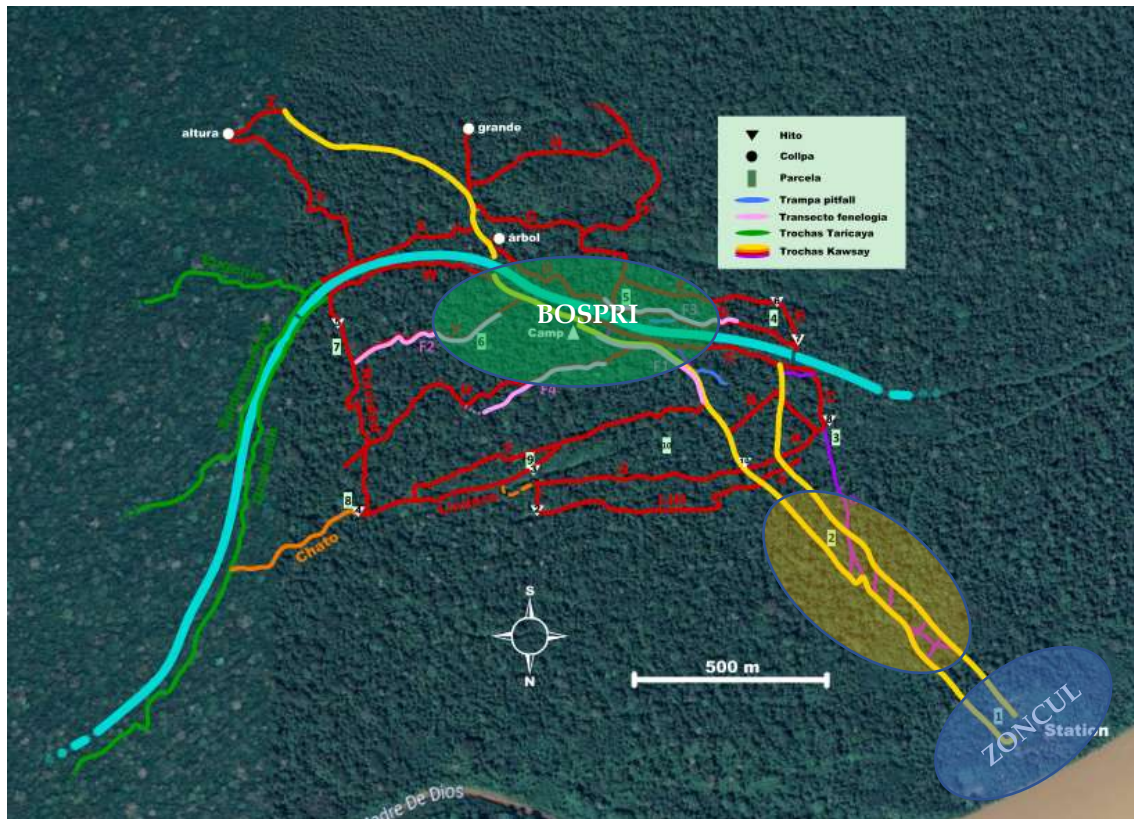


Figura 1: Mapa trochas de la Estación Biológica Kawsay y zonas de muestreo: Zona de cultivo (ZONCUL), Bosque secundario (BOSSEC) y Bosque primario (BOSPRI).

## Diversidad

Para determinar la diversidad se utilizaron una mezcla de métodos que incluyen trampas de captura con cebo (Sherman) y trampas de captura sin cebo (trampas de caída pitfall). Los cebos actúan como atrayentes; el éxito de captura está relacionado a los olores atractivos que proporciona el cebo y se elaboran en base a diversos ingredientes, siendo el más efectivo el que contiene mantequilla de maní, comprobado en ambientes de selva baja (Hice y Velazco, 2013).

Para el muestreo se delimitaron tres transectos en cada en cada zona: En zona de cultivo (orilla de río, alrededores de viviendas, heliconiales y platanales), en bosque secundario (zonas con bambu (paca), zonas con rezagos de talas de árboles y cercanas a trochas) y bosques primarios (sitio cercano a la quebrada, cerca de pantanos y cercanas a trochas). Las trampas pitfall fueron colocadas en un transecto de 100 metros con una separación aproximada de 5m cada una y las trampas Sherman fueron colocadas en transectos lineales de 100 metros con una separación aproximada de 10 metros cada una. Las trampas estuvieron activas por cuatro noches consecutivas en cada zona de estudio, empezando por el transecto de orilla de río, seguido por bosque secundario (sitio con bambú) y otras cuatro noches en bosque primario y así consecutivamente hasta terminar 12 días de muestreo en cada zona.

Los individuos capturados fueron depositados en bolsas de tela debidamente codificados para su posterior toma de datos (longitud de antebrazo, pata trasera, oreja, peso, edad, sexo y condición reproductiva) e identificación por medio de bibliografía especializada (Patton et al., 2015). Los individuos que requieran mayor detalle para la identificación taxonómica fueron colectados, no siendo colectados más de 4 individuos por especie (Existe permiso de colecta).

### **Análisis de datos.**

Tanto para la diversidad global como para las submuestras se estimó la completitud o grado de cobertura del muestreo mediante el estimador de cobertura (SC) propuesto por Chao y Jost (2012). Cuando el SC se aproxima a la unidad (1), es indicador de un buen esfuerzo de muestreo o completitud de la muestra. Esta estimación se realizó en el programa iNEXT.

La diversidad alfa de las especies se evaluó mediante dos índices ampliamente usados. Primero, para representar la diversidad teniendo en cuenta la relación entre el número de especies y sus abundancias, se utilizó el índice exponencial de Shannon que ha sido sugerido como un buen estimador de diversidad (Jost, 2007). Para evidenciar diferencias significativas entre la diversidad medida con el índice exponencial de Shannon entre las diferentes zonas muestreadas, se realizaron 50 aleatorizaciones “bootstrap” con un intervalo de confianza del 84% para el índice exponencial de Shannon. Después, para representar la equidad de especies se usó el índice de dominancia de Simpson ilustrado como  $(1 - D)$ , el cual al tener en cuenta las abundancias de organismos representa la dominancia de especies por zona.

## **RESULTADOS**

La composición de especies identificadas en las tres diferentes zonas de estudio estuvo representada por 4 familias entre los dos órdenes Didelphimorphia y Rodentia, 5 géneros y 5 especies para la familia Didelphidae, 4 géneros con 5 especies para la familia Cricetidae además de no lograr identificar dos individuos dentro de esta familia, así mismo 2 géneros con 2 especies para la familia Echimididae y 1 género y 1 especie para la familia Muridae (Tabla 1). Casi la totalidad de especies identificadas son propios de bosques amazónicos, sin embargo se logró identificar una especie invasora *Ratus ratus*.

TABLA 1. Lista de especies identificadas en las tres diferentes zonas de estudio

ORDEN	FAMILIA	BOSQUE PRIMARIO	BOSQUE SECUNDARIO	ZONA DE CULTIVO		
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>	<b>DIDELPHIDAE</b>	<i>Didelphis marsupialis</i>	<i>Marmosa regina</i>	<i>Philandeer oposun</i>		
		<i>Monodelphis peruviana cf.</i>	<i>Monodelphis peruviana cf.</i>	<i>Marmosop sp.</i>		
	<b>RODENTIA</b>	<b>CRICETIDAE</b>	<i>Marmosop sp.</i>	<i>Marmosop sp.</i>		
			<i>Hylaeamys yunganus</i>	<i>Hylaeamys yunganus</i>	<i>Neacomys musseri cf.</i>	
			<i>Neacomys musseri cf.</i>	<i>Neacomys musseri cf.</i>	<i>Oecomys bicolor</i>	
			<i>Oecomys bicolor</i>	<i>Oecomys bicolor</i>	<i>Oecomys phaeotis cf.</i>	
			<i>Oecomys phaeotis cf.</i>	<i>Oligoryzomys microtis</i>	<i>Oligoryzomys microtis</i>	
			<i>Oligoryzomys microtis</i>	<i>SP1</i>	<i>SP2</i>	
			<b>ECHIMIDAE</b>	<i>Proechimys simonsi</i>	<i>Mesomys hispidus</i>	<i>Proechimys simonsi</i>
				<b>MURIDAE</b>		

Al realizar el análisis de los datos se obtuvo curvas de rarefacción y extrapolación para cada uno de los zonas muestreados basadas en el número de individuos capturados en el estudio; en estas curvas observadas en la Figura 1 se puede ver que para ninguno de los zonas evaluados se logra estabilizar la curva con los datos de rarefacción, sin embargo extrapolando los datos al doble del esfuerzo realizado en la colecta de datos se podría llegar a un valor cercano a 1.00 del estimador de cobertura con un nivel de completitud casi del 100% del total de especies presentes en la zona de estudio; por lo que es necesario volver a realizar un esfuerzo de muestreo más para tener una lista completa de especies presentes en la zona de estudio.

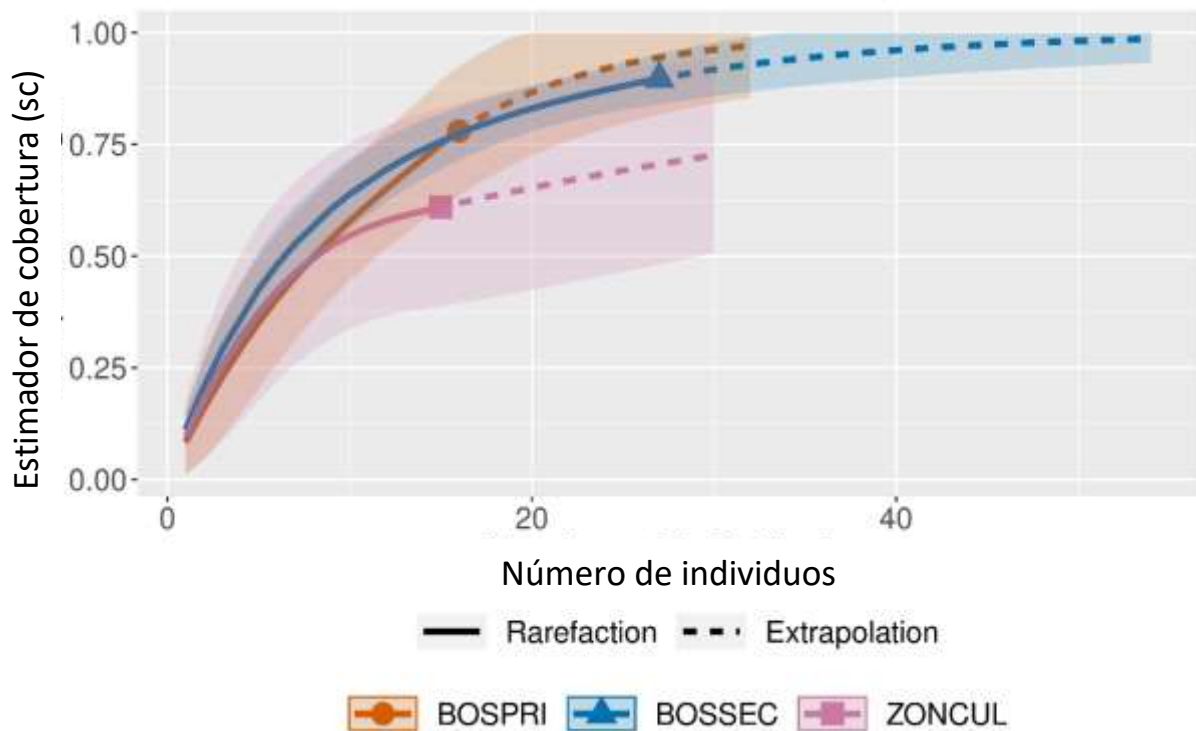


Figura 1. Curva de rarefacción/extrapolación de especies calculada con el número de individuos y presentes en cada uno de los hábitats evaluados bosques primarios (BOSPRI), Bosque secundario (BOSSEC) y Zona de cultivo (ZONCUL).

Tabla 2. Abundancia relativa, número de especies, estimador de cobertura nivel de completitud y déficit de cobertura en las tres diferentes zonas de estudio.

	<b>BOSPRI</b>	<b>BOSSEC</b>	<b>ZONCUL</b>
<b>Abundancia</b>	16	27	15
<b>Especies observadas</b>	9	10	9
<b>Estimador de cobertura (SC)</b>	0.7794	0.8968	0.6093
<b>Nivel de completitud (%)</b>	77.94	89.68	60.93
<b>Déficit de cobertura (%)</b>	22.06	10.32	39.07

La cantidad de individuos registrados en cada hábitat presentan un nivel de completitud de 77.94% de especies registradas para Bosque primario, 89.68% para Bosque secundario y 60.93% para Zonas de cultivo. En cuanto al déficit de cobertura el cual nos indica la probabilidad de registrar una nueva especie en cada hábitat serían las siguientes 22.06% para Bosque primario, 10.32% para Bosque secundario y 39.07% para Zonas de cultivo.

Por lo tanto, para tener valores más significativos en las tres zonas de estudio sería realizar un esfuerzo de muestreo mayor para lograr que las curvas lleguen a formar una asíntota.

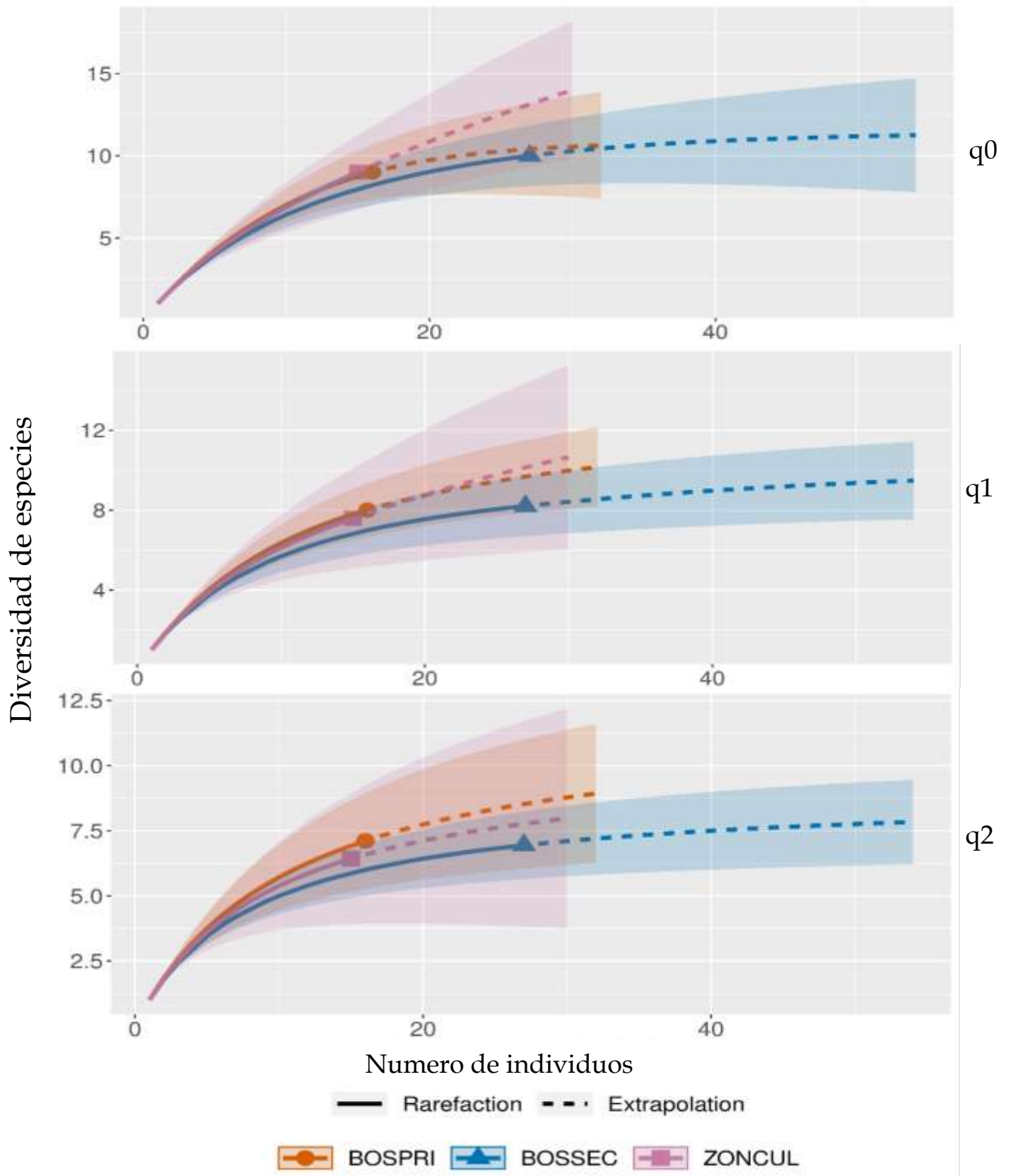


Figura 3. Curva de rarefacción utilizando los números de Hill ( $q_0$ = riqueza,  $q_1$ = índice exponencial de Shannon y  $q_2$ = índice inverso de Simpson) para las tres zonas de estudio.

Tabla 2. Diversidad alfa total observada y estimada con los números de Hill y representación de la cobertura estimada para las tres zonas de estudio.

SITIO	OBSERVADO			ESTIMADO		
	q0	q1	q2	q0	q1	q2
BOSPRI	9.0	8.0	7.11	10.62	10.16	8.93
BOSSEC	10.0	8.2	9	11.25	9.48	7.84
ZONCUL	9.0	7.59	6.43	14	10.65	7.97

La riqueza total observada (q0) de especies para los tres hábitats evaluados fue 9 para bosque primario, 10 para bosque secundario y 9 para zona de cultivo (Tabla 3), índice exponencial de Shannon que representa la diversidad teniendo en cuenta las especies igualmente comunes (q1) fue mayor en bosque secundario (8.2) en comparación con bosque primario (8.0) y zona de cultivo (7.52). Finalmente, índice inverso de Simpson que nos indica la diversidad de las especies dominantes (q2) fue mayor en bosque secundario (9.0) que bosque primario (7.11) y zona de cultivo (6.43). En cuanto a la diversidad estimada; se esperan mayores valores de riqueza para las tres zonas, con cambios en las proporciones entre especies en cuanto a la diversidad de orden q0, q1 y q2, ya que solo para bosque secundario se observa una ligera formación de una asíntota a comparación de zona de cultivo y bosque primario, por lo que los valores observados no son aceptables para afirmar que el número de especies es representativo para la zona de estudio.

## DISCUSIONES

Este estudio evalúa por primera vez la diversidad de mamíferos pequeños en 3 zonas con diferente grado de alteración antrópica en la Estación Biológica Kawsay en el departamento Madre de Dios. En bosque secundario sitio con alteración media, se registró mayor riqueza, abundancia y diversidad alfa de especies a comparación de bosque primario y zona cultivo lo cual concuerda con la investigación de Ranilla (2017) quien concluyó que el valor más alto de diversidad de roedores fue calculado para bordes de bosques, del mismo modo se encontró una mayor riqueza de especies; sin embargo, a este trabajo le falta aumentar esfuerzo de muestreo debido a que la curva de acumulación de especies no llega a formar una asíntota para los tres zonas de muestreo, así como los índices evaluados.

Con relación a las especies capturadas se encontró como especies más abundante *Hylaeamys yunganus* seguido por *Neacomys musseri* cf. y *Oecomys bicolor*, *oligorizomys microtis* y *Marmosp sp*; las especies *Oecomys bicolor*, *oligorizomys microtis* son especies que coinciden con otros estudios realizados en Madre de Dios Ranilla (2018) y Figueroa (2010). En este estudio se considera a *Neacomys musseri* cf. a diferencia de otros estudios que consideran como *Neacomys*



*spinus*; esto debido al tamaño corporal ya que Hurtado (2017) menciona que el tamaño corporal de *N. spinus* es mediano o grande (71-106mm) y *N. musseri* con de tamaño corporal (73-76mm) y los individuos capturados en este estudio están en un rango de (61-77mm), algo similar ocurre con *O. phaeotis cf.* con caracteres morfológicos externos de *O. bicolor* sin embargo con caracteres de cráneo que coinciden con *O. phaeotis* según Menajovsky(2018).

Con respecto a la diferencia de especies en los diferentes zonas de se ha determinado que las especies *Oligoryzomys microtis*, *Oecomys bicolor*, *Neacomys musseri cf* y *Marmosop sp.* son generalista es decir que se encuentran en los tres zonas de estudio, *Oecomys phaeotis cf.* y *Proechimys simonsi* tienen afinidad por zona de cultivo y bosque primario, *Monodelphis peruviana cf.* y *Hylaeamys yunganus* están presentes en bosque primario y secundario, *Didelphis marsupialis* únicamente se registró en bosque primario, *Marmosa regina* y *Mesomys hispidus* en bosque secundario y *Philander oposum* y *Ratus Ratus* en zona de cultivo, similar a lo que reporta Ranilla (2017) que menciona que la población de roedores no está fuertemente relacionada con la perturbación del bosque también el estudio de San José y Alcalde (2013), donde se señaló que los atributos espaciales del paisaje y del fragmento no tienen un efecto significativo sobre el número de especies o el número de individuos, señalando además que podría ser que el grupo es poco sensible a los impactos.

A si mismo se han efectuado dos capturas importantes *Oligoryzomys microtis* y *Ratus ratus* especies con importancia en salud pública donde Johnston (2012) menciona que estas dos especies tienen relación con el hanta virus el género *Ratus* para áreas urbanas y *Oligoryzomys microtis* para zonas rurales.

## CONCLUSIONES

- No se llegó a completar un listado completo de especies presentes en la estación biológica Kawsay debido a que el nivel de completitud de muestreo solo llega al 89% para bosque secundario 77% para bosque secundario y 63% para zona de cultivo.
- La riqueza total observada ( $q_0$ ) de especies para los tres hábitats evaluados fue 9 para bosque primario, 10 para bosque secundario y 9 para zona de cultivo en cuanto a los índices  $q_1$  y  $q_2$  solo para bosque secundario se observa una ligera formación de una asíntota a comparación de zona de cultivo y bosque primario, por lo que los valores observados no son aceptables para afirmar que el número de especies es representativo para la zona de estudio.
- Se registraron dos especies de importancia en salud pública por ser posibles transmisores de enfermedades *O. microtis* y *Ratus ratus*.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Aragón, E.E., Garza, A. & Cervantes, F.A. (2009). Estructura y organización de los ensambles de roedores de un bosque de la Sierra Madre occidental, Durango, México. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(4).523–542.
- Avenant, N.L. (2000). Small mammal community characteristics as indicators of ecological disturbance in the Willem Pretorius Nature Reserve, Free State, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 30(1) 26–33.
- Chao, A. y Jost, L. (2012). Rarefacción y extrapolación basada en la cobertura: estandarización de muestras por integridad en lugar de tamaño. *Ecología* , 93 (12), 2533-2547.
- Figueroa, J. y Stucchi, M. (2010). Biodiversidad de los alrededores de Puerto Maldonado. Línea base ambiental del EIA del lote 111, Madre de Dios, Perú. IPyD ingenieros y AICB. Lima, Perú. 224 pp.
- 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.
- Hice C.L. and P.M. Velazco. (2013). Relative effectiveness of several bait and trap types for assessing small mammal communities in Neotropical rainforest. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University*, 316:1-15.
- Hurtado, N., & Pacheco, V. (2017). Revisión de *Neacomys spinosus* (Thomas, 1882)(Rodentia: Cricetidae) con énfasis en las poblaciones peruanas y la descripción de una nueva especie. *Zootaxa* , 4242 (3), 401-440.
- Jhonston, E. J., Casanova, W., & Rodriguez-Ferrucci, H. (2012). Hantaviriosis: algunas consideraciones de esta nueva infección en el Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 29(3), 414-414.
- Jost, L. (2007). Dividir la diversidad en componentes alfa y beta independientes. *Ecología* , 88 (10), 2427-2439.
- Malleux, J. (1975). Mapa Forestal del Perú. Memoria explicativa. Lima, Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima, Perú. 35 pp.

- Menajovsky Bonifaz, M. F. (2018). Resolución taxonómica y filogenia del género *Oecomys* Thomas 1906 (Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini) de la Amazonia occidental, con énfasis en el grupo *Oecomys* bicolor.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: a Framework for Assessment* (Washington, DC: Island Press).
- 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.
- 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.
- Pacheco, V., Diaz, S., Graham-Angeles, L., Flores-Quispe, M., Calizaya-Mamani, G., Ruelas, D., & Sánchez-Vendizú, P. (2021). Lista actualizada de la diversidad de los mamíferos del Perú y una propuesta para su actualización. *Revista peruana de biología*, 28(4).
- Patton, JL, Pardiñas, UF y D'Elía, G. (Eds.). (2015). *Mamíferos de América del Sur, volumen 2: roedores*. Prensa de la Universidad de Chicago.
- Potapov, P.V., J. Dempewolf, Y. Talero, M. C. Hansen, S. V. Stehman, C. Vargas, E.J. Rojas, D. Castillo, E. Mendoza, A. Carlderón, R. Giudice, N. Malaga y B.R. Zutta, (2014). National satellite-based humid tropical forest change assessment in Peru in support of REDD+ implementation. *Environmental Research Letters* 9(12), 13 p.
- Ranilla Huamantuco, M. A., & Torres Salazar, V. (2018). Efecto de la perturbación del bosque en la diversidad de roedores silvestres en tres sectores de Tambopata, madre de dios.
- San José & Alcalde, M. (2013). Miriam San José y Alcalde con número de cuenta 407006579 con la teRespuesta de los roedores a la pérdida y fragmentación del hábitat: un enfoque paisajístico en la Selva Lacandona, Chiapas. Morelia, Michoacán: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tellería, J., & Santos, T. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista científica de ecología y medio ambiente*. Recuperado el 20 de

Mayo de 2017, de  
[http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id\\_Categoria=2&tipo=portada](http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id_Categoria=2&tipo=portada)

**ANEXOS**