

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“INFLUENCIA DEL GANADO VACUNO EN LA DIVERSIDAD
DE ESCARABAJOS COPRÓFAGOS EN BOSQUE NUBLADO
EL CASO DE LA ESTACIÓN BIOLÓGICA WAYQECHA”**

Presentada por:

CLAUDIA SOFÍA SALAZAR AVILA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

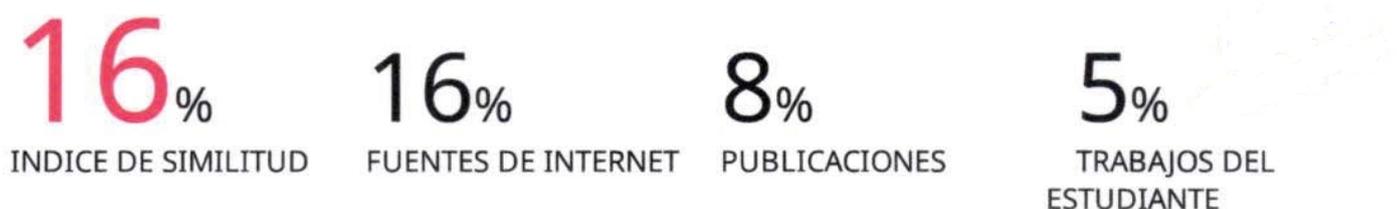
Lima – Perú

2024

**La UNALM es la titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24. Reglamento de Propiedad Intelectual)**

INFLUENCIA DEL GANADO VACUNO EN LA DIVERSIDAD DE ESCARABAJOS COPRÓFAGOS EN BOSQUE NUBLADO EL CASO DE LA ESTACIÓN BIOLÓGICA WAYQECHA

INFORME DE ORIGINALIDAD



FUENTES PRIMARIAS

1	www.socmexent.org Fuente de Internet	3%
2	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	1%
3	www.researchgate.net Fuente de Internet	1%
4	hdl.handle.net Fuente de Internet	1%
5	www.cipav.org.co Fuente de Internet	<1%
6	pt.scribd.com Fuente de Internet	<1%
7	bdigital.unal.edu.co Fuente de Internet	<1%
8	biblioteca.cucba.udg.mx:8080 Fuente de Internet	<1%

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“INFLUENCIA DEL GANADO VACUNO EN LA DIVERSIDAD
DE ESCARABAJOS COPRÓFAGOS EN BOSQUE NUBLADO
EL CASO DE LA ESTACIÓN BIOLÓGICA WAYQECHA”**

Presentada por:

CLAUDIA SOFÍA SALAZAR AVILA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dr. Edgar Hugo Sánchez Infantas
PRESIDENTE

Dr. Alexander Regulo Rodríguez Berrio
MIEMBRO

Mg.Sc. Liz Zaida Castañeda Córdova
MIEMBRO

Mg.Sc. Germán Antonio Arellano Cruz
ASESOR

DEDICADORA

A mi mamá Jesús Avila,
a mi papá Luis Salazar,
a mis tías Patricia Avila y Maritza Salazar,
y a mi hermana Jimena.

A mis compañeras, compañeros,
profesores y profesoras de la UNALM,
por su apoyo constante, enseñanzas y amistad.

A las personas que trabajan
incansablemente por la conservación de
los bosques montanos, especialmente a todo el personal
de la Estación Biológica Wayqecha.

Y a Alfredo Alvarez y Elsa Lanegra,
en su memoria.

AGRADECIMIENTOS

Al Premio Carlos Ponce a la Conservación y a la Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA) por otorgarme la beca de investigación para la realización de este trabajo.

A las coordinadoras científicas de la Estación Biológica Wayqecha por el apoyo y guía durante el trabajo de campo: Vanessa Luna y Sandra Almeyda; así como a la administración y staff por las facilidades brindadas y su amabilidad, especialmente a Robinson Palomino, Claudio Quispe y Mariano Huanca.

A mi profesor y asesor, Germán Arellano, por su mentoría, confianza y compromiso en la realización de esta investigación. A los profesores de la UNALM, por su guía durante mi etapa universitaria, especialmente Liz Castañeda, Edgar Sánchez y Alexander Rodríguez, miembros del jurado quienes me brindaron su apoyo, perspectiva y retroalimentación.

A mis amigas y amigos de la UNALM, especialmente a Edson Arias, Fátima Arévalo y Nicole Abanto por su colaboración y dedicación durante la etapa de campo y gabinete. Asimismo, a Dennis Meza y el resto de miembros del Laboratorio de Ecología de Artrópodos de la Facultad de Ciencias de UNALM por su compañerismo y motivación.

A los investigadores: Luis Figueroa y Alfredo Giraldo por su valioso apoyo en la validación de la revisión de los especímenes de escarabajos, así como a Felipe Meza, Héctor Chuquillanqui y Frank Azorsa por sus consejos para el trabajo de campo.

A mi familia, amistades y a Edson por todo el soporte en la realización de este trabajo, no hubiese sido posible sin su amor incondicional durante estos años. Estaré siempre agradecida.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1. LOS BOSQUES NUBLADOS MONTANOS	4
2.2. MEDICIÓN DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA.....	6
2.2.1. Diversidad alfa, beta y gamma	8
2.2.2. Partición aditiva de la diversidad regional	10
2.3. ESCARABAJOS COPRÓFAGOS (SCARABAEINAE) Y SU RESPUESTA A LAS PERTURBACIONES	11
III. METODOLOGÍA.....	16
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	16
3.2. COLECTA DE ESCARABAJOS COPRÓFAGOS	18
3.3. DETERMINACIÓN TAXONÓMICA	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
4.1. RESULTADOS.....	21
4.1.1. Riqueza y Abundancia.....	21
4.1.2. Estructura (Diversidad α).....	23
4.1.3. Recambio de especies (Diversidad β).....	25
4.1.4. Contribución de α y β	26
4.2. DISCUSIONES.....	29
4.2.1. Riqueza y Abundancia.....	29
4.2.2. Estructura (Diversidad α).....	30
4.2.3. Recambio de especies (Diversidad β).....	30
4.2.4. Contribución de α y β	31
V. CONCLUSIONES	33

VI. RECOMENDACIONES	34
VII. BIBLIOGRAFÍA	35
VIII. ANEXOS.....	44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Variables consideradas para la metodología de colecta de escarabajos.....	19
Tabla 2. Número de individuos por especie para cada sitio durante la época seca.	22
Tabla 3. Número de individuos por especie para cada sitio durante la época de lluvias.	23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema que representa las relaciones entre las funciones, los servicios ecosistémicos y las actividades antrópicas en ambientes habitados por escarabajos coprófagos.....	13
Figura 2. Mapa de la ubicación geográfica del Área de Conservación Privada Wayqecha y de los transectos utilizados para el estudio.....	17
Figura 3. El número de especies para cada sitio tanto en la época seca como en la época de lluvia. BP = Bosque montano perturbado, BN = Bosque montano no perturbado, MP = Matorral perturbado, MN = Matorral no perturbado.....	21
Figura 4. El número de individuos para cada sitio tanto en la época seca como en la época de lluvia. BP = Bosque montano perturbado, BN = Bosque montano no perturbado, MP = Matorral perturbado, MN = Matorral no perturbado.....	22
Figura 5. Gráfico box plot que muestra la variación del Índice de Dominancia de Simpson calculado para cada transecto de los sitios MP = Matorral perturbado, BP = Bosque perturbado, MN = Matorral no perturbado y BN = Bosque no perturbado para la época seca.	23
Figura 6. Gráfico box plot que muestra la variación del Índice de Dominancia de Simpson calculado para cada transecto de los sitios MP = Matorral perturbado, BP = Bosque perturbado, MN = Matorral no perturbado y BN = Bosque no perturbado para la época de lluvias.	24
Figura 7. Cladograma del análisis cluster utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard para los transectos que presentaron escarabajos coprófagos en la colecta durante la época seca.....	25
Figura 8. Cladograma del análisis cluster utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard para los transectos que presentaron escarabajos coprófagos en la colecta durante la época de lluvias.....	26

Figura 9. Contribución de la riqueza de especies por trampa (α) y del recambio en la composición de especies entre muestras (β) de cada nivel.....	27
Figura 10. Partición aditiva de la riqueza de especies observada en cada sitio de muestreo de los hábitats de bosque montano y matorral, expresando como porcentaje la contribución de cada componente y diferenciando la densidad de bostas.....	28

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Mapa de la ubicación geográfica de la Estación Biológica Wayqecha.	45
Anexo 2: Mapa de la cobertura vegetal de la estación biológica Wayqecha, que incluye las trochas, información de carreteras y ríos.	46
Anexo 3: Estaciones de muestreo durante la época seca y húmeda. T: Transecto; BN: Bosque no perturbado; BP: Bosque perturbado; MN: Matorral no perturbado; MP: Matorral perturbado.	47
Anexo 4: Anexo Fotográfico de las estaciones de muestreo.	48
Anexo 5: Anexo Fotográfico de los especímenes.	52
Anexo 6: Tabla de valores calculados de dominancia (Índice de dominancia de Simpson) de los sitios para cada uno de los transectos durante la época seca.	55
Anexo 7: Tabla de valores calculados de dominancia (Índice de dominancia de Simpson) de los sitios para cada uno de los transectos durante la época húmeda.	55

RESUMEN

Desde hace varios años, los bosques nublados presentan fuertes amenazas para su conservación siendo impactados por diversas actividades antrópicas cuyos efectos en grupos biológicos clave no están del todo estudiadas. La presente tesis describe la influencia de la presencia de ganado vacuno sobre la diversidad de los escarabajos coprófagos de la subfamilia Scarabaeinae en los bosques nublados de la Estación Biológica Wayqecha, Cusco, Perú, analizando al grupo como un indicador de la perturbación de dicho ecosistema. El muestreo fue durante la época seca (agosto 2016) y la época de lluvias (febrero 2017), utilizando trampas *pitfall* con coprocebo. Se aplicó un diseño espacial de muestreo jerárquico anidado con cuatro niveles: tipo de hábitat, condición de perturbación del hábitat, transecto y trampa, obteniendo los sitios Bosque montano perturbado (BP), Bosque montano no perturbado (BN), Matorral perturbado (MP) y Matorral no perturbado (MN), cada uno con 4 transectos de 6 trampas *pitfall* sobre estos dando un total de 96 trampas por muestreo. En cada época, se analizó la riqueza y abundancia, la estructura de la comunidad a través del Índice de Dominancia de Simpson y el recambio de especies entre transectos a través de un Análisis de Similitud usando Análisis *Cluster*. También se evaluó la contribución de la diversidad alfa y beta a través de un Análisis de Partición Aditiva para la época de lluvias. Se registraron 5 especies y 97 individuos para la época seca, mientras que para la época de lluvias se registraron 5 especies y 1378 individuos. Lo que más influenció la dinámica de escarabajos coprófagos en el área de estudio fue la estacionalidad, pero el tipo de hábitat también presentó influencia en la diversidad especialmente durante la época de lluvias. Mientras que la presencia de ganado vacuno no pareció influenciar la diversidad hasta el momento de la investigación.

Palabras clave: Escarabajos coprófagos, Scarabaeinae, Bosque Nublado, Diversidad biológica, ganadería.

ABSTRACT

Cloud forests threats have been increasing during the last years and the effects of human impacts in keystone biological groups are not well known. In that way, here we describe the influence of cattle in the diversity of dung beetles (Scarabaeinae) in the cloud forests of Wayqecha Biological Station, Cusco, Peru, analyzing dung beetles as an indicator of ecosystems perturbations. The sampling was during the dry season (August 2016) and the rainy season (February 2017), using dungbait pitfall traps. We applied a nested hierarchical sampling design with four levels: Perturbated montane forest (BP), Not perturbated montane forest (BN), Perturbated scrub (MP) and Not perturbated scrub (MN). Each of them had 4 transects within 6 traps on them giving 96 traps in total per sampling. We analysed, for the rainy and the dry season, the richness and abundance, the community structure through Simpson Dominance Index and the species turnover between transects through a *Cluster* Analysis. Moreover, we evaluated the alfa and beta contribution in the total diversity using an Aditive Partition Analysis for the rainy season. We registered 5 species and 97 individuals for the dry season and 5 species and 1378 individuals for the rainy season. The seasonality was the most important variable influencing the Dynamic of dung beetles, but the type of hábitat showed a high influence during the rainy season. While, the presence of cattle did not show influence in the diversity until the momento of the research.

Keywords: Dung beetles, Scarabaeinae, Cloud Forest, biological diversity, livestock.

I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la alta biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos de los bosques montanos de neblina se ven amenazados por actividades antrópicas (Stadtmüller, 1987; Hamilton et al., 1995; Nadkarni & Wheelwright, 2000; SERNANP, 2014) que generan impactos, pero que representan ingresos económicos a las comunidades aledañas. Estos impactos deben ser estudiados y cuantificados para conocer la magnitud del problema y formular alternativas viables, propuestas de manejo y políticas públicas que promuevan la conservación de estas importantes zonas naturales, pero que a su vez generen desarrollo para las poblaciones que dependen de estos ecosistemas.

El cambio de uso de suelo es una de las principales amenazas para los bosques nublados a nivel mundial (Bubb *et al.*, 2004), teniendo a la ganadería como una actividad que ha influido en procesos de deforestación a lo largo de los años y que se ha incrementado grandemente en la Amazonia a partir de la década de 1980 (da S. Martins & da S. Pereira, 2012), pero cuyas consecuencias negativas sobre la biodiversidad, regulación de la temperatura y la provisión de servicios ecosistémicos aún vienen siendo estudiadas y han cobrado gran interés entre investigadores y tomadores de decisiones y relevancia en el diseño de políticas públicas orientadas a la conservación de los bosques (Montoya *et al.*, 2015).

Para que las acciones que se tomen tengan el mayor éxito posible es vital aproximarnos a la comprensión de los problemas relacionados a este tipo de perturbación, cuyos efectos la mayoría de veces negativos o contraproducentes a los objetivos de conservación que se intentan plantear podrían intensificarse en un escenario de cambio climático para el caso de los bosques nublados (Still *et al.*, 1999; Foster, 2001; Ponce-Reyes *et al.*, 2012; Rojas-Soto, 2012).

Lo expuesto anteriormente viene siendo una preocupación para a la Estación Biológica Wayqecha (EBW), bajo la administración de la Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica – ACCA y Amazon Conservation Association – ACA, ubicada en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional del Manu en el Valle de Kosñipata-Cusco, en donde en ciertas temporadas del año ingresan cabezas de ganado vacuno que pastorean sin

supervisión y sin permiso dentro de la Estación y alrededores, observándose abundante cantidad de excretas, que describen la ocupación de las vacas en el área. Esto podría generar a futuro pérdidas económicas al vulnerar las actividades de investigación, ecoturismo y educación que se realizan en la estación y que, finalmente, viabilizan los objetivos de conservación de esta.

Los escarabajos (Coleoptera) parecen ser un grupo ideal para describir procesos de cambio de uso de suelo, debido a la facilidad en la toma de datos y a los roles ecológicos que cumplen al contener gran cantidad de especies y grupos funcionales (Rainio & Niemelä, 2001; Brusca & Brusca, 2005; Apigian *et al.*, 2006; Hickman *et al.*, 2009). De manera especial, se ha señalado al grupo conocido como escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) como un “indicador rentable” por Braga *et al.* (2013) a la hora de estudiar impactos, ya que juegan un rol importante en el mantenimiento de los ecosistemas y al mismo tiempo presentan una alta sensibilidad a actividades humanas y perturbaciones en su hábitat (Nichols *et al.*, 2008), tales como las condiciones de perturbación por ganadería (Moreno *et al.*, 2009).

Es por eso que, buscando comprender un poco más el impacto, ya sea positivo o negativo, de la ganadería en los bosques nublados montanos nos preguntamos ¿cuál es la influencia de la presencia de ganado vacuno en la diversidad de coleópteros coprófagos en la EBW?

Así, la presente tesis intenta darle respuesta a esta pregunta a través de los siguientes objetivos:

Objetivo General:

Contribuir al entendimiento de la influencia que posee el ganado vacuno sobre la diversidad de los escarabajos coprófagos en los bosques de nubes como indicador de perturbaciones en los ecosistemas.

Objetivos secundarios:

1. Determinar la riqueza y abundancia de escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) en la colecta realizada durante la época seca y la realizada durante la época húmeda, diferenciando zonas en condición de perturbación y en condición de no perturbación para los hábitats bosque montano y matorral.
2. Comparar la estructura (diversidad alfa) de escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) entre zonas en condición de perturbación y en condición de no perturbación para los hábitats bosque montano y matorral.

3. Comparar el recambio espacial (diversidad beta) de escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) en la diversidad de escarabajos coprófagos entre zonas en condición de perturbación y condición de no perturbación para los hábitats bosque montano y matorral.
4. Determinar la contribución del recambio espacial (diversidad beta) para cada nivel y de la diversidad local (diversidad alfa) a la diversidad total.

Esperando que este análisis a distintos niveles espaciales ponga de manifiesto las diferencias entre espacios ocupados por ganado y espacios libres de su presencia con la finalidad de aproximarnos más al entendimiento de los cambios que ocurren en los bosques montanos debido a las actividades antrópicas y que podrían estar alterando sus características y funciones ecológicas. Así, desde una escala local, esta investigación espera ser punto de partida para el entendimiento de la dinámica que se genera por el cambio de uso de suelo en la zona, en este caso la ocupación indeseada de ganado vacuno, generando información para la toma de decisiones.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. LOS BOSQUES NUBLADOS MONTANOS

Los bosques montanos tropicales, que se extienden a lo largo de las cadenas montañosas de los Andes, Mesoamérica y el Caribe a manera de sistema boscoso filtrante de la circulación global de corrientes de aire (Kappelle & Brown, 2001), son considerados ecosistemas frágiles que contienen una diversidad biológica caracterizada por su alto grado de singularidad y rareza, siendo lugar de la ocurrencia de endemismos debido a las particulares condiciones climáticas, considerados reservorios de biodiversidad y presentando funciones de regulación hídrica importantes en el mantenimiento de la calidad de agua (Cuesta *et al.*, 2009).

Estos ecosistemas presentan diferentes formaciones vegetales dominadas por árboles de entre 10 a 35 m de altura y una gran abundancia de líquenes, musgos y plantas herbáceas, este tipo de bosques incluye a los bosques de niebla o bosques nublados montanos (Tejedor *et al.*, 2012), en los cuales la presencia de neblina es constante.

Los bosques nublados montanos andinos, es decir, los bosques enanos que ocupan el piso altitudinal debajo del páramo o de la puna (Rivera Campos, 2007), se ubican en la vertiente oriental de los Andes entre 2000 y 3600 msnm, recibiendo importantes entradas de agua provenientes de la precipitación de entre 3000 a 6000 mm al año (MINAM, 2014), pero sobre todo provenientes de la niebla y el viento, procesos fundamentales en el ciclo hidrológico de estos ecosistemas, pues la presencia de neblinas constantes o estacionales modifican muchas de las variables que determinan el balance hídrico de estos bosques y determinan su propia distribución (Tobón, 2009). Dichas neblinas, que son muy frecuentes y pueden ocurrir a diferentes alturas y en distintos bloques montañosos, descargan agua dependiendo de la topografía, la orientación, el tamaño y continentalidad de las masas montañosas, de los vientos, de la humedad relativa del aire y de las diferencias de temperatura entre superficie y atmósfera (Ataroff, 2001).

Con suelos generalmente húmedos y ricos en materia orgánica, los bosques nublados montanos, a comparación de los bosques bajos, son hábitat de árboles de menor tamaño, lo que los hace más tupidos y con un dosel de hojas más pequeñas y coriáceas, extremadamente abundante en epífitas y con pocas lianas leñosas (Hamilton *et al.*, 1995), tanto así que albergan una cantidad similar de especies de flora que las selvas de tierras bajas amazónicas aun cuando solo representan el 5% del área que estas cubren (Brown & Kappelle, 2001). Además, presenta un rango de temperatura desde los 6° C hasta las 24° C (MINAM, 2014). Así, el rasgo más característico de los bosques montanos podría ser su alto grado de endemismos, tanto en flora como en fauna, tras un complejo proceso de aislamiento provocado por la presencia de montañas que emergieron millones de años atrás influenciando para siempre y de manera constante la historia paleoecológica de América del Sur, presentando especies únicas de orquídeas, musgos, líquenes, bromelias, aves, mamíferos y anuros (Kappelle & Brown, 2001; Ramirez, 2009; Tejedor *et al.*, 2012; MINAM, 2014).

Los servicios ecosistémicos que los bosques nublados montañosos poseen han sido reconocidos como sumamente valiosos para las poblaciones humanas adyacentes y para el sistema planetario entero, como la captación de agua, el mantenimiento la biodiversidad, protección de cabeceras de cuenca y protección de suelos, entre otros, y aunque son considerados una prioridad global de conservación (Tejedor *et al.*, 2012; MINAM, 2012), se han identificado amenazas para los bosques montanos nublados relacionadas a la conversión de bosque a áreas de agricultura o pastoreo, la caza, la extracción de madera o leña, la defaunación y pérdida/degradación de la biodiversidad, la construcción de carreteras, las quemadas forestales, la minería, los cultivos de drogas, la introducción de especies y el cambio climático (Brown & Kappelle, 2001; Bubb *et al.*, 2004).

Como lo explican Bubb *et al.* (2004): “Los bosques nublados montanos tropicales representan un raro y frágil ecosistema que se encuentra bajo amenaza en muchas partes del mundo. Una acción urgente es necesaria para conservar estos ricos bosques montañosos, no solo porque concentran especies endémicas y amenazadas sino también para mantener su rol vital en la provisión de agua dulce. Todos los bosques tropicales se encuentran amenazados, pero los bosques de neblina son amenazados de forma única tanto por presiones humanas como por el cambio climático que viene impactando en la temperatura, la precipitación y la formación de nubes en áreas montañosas”.

En 1995, Hamilton *et al.* propusieron algunas medidas de respuesta a las amenazas a la conservación estos bosques y sus servicios ecosistémicos como: integrar árboles sistemas silvopastoriles y mejorar los pastos en áreas ya degradadas para evitar nuevas pérdidas de bosque por cambio de uso de suelo, pero respondiendo a las presiones económicas locales; establecer plantaciones para aprovechamiento de leña evitando la tala por este recurso, mayor prevención y control a la invasión de plantas o animales exóticos a través de control biológico y procesos de restauración; el aprovechamiento de productos no maderables provenientes de especies de flora o fauna siempre y cuando cumplan con las regulaciones nacionales e internacionales; y el incremento del turismo, generando oportunidades económicas responsables condicionado a un manejo adecuado e informado de la actividad y la capacidad de carga del área específica.

En Perú, hasta el 2001 se conocía que más de 2 millones de ha de bosque montano nublado venían siendo protegidas, aunque no se conocían las dimensiones totales de este ecosistema en el país (Kappelle & Brown, 2001), proporcionando un hábitat con vegetación altamente heterogénea y dependiente de fluctuaciones altitudinales y microclimáticas a consecuencia de la accidentada orografía a especies de las que se conocen categorías de riesgo como el mono choro cola amarilla (*Lagothrix flavicauda*) y el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) (MINAM, 2012). En el 2010, se reportaron casi 68 millones de ha de bosque montano para el Perú, pero en 5 años se habían perdido 750 mil ha a una tasa anual de cambio del 22% a causa de la expansión agropecuaria (Tejedor *et al.*, 2012).

Lamentablemente, el panorama sigue siendo pesimista y la degradación de los bosques nublados ha continuado a pesar de los esfuerzos de conservación y de implementación de medidas frente a las amenazas, pero Tejedor *et al.* (2012) mencionan que se ha avanzado en la implementación de modelos de manejo del territorio con enfoque paisajes rurales enfocados en la conservación de biodiversidad en sistemas agrícolas o pecuarios en algunas regiones andinas.

2.2. MEDICIÓN DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA

La diversidad biológica, en el marco de la ecología, fue definida por Pielou (1975) como la variedad de organismos vivos en un área de estudio definida, pero ¿y la biodiversidad es lo mismo? Margalef (2002) explicó que la diferencia entre diversidad y biodiversidad reside en su complementariedad en donde el primero se refiere a la descripción y causa de la composición de especies de un determinado lugar y un determinado momento obtenida a

través de una muestra de la naturaleza y que, por lo tanto, va a presentar modificaciones a través del tiempo, y el segundo se refiere más bien al potencial del arreglo especies que podría tener un ecosistema, pero que no necesariamente va a expresar de manera completa, se refiere al todo, incluyendo huevos, esporas, semillas, etc. Por otro lado, según la Convención de Diversidad Biológica ambos términos significan lo mismo, definiendo biodiversidad como “la variabilidad entre los organismos vivientes de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas” (UNEP, 1992). Por lo tanto, biodiversidad es un concepto multiescalar a nivel biológico: desde la variabilidad en el contenido genético de los individuos y las poblaciones, el conjunto de especies que integran grupos funcionales y comunidades completas, hasta el conjunto de comunidades de un paisaje o región (Moreno, 2001).

Sin embargo, la biodiversidad ha sido conceptualizada de tal manera que no existe una forma universal de determinarla y medirla, y tampoco es el único atributo ni el más importante en una comunidad. De modo que no existe un modo inconfundible de definir el lugar con mayor biodiversidad. Desde los ecosistemas a las poblaciones y los genes, los niveles de organización de la vida son heterogéneos y están incluidos unos en otros (Lobo, 2001 en Moreno, 2001).

Entonces, podemos interpretar que la diversidad biológica, diferente a la biodiversidad como lo señaló Margalef, sí es medible. Ciertamente la diversidad biológica y su medición son uno de los temas centrales en Ecología, no solo porque su análisis permite realizar interpretaciones acerca de las interacciones de un ecosistema, sino porque aún no han sido del todo resueltas las dificultades para medirlas, pero se han desarrollado metodologías y herramientas relativamente sencillas para poder intentar cuantificarla y analizarla dependiendo de la pregunta de investigación, pero siendo muy conscientes de las limitaciones que conlleva. Sin embargo, es importante recordar que las herramientas de medición no son lo mismo que las teorías que sustentan el concepto de diversidad (Moreno *et al.*, 2011).

Moreno (2001) menciona que “cualquier política sólida de conservación debe partir de un conocimiento apropiado de la biodiversidad” y que “esto se logra a través de proyectos de medición de la biodiversidad” que aportan valioso conocimiento no solo en la teoría ecológica, sino también para la toma de decisiones y brindar recomendaciones, plantear

objetivos de conservación o identificar el efecto de perturbaciones en el ambiente, utilizando metodologías y herramientas diversas dependiendo del nivel que deseamos estudiar y nuestra capacidad de síntesis. Es de esta información que el monitoreo se nutre para poder evaluar cambios asociados a distintos factores, como antropogénicos, climáticos, etc.

Sin duda, a pesar de las discrepancias conceptuales entre un término y otro, el concepto de biodiversidad y las cuestiones relacionadas a la progresiva reducción de la diversidad biológica a causa de diversas actividades humanas, se han convertido en tema central de numerosos convenios (Caniani *et al.*, 2016) y en la creación de políticas ambientales (Di Battista *et al.*, 2016). La biodiversidad es reconocida globalmente como una piedra angular del buen estado de los ecosistemas, y la conservación de la misma es uno de los objetivos más importantes del manejo ambiental (Laurila-Pant *et al.*, 2015).

2.2.1. Diversidad alfa, beta y gamma

La diversidad regional o gamma (γ) es la “riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje” (Moreno, 2001) y puede ser dividida en sus componentes alfa (α) y beta (β), correspondientes a la diversidad local de una comunidad particular y homogénea, y a la diferencia en la diversidad entre localidades, respectivamente (Moreno, 2001).

La diversidad local o alfa (α) puede ser analizada a través de la riqueza de especies, es decir, la enumeración de las entidades biológicas específicas encontradas en una localidad; o, a través de la estructura de estas entidades, es decir, cuántos individuos de cada especie se encuentran en una localidad, a lo que se le conoce como el valor de importancia de la especie y puede analizarse también a través de porcentajes. Al hablar de estructura, surge el concepto de equidad, fuertemente relacionado al de diversidad, ya que se considera que una comunidad es diversa si expresa equidad en los valores de importancia de las especies que presenta, debido a que existe mayor incertidumbre sobre la identidad de la especie por cada individuo que se obtenga en una muestra. El usar una u otra dependerá de los objetivos y limitaciones de la investigación, pero sin duda el análisis de la estructura nos dará más luces sobre cómo se comporta una comunidad a nivel local, pudiendo considerarla como más o menos equitativa y así compararla con otras comunidades que podrían tener la misma riqueza de especies, pero que se encuentren pasando por condiciones diferentes, bajo impactos ambientales o procesos ecológicos que afecten su equidad y, por lo tanto, su diversidad (Moreno, 2001).

Inverso al concepto de equidad es el de dominancia, que se refiere a la existencia de mayor cantidad de individuos de una determinada entidad, por lo que, al obtener un individuo al azar de una muestra dada, es más probable que se trate de un individuo de la entidad dominante. Así, una comunidad con mayor dominancia, debería ser menos diversa.

Existen diferentes formas de cuantificar la diversidad, la más común es a través de índices como el índice de entropía de Shannon y otras medidas de complejidad, aunque los valores que arrojan suelen no ser comparables o difíciles de interpretar biológicamente (Moreno *et al.*, 2011). Diferente a eso, para medir la dominancia en una comunidad existe el Índice de Simpson (λ), que utiliza la probabilidad de que dos individuos obtenidos al azar sean de la misma especie (Moreno, 2001), por lo tanto, es una medida más entendible al tomar valores del 0 al 1

$$\lambda = \sum_i p_i^2$$

donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i .

Sin embargo, el Índice de Simpson, como la mayoría de índices de dominancia, se centra más en la representatividad de las especies de mayor valor de importancia, las más abundantes, dejando de lado al resto (Moreno, 2001). Esto dificulta el análisis en comunidades con especies raras que pueden ser de interés de la investigación y es importante tomarlo en cuenta en la discusión de los resultados que se obtengan.

La diversidad entre hábitats o beta (β) es “la magnitud de cambio en la composición de las comunidades o el grado de diferenciación entre comunidades, en relación con un gradiente ambiental complejo o a patrones ambientales” (Calderón-Patrón *et al.*, 2012). Desde que Whittaker acuñó el término diversidad β y sus primeras definiciones en 1960, se han desarrollado una serie de discusiones acerca del significado de este término, su sentido biológico, matemático y cuáles son las mejores formas de medirlo, pero hasta ahora sigue siendo complicado obtener generalizaciones sobre este concepto. Sin embargo, las discusiones han propiciado avances que le han dado un papel protagónico al estudio de la diversidad β mostrando un gran potencial de aplicación en la ecología de la conservación (Calderón-Patrón *et al.*, 2012).

La diversidad β no es una determinada cantidad de especies, sino que se representa por tasas de cambio o variaciones, por lo que se trata de un componente de la diversidad con otra

dimensión completamente distinta lo cual ha dificultado su uso y entendimiento (Calderón-Patrón *et al.*, 2012). Un rápido cambio en la composición de especies a lo largo de un paisaje correspondería a una alta diversidad beta, particularmente cuando la diversidad local es solo una pequeña fracción de la regional, resultando en comunidades especialistas a lo largo de gradientes ambientales (Jankowski *et al.*, 2009).

Existe 2 tipos de diversidad β , el primero es conocido como *turnover* o rotación, mide el cambio en la estructura de una comunidad de una muestra a otra a lo largo de una gradiente requiriendo una direccionalidad, que puede ser espacial, temporal o ambiental y se expresa como una tasa o un gráfico de decaimiento de distancias; y el segundo es el de variación de la estructura en una comunidad entre un conjunto de unidades de muestreo dentro de una extensión dada o dentro de una categoría de factor dado como un tipo de hábitat o un tratamiento experimental que no están demarcados por una dirección (Anderson *et al.*, 2011).

Para medir la diversidad β , Moreno (2001) resume que existen diversos índices que pueden usarse. Índices de similitud y disimilitud expresan el grado en que dos muestras o hábitats son semejantes por las especies que presentan, mientras que índices de reemplazo de especies que se basan en datos de presencia-ausencia tal cual el sentido biológico descrito por Whittaker (1972). Una tercera forma de medirla es a través de la complementariedad que toma en cuenta la riqueza total de los 2 sitios analizados y las especies únicas en cada uno.

Estudios utilizando índices de similitud y disimilitud han evidenciado su eficacia y fácil interpretación, sobre todo cuando se usan en un análisis clúster (Hernández *et al.*, 2003; Jankowski *et al.*, 2009), que es un método de ordenación de muestras o hábitats en espacio definido por las especies (Moreno, 2001). Así se puede interpretar que muestras son más similares en estructura de especies.

2.2.2. Partición aditiva de la diversidad regional

La manera de relacionar estos tres componentes, diversidad alfa, beta y gamma, ha sido a través de métodos de partición aditiva y multiplicativa, los cuáles se diferencian en sus propiedades, expresiones e interpretaciones, y en ese sentido, el método de partición aditiva ha sido señalado como el más adecuado para investigaciones cuyo objetivo es poner en evidencia las diferencias absolutas ente comunidades fácilmente entendibles, mientras que el multiplicativo es utilizado para medir la diversidad verdadera de especies, aunque ambos son bastante útiles en biología de la conservación (Pereira & Moreno, 2013).

Partición multiplicativa: $\gamma = \bar{\alpha} \times \beta$

Partición aditiva: $\gamma = \bar{\alpha} + \beta$

Una ventaja del uso de la partición aditiva es que permite obtener componentes de la diversidad dentro de comunidades y entre comunidades con las mismas unidades haciendo posible una comparación directa y una interpretación más sencilla y natural (Lande, 1996). La diversidad puede ser medida como riqueza de especies o usando los índices de Simpson o Shannon (Bandini *et al.*, 2008). Sin embargo, a diferencia de la partición multiplicativa, se consideró que la aditiva generaba valores de alfa y beta dependientes entre sí, pero Veech & Crist (2010) mostraron a través de una simulación que beta y alfa eran estadísticamente independientes para ambos tipos de partición.

Además, Bandini *et al.* (2008) afirmaron que la partición aditiva es un enfoque prometedor para entender patrones de pérdida de hábitat y fragmentación de bosques, ya que se pueden incluir diferentes escalas de análisis.

$$\gamma = \bar{\alpha} + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3 + \dots + \beta_n$$

donde n es el número de escalas en el estudio.

La evaluación de la biodiversidad realizada con modelos de particiones aditivas a diferentes escalas permite observar en qué nivel espacial es más importante el recambio de especies, evaluar cambios en los paisajes o hábitats, identificar variables ambientales o espaciales que expliquen dichos cambios, analizar si existe pérdida de biodiversidad en términos de diversidad, proponer estrategias de monitoreo, conservación y manejo (Sandoval, 2015). Futuros esfuerzos de conservación necesitan considerar la importancia de la diversidad beta en las propuestas de creación de áreas protegidas para poder incluir paisajes fragmentados (Bandini *et al.*, 2008).

2.3. ESCARABAJOS COPRÓFAGOS (SCARABAEINAE) Y SU RESPUESTA A LAS PERTURBACIONES

El orden de los escarabajos (Coleoptera) es uno de los grupos de animales más grande y diverso que existe, con una gran variabilidad de familias y con al menos el 25% de las especies descritas en la Tierra (Erwin, 1996). De estos, los escarabajos estercoleros presentan 6000 especies para el mundo, de las cuales 1250 se registran para el Neotrópico (Escobar, 2000) y poseen una amplia gama de funciones ecológicas que cumplen en el ambiente

(Hickman *et al.*, 2009; Brusca & Brusca, 2005). Entre esas funciones están la de acelerar el flujo de materia y energía en la red trófica o mantener el suelo en condiciones con alta cantidad de materia orgánica lo cual los convierte en indicadores del estado “saludable” de los ecosistemas (Morón, 2004).

Los escarabajos estercoleros considerados verdaderamente coprófagos, aunque no se alimentan de estiércol de manera exclusiva en todos los casos, corresponden en su mayoría a especies dentro de la familia Geotrupidae y las subfamilias Aphodiinae y Scarabaeinae. Halffter & Edmonds (1982), los clasificaron como rodadores o peloteros y excavadores, en función al método usado para la reubicación del estiércol, característica clave del comportamiento adulto de los escarabajos coprófagos. Estos se alimentan de los microorganismos embebidos en las partes líquidas de las heces de mamíferos y utilizan el resto del material para la crianza de sus larvas a través de tres diferentes estrategias: a) algunas especies que entierran bolas de excremento en túneles verticales cercanos al sitio de deposición son conocidas como escarabajos coprófagos que hacen túneles; b) otras que transportan las bolas rodándolas por el suelo cierta distancia hasta enterrarlas son conocidos como escarabajos peloteros; c) y las especies que crían a sus larva en la misma masa de excremento en el lugar de deposición se les conoce como habitantes (Ramirez, 2009).

Aphodiinae es del grupo de los habitantes, una taxa pequeña y típicamente de sitios temperados; Geotrupidae y algunas tribus de Scarabainae son los que hacen túneles; y la mayoría de Scarabaeidae son peloteros (Hanski & Cambefort, 1991).

De esta manera, la ecología de comunidades de los escarabajos coprófagos se resume en una competencia, tanto interespecífica como intraespecífica, por recursos ricos en nutrientes en hábitats menores: las excretas, utilizando un elaborado comportamiento reproductivo de anidamiento, que tiene el objetivo de proteger a las larvas de la competencia, de depredadores y de condiciones climáticas desfavorables, y aunque no todos los escarabajos estercoleros anidan e incluso otros invertebrados lo hacen, los sistemas que usan son bastante complejos como se ha podido explicar (Hanski & Cambefort, 1991)

Los escarabajos coprófagos proporcionan una serie de funciones ecosistémicas en los ambientes en los que habitan, como el reciclaje de nutrientes, la bioturbación, mejora en el crecimiento de las plantas, la dispersión secundaria de semillas o la supresión de parásitos, entre otros. En muchos casos, estas funciones derivan en beneficios importantes y/o económicamente relevantes para los seres humanos, dando lugar a los servicios

ecosistémicos, los cuales determinan las actividades económicas principales que se realizan en el área (Figura 1). Al mismo tiempo, una presión desproporcionada de estas actividades puede vulnerar las funciones ecosistémicas que iniciaban el ciclo, como parte de la respuesta de los escarabajos coprófagos a las amenazas antropogénicas (Nichols *et al.*, 2008). Es por esto, que los escarabajos coprófagos resultan un grupo idóneo al evaluar ecosistemas y su funcionalidad.



Figura 1. Esquema que representa las relaciones entre las funciones, los servicios ecosistémicos y las actividades antrópicas en ambientes habitados por escarabajos coprófagos.
FUENTE: Elaboración basada en Nichols et al (2008).

Los escarabajos de la subfamilia Scarabaeinae son los coprófagos dominantes en los trópicos (Ramirez, 2009) y han sido ampliamente propuestos como un grupo ideal para el inventario y monitoreo de la biodiversidad, porque: a) el muestreo permite ser estandarizado y obtener significancia en un lapso de días; b) la taxonomía de este grupo está bastante bien estudiada siendo lo suficientemente completa y accesible; c) estos escarabajos están ampliamente distribuidos brindando información útil a diferentes niveles espaciales; d) exhiben diferentes respuestas a cambios y perturbación en el ambiente sin ser demasiado sensibles ni demasiado resistentes; e) presentan una importancia ecológica y económica debido a las funciones que desempeñan en los ecosistemas y que derivan en servicios ecosistémicos; f) están correlacionados con otros grupos de seres vivos debido a que los escarabajos coprófagos presentan patrones geográficos de riqueza de especies y endemismo que reflejan los patrones de otros taxones en el área de estudio (Spector, 2006).

Trabajos como el de Davis *et al.* (2001) en Asia, mostraron que los escarabajos coprófagos resultan indicadores interesantes de cambios ambientales y pueden ser usados para entender e interpretar perturbaciones como la explotación forestal. Sus resultados mostraron que en diferentes hábitats boscosos existen asociaciones particulares de escarabajos bastante definidas que, dependiendo su naturaleza y el tipo de hábitat, pueden presentar respuestas positivas, negativas o neutrales a las perturbaciones antropogénicas.

También, McGeoch *et al.* (2002) demostraron que escarabajos coprófagos con alta especificidad y fidelidad a un determinado hábitat son excelentes bioindicadores, pero también aquellos que presentaban un nivel medio de esas características resultaban útiles para el monitoreo de la integridad de un hábitat.

Andresen (2003) estudió el efecto de la fragmentación de hábitat en escarabajos coprófagos. A través de parches de bosque de diferentes tamaños y áreas de bosque continuo, analizó las consecuencias en la regeneración de plantas enfocándose en la función que cumplen estos insectos como eliminadores de estiércol de primates y enterradores de las semillas que se encuentran dentro de las heces de las que suelen alimentarse. Así, registró si esas semillas terminaron germinando y desarrollando una plántula, o si sucumbieron a la acción de depredadores de semillas u otros factores.

Y Gardner *et al.* (2008) presentan resultados que ellos mismo autodenominan como pesimistas acerca de la conservación de la biodiversidad en bosques tropicales intervenidos por humanos y que presentan áreas de bosques secundario y plantaciones, asegurando que albergan una comunidad de escarabajos coprófagos empobrecida, lo cual indicaría un deterioro del mantenimiento de los servicios ecosistémicos mediados por estos escarabajos.

Además, hay estudios enfocados en la respuesta de los escarabajos coprófagos a la ganadería, el pastoreo y la presencia de vacas en diferentes ecosistemas.

Por ejemplo, Holter (1979) encontró que la actividad de ciertos escarabajos coprófagos, tanto los adultos como las larvas, aceleraba la agregación de lombrices promoviendo la rápida desaparición de heces de ganado del lugar de estudio, lo que a su vez estaba fuertemente influenciado por el clima.

Halffter & Arellano (2002) examinaron cómo la biodiversidad responde a la fragmentación de hábitat a un nivel local y de paisaje usando escarabajos coprófagos de la subfamilia

Scarabaeinae en un bosque caducifolio con perturbación ganadera concluyendo que este grupo de insectos es un indicador ideal del grado de modificación o destrucción de bosques.

Trabajos como el Moreno *et al.* (2009) han determinado que escarabajos coprófagos fueron sensibles a los cambios ambientales originados por las prácticas ganaderas en un ambiente con hábitats a manera de mosaico en el altiplano árido mexicano.

Barragán *et al.* (2011) documentaron una disminución de la diversidad funcional de comunidades de escarabajos necrófagos y coprófagos como resultado de cambios de uso de suelo en bosques lluviosos fragmentados y continuos, en fragmentos de bosque lluvioso de diferentes tamaños y en matorrales xerófilos con diferentes niveles de perturbación por pastoreo.

Por último, Barragán *et al.* (2014) analizaron los efectos del pastoreo en la diversidad y estructura de escarabajos coprófagos para observar la influencia de las condiciones ecológicas, pero también biogeográficas en la comunidad, encontrando que la condición de pastoreo tenía un efecto negativo solo en las áreas de bosque tropical, mientras en ambientes más secos, el pastoreo aumentaba la diversidad. Sin embargo, no encontraron un efecto claro en bosques montanos. Concluyeron, entonces, que el impacto del pastoreo depende de las condiciones ecológicas y biogeográficas que han venido moldeando la composición de la comunidad a través del tiempo.

III. METODOLOGÍA

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se desarrolló en las inmediaciones de la Estación Biológica Wayqecha (EBW), un Área de Conservación Privada que se encuentra en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional del Manu - Sector Acjanaco (Anexo 1), en el distrito de Kosñipata, Provincia de Paucartambo, departamento del Cusco (Figura 1), ubicada en las coordenadas 13°10'29.38''S y 71°35'12.03''O, zona de la ecorregión de Yungas peruanas (Huamán Chang, 2016). Cuenta con cerca de 700ha y se ubica en una gradiente de 1200 m de elevación, desde los 2300 msnm en la parte más baja, hasta los 3500 msnm (Página web de ACCA). La precipitación anual promedio es de 1700 mm y la temperatura promedio de 12.5° C. Además, la estación corresponde a un mosaico de formaciones vegetales (Anexo 2), de las cuales predominan dos: bosques montanos (B) con parches de bambú y matorrales con bosques achaparrados (M) según Piana & Luna (2015).

ÁREA DE CONSERVACIÓN PRIVADA WAYQECHA

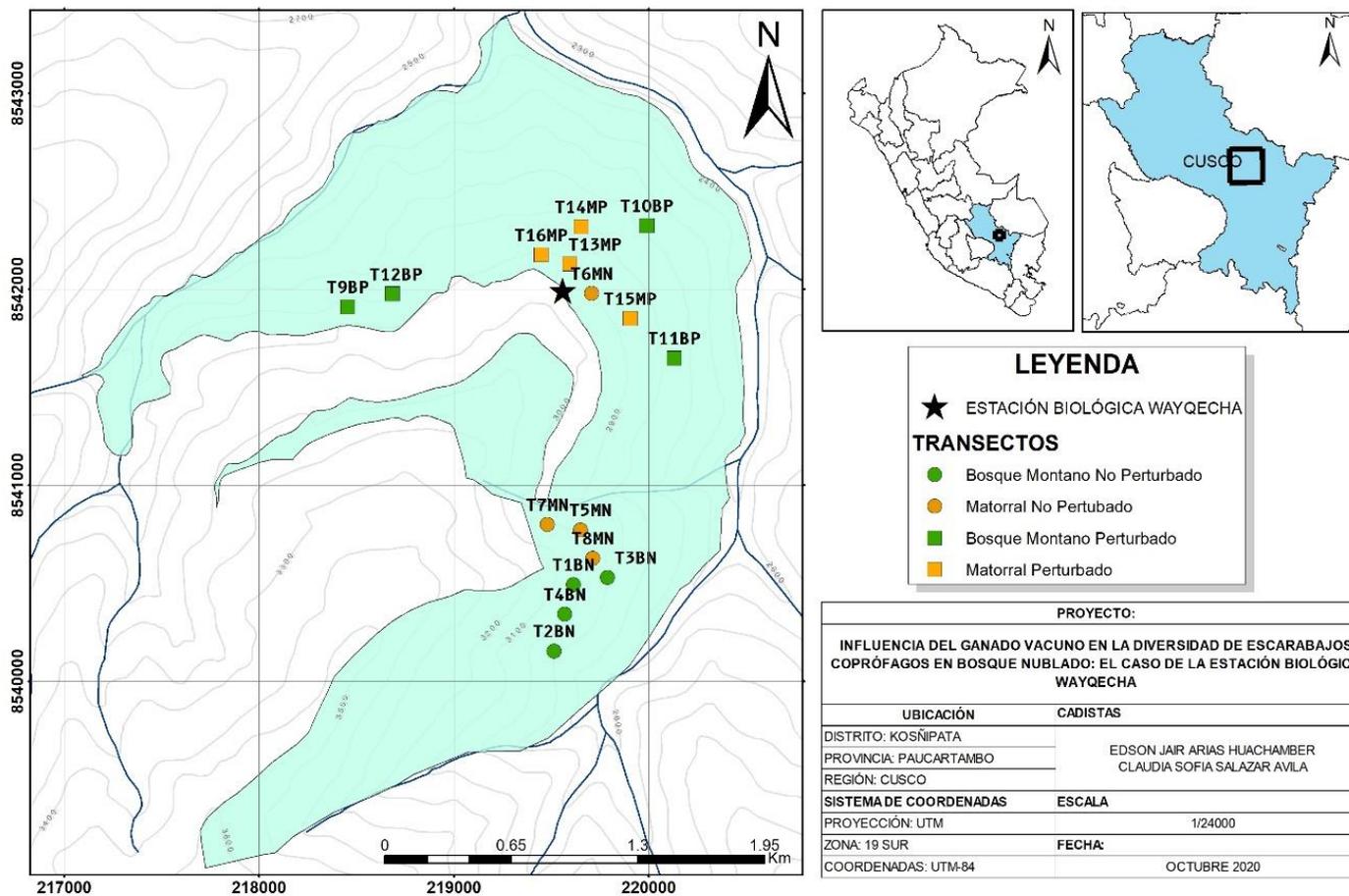


Figura 2. Mapa de la ubicación geográfica del Área de Conservación Privada Wayqecha y de los transectos utilizados para el estudio.
FUENTE: Elaborado por Edson Arias y Claudia Salazar, basado en la Carta Nacional y en SERNANP (2020).

3.2. COLECTA DE ESCARABAJOS COPRÓFAGOS

La colecta se realizó en dos oportunidades, la primera durante el mes de agosto del 2016 como muestra de la temporada de menor precipitación llamada comúnmente “época seca”, y la segunda el mes de febrero del 2017 como muestra de la temporada de mayor precipitación o “época húmeda o de lluvias”. Se siguió una versión modificada del protocolo establecido por la Scarabaeinae Research Network detallado en Ramírez (2009), cumpliendo con los estándares mínimos requeridos para una colecta exitosa de escarabajos coprófagos.

En cuanto al ganado vacuno, a través de entrevistas al personal de la EBW, la observación directa de individuos y el conteo in situ de bostas en un radio de 5 metros alrededor de cada trampa, se identificaron zonas tanto de bosque (B) como de matorral (M) con alta y baja presencia de vacas. Las zonas con alta presencia presentaron una densidad de bostas promedio de $6/100m^2$, siendo denominadas como zonas perturbadas: bosque perturbado y matorral perturbado (BP y MP, respectivamente). Las zonas con baja presencia, donde las vacas tienen muy poco acceso, se les denominó zonas no perturbadas o conservadas: bosque no perturbado y matorral no perturbado (BN y MN, respectivamente), pues presentaron una densidad de bostas promedio de $0.1/100m^2$. Es importante mencionar que esta identificación de zonas fue realizada en el primer muestreo en agosto de 2016, durante la época seca. No se repitió el conteo de bostas en el siguiente muestreo, porque no se observaron cambios importantes en la disposición de estos, ni se observaron nuevas bostas.

Castañeda *et al.* (2007) mencionan que evaluar el área de estudio antes de la perturbación es la mejor forma de saber cómo esta afecta al ambiente, pero en este caso el área de estudio ya presentaba la perturbación al momento de proponer la pregunta de investigación. Por ese motivo, se utilizó un diseño espacial de muestreo jerárquico anidado con cuatro niveles. En el nivel más amplio se incluyeron dos tipos de hábitat: Bosque montano (B) y Matorral arbustivo (M). El siguiente nivel se refiere a sitios con distintas condiciones del hábitat dentro de cada tipo de formación vegetal, identificados como perturbados (P) y no perturbados (N), siendo cuatro sitios en total: Bosque montano perturbado (BP), Bosque montano no perturbado (BN), Matorral arbustivo perturbado (MP), Matorral arbustivo no perturbado (MN). En el siguiente nivel, dentro de cada uno de los cuatro sitios se establecieron cuatro estaciones de muestreo a manera de transectos de 50 m y separados aproximadamente por 500 m entre sí e instalados desde los 2721 msnm hasta los 3003 msnm (Figura 2, Anexos 3 y 4). Finalmente, en cada transecto (el nivel más fino) se colocaron seis

trampas *pitfall* o de caída con cebo (Márquez, 2005) separadas entre sí por 10 m, haciendo un total de 96 por colecta (época seca y época de lluvias). Así, el tamaño de la unidad muestral (TUM) fue 6 trampas *pitfall* por transecto con un esfuerzo temporal de dos días, aproximadamente 48 horas.

Para las trampas de caída se utilizaron envases de plástico de 1L de capacidad. El elemento atrayente de las trampas de caída fueron heces humanas, una de las varias metodologías que se utilizan para la captura de este grupo de insectos y que ha sido reportada como bastante eficiente para todo tipo de escarabajos coprófagos (Larsen & Forsyth, 2005). Además, las trampas contenían una mezcla de agua, detergente y formol, se les colocó un techo protector de plástico para evitar daños por la lluvia. Adicionalmente, se tomaron los datos de altitud y posición horizontal usando un GPS Garmin.

Tabla 1: Variables consideradas para la metodología de colecta de escarabajos.

VARIABLE	ATRIBUTO
EVENTOS DE COLECTA	2: Época seca y húmeda
TIPOS DE HÁBITAT	2: Bosque montano (B) y matorral arbustivo (M)
CONDICIÓN DEL HÁBITAT	2: Perturbado (P) y no perturbado (N)
SITIOS (TIPO X CONDICIÓN)	4: BP, BN, MP, MN
TRANSECTOS	4 por sitio
TRAMPAS PITFALL	6 por transecto
TOTAL DE TRAMPAS	96 por evento de colecta
DISTANCIA ENTRE TRAMPAS	10m
LONGITUD DE TRANSECTOS	50m
DISTANCIA ENTRE TRANSECTOS	500m
TIEMPO DE EXPOSICIÓN	48 horas
TUM	6 trampas <i>pitfall</i> por transecto con un esfuerzo temporal de 48h.

3.3. DETERMINACIÓN TAXONÓMICA

Tras cada colecta, las trampas fueron transportadas al Laboratorio de Ecología de Artrópodos (LEA) de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Luego, las muestras se procesaron en gabinete dentro del LEA. Una vez limpias, se procedió al uso de claves dicotómicas (Lawrence & Britton, 1991) para determinar qué individuos pertenecían al grupo Scarabaeinae (escarabajos coprófagos). Posteriormente, se usó una clave dicotómica para géneros (Vaz de Melo *et al.*, 2011) y se determinaron morfoespecies de forma preliminar. Finalmente, estas fueron llevadas al Museo de Historia Natural de la Universidad Mayor de San Marcos y al Museo de Entomología Klaus Raven Büller de la Universidad Nacional

Agraria La Molina en donde, junto a especialistas, se analizó la genitalia de los especímenes y se compararon con especímenes de las colecciones para confirmar las morfoespecies determinadas en gabinete.

3.4. ANÁLISIS DE DATOS

Se contabilizó el número de individuos en cada trampa de cada morfoespecie para determinar la riqueza y la abundancia.

Para analizar la estructura (diversidad α) se utilizó un Índice de Abundancia Proporcional llamado Índice de dominancia de Simpson (Moreno, 2001) para cada transecto, tanto de las colectas de la época seca como de la época de lluvias, empleando el programa Past versión 2.17c (Hammer *et al.*, 2001). Se tomó como transectos con alta dominancia aquellos que superaban el 0.7 de proporción. Los resultados del cálculo del índice se agruparon por sitio (BP, BN, MP, MN) y se comparó si existían diferencias significativas entre sitios utilizando el test de Kruskal Wallis.

Para analizar el recambio (diversidad β) se comparó la composición de especies encontrada en cada transecto mediante el análisis clúster con base en el coeficiente de similitud de Jaccard que se obtiene a través de datos cualitativos (Moreno, 2001), y ha sido utilizado anteriormente para estudios sobre diversidad de escarabajos coprófagos (Hernández *et al.*, 2003), empleando el programa Past versión 2.17c (Hammer *et al.*, 2001).

Para determinar el porcentaje de contribución de la riqueza de especies puntual y del recambio de especies en ambas épocas de muestreo, se analizó la partición aditiva de la riqueza de especies (Moreno, 2001; Moreno *et al.*, 2009; Pereira & Moreno, 2013), tanto para la zona de estudio en general como para cada sitio en particular utilizando el software PARTITION (Veech & Crist, 2007). Moreno *et al.*, (2009) mencionan que, para la partición aditiva de la diversidad del paisaje, se debe considerar la riqueza de especies puntual de cada trampa, más el recambio de especies entre trampas de cada punto de muestreo, el recambio entre puntos de muestreo de cada sitio, el recambio entre sitios de cada tipo de hábitat y el recambio entre tipos de hábitat, de tal manera que la riqueza total es:

$$\gamma = \bar{\alpha}_{trampas} + \bar{\beta}_{trampas} + \bar{\beta}_{transectos} + \bar{\beta}_{sitios} + \bar{\beta}_{hábitats}$$

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Riqueza y Abundancia

Con respecto a la riqueza, en ambas épocas de muestreo se obtuvieron cinco especies de escarabajos coprófagos, estas fueron: *Canthidium* sp. 1, *Dichotomius diabolicus*, *Ontherus bridgesi*, *Uroxys* sp. 1 y *Uroxys* sp. 2 (Anexo 5), pero el número de especies varió entre sitios: en los casos de hábitats perturbados el número de especies se mantuvo entre la época seca y la de lluvia; en cambio, en los hábitats no perturbados el número de especies fue mayor en la época de lluvia (Figura 3). El sitio BP presentó las cinco especies en ambas épocas de colecta. El sitio MN presentó solo una especie, *Ontherus bridgesi*, durante la colecta en época seca, pero durante la época de lluvia presentó tres especies: *Canthidium* sp. 1, *Ontherus bridgesi*, *Uroxys* sp. 2. El sitio BN presentó tres especies en época seca: *Canthidium* sp1, *Ontherus bridgesi*, *Uroxys* sp. 2; y cuatro especies en época de lluvia: *Canthidium* sp. 1, *Ontherus bridgesi*, *Uroxys* sp. 1, *Uroxys* sp. 2. Finalmente, el sitio MP presentó dos especies en época seca: *Dichotomius diabolicus*, *Uroxys* sp. 2; y dos especies en época de lluvia: *Ontherus bridgesi*, *Uroxys* sp. 2 (Figura 3).

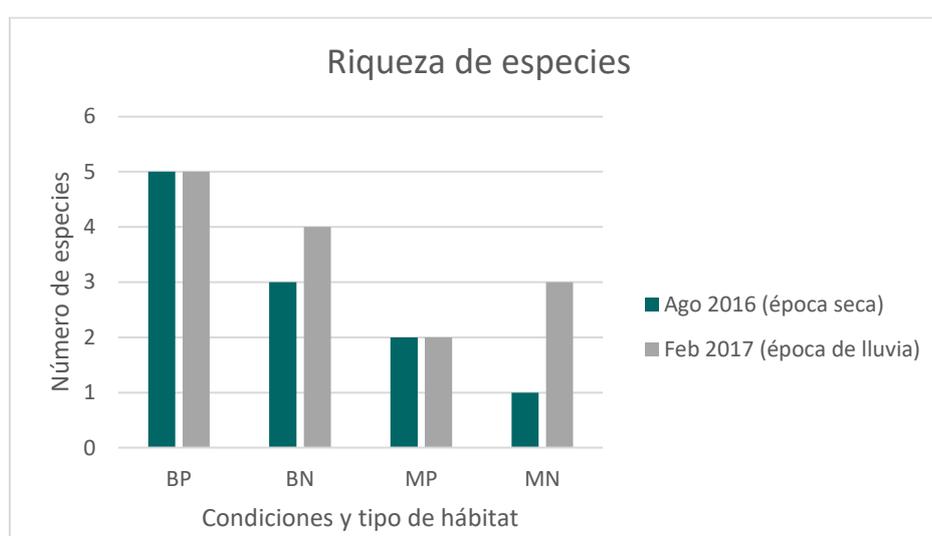


Figura 3. El número de especies para cada sitio tanto en la época seca como en la época de lluvia. BP = Bosque montano perturbado, BN = Bosque montano no perturbado, MP = Matorral perturbado, MN = Matorral no perturbado.

Con respecto a la abundancia, en la época seca se colectaron 97 individuos (agosto del 2016); mientras que en la época de lluvia (febrero 2017) se colectaron 1378 individuos. La mayor cantidad de biomasa de escarabajos fue obtenida en el hábitat de bosque tanto la época seca como para la de lluvias. Además, en la época de lluvia, 694 individuos (47,05%) se encontraron en los sitios de Bosque Perturbado y 401 individuos (27,19%) en los sitios de Bosque No Perturbado (Figura 4). Sobre la cantidad de individuos por especie, esta varió considerablemente tanto entre épocas como entre sitios (Tablas 1 y 2).

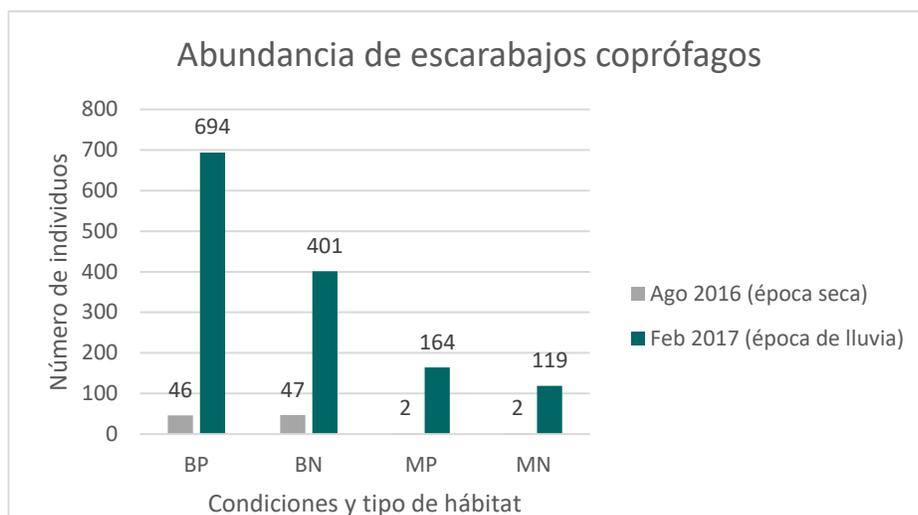


Figura 4. El número de individuos para cada sitio tanto en la época seca como en la época de lluvia. BP = Bosque montano perturbado, BN = Bosque montano no perturbado, MP = Matorral perturbado, MN = Matorral no perturbado.

Tabla 2. Número de individuos por especie para cada sitio durante la época seca.

Época seca agosto 2016					
Especies	BOSQUE MONTANO		MATORRAL		TOTAL
	Perturbado (BP)	No perturbado (BN)	Perturbado (MP)	No perturbado (MN)	
<i>Canthidium sp1</i>	8	28	0	0	36
<i>D. diabolicus</i>	3	0	1	0	4
<i>O. bridgesi</i>	20	12	0	0	32
<i>Uroxys sp1</i>	13	0	0	0	13
<i>Uroxys sp2</i>	2	1	1	0	4
TOTAL	46	41	2	0	89

Tabla 3. Número de individuos por especie para cada sitio durante la época de lluvias.

Época de lluvias febrero 2017					
Especies	BOSQUE MONTANO		MATORRAL		TOTAL
	Perturbado (BP)	No perturbado (BN)	Perturbado (MP)	No perturbado (MN)	
<i>Canthidium sp1</i>	415	319	0	4	738
<i>D. diabolicus</i>	3	0	0	0	3
<i>O. bridgesi</i>	166	68	162	107	503
<i>Uroxys sp1</i>	106	4	0	0	110
<i>Uroxys sp2</i>	4	12	2	8	26
TOTAL	588	403	164	119	1380

4.1.2. Estructura (Diversidad α)

Época seca (agosto 2016):

Aunque se reportaron valores altos de dominancia en el hábitat de matorral tanto perturbado como no perturbado (Anexo 6), la prueba de Kruskal-Wallis ($H_{chi2}=4.938$, $H_c=5.173$, $p=0.1596$) no halló diferencias significativas entre los sitios para los valores de dominancia de cada transecto (Figura 5).

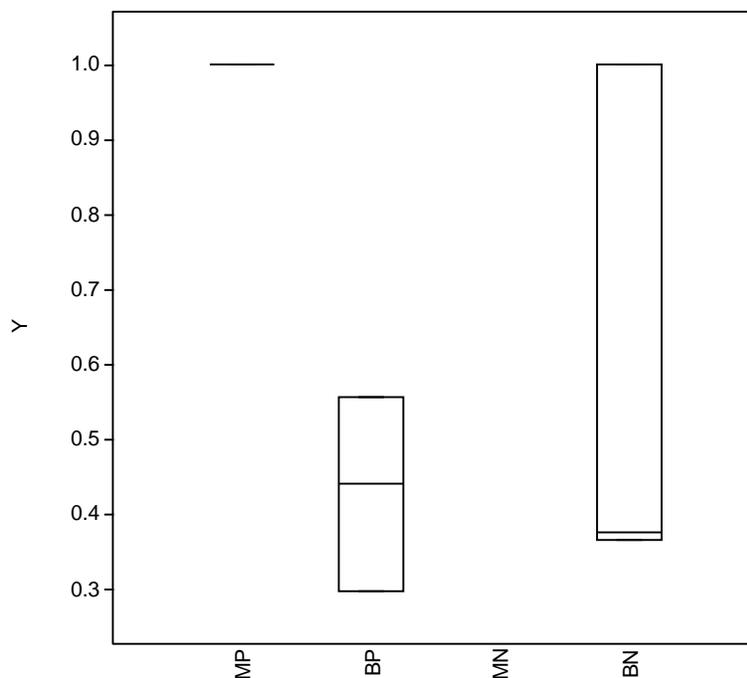


Figura 5. Gráfico box plot que muestra la variación del Índice de Dominancia de Simpson calculado para cada transecto de los sitios MP = Matorral perturbado, BP = Bosque perturbado, MN = Matorral no perturbado y BN = Bosque no perturbado para la época seca.

Época de lluvias (febrero 2017):

Valores altos de dominancia se encontraron en el hábitat de matorral tanto perturbado como no perturbado, reportando resultados para cada transecto (Anexo 7), así la prueba de Kruskal-Wallis ($H_{chi2}=11.87$, $H_c=11.94$, $p=0.0076$) halló diferencias significativas entre las áreas de bosque y áreas de matorral, indistintamente si tenían la condición de perturbado o no perturbado (Figura 6).

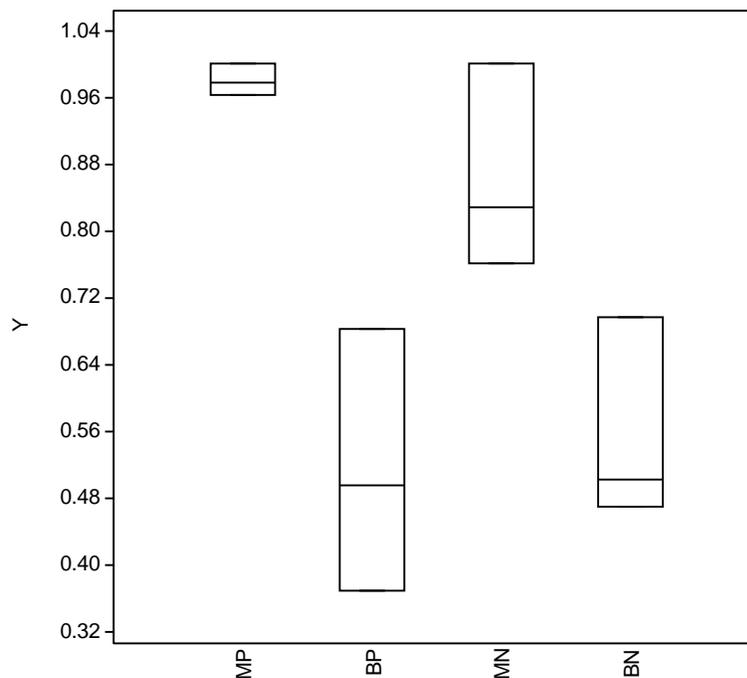


Figura 6. Gráfico box plot que muestra la variación del Índice de Dominancia de Simpson calculado para cada transecto de los sitios MP = Matorral perturbado, BP = Bosque perturbado, MN = Matorral no perturbado y BN = Bosque no perturbado para la época de lluvias.

4.1.3. Recambio de especies (Diversidad β)

Época seca (agosto 2016):

El análisis *cluster* muestra dos agrupaciones, una que engloba algunos sitios de bosque no perturbado, y otra que agrupa a sitios de bosque perturbado, encontrando una similitud entre sitios mayor del 60% (Figura 7).

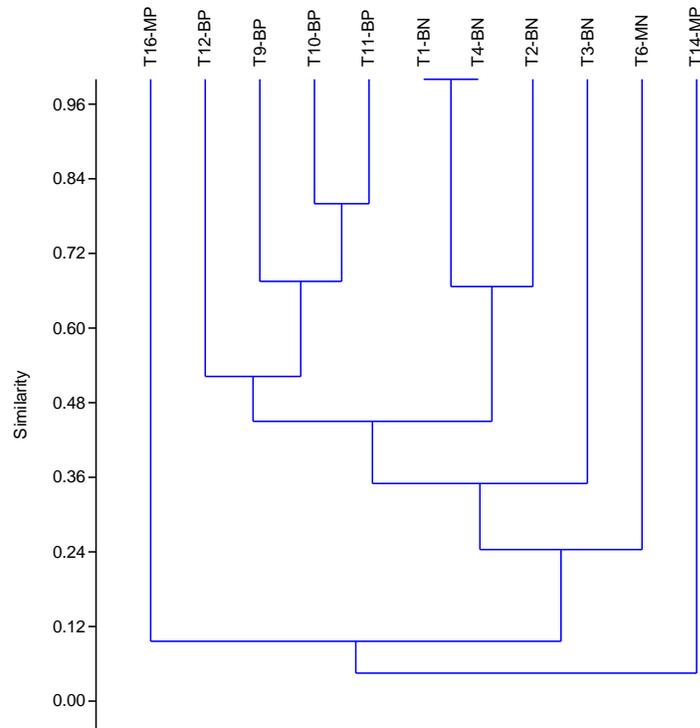


Figura 7. Cladograma del análisis cluster utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard para los transectos que presentaron escarabajos coprófagos en la colecta durante la época seca.

Época de lluvias (febrero 2017):

El análisis *cluster* muestra cuatro agrupaciones con más del 96% de similitud, es decir, con un muy bajo recambio de especies: una que engloba algunos sitios de bosque perturbado, la segunda agrupa en su mayoría a sitios de bosque no perturbado, la tercera a sitios de matorral en general y la cuarta a sitios de matorral en general también (Figura 8).

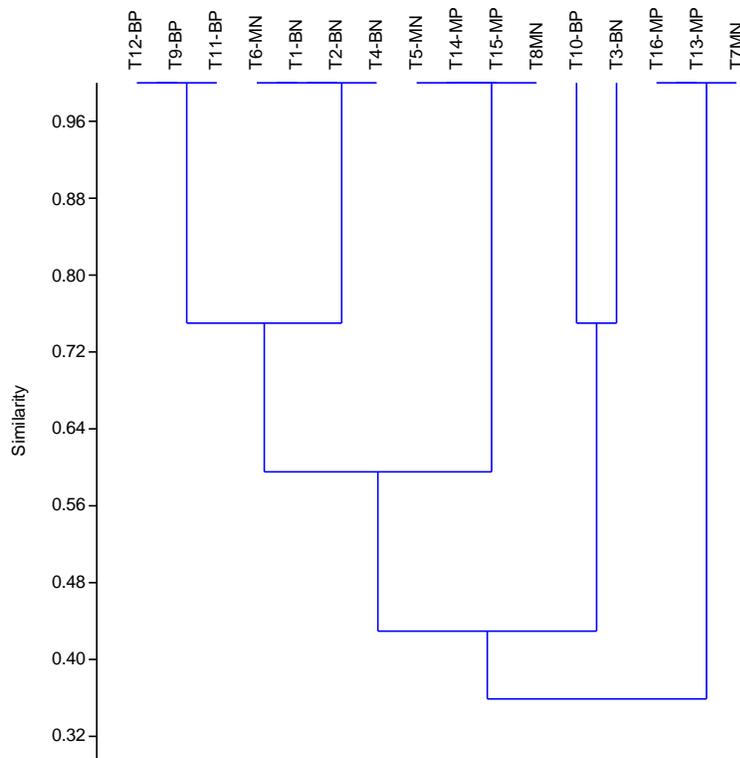


Figura 8. Cladograma del análisis cluster utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard para los transectos que presentaron escarabajos coprófagos en la colecta durante la época de lluvias.

4.1.4. Contribución de α y β

Los resultados del análisis de partición aditiva ($\gamma = \bar{\alpha}_{trampas} + \bar{\beta}_{trampas} + \bar{\beta}_{transectos} + \bar{\beta}_{sitios} + \bar{\beta}_{hábitats}$) indican que la riqueza específica total (diversidad gamma) de escarabajos coprófagos en el paisaje de estudio en el mes de febrero del 2017 no se alcanza en los niveles más finos, es decir, la riqueza específica en las trampas dentro de cada transecto y en los transectos de cada sitio no llega a equivaler a cinco especies (Figura 9).

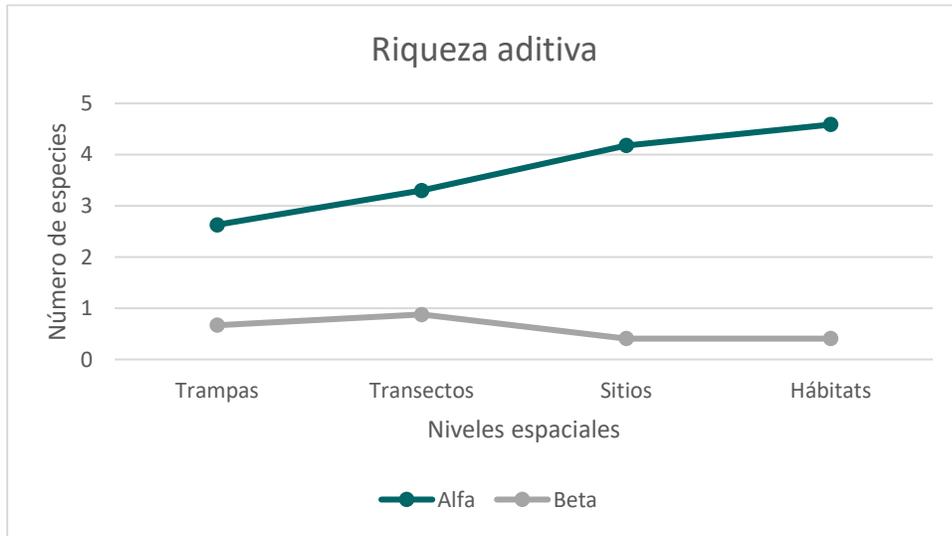


Figura 9. Contribución de la riqueza de especies por trampa (α) y del recambio en la composición de especies entre muestras (β) de cada nivel.

Observando la partición de la diversidad en cada sitio (BP, BN, MP, MN) por separado, para el bosque conservado, alfa 1 fue de 68%, beta 1 de 7% y beta 2 de 25%. Para el bosque perturbado, alfa 1 fue de 62.2%, beta 1 de 17.8% y beta 2 de 20% (Figura 10). Mientras, para el matorral conservado alfa 1 fue de 54.67%, beta 1 de 21.67% y beta 2 de 23.67%, y para el matorral perturbado, alfa 1 fue de 54.5%, beta 1 de 37.5% y beta 2 de 8% (Figura 11).

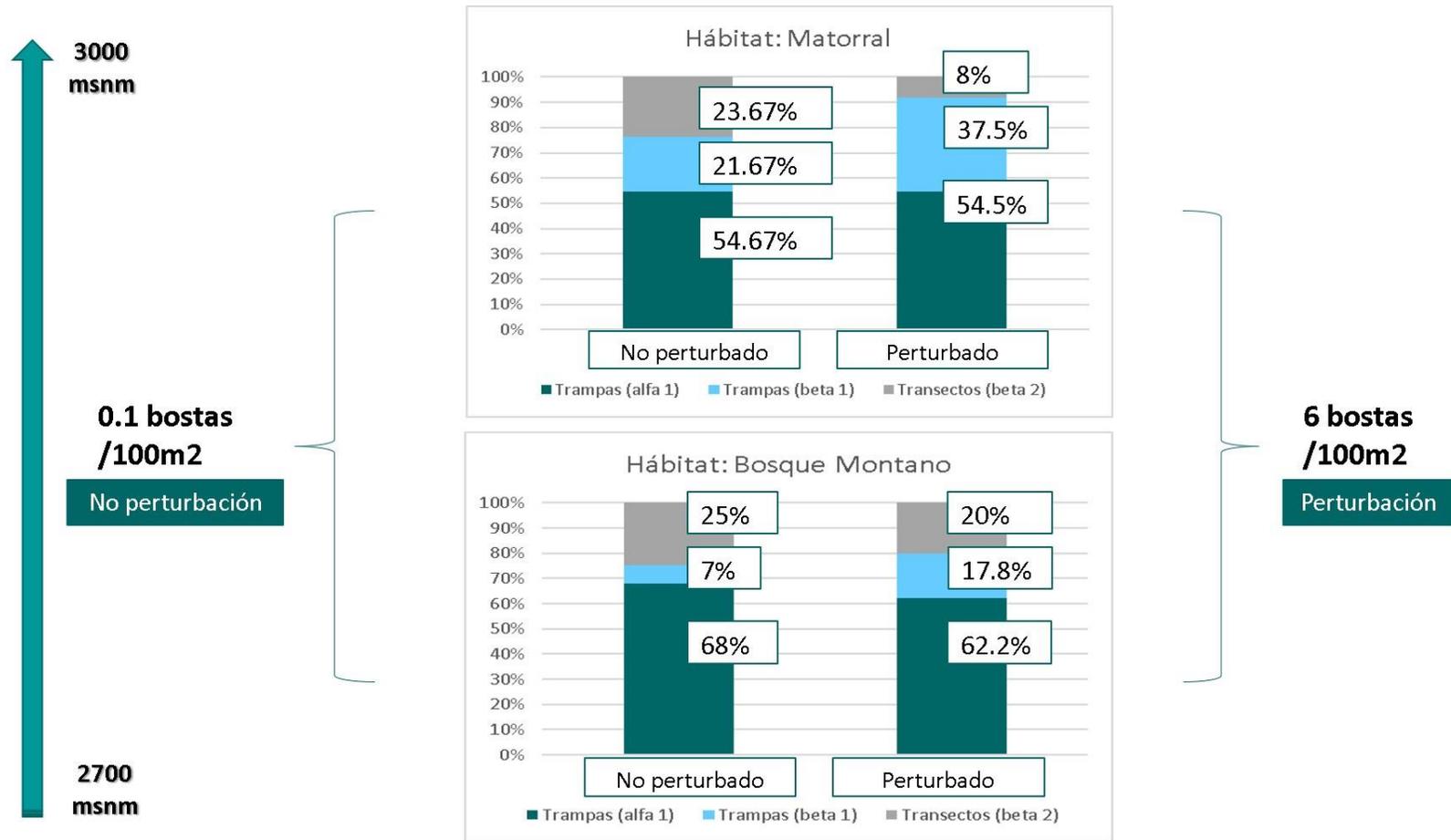


Figura 10. Partición aditiva de la riqueza de especies observada en cada sitio de muestreo de los hábitats de bosque montano y matorral, expresando como porcentaje la contribución de cada componente y diferenciando la densidad de bostas.

4.2. DISCUSIONES

4.2.1. Riqueza y Abundancia

Sobre la riqueza, los resultados se aproximan a los reportados por Ramírez (2009) para la misma área de estudio, quien determinó cuatro especies para la EBW, las mismas encontradas en este trabajo, además de *Dichotomius diabolicus*. Las especies reportadas corresponden a escarabajos coprófagos verdaderos cuyo grupo funcional se refiere a los que hacen túneles. Asimismo, en el sitio Bosque perturbado (BP) fueron encontradas todas las especies, tanto en época seca como en época de lluvias, lo que sugiere que la presencia de ganado en el hábitat de bosque estaría generando un hábitat idóneo para la ocurrencia de todas las especies, más allá de la estacionalidad.

Sobre la abundancia, la diferencia en el número de individuos de escarabajos coprófagos entre una época y otra fue notoria. Noriega *et al.* (2007) mencionan que la abundancia de escarabajos en general se ve influenciada por la estacionalidad, presentando mayores individuos en la época húmeda o de lluvias, lo cual “puede estar relacionado con una mayor oferta de recursos a nivel cualitativo y cuantitativo, que genera una mejor disponibilidad espacio-temporal”. También Barragán *et al.* (2014) menciona que la época de lluvias es la temporada en que los escarabajos coprófagos están más activos. En la EBW, la presencia de vacas es mayor durante la época seca, y por consiguiente también la cantidad de heces, ya que el ganado debe moverse más en búsqueda de alimento y utilizan áreas de bosque de lugar, porque las condiciones de tiempo y tránsito facilitan esa movilidad. Aun así, la abundancia de escarabajos fue mínima durante dicha temporada, lo que indicaría que estos escarabajos, aunque son coprófagos, no utilizan exclusivamente las heces del ganado, o que la disponibilidad de estas no determina la abundancia de estos insectos, sino más bien las condiciones meteorológicas de cada temporada. Adicionalmente, de los resultados se deduce que los escarabajos preferirían el hábitat de bosque sobre el de matorral, y durante la época de lluvias, que es cuando expresan su mayor abundancia, estarían ocupando espacios de bosque con perturbación ganadera.

Cabe resaltar para ambas épocas la presencia casi exclusiva de *Canthidium* sp. 1 en el hábitat de bosque montano y de *Uroxys* sp1 en sitios de bosque montano perturbado, mientras que por otro lado *D. diabolicus* presentó muy pocos individuos, especie que de hecho no fue reportado

por Ramírez (2009). Además, la presencia de *O. bridgesi* en el hábitat de matorral se vio fuertemente influenciada por la época. Por último, no es muy clara la dinámica de *Uroxys* sp. 2 presentando unos pocos individuos para todos los sitios de bosque montano y matorral en ambas temporadas.

4.2.2. Estructura (Diversidad α)

En general, se podría decir que durante la época seca la comunidad de escarabajos coprófagos carece de estructura. La cantidad de especies y de individuos fue sumamente baja, y cabe destacar que muchos de los transectos instalados en el hábitat de matorral no presentaron ningún individuo lo cual dificulta una correcta interpretación de los resultados ya que estas ausencias han sido retiradas del análisis. Evidentemente los escarabajos coprófagos disminuyen considerablemente en esta época, pero la poca diversidad que queda se concentra en los hábitats de bosque, de los cuales el sitio bosque perturbado (BP) no presentó valores altos de dominancia en ningún transecto.

En la época de lluvias sí se comprueba la influencia del tipo de hábitat en la diversidad de escarabajos coprófagos, más que la perturbación del ganado vacuno. Barragán *et al.* (2014) analizaron la estructura de los escarabajos coprófagos en un paisaje amplio que incluía no solo bosques montanos, sino también lluviosos y secos, concluyendo que para el caso de los bosques montanos no se podía concluir si el efecto del pastoreo de ganado en la diversidad era positivo o negativo, evidenciando aún más la alta dependencia entre la diversidad y las condiciones ecológicas locales y el contexto biogeográfico. Aunque cabe mencionar que hay estudios que mencionan que la hora en la que se depositan las heces y el tiempo de exposición que estas pasan en el ambiente también son factores que influyen en la abundancia, y por consiguiente, en la estructura de la comunidad (Sullivan *et al.*, 2017), podríamos interpretar que, para las condiciones ecológicas y biogeográficas de la EBW, son el hábitat y el tipo de vegetación que lo componen los que determinan la estructura de la comunidad de escarabajos coprófagos durante la época de lluvias.

4.2.3. Recambio de especies (Diversidad β)

Davis *et al.* (2001) ya habían utilizado el análisis *cluster* para examinar los ensamblajes de escarabajos coprófagos en bosques con diferentes grados de impacto, demostrando que había

claras asociaciones ligadas a determinado tipo de vegetación, y dependiendo de la perturbación, dichas asociaciones mostraban traslape o se encontraban espacialmente alejadas, cada una mostrando diferentes respuestas a estas condiciones. Esto se explica en que la distribución espacial de los grandes vertebrados también se ve influenciada por la vegetación y las condiciones del biotopo, y, por ende, sus heces. En nuestro caso, los resultados del análisis *cluster* para la época seca sugerirían que la estructura de la diversidad alfa entre transectos dentro de los sitios de bosque perturbado y no perturbado es similar, y el recambio de especies es bajo. Mientras que, para la época de lluvias, podría decirse que hay mayor distinción en bosque perturbado y no perturbado que entre matorral perturbado y no perturbado, lo que también se deja observar en el número de individuos por especie de cada sitio que muestran los resultados de abundancia. Haciendo este tipo de análisis, Hernandez *et al.* (2003) encontraron una baja diversidad de escarabajos en un paisaje intervenido por ganado vacuno, en donde se observaba dominancia de algunas especies. Aunque en ese caso la cantidad de especies fue mucho mayor que en la EBW, mencionan que dicho paisaje fragmentado propiciaba un ambiente de desecación para las heces aumentando la mortalidad de las larvas de escarabajos al impedir que se alimenten de este recurso. Este proceso podría explicar la mínima cantidad de escarabajos reportados en época seca para este estudio. En cambio, las condiciones meteorológicas de la época húmeda aumentan la disponibilidad de las heces como recurso, siendo posible que las excretas permanezcan en el suelo hasta que exista mayor humedad para que las larvas se desarrollen y los adultos se reproduzcan.

4.2.4. Contribución de α y β

El análisis de partición aditiva solo se realizó para los datos de la colecta durante época de lluvias, porque es donde se tuvo mayor cantidad de escarabajos coprófagos, además, los resultados de los análisis anteriores revelaron patrones relacionados a una alta influencia del hábitat en la diversidad de escarabajos coprófagos. Lo que indican es que, para todos los niveles, la contribución del recambio de especies (diversidad β) en la diversidad total es baja, pero no llega a ser 0 en los niveles espaciales más amplios, que son los sitios y los hábitats.

Moreno *et al.* (2009) realizaron un análisis de partición aditiva en sitios perturbados y no perturbados por ganado en un paisaje con dos tipos de vegetación y detectaron que la condición de hábitat perturbado y no perturbado influía en la diversidad β de escarabajos coprófagos, pero

que el tipo de hábitat no parecía tener influencia significativa ya que la contribución del recambio de especies era alta en los niveles finos, incluso mayor que la contribución de la diversidad α permitiendo alcanzar la diversidad total, pero era 0 en los niveles amplios. En este caso, obtenemos todo lo contrario, en el nivel más fino la contribución del recambio (diversidad β) es menos que la contribución de la diversidad en cada trampa (diversidad α). A nivel de transectos la contribución del recambio es mayor que a nivel de trampas. Además, sí existe una contribución de β en los niveles amplios, aunque pequeña, pero que permite alcanzar la diversidad total, por lo que podemos inferir que en general la diversidad de escarabajos en el paisaje es baja y que el tipo de hábitat sí influye en la diversidad β de escarabajos coprófagos.

En relación al bosque montano en específico, encontramos que la contribución del recambio de especies entre trampas y entre transectos en conjunto es mayor por aproximadamente 6% en el sitio perturbado en comparación con el sitio no perturbado o conservado, lo que indica que los sitios de matorral perturbado son más heterogéneos en la escala más fina. Se podría decir que la presencia de vacas influyó en una mayor diversidad β al generar heterogeneidad en el bosque montano.

En relación al matorral, la contribución del recambio de especies entre trampas y entre transectos en conjunto, tanto en el sitio perturbado como en el conservado, es prácticamente la misma, diferenciándose solo por 0.17%. En los sitios de matorral no parece haber influencia de la presencia de vacas en la diversidad β de escarabajos coprófagos. Sin embargo, el recambio de especies entre transectos en el matorral perturbado es mayor que en el conservado, lo que indica que los sitios de matorral perturbado son más heterogéneos en la escala más fina.

Finalmente, se puede inferir para ambos tipos de hábitat que la presencia de ganado no está influyendo negativamente en la diversidad de escarabajos coprófagos, ya que el recambio de especies o bien se está manteniendo o está aumentando entre sitios perturbados y no perturbados. Este tipo de procesos que generan y mantienen la diversidad β son considerados extremadamente útiles para proponer acciones de conservación (Moreno & Pereyra, 2013).

V. CONCLUSIONES

1. La riqueza y composición de especies de escarabajos coprófagos Scarabaeinae fueron las mismas para la época seca como para la época de lluvias, pero la abundancia parece estar altamente influenciada por la estacionalidad, siendo drásticamente superior en la época de lluvias.
2. Se observa falta de estructura en la comunidad durante la época seca, pero durante la época de lluvias la estructura presenta un claro patrón influenciado por el tipo de hábitat.
3. El recambio de especies fue bajo entre transectos del mismo sitio durante la época seca. Mientras que, durante la época de lluvias, se observó un mayor recambio de especies entre los sitios de bosques no perturbados y perturbados, diferenciándolos. Sin embargo, para el caso del hábitat de matorral, se observó bajo recambio de especies entre sitios no perturbados y perturbados.
4. El análisis de partición aditiva, elaborado solo para la época de lluvias, muestra que el tipo de hábitat influye en la diversidad β de los escarabajos coprófagos. Además, sugiere una influencia positiva de la perturbación generada por las vacas para el hábitat de bosque montano. Mientras en el matorral no se observan diferencias en la contribución de la diversidad β entre sitios perturbados y no perturbados.
5. Por último, las condiciones de ocupación de ganado vacuno en el área de estudio no parecen influenciar significativamente a la diversidad de escarabajos coprófagos. Sin embargo, hay evidencia de la preferencia de *Uroxys* sp. 1 por sitios de bosque montano perturbado, que parece ser la condición de hábitat más idónea para los escarabajos coprófagos en general, al menos para las condiciones en las que venía ocurriendo la ocupación de vacas entre el 2016 y 2017.

VI. RECOMENDACIONES

1. Ampliar el estudio a escala espacial integrando otros pisos altitudinales que presenten condiciones similares de perturbación por ganadería y comunidades de escarabajos coprófagos más diversas.
2. Ampliar el estudio a escala temporal a manera de monitoreo incluyendo mayor número de muestreos en cada época del año.
3. Analizar la influencia de la perturbación ganadera en otros grupos de escarabajos que pueden ser abundantes en el área, como Staphylinidae.
4. Analizar la influencia de la perturbación ganadera en la cobertura vegetal y compactación del suelo.
5. Establecer canales de comunicación con las comunidades o personas dueñas del ganado y con guardaparques y personal técnico del Parque Nacional del Manu, entre otras instituciones, para poder coordinar e intentar restringir el ingreso de vacas a estas áreas destinadas a conservación.
6. Aunque la cantidad de ganado no parece estar afectando significativamente a la comunidad de escarabajos, y, por lo tanto, al reciclaje de nutrientes, sería importante establecer estrategias de prevención para evitar que en los siguientes años la densidad de vacas en el área sea mayor.
7. Generar mecanismos de alerta temprana y monitoreo entre los visitantes y demás actores de la red de conservación de la zona, que puedan reportar avistamientos de ganado para monitorear su frecuencia y número a lo largo del tiempo.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, M. J.; Crist, T. O.; Chase, J. M.; Vellend, M.; Inouye, B. D.; Freestone, A. L.; ... & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19-28. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x
- Andresen, E. (2003). Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26: 87-97. doi: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03362.x>
- Apigian, K.O.; Dahlsten, D. & Stephens, S. (2006). Biodiversity of Coleoptera and the importance of habitat structural features in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Environ. Entomol.* 35(4): 964-975. doi: 10.1603/0046-225X-35.4.964
- Ataroff, M. (2001). Venezuela. En: Kappelle, M. & Brown, A. (Eds). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Editorial IMBIO, Costa Rica, pp. 397-442
- Barragán, F.; Moreno, C. E.; Escobar, F.; Halffter, G. & Navarrete, D. (2011). Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *Plos One* 6(3). doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>
- Barragán, F.; Moreno, C. E.; Escobar, F.; Bueno-Villegas, J. & Halffter, G. (2014). The impact of grazing on dung beetle diversity depends on both biogeographical and ecological context. *Journal of Biogeography*. doi: 10.1111/jbi.12351
- Braga, R. F.; Korasaki, V.; Andresen, E. & Louzada, J. (2013). Dung Beetle Community and Functions along a Habitat-Disturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. *PLoS ONE* 8(2): e57786. doi: 10.1371/journal.pone.0057786.
- Brusca, R. C. & Brusca, G. J. (2005). *Invertebrados*. (2° ed.) Madrid, España: McGraw-Hill Interamericana.

- Bubb, P.; May, I.; Miles, L. & Sayer, J. (2004) *Cloud Forest Agenda*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Recuperado de: <https://www.unep-wcmc.org/resources-and-data/cloud-forest-agenda>
- Caniani, D.; Labella, A.; Lioi, D. S.; Mancini, I. M. & Masi, S. (2016). Habitat ecological integrity and environmental impact assessment of anthropic activities: A GIS-based fuzzy logic model for sites of high biodiversity conservation interest. *Ecological Indicators* 67, 238–249. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.038>
- Calderón-Patrón, J. M.; Moreno, C. E. & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Rev. Mex. Biodiv.* Vol.83 no.3. doi: <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Castañeda Córdova, L. Z.; Arellano Cruz, G. & Sánchez Infantas, E. (2007). Efecto de una quema controlada en los artrópodos epígeos de pasturas en la Sais Túpac Amaru, Junín – Perú. *Ecología Aplicada* 6(1,2). doi: 10.21704/rea.v6i1-2.340
- Cuesta F.; Peralvo M. & Valarezo, N. (2009). Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del cambio climático. Ecuador: Serie Investigación y Sistematización # 5. Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION. Recuperado de: <https://www.bivica.org/file/view/id/320>
- Da S. Martins, Paulo F. & da S. Pereira, Taynã Z. (2012). Cattle-raising and public credit in rural settlements in Eastern Amazon. *Ecological Indicators* 20, 316–323. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.031>
- Davis, A. J.; Holloway J. D.; Huijbregts, H.; Krikken, J.; Kirk-Spriggs, A. H. & Sutton, S. L. (2001). Dung beetle as indicators of change in the forest of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology* 38, 593-616. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00619.x>
- Di Battista, T.; Fortuna, F. & Maturo, F. (2016). Environmental monitoring through functional biodiversity tools. *Ecological Indicators* 60, 237–247. doi: [10.1016/j.ecolind.2015.05.056](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.056)
- Erwin, T. L. (1996) Biodiversity at its utmost: Tropical forest beetles. En: Reaka-Kudla ML, Wilson and DE, Wilson EO. (Eds). *Biodiversity II: Understanding and protecting our*

- biological resources. Joseph Henry Press, Washington DC: 27-40. Recuperado de:
[https://books.google.com.pe/books?id=X5OAgAAQBAJ&lpg=PA27&ots=f2WhjD_Z3r&dq=Erwin%20TL.%20\(1996\)%20Biodiversity%20at%20its%20outmost%3A%20Tropical%20forest%20beetles.&lr&hl=es&pg=PR4#v=onepage&q=beetles&f=false](https://books.google.com.pe/books?id=X5OAgAAQBAJ&lpg=PA27&ots=f2WhjD_Z3r&dq=Erwin%20TL.%20(1996)%20Biodiversity%20at%20its%20outmost%3A%20Tropical%20forest%20beetles.&lr&hl=es&pg=PR4#v=onepage&q=beetles&f=false)
- Escobar, F. (2000). Diversidad y Distribución de los Escarabajos del Estiércol (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de Colombia. *PRIBES*: 197-210. Recuperado de:
<https://www.semanticscholar.org/paper/Diversidad-y-distribuci%C3%B3n-de-los-escarabajos-del-de-Escobar/2da6bfe68e3777b810b032bc2d79ac348b210f1f>
- Foster, P. (2001). The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* 55, 73-106. doi: 10.1016/S0012-8252(01)00056-3
- Fuentes Morán, R. (2009). Evaluación de la composición y estructura de la biodiversidad de escarabajos coprófagos en dos cafetales del municipio de Tonacatepeque, departamento de San Salvador. (Tesis de maestría). Recuperada de:
<http://ri.ues.edu.sv/12574/>
- Gardner, T. A.; Hernández, M. I. M.; Barlow, J. & Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of hábitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology* 45, 883-893. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x
- Halfpeter, G. & Arellano, L. (2002). Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica* 34(1): 144-154. doi: [http://dx.doi.org/10.1646/0006-3606\(2002\)034\[0144:RODBDT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1646/0006-3606(2002)034[0144:RODBDT]2.0.CO;2)
- Halfpeter, G.; & Edmonds, W D. (1982). The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología. México. Recuperado de:
https://www.researchgate.net/publication/313670708_The_nesting_behavior_of_dung_beetles_Scarabaeinae
- Hamilton, L.S.; Juvik, J.O. & Scatena, F.N. (1995). The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and workshop synthesis. En: Hamilton, L.S.; Juvik, J.O.;

- Scatena, F.N. (eds.). Tropical Montane Cloud Forests. Ecological Studies 10. Berlín, Springer Verlag. p. 1-23
- Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data análisis. *Paleontological Electronica* 4(1):9 pp.
- Hanski, I. & Cambefort, Y. (Eds.). (1991). *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Hernández, B.; Maes, J. M.; Harvey, C. A.; Vílchez, S.; Medina, A. & Sánchez, D. (2003). Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* Vol. 10 N° 39-40. Recuperado de: <http://www.bionica.info/Biblioteca/Hernandez%202003%20Scarabaeidae%20Papilionoidea%20Rivas.pdf>
- Hickman, C. J.; Roberts, L.; Larson A. I., Anson H. & Eisenhour, D. J. (2009). *Principios Integrales de Zoología*. McGraw-Hill Interamericana.
- Holter, P. (1979). Effect of dung beetles (*Aphodius* spp.) and earthworms on the disappearance of cattle dung. *Oikos* 32: 393-402. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/3544751>.
- Huamán Chang, M. D. (2016). Preferencias de hábitat de orquídeas epífitas en los bosques nublados de la Estación Biológica Wayqecha – Manu, Cusco. Tesis de licenciatura. Recuperada de: <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2001>
- Jankowski, J. E.; Ciecka A. L.; Meyer, N. Y. & Rabenold, K. N. (2009). Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology* 78, 315-327. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x
- Kappelle, M. & Brown, A. (Eds.). (2001). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Editorial IMBIO, Costa Rica.
- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity and similarity among multiples communities. *Oikos* 76, 5-13. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/3545743>

- Larsen, T. H. & Forsyth, A. (2005). Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica* 37 (2):322-325. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00042.x>
- Laurila-Pant, M.; Lehtikoinenb, A.; Uusitalo, L. & Venesjärvi, R. (2015). How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators* 55 1–11. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.034>
- Lawrence J. F. & Britton E. B. (1991). *Coleoptera (Beetles)*. En: Commonwealth Scientific & Industrial Research Organization (CSIRO). Division of Entomology. The Insects of Australia. A textbook for students and research workers. Vol. 2. Melbourne University Press. p. 543-683.
- Margalef, R. (2002). Diversidad y biodiversidad. En: Pineda, F. D.; De Miguel, J. M.; Casado, M. A.; Montalvo, J. (Ed.). *La diversidad biológica de España*. (p 3-6). Madrid, España: Prentice Hall.
- Márquez Luna, J. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. Ciudad, País: Boletín de la sociedad entomológica Aragonesa n°37: 385-408. Recuperado de: <http://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/handle/123456789/7510?show=full>
- Martín-López B.; González J.A.; Díaz S.; Castro I. & García-Llorente M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*. 2007/3. doi: 10.7818/re.2014.16-3.00
- McGeoch, M. A.; Van Rensburg, B. J. & Botes, A. (2002). The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39, 661-672. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>
- Medina, C. E.; Zeballos, H. & López, E. (2012). Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú. *Mastozoología Neotropical*, 19(1):85-104. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/457/45723408008.pdf>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2012). Cuarto Informe Nacional sobre la Aplicación de Convenio sobre la Diversidad Biológica. Perú. (Material físico).
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2014). Perú, reino de bosques. Ministerio del Ambiente. Perú.

- Montoya, J.; Rojas, E. & Gutiérrez, J. (2015). Determinantes de las decisiones sobre el uso del suelo de hogares ribereños de la Amazonía baja peruana. Conservación estratégica. Lima, Perú: Serie técnica n° 34. USAID. Iniciativa para la Conservación de la Amazonía Andina – ICAA. Recuperado de: https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/Determinantes_de_las_decisiones_Montoya.pdf
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, España: M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Recuperado de: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Moreno, C. E.; Barragán-Torres, F.; Ortega-Martínez, I. J.; Verdú, J. R. & Sánchez-Rojas, G. (2009). Influencia de la ganadería en la contribución de la riqueza y el recambio de especies a la diversidad de escarabajos coprófagos en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán. En Estrada, E.G.; Equihua, A.; Chaires, M.P.; Acuña, J.A.; Padilla, J.R.; Mendoza, A. (Eds.) Entomología Mexicana Vol. 8. ISBN 968-839-559-2. Pp. 210-214. Texcoco, México: Sociedad Mexicana de Entomología. Recuperado de: <https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/handle/123456789/7611>
- Moreno, C. E.; Barragán, F.; Pineda, E. & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Revista Mexicana de Biodiversidad 82, 1249-1261. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532011000400019
- Nadkarni, N. M. & Wheelwright, N. T. (2000). Monteverde: Ecology and conservation of a tropical cloud forest. Ciudad, País: Oxford University Press. Recuperado de: <http://digitalcommons.bowdoin.edu/scholars-bookshelf/1>
- Nichols, E.; Spector, S.; Louzada, J.; Larsen, T.; Amezcua, S. & Favila, M. E.; The Scarabaeinae Research Network. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. Biological Conservation 141, 1461-1474. doi: 10.1016/j.biocon.2008.04.011
- Noriega A, J. A.; Botero, J. P.; Viola, M. & Fagua, G. (2007). Dinámica estacional de la estructura trófica de un ensamblaje de Coleoptera en la Amazonia Colombiana. Revista Colombiana de Entomología 33 (2): 157-164. Recuperado de:

https://www.researchgate.net/profile/Giovanny_Fagua/publication/235624004_Dinamica_estacional_de_la_estructura_trofica_de_un_ensamblaje_de_Coleoptera_en_la_Amazonia_Colombiana/links/54e3bad30cf2dbf606942e37/Dinamica-estacional-de-la-estructura-trofica-de-un-ensamblaje-de-Coleoptera-en-la-Amazonia-Colombiana.pdf

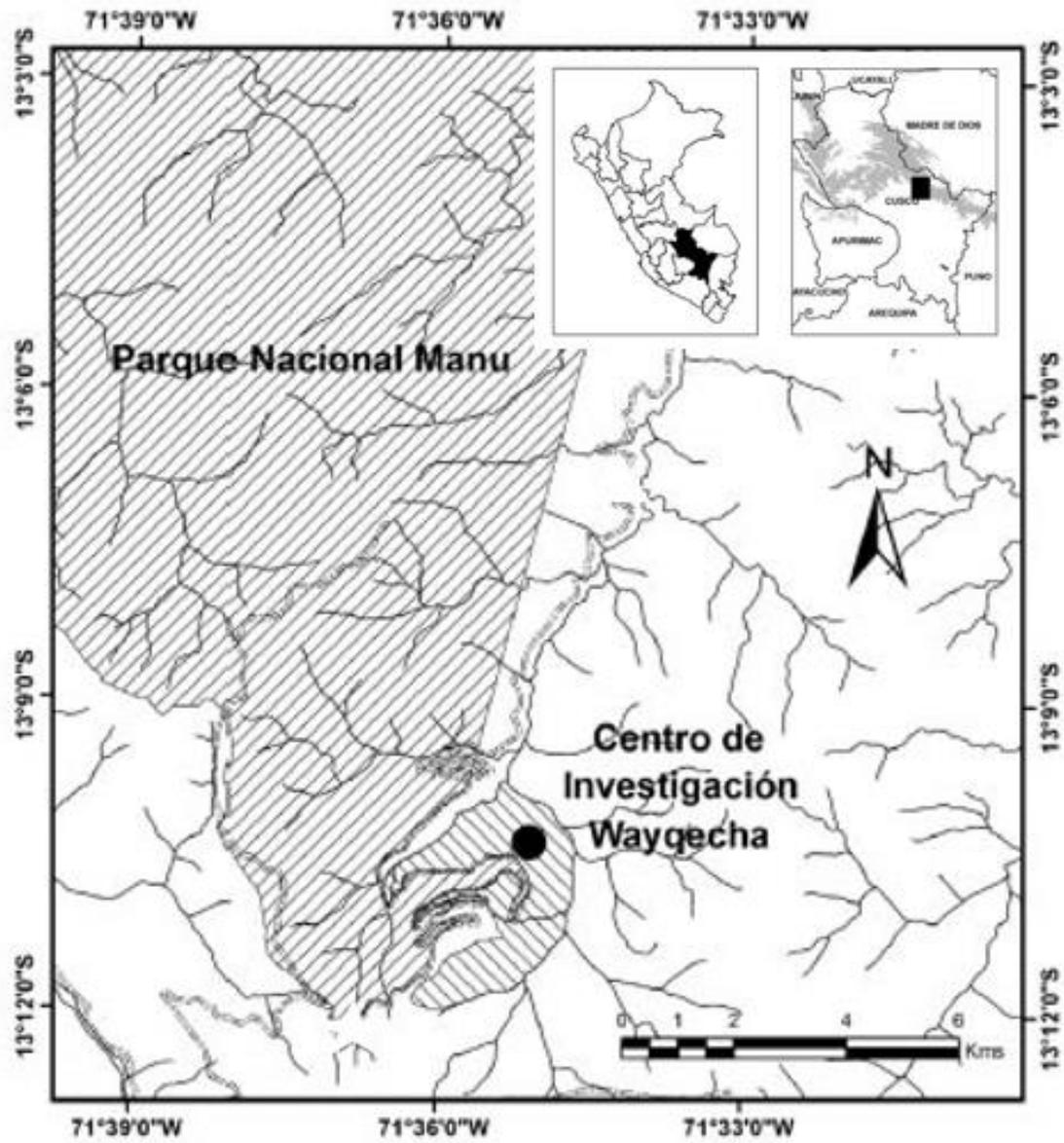
- Pereira, L. C. & Moreno, C. E. (2013). Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista Chilena de Historia Natural* 86:231-239. doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2013000300001>
- Piana, R. & Luna, V. (2015). Probability of presence of terrestrial mammals in the buffer zone of a protected area in southeast Peru. *Ecología en Bolivia* 51(1): 4-14. Recuperado de: http://scielo.org.bo/pdf/reb/v51n1/v51n1_a02.pdf
- Pielou, E. (1975). *Ecological Diversity*. Nueva York, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Ponce-Reyes, R.; Reynoso-Rosales, V-H.; Watson, J. E. M.; VanDerWal, J.; Fuller, R. A.; Pressey, R. L. & Possingham, H. P. (2012). Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change* 2: 448-452. doi: 10.1038/NCLIMATE1453
- Rainio, J. & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation*, Volume 12, Issue 3, pp 487-506. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1022412617568>
- Ramírez, P. (2009). Altitudinal variation and diversity of dung beetle (Scarabaeidae: Scarabaeinae) assemblages in the Peruvian cloud forest (Tesis de maestría).
- Rivera Campos, G. P. (2007). Composición florística y análisis de diversidad arbórea en un área de bosque montano en el Centro de Investigación Wayqecha, Kosñipata Cusco (Tesis de ingeniería).
- Rojas-Soto, O. R.; Sosa, V. & Ornelas, J. F. (2012) Forecasting cloud forest in Eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. *Biodiversity Conservation* 21: 2671-2690. doi: 10.1007/s10531-012-0327-x

- Sandoval Serés, M. A. (2015). Partición aditiva de la diversidad alfa, beta y gama de la avifauna de Sierra de Quila y Piedras Bola, Jalisco. (Tesis de licenciatura).
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por El Estado (SERNANP). (2014). Parque Nacional del Manu. Plan Maestro Diagnóstico 2013-2018. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. Recuperado de: www.sernanp.gob.pe }
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por El Estado (SERNANP). (2020). Visor de las Áreas Naturales Protegidas – GEO ANP. <http://geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp/#>
- Spector, S. (2006). Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin* 60: 71-83. doi: [http://dx.doi.org/10.1649/0010-065X\(2006\)60\[71:SDBCSS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1649/0010-065X(2006)60[71:SDBCSS]2.0.CO;2)
- Stadtmüller, T. (1987). Los bosques nublados en el trópico húmedo. Una revisión bibliográfica. Costa Rica: Universidad de las Naciones Unidas. Centro Agronómico Tropical de Investigación y enseñanza. Recuperado de: <https://books.google.com.pe/books?id=zswOAQAIAAJ&lpg=PP1&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q&f=false>
- Still, J. C.; Foster, P. N. & Schneider, S. H. (1999). Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature* 398, 608-610. Recuperado de: https://stephenschneider.stanford.edu/Publications/PDF_Papers/StillEtAl.pdf
- Sullivan, G. T.; Ozman-Sullivan, S. K.; Bourne, A.; Lumaret, J-P.; Zeybekoglu, U.; Zalucki, M. P. & Baxter, G. (2017). Temporal Resource Partitioning and Interspecific Correlations in a Warm, Temperate Climate Assemblage of Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). *Journal of Insect Science* 17(1), 1-6. doi: 10.1093/jisesa/iew118.
- Tejedor Garavito, N.; Álvarez, E.; Arango Caro, S.; Araujo Murakami, A.; Blundo, C.; Boza Espinoza, T. E.; ...& Newton, A. C. (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos de los Andes tropicales. *Ecosistemas* 21 (1-2): 148-166. Recuperado de: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/34>

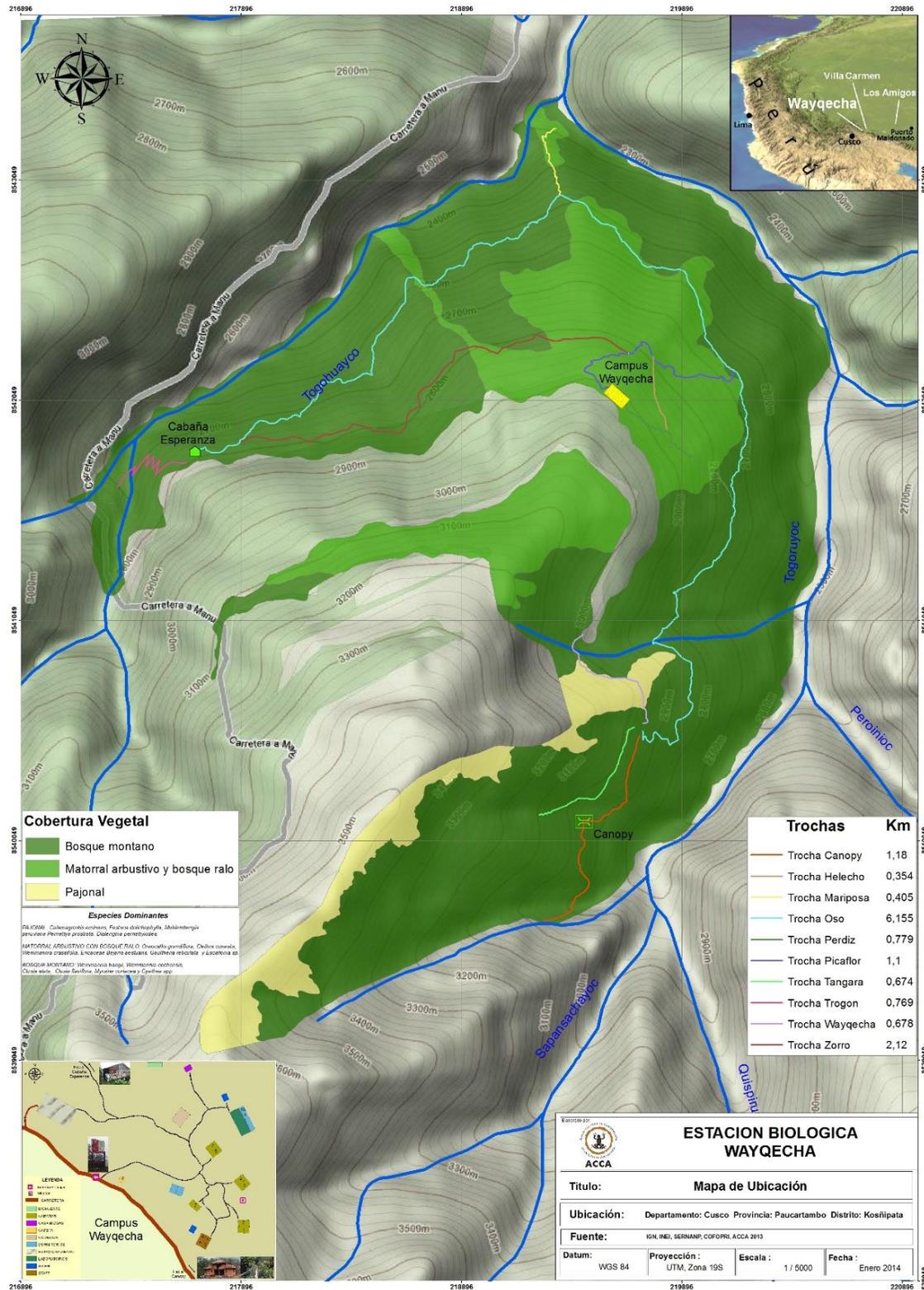
- Tobón, C. (2009). Los bosques andinos y el agua. Serie investigación y sistematización #4. Ecuador: Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION, CONDESAN. Recuperado de: <http://infobosques.com/portal/wp-content/uploads/2016/08/b6a77b5786ffc08556b4861b514e76d6.pdf>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (1992). Convention on biological diversity. Nairobi: United Nations Environmental Program, Environmental Law and Institutions Program Activity Centre. Recuperado de: <https://www.cbd.int/>
- Vaz de Mello, F. Z.; Edmonds, W. D.; Ocampo, F. C. & Schoolmeesters, P. (2011). A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa* 2854: 1-73. doi: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.2854.1.1>
- Veech, J. A. & Crist, T. O. (2010). Diversity partitioning without statistical Independence of alpha and beta. *Ecology* 91(7): 1964-1969. doi: 10.1890/08-1727.1
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3):213-251. doi: 10.2307/1218190

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Mapa de la ubicación geográfica de la Estación Biológica Wayqecha. Modificado de Medina *et al.* (2012).



Anexo 2: Mapa de la cobertura vegetal de la estación biológica Wayqecha, que incluye las trochas, información de carreteras y ríos. FUENTE: ACCA.



Anexo 3: Estaciones de muestreo durante la época seca y húmeda. T: Transecto; BN: Bosque no perturbado; BP: Bosque perturbado; MN: Matorral no perturbado; MP: Matorral perturbado.

Estación de muestreo	Zona	Este	Norte	Elevación	OBSERVACIONES
T1-BN	19L	219616	8540496	2993	Algunas trampas estuvieron paralelas a la trocha.
T2-BN	19L	219515	8540155	2959	A 10m de puente Canopy.
T3-BN	19L	219789	8540531	2902	Sotobosque limpio con mucha hojarasca. Derrumbe a 0.5 km.
T4-BN	19L	219571	8540344	3003	En la parcela de un proyecto de investigación.
T5-MN	19L	219651	8540773	2964	Una de las trampas tenía un ratón.
T6-MN	19L	219708	8541980	2893	Aunque inicialmente se creyó que era una zona perturbada, no se hallaron heces. La entrada desde la EBW está cerrada con una puerta, por lo que las vacas no ingresan.
T7-MN	19L	219482	8540802	2989	Un par de trampas estuvieron a 0.5m de la trocha.
T8-MN	19L	219715	8540629	2969	-
T9-BP	19L	218456	8541912	2822	-
T10-BP	19L	219993	8542326	2640	Había heces frescas en la trocha más cercana.
T11-BP	19L	220132	8541650	2722	Pocas heces, solo en la trocha, trampas a 1m de esta, ubicadas en paralelo.
T12-BP	19L	218687	8541977	2830	En la parcela de un proyecto de investigación, heces en la trocha más cercana.
T13-MP	19L	219597	8542131	2907	Estuvieron activas y sin cebo por 1 día, luego desactivadas, y finalmente se abrieron y se les colocó cebo por 2 días.
T14-MP	19L	219656	8542320	2798	-
T15-MP	19L	219908	8541852	2853	Zona de abundante pajonal.
T16-MP	19L	219451	8542177	2900	Una de las trampas fue encontrada sin techo proyector.
EBW	19L	219559	8541993	2932	Infraestructura del ACP Wayqecha.

Anexo 4: Anexo Fotográfico de las estaciones de muestreo.

a) Bosque montano no perturbado: Estación de muestreo T3-BN.



b) Bosque montano no perturbado: Estación de muestreo T4-BN.



c) Matorral no perturbado: Estación de muestro T6-MN.



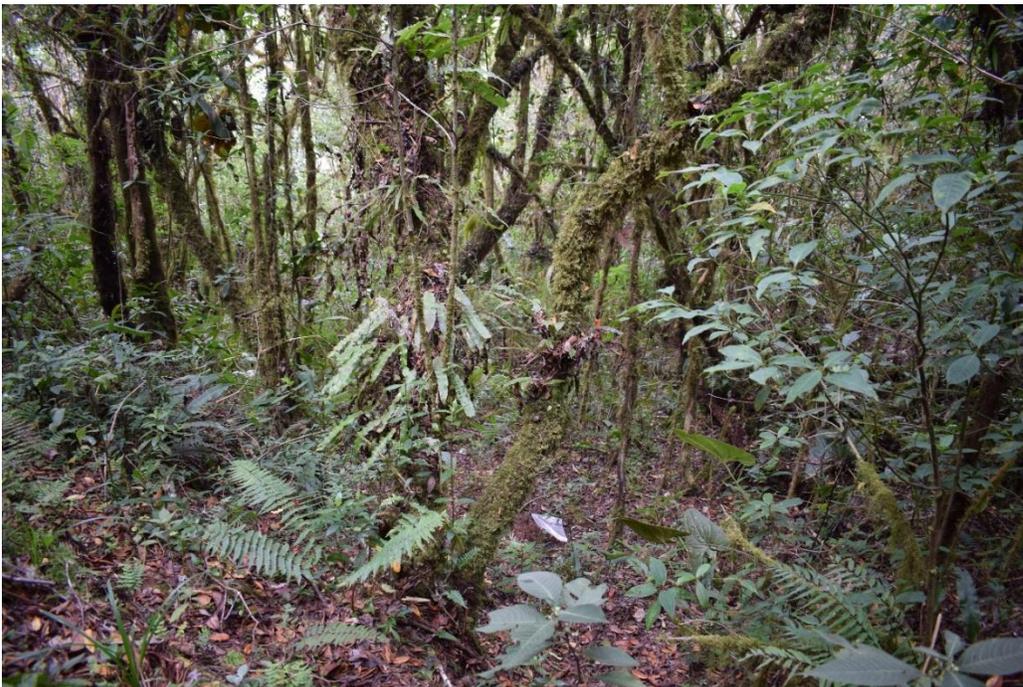
d) Matorral no perturbado: Estación de muestro T8-MN.



e) Bosque perturbado: Estación de muestro T9-BP.



f) Bosque perturbado: Estación de muestro T10-BP.



g) Matorral perturbado: Estación de muestro T14-MP.

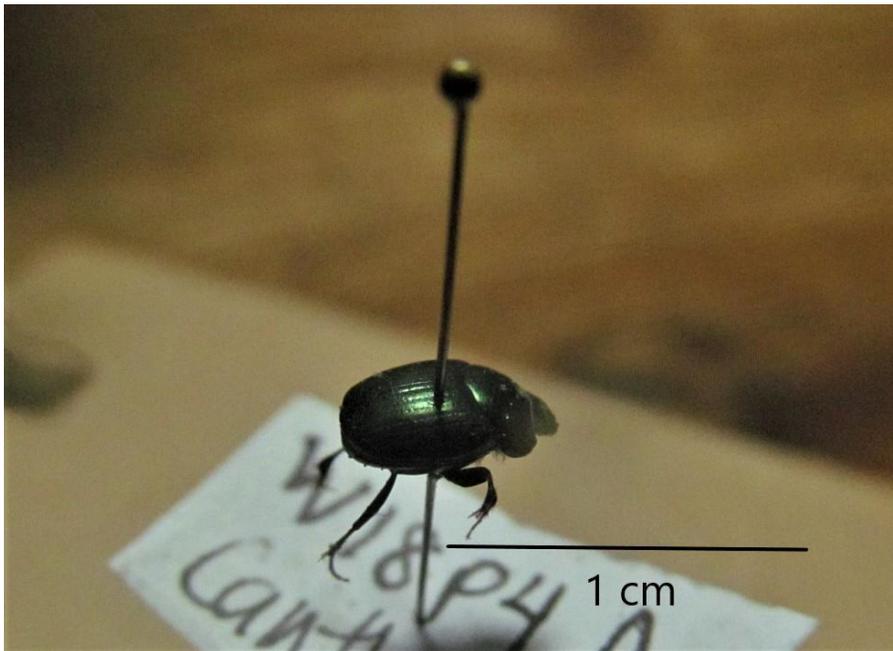


h) Matorral perturbado: Estación de muestro T16-MP.



Anexo 5: Anexo Fotográfico de los especímenes.

a) Fotografía de espécimen de *Canthidium* sp.



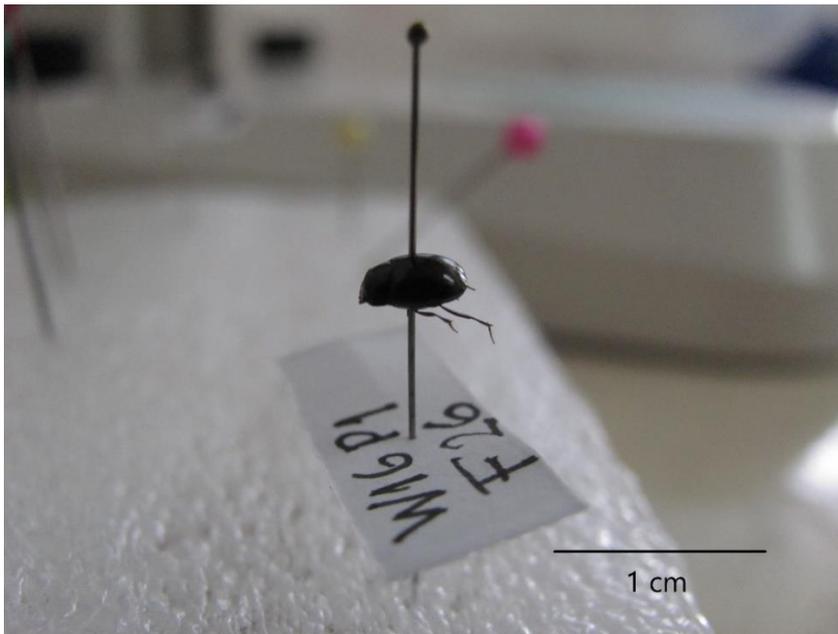
b) Fotografía de espécimen de *Dichotomius diabolicus* Harold, 1875.



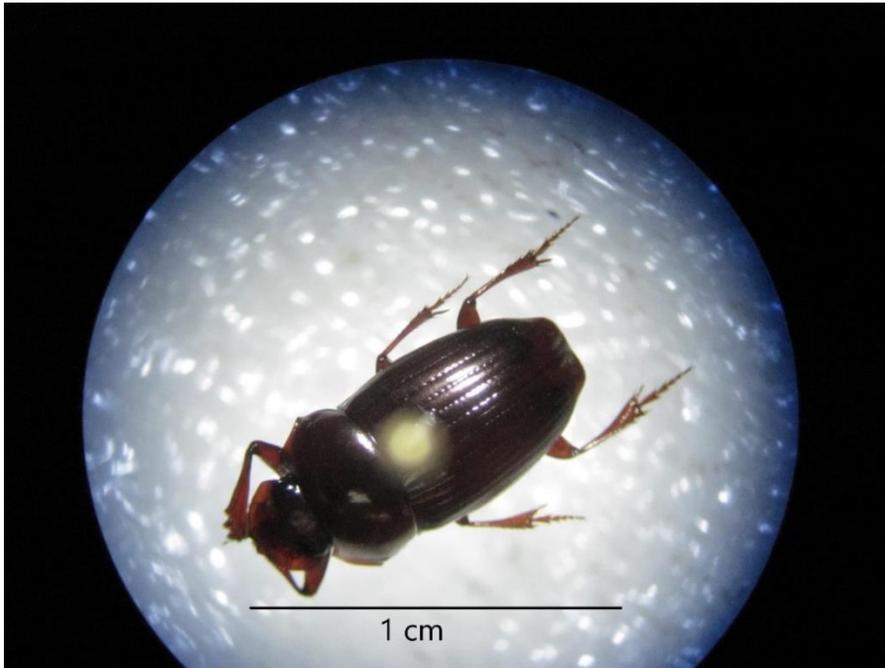
c) Fotografía de espécimen de *Ontherus bridgesi* Waterhouse, 1891.



d) Fotografía de espécimen de *Uroxys sp. 1.*



e) Fotografía de espécimen de *Uroxys sp. 2*.



Anexo 6: Tabla de valores calculados de dominancia (Índice de dominancia de Simpson) de los sitios para cada uno de los transectos durante la época seca.

SITIOS	MP	BP	MN	BN
	1	0.5556	1	0.375
	1	0.44		0.5918
		0.2964		1
		0.446		0.3648

donde 1 corresponde al valor máximo de dominancia registrando solo una especie en todo el transecto (criterio de dominancia: $> 0,7$). Hubo transectos en los sitios de MP y MN en donde los valores de dominancia no pudieron ser calculador porque el número de individuos fue cero. MP: Matorral perturbado; BP: Bosque perturbado; MN: Matorral no perturbado; BN: Bosque no perturbado.

Anexo 7: Tabla de valores calculados de dominancia (Índice de dominancia de Simpson) de los sitios para cada uno de los transectos durante la época húmeda.

SITIOS	MP	BP	MN	BN
	1	0.6819	0.7604	0.4688
	0.977	0.6187	0.8277	0.5014
	0.9623	0.4945	1	0.6164
	1	0.3682	0.8424	0.6959

donde 1 corresponde al valor máximo de dominancia registrando solo una especie en todo el transecto (criterio de dominancia: $> 0,7$). MP: Matorral perturbado; BP: Bosque perturbado; MN: Matorral no perturbado; BN: Bosque no perturbado.