

## Diversidad de avispas en un gradiente de perturbación de los ecosistemas de la Reserva de la Biósfera del Manu (Perú): Su valor bioindicador

JAVIER AMARU-CASTELO<sup>1,2,✉</sup> & EDGAR MARQUINA-MONTESINOS<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Crees Foundation, Fundo Mascoitiana - Manu Learning Centre. Manu, Madre de Dios, Perú. <sup>2</sup> Laboratorio de Entomología, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. Cusco, Cusco, Perú.

**RESUMEN.** Las medidas de diversidad nos permiten entender cómo las perturbaciones humanas afectan a las comunidades. Diferentes grupos de insectos se usan como bioindicadores ambientales de dichas perturbaciones, pero los estudios que mezclan insectos sociales y solitarios son escasos. En este trabajo medimos la diversidad de avispas de la familia Vespidae en tres tipos de bosque con diferente grado de perturbación histórica en la estación biológica Manu Learning Centre (MLC), para conocer de qué manera las comunidades de véspidos responden a gradientes de perturbación. Usamos tres tipos de trampas (Malaise, bandejas amarillas y *pitfall*) en 9 estaciones en el interior de la estación biológica MLC, distribuidas en tres tipos de bosque con diferentes grados de perturbación histórica (bosque selectivamente talado en regeneración [SLR], bosque parcialmente clareado en regeneración [PCR] y bosque completamente clareado en regeneración [CCR]). Realizamos curvas de rango-abundancia, análisis de correspondencia (CA), índices de diversidad alfa de Hill, partición de la diversidad beta de Bray-Curtis, análisis multidimensional no métrico (NMDS) y análisis de similitud (ANOSIM). En total, colectamos 841 individuos de 24 especies; la más abundante fue *Angiopolybia paraensis* (Spinosa 1851). En el estudio, la estructura y composición de la comunidad de la familia Vespidae varió en función de la perturbación con variación balanceada de Bray-Curtis de 85.65%; el bosque más diverso fue el más conservado (SLR). Cinco especies se registraron solo en SLR y tres en PCR. De esa manera, se concluyó que los véspidos son buenos indicadores de la calidad ambiental, dado que sus poblaciones presentan preferencias marcadas y cambios en su composición por diferentes grados de perturbación ambiental.

[Palabras clave: variación balanceada, variación en gradientes, dominancia ecológica, sucesión ecológica, diversidad alfa]

**ABSTRACT. Diversity of wasps along an ecosystem disturbance gradient in the Manu Biosphere Reserve (Perú): Their bioindicator value.** Diversity measures enable us to understand the extent to which communities have been affected by human disturbance. Various groups of insects have been used as ecological bioindicators of these environmental disturbances, but few include both social and solitary insects. Therefore, in the variation in present study, the diversity of wasps belonging to the Vespidae family was measured, distributed in three types of forests with different degrees of historical disturbance at the Manu Learning Center (MLC) biological station, was measured. The aim was to demonstrate how the Vespidae communities are affected by disturbance gradients. MLC has three types of forest: partially cleared in regeneration forest (PCR), selectively logged in regeneration forest (SLR) and completely cleared in regeneration forest (CCR). We employed yellow pan traps, pitfall traps, and Malaise traps at nine stations, with three stations allocated to each type of forest. Rank-abundance curves, correspondence analysis (CA), Bray-Curtis beta diversity partitioning, nonmetric multidimensional analysis (NMDS), and similarity analysis (ANOSIM) were performed. In total, 841 individuals of 24 species were collected. The most abundant species was *Angiopolybia paraensis* (Spinosa 1851). Community structure and composition change according to the disturbance levels, with a balanced variation of Bray-Curtis of 85.65%. The most diverse forest is the most conserved (SLR). Five species were recorded exclusively in SLR and three in PCR. We concluded that vespids are good indicators of environmental quality since their populations present marked preferences and changes in their composition.

[Keywords: balanced variation, variation in gradients, ecological dominance, ecological succession, alpha diversity]

## INTRODUCCIÓN

Existen diferentes actividades humanas que afectan la conservación de bosques y la biodiversidad en Sudamérica; entre ellas se destacan el cambio de uso de suelo (e.g., agricultura, deforestación, etc.) y algunas catástrofes (e.g., incendios forestales) (FAO and PNUMA 2020; Tellería 2013). La Amazonia peruana no es ajena a estas perturbaciones, y se encuentra propensa a ser deforestada: en las dos últimas décadas perdió 25000 km<sup>2</sup> de bosques (Rojas et al. 2021). La mayor parte del área deforestada en la Amazonia peruana se ubica en los departamentos de San Martín, Loreto y Madre de Dios (Rojas et al. 2021). En Madre de Dios se encuentra la Reserva de Biósfera del Manu, con 22077 km<sup>2</sup> de área forestal en 2019 y grandes áreas deforestadas por la tala (Rojas et al. 2021). El problema de la tala en el interior de la reserva se acentúa por la expansión de infraestructura vial, que facilita la extensión de la minería ilegal, el incremento de las áreas de cultivo, la tala ilegal, etc. (Gallice et al. 2019; Rojas et al. 2021).

Las áreas perturbadas se pueden recuperar mediante un proceso de sucesión ecológica; su trayectoria y rapidez dependerá de diversos factores endógenos, exógenos y estocásticos (e.g., la competencia, las condiciones ambientales, las características demográficas, la intensidad de las perturbaciones, etc.) (Joern and Lindenmayer 2007; Martínez-Ramos and García-Orth 2007; Chang and Turner 2019). Conocer las características de una comunidad nos puede ayudar a comprender como sucede esta progresión (Velasco et al. 1993).

La diversidad biológica se puede expresar a través de medidas de diversidad alfa y beta. La diversidad alfa es la medida de la composición de especies en términos de riqueza y abundancia relativa de una zona determinada (Legendre and Legendre 1983). Por su parte, la diversidad beta es la medida del cambio en la composición de especies de una comunidad entre diferentes niveles de un gradiente de diferentes paisajes (Jost 2007; Calderón-Patrón et al. 2012). A su vez, la diversidad beta se puede particionar en dos elementos que permiten entender la variación de las comunidades: recambio (variación balanceada) y anidamiento (variación en gradientes) (Calderón and Moreno 2019). Conocer los elementos particionados que conforman la diversidad beta permiten hacer deducciones sobre el origen de la variación

entre comunidades (Legendre and Legendre 1983).

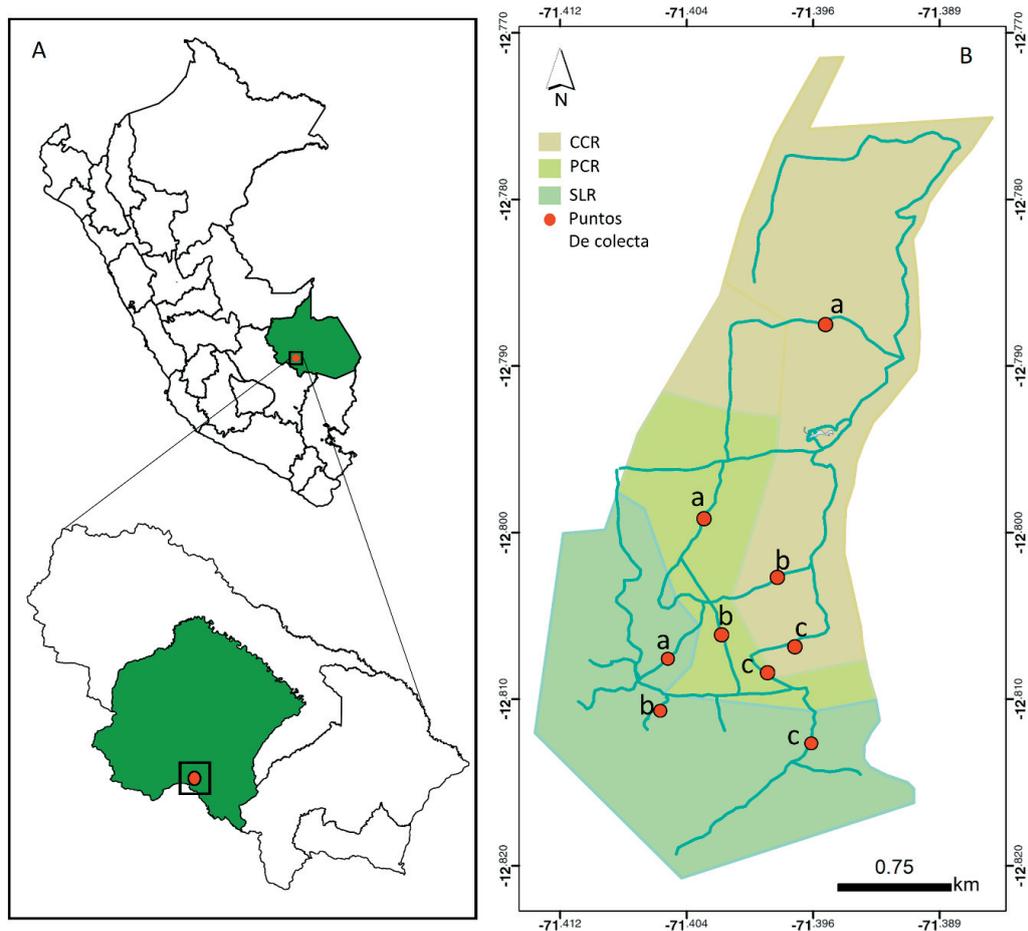
Los insectos son muy usados para entender la variación de comunidades por perturbaciones ambientales; por ejemplo, escarabajos (Noriega et al. 2007; Wagner et al. 2021; Estupiñan-Mojica et al. 2022; Sermeño-Correa et al. 2022), mariposas (Ramírez-Restrepo et al. 2007; Vu et al. 2015; Whitworth et al. 2016), avispas (Gomes and Noll 2009; Silva et al. 2011), etc. Los insectos sociales representan mayor gasto energético y biomasa para muchos ecosistemas, por lo que incluirlos en estudios de diversidad específica es importante (Fernández 1999). Utilizar taxones que incluyan insectos sociales y solitarios para entender como varían sus comunidades en diferentes niveles de un gradiente de perturbación nos permitiría comprender de manera más completa que solo estudiar taxones solitarios o familiares.

La familia Vespidae comprende especies de comportamiento social y solitario, y cumple con los criterios expuestos por Spector (2006) para ser considerada como un buen indicador de condiciones ambientales (Silveira et al. 2005; Sarmiento and Carpenter 2006; Rasmussen and Asenjo 2009; Silva et al. 2011; Somavilla et al. 2014). Los véspidos son fauna común de la Amazonia peruana, llegando a tener una distribución mundial con mayor riqueza en el neotrópico (Sarmiento and Carpenter 2006; Rasmussen and Asenjo 2009). En el presente trabajo se examina la variación de la diversidad de las avispas Vespidae en un gradiente de perturbación histórica de un bosque secundario en la Reserva de Biósfera del Manu.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El trabajo se realizó en la estación biológica Manu Learning Centre (MLC) (12°47'21.52" S - 71°23'30.109" E) (Figura 1) ubicado en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional del Manu, en el distrito y provincia de Manu. La estación biológica comprende 643 ha de bosque secundario en regeneración que de acuerdo a Whitworth et al. (2016) puede ser clasificado en tres niveles según el grado de perturbación y regeneración: el de mayor perturbación, que corresponde a un bosque que fue completamente clareado para actividades de agricultura a gran escala que duraron hasta el año 1970 y que actualmente



**Figura 1.** a) Ubicación de la estación biológica en Perú y en el distrito de Manu. B) Estación biológica Manu Learning Centre con los puntos de colecta siguiendo tres rutas (ruta A, al unir los puntos a; ruta B, al unir los puntos b; ruta C, al unir los puntos c).

**Figure 1.** a) Location map of the biological station in Perú and Manu district. B) Manu Learning Center biological station with the collection points following three routes (route A, by joining points a; route B, by joining points b; route C, by joining points c).

se encuentra en regeneración (CCR); el de mediana perturbación, que corresponde a un área que fue parcialmente clareada para actividades de agricultura a pequeña escala y tala selectiva que duraron hasta el año 1980 y que actualmente se encuentra en regeneración (PCR); y el bosque mejor conservado, que corresponde a un área que solo sufrió tala selectiva hasta el año 1990 y que ahora se encuentra en regeneración (SLR). Según la clasificación del SENAMHI (2020), presenta un clima lluvioso templado muy húmedo, con temperaturas entre 11 y 29 °C, y precipitaciones entre 1200 y 3000 mm anuales.

#### *Colección de ejemplares y montaje*

Las muestras fueron colectadas usando 3 tipos de trampas: *pitfall*, bandejas amarillas y Malaise según lo propuesto por Márquez

(2005). La combinación de diferentes tipos de trampa, al complementarse, permite evaluar a una comunidad de manera más adecuada (Umair Sial et al. 2022). Los tres tipos de trampas fueron usados en diferentes trabajos para monitorear himenópteros, siendo de mayor eficacia las trampas *pitfall* (Harris et al. 2017; Umair Sial et al. 2022). Se escogió el color Amarillo para las bandejas debido a que presenta una mayor atracción en comparación a otros colores (Abrahamczyk et al. 2010; Harris et al. 2017; Umair Sial et al. 2022). Las trampas de bandejas amarillas y *pitfall* fueron usadas con una solución jabonosa al 0.6% y las trampas Malaise con solución de alcohol al 70%.

En cada tipo de bosque (CCR, PCR y SLR) se usaron 3 puntos de colecta diferentes (A, B, C), por lo que en total se instalaron 9 estaciones

diferentes (Figura 1). En cada estación se tuvo las siguientes consideraciones: para el muestreo con trampas *pitfall* y bandejas amarillas se colocaron diez trampas dispuestas en un transecto lineal separados una de otra en 10 metros; para la colecta con trampas Malaise se dejó una trampa en cada estación. La colecta del material se realizó intersemanalmente desde mayo a diciembre del 2021, intercalando las colectas en 3 rutas diferentes que conectaban los puntos de colecta (A, B, C) de los tres tipos de bosque. El material colectado en las trampas fue procesado e identificado en el laboratorio de entomología de Crees Foundation. El montaje de los ejemplares se realizó siguiendo la metodología de Márquez (2005).

#### Creación de base de datos y análisis estadísticos

Una vez terminada la identificación se cargaron los datos en el programa online Epicollet5 y fueron procesado usando el lenguaje de programación Python 3.10® y R 4.2.1® con el entorno de desarrollo integrado Spyder 5.1.5® y Rstudio 1.4.1® respectivamente. Para los análisis estadísticos y gráficos en "Python" se utilizaron los paquetes EcoPy 0.1.2.2, NumPy 1.23.0 y Matplotlib 3.5.3; mientras que para los análisis estadísticos R se usó el paquete Betapart 1.5.6.

Los análisis estadísticos se realizaron según lo sugerido en Legendre y Legendre (1983) y Calderón y Moreno (2019). Para poder determinar si los tres tipos de bosque son diferentes se realizó un análisis de similitud (ANOSIM), apoyado de un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Ambas usaron la medida de disimilaridad de Bray-Curtis entre pares. ANOSIM, al ser un análisis multivariado no paramétrico, nos permitió comparar los puntos de colecta (A, B, C) agrupados en los tres tipos de bosque (Legendre y Legendre 1983). El NMDS nos permitió visualizar los grupos analizados en el ANOSIM, reduciendo el número de dimensiones y preservando la disimilaridad de Bray Curtis.

Para conocer cuál de los tres tipos de bosque fue más diverso se usó el índice de diversidad de Hill debido a que nos da una aproximación más certera sobre la diversidad real, en comparación con otros índices como el de Shannon (Hill 1973). Además, para conocer si esta variación en la diversidad se debió a cambios en la composición (variación balanceada, b-bal) o a gradientes

de la abundancia (variación en gradientes, b-gra) se usó la partición de la diversidad beta de Bray-Curtis (Baselga 2013, 2017). Estos análisis fueron complementados con el análisis de correspondencia (CA), que nos permitió observar las relaciones entre los tipos de bosque y las especies (Legendre and Legendre 1983). El CA se realizó con el tipo de escalamiento 2, excluyendo las especies que presentaron abundancia de 1 por su escasa influencia en el análisis (Legendre and Legendre 1983).

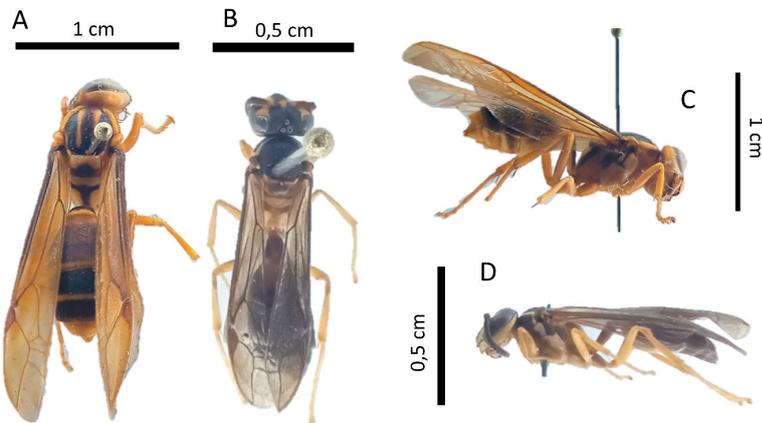
## RESULTADOS

Colectamos 841 individuos de 24 especies, de los cuales 263 individuos de 12 especies se encontraron en el tipo de bosque CCR, 314 individuos de 15 especies para el bosque PCR y 264 individuos de 17 especies en el bosque SLR (Tabla 1). La especie más abundante en general fue *Angiopolybia paraensis* (Spinosa 1851) (Figura 2a y 2c) que sumando su ocurrencia en los tres tipos de bosque representó más del 30% de todo el material

**Tabla 1.** Abundancia de especies colectadas por tipo de bosque (CCR, PCR y SLR). \*Especies solitarias.

**Table 1.** Species abundance collected by forest type (CCR, PCR and SLR). \*Solitary species.

Especie	CCR	PCR	SLR	Total
<i>Agelaia flavipennis</i>	1	2	2	5
<i>Agelaia fulvofasciata</i>	28	43	20	91
<i>Agelaia ornata</i>	3	5	5	13
<i>Agelaia pallipes</i>	23	11	19	53
<i>Agelaia panamaensis</i>	15	33	39	87
<i>Agelaia sp.1</i>	0	3	1	4
<i>Agelaia sp.2</i>	0	2	5	7
<i>Alphamenes sp.1*</i>	0	1	0	1
<i>Angiopolybia pallens</i>	90	133	42	265
<i>Angiopolybia paraensis</i>	95	61	119	275
<i>Apoica thoracica</i>	1	0	0	1
<i>Brachymenes sp.1*</i>	1	0	0	1
<i>Pachyminihi sp.1*</i>	0	0	1	1
<i>Polybia affinis</i>	0	3	0	3
<i>Polybia gorytoides</i>	0	1	0	1
<i>Polybia incerta</i>	0	2	1	3
<i>Polybia jurinei</i>	0	0	1	1
<i>Polybia procellosa</i>	1	0	0	1
<i>Polybia rejecta</i>	4	6	4	14
<i>Polybia scrobalis</i>	0	0	1	1
<i>Polybia singularis</i>	0	8	0	8
<i>Polybia sp.1</i>	0	0	1	1
<i>Polybia sp.2</i>	0	0	2	2
<i>Synoeca virginea</i>	1	0	1	2
Total	263	314	264	841



**Figura 2.** Véspidos más comunes: *Angiopolybia paraensis*: a) vista dorsal, c) vista lateral. *Angiopolygia pallens*: b) vista dorsal, d) vista lateral.

**Figure 2.** Most common vespids. *Angiopolybia paraensis*: a) dorsal view, c) lateral view. *Angiopolygia pallens*: b) dorsal view, d) lateral view.

colectado. Al observar separadamente, esta dominancia se mantuvo en los bosques CCR y SLR, mientras que cambió por *Angiopolybia pallens* (Lepeletier 1836) (Figura 2b y d) en el bosque PCR (Figura 3). La abundancia de *A. pallens* se redujo drásticamente al pasar del bosque del tipo PCR al de SLR. En SLR, *A. paraensis* llegó a su máxima abundancia, mientras que *A. pallens* alcanzó su mínima. Lo contrario ocurrió en el tipo de bosque PCR, en el que *A. pallens* llegó a su máxima abundancia, y *A. paraensis*, a su mínima (Figura 4a). El género más abundante fue *Angiopolybia* (531 ejemplares de dos especies), seguido por el género *Agelaia* (260 individuos de siete especies); por su parte, el género con más riqueza específica fue *Polybia* (10 especies reportadas de 35 individuos en total).

Las especies *Polybia scrobalis* (Richards 1970), *Polybia jurinei* (Saussure 1854), *Pachiminixi* sp. y dos especies no identificadas del género *Polybia* (*Polybia* sp.1. y *Polybia* sp.2) se encontraron únicamente en el tipo de bosque SLR. *Alphamenes* sp.1, *Polybia affinis* (Buysson 1908), *Polybia goritoides* (Fox 1898) y *Polybia singularis* (Ducke 1909) se encontraron únicamente en PCR. Mientras tanto, *Polybia procellosa* (Zavattari 1906), *Brachymenes* sp. y *Apoica thoracica* (Buysson 1906) se encontraron solo en el tipo de bosque CCR (Figura 3 y Tabla 1). En el análisis de correspondencia (CA) (CA1=77.82%, CA2=0.2218%) (Figura 4c) se pudo observar que *Polybia incerta* (Ducke 1907), *Polybia singularis*, *Agelaia* sp.1, *Angiopolybia pallens* y *Agelaia fulvofasciata* (De Geer 1773) fueron fauna representativa del bosque de tipo PCR, mientras que *Agelaia* sp.2, *Polybia* sp.2 y *Synoeca virgínea* (Fabricius 1804) fueron representativas del tipo de bosque SLR. El resto no tiene una tendencia clara por

alguno de los tipos de bosques encontrándose en los 3 tipos de bosques.

En los índices de diversidad alfa de Hill (Figura 4b, Tabla 2), el bosque del tipo SLR fue el que presentó mayor diversidad en el número de orden 0 [N(0)], seguido por PCR y CCR. Usando los números de primer [N(1)] y segundo orden [N(2)], el bosque PCR sobrepasó en diversidad al de SLR. Esta variación obedeció a que N(0) es más sensible a especies raras *singletons* que N(1) y N(2) (Legendre and Legendre 1983). Al tener SLR mayor número de especies con un registro *singletons* (7) en comparación con PCR (2), redujo su índice de diversidad calculado por N(1) y N(2). De manera similar, se observa en el índice de equitatividad [E(1,0)] que al ser inversamente proporcional al número de especies *singletons*, dio como mayor valor al bosque PCR, seguidos por los bosques CCR y SLR, respectivamente. De manera general, el bosque más diverso fue SLR por el índice N(0) y el número de *singletons* que posee, seguido por el bosque PCR por su valor en los índices N(1), N(2) y E(1,0). Finalmente, el bosque CCR por su menor valor en los índices N(1) y N(2).

**Tabla 2.** Números de diversidad alfa de Hill [N(0), N(1), N(2)], índice de equitatividad [E(1,0)] e índice de rarefacción (*rarefy*) de los tres tipos de bosque.

**Table 2.** Hill's numbers [N(0), N(1), N(2)], evenness index [E(1,0)] and rarefy index (*rarefy*) of the three forest types.

	N(0)	N(1)	N(2)	Rarefy	E(1,0)
CCR	12	4.8082	3.7003	12.0000	0.4007
PCR	15	5.8461	4.0037	14.5891	0.3897
SLR	17	5.7809	3.8110	16.9735	0.3401

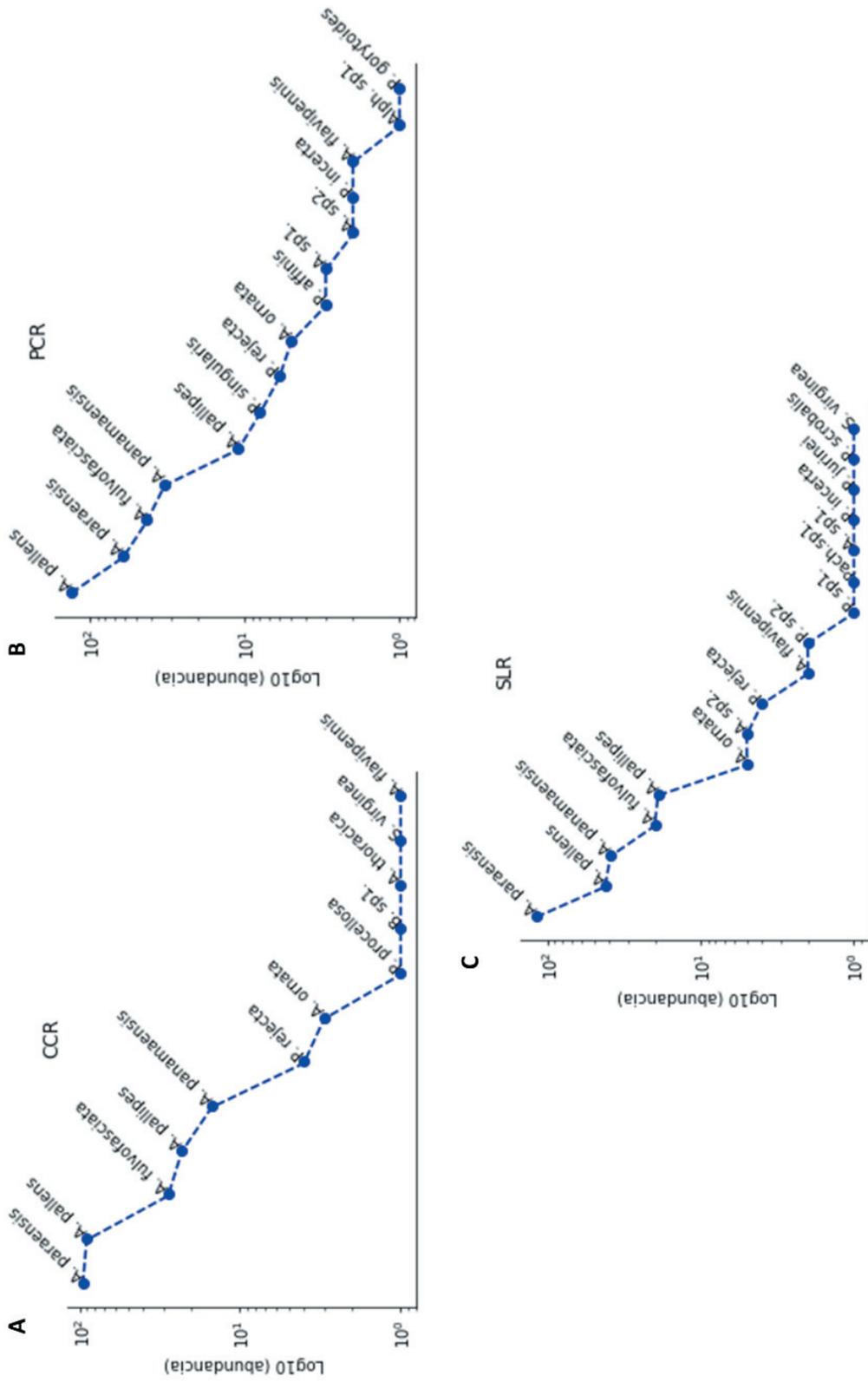


Figura 3. Curvas de rango-abundancia de los tres tipos de bosque. a) CCR; b) PCR; c) SLR.  
 Figure 3. Range-abundance curves of the three forest types. a) CCR; b) PCR; c) SLR.

**Tabla 3.** Análisis de partición de diversidad beta de Bray-Curtis de los tres tipos de bosque.**Table 3.** Bray-Curtis beta diversity partition analysis of the three forest types.

L1	L2	Bray	Bray_Bal	%Bal	Bray_gra	%gra
CCR	PCR	0.2617	0.1901	72.6462%	0.0716	27.3538%
CCR	SLR	0.2410	0.2395	99.4012%	0.0014	0.5988%
PCR	SLR	0.3702	0.3106	83.8927%	0.0596	16.1073%
CCR-PCR-SLR		0.3596	0.3081	85.6549%	0.0516	14.3452%

En la partición en componentes de la diversidad beta de Bray-Curtis (Tabla 3) se pudo observar que la mayor parte de la variación de un tipo de bosque a otro se da por cambio en la composición de las especies de Vespidae (b-bal=85.65%) y en menor proporción por la variación por gradientes en los que una es subdivisión de otra (b-gra=14.35%). A pesar de que las especies con más abundancia *Angiopolybia pallens*, *Angiopolybia paraensis*, *Agelaia fulvofasciata*, *Agelaia pallipes* y *Agelaia panamaensis* (Cameron) se mantuvieron constantes en su dominancia de un bosque a otro, la variación en la composición se dio en aquellas especies que fueron registradas con exclusividad a un tipo de bosque y las que muestran alguna preferencia en el análisis de correspondencia (Figura 4c). En el análisis multidimensional no métrico (NMDS) (Figura 4d) se observan intersecciones entre los tres tipos de bosque, mientras que en el análisis de similitud (ANOSIM) no encontramos diferencias estadísticamente significativas entre los tres tipos de bosque ( $R=0.103$ ,  $P=0.203$ ).

## DISCUSIÓN

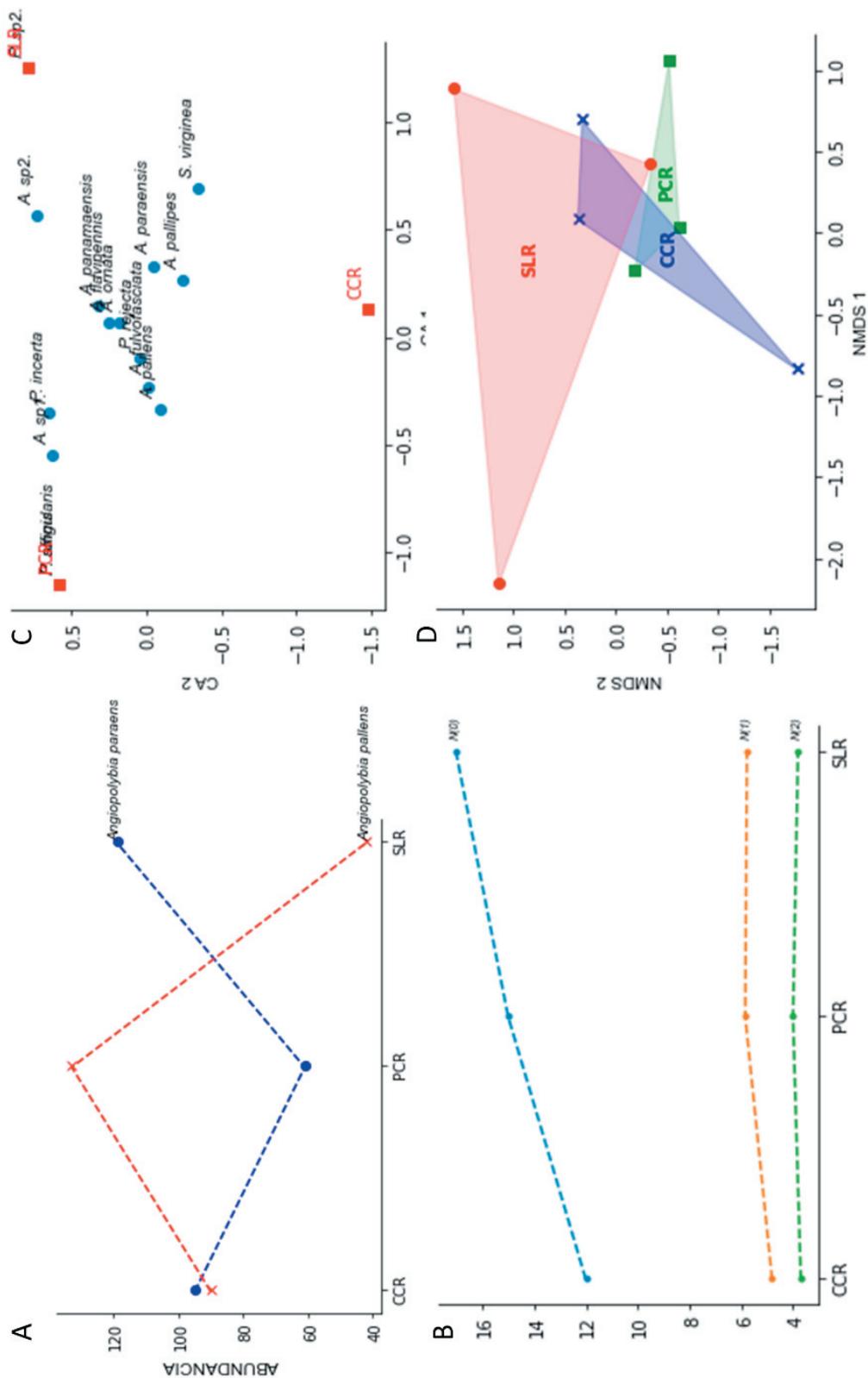
Sobre la base de los resultados, determinamos que la comunidad de vespídos varía en función de los grados de perturbación por cambios en la composición de su comunidad biológica dados por variaciones en las preferencias a un grado de perturbación, siendo buenos indicadores de las condiciones ambientales. Los resultados del ANOSIM y las intersecciones del NMDS, que no muestran diferencias estadísticas, se dieron porque las especies compartidas son las más abundantes en los tres tipos de bosque.

Los cambios en las preferencias por un grado de perturbación se dan en *Polybia incerta* (Ducke 1907), *Polybia singularis* (Ducke 1909), *Agelaia* sp.1, *Angiopolybia pallens* y *Agelaia fulvofasciata*, que tienen preferencia en el bosque PCR —de perturbación media—, mientras que *Agelaia* sp.2, *Polybia* sp.2 y

*Synoeca virginea* (Fabricius 1804) tienen una preferencia por el tipo de bosque SLR, que es el más conservado. Esto complementa el estudio de Silveira et al. (2005), quienes reportan a los vespídos por presentar algunas especies con preferencias por algún nivel de perturbación humana (como las que se encuentran cerca de ambientes urbanos) y otras por bosques cerrados con menor índice de perturbación. Estos cambios en las preferencias permiten cambios en la composición de comunidades.

El porcentaje de diversidad beta debido a variación balanceada (b-bal) se da gracias a los cambios en la composición de especies de una comunidad a otra (Baselga 2013): por esto, al encontrar que la mayor parte de la diversidad beta se debe a la variación balanceada, se deduce que la composición de especies cambia de un bosque a otro por cambios en las preferencias de las especies (Tabla 1, Figura 3, Figura 4c). Algo similar sugiere Somavilla et al. (2014), quienes indican que la composición de vespídos cambia de un tipo de bosque a otro debido a que la mayoría de especies solo se encuentra en un tipo de bosque.

Los cambios en la composición de la comunidad de vespídos se pueden deber a las preferencias a diferentes sitios de anidamiento de los vespídos, como a áreas urbanas (Correa-Barbosa et al. 2020), plantas asociadas a hormigas cortadoras (Corbara et al. 2009), cavidades naturales (e.g., troncos) (Correa-Barbosa et al. 2020), etc. La capacidad de nidificación en sitios antropizados, por una adaptación sinantrópica, les da menor susceptibilidad a sitios perturbados, mientras que requerimientos más específicos para su nidificación los vuelve más susceptibles a la perturbación. Estas variaciones en su comunidad, su fácil muestreo y su identificación sencilla los hacen buenos indicadores de las condiciones ambientales, en comparación con otros grupos de animales. Por ello, usar a este grupo como base de futuros monitoreos en ecosistemas similares



**Figura 4.** a) Gráfico con las distribuciones de abundancias de *A. pallens* y *A. paraensis* en los tres tipos de bosque. b) Gráfica de los índices de diversidad de Hill. c) Análisis de correspondencia (CA) de las especies de avispas en los tres tipos de bosque (CCR, SLR y PCR). d) Análisis multidimensional no métrico (NMDS) de los tres tipos de bosque del área de estudio.

**Figure 4.** a) Abundance distributions graph of *A. pallens* and *A. paraensis* in the three forest types. b) Hill's diversity indexes graph. c) Correspondence analysis (CA) of the wasp species in the three forest types (CCR, SLR and PCR). d) Non-metric multidimensional analysis (NMDS) of the three forest types in the study area.

de la Reserva de Biósfera del Manu para evaluar potenciales cambios en su paisaje por actividades antrópicas es importante y accesible (Spector 2006).

La mayor parte de especies colectadas fueron especies sociales (99.65%), apoyando la idea de que los insectos sociales representan mayor riqueza y abundancia (biomasa) para muchos ecosistemas (Fernández 1999). Las especies con mayor abundancia fueron *Angiopolybia pallens* (Lepeletier 1836) y *Angiopolybia paraensis* (Spinola 1851), siendo las más representativas para el área de estudio. Esto concuerda con la observación de Silveira et al. (2005), quienes también las reportan como especies dominantes en la amazonia brasileña. *A. pallens* y *A. paraensis* son conocidas por ser colectoras de carroña, al igual que muchas especies del género *Agelaia*, por lo que tienen funciones ecológicas similares (O'Donnell 1995; Silveira et al. 2005). *A. pallens* presenta una caída en su abundancia entre los tipos de bosque PCR y SLR, concluyéndose que tiene preferencia por lugares más perturbados. Este descenso de la abundancia en lugares menos perturbados se observó también en *A. paraensis* en Silveira et al. (2005), quienes muestran que su abundancia desciende por un factor de cercanía a la cobertura forestal. Las avispas pequeñas pueden ser desplazadas por avispas grandes cuando estas se encuentran recolectando carroña, como lo reporta O'Donnell (1995), concordando con nuestros resultados, en los que se observa algo similar en *A. pallens*, que presenta mayor cantidad de individuos colectados cuando la abundancia de *A. paraensis* disminuye, mientras que su

abundancia disminuye cuando la abundancia de *A. paraensis* aumenta.

*Agelaia* es otro género comúnmente reportado para la amazonia (Silveira et al. 2005; Somavilla et al. 2014; Somavilla et al. 2020). Este es el segundo género más abundante colectado en nuestra área de estudio. *Agelaia fulvofasciata* es la especie de este género más abundante en este estudio, similar a lo reportado por Somavilla et al. (2014), quienes la reportan como especie dominante. Dentro de este género, *Agelaia ornata* (Ducke 1905) y *Agelaia flavipennis* (Ducke 1905) son las dos especies menos colectadas, contrastando drásticamente con las abundancias de *Agelaia panamaensis*, *Agelaia fulvofasciata* y *Agelaia pallipes*. Algo similar se puede observar en Somavilla et al. (2014), quienes indicaron que *Agelaia ornata* solo tiene un reporte, a diferencia de *Agelaia fulvofasciata*, que presenta 249 ejemplares colectados. *Polybia*, a pesar de ser el género con más riqueza de especies reportadas en el presente trabajo y en otros trabajos (e.g., Silveira et al. [2005], Somavilla et al. [2014, 2020]), presenta poca frecuencia a diferencia de los otros dos géneros mencionados antes.

AGRADECIMIENTOS. Estamos agradecidos con Quinn Meyer, fundador y Juan Carlos Cárdenas, Gerente General de Crees Manu, y a su equipo por darnos la oportunidad de estudiar la biodiversidad de los bosques en regeneración de la Estación Biológica Manu Learning Centre. De igual manera estamos agradecidos con los revisores y Dr. Alejandro Farji-Brener, editor de la revista Ecología Austral, por la revisión del trabajo.

## REFERENCIAS

- Abrahamczyk, S., B. Steudel, and M. Kessler. 2010. Sampling Hymenoptera along a precipitation gradient in tropical forests: The effectiveness of different coloured pan traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 137(3):262-268. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2010.01063.x>.
- Baselga, A. 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 4(6):552-557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>.
- Baselga, A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 8(7):799-808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693>.
- Calderón, J., and C. Moreno. 2019. Diversidad beta como disimilitud: su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. Pp. 203-222 en C. Moreno (ed.). *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo. México.
- Calderón-Patrón, J. M., C. E. Moreno, and I. Zuria. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(3):879-891. <https://doi.org/10.7550/rmb.25510>.
- Chang, C. C., and B. L. Turner. 2019. Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology* 107(2):503-509. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132>.
- Corbara, B., J. M. Carpenter, R. Céréghino, M. Leponce, M. Gibernau, and A. Dejean. 2009. Diversity and nest site selection of social wasps along Guianese forest edges: assessing the influence of arboreal ants. *Comptes Rendus - Biologies* 332(5):470-479. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2009.01.003>.
- Correa-Barbosa, B., T. Tagliatti-Maciel, and F. Prezoto. 2020. Chapter 5. Nesting Habitats of Neotropical Social Wasps. Pp. 85-98 en F. Prezoto, F. Santos, B. Correa and A. Somavilla (eds.). *Neotropical Social Wasps: Basic and applied*

- aspects. Springer, Berlin, Alemania. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-53510-0>.
- Estupiñan-Mojica, A., R. Portela-Salomão, C. N. Liberal, B. A. Santos, C. C. Machado, H. F. Araujo, J. Von Thaden, and F. Alvarado. 2022. Landscape attributes shape dung beetle diversity at multiple spatial scales in agricultural drylands. *Basic and Applied Ecology* 63:139-151. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.06.002>.
- FAO and PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Primera edición. FAO. Roma
- Fernández, I. 1999. Evolución de la eusociabilidad de los insectos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 1999(26):713-726.
- Gallice, G. R., G. Larrea-Gallegos, and I. Vázquez-Rowe. 2019. The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *ORYX* 53(2):284-292. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>.
- Gomes, B., and F. B. Noll. 2009. Diversity of social wasps (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae) in three fragments of semideciduous seasonal forest in the northwest of São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 53(3): 428-431. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262009000300018>.
- Harris, B. A., S. K. Braman, and S. V. Pennisi. 2017. Pan trap designs for monitoring pollinators and other beneficial insects in conservation gardens. *Journal of Entomological Science* 52(1):9-14. <https://doi.org/10.18474/JES16-13.1>.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and Evenness: A unifying notation and Its consequences. *Ecology* 54(2):427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Joern, F., and D. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Galemys* 15(2001): 55-66. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>.
- Jost, L. 2007. Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology* 88(10):2427-2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1983. Numerical ecology, developments in Environmental Modelling. Elsevier. Amsterdam. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-69024-2\\_56](https://doi.org/10.1007/978-3-642-69024-2_56).
- Martínez-Ramos, M., and X. García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80(suplemento):69-84. <https://doi.org/10.17129/botsci.1758>.
- Márquez, J. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 37:385-408.
- Noriega, J., E. Realpe, and G. Fagua. 2007. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. *Universitas Scientiarum* 12:51-63. <https://doi.org/10.25100/socolen.v33i1.9316>.
- O'Donnell, S. 1995. Necrophagy by Neotropical Swarm-Founding Wasps (Hymenoptera: Vespidae, Epiponini). *Biotropica* 27(1):133. <https://doi.org/10.2307/2388911>.
- Ramírez-Restrepo, L., P. Chacón, and L. Constantino. 2007. Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 33(1):54-63.
- Rasmussen, C., and A. Asenjo. 2009. A checklist to the wasps of Peru (Hymenoptera, Aculeata). *ZooKeys* 15:1-78. <https://doi.org/10.3897/zookeys.15.196>.
- Rojas, E., B. R. Zutta, Y. K. Velazco, J. G. Montoya-Zumaeta, and M. Salvà-Catarineu. 2021. Deforestation risk in the Peruvian Amazon basin. *Environmental Conservation* 48(4):310-319. <https://doi.org/10.1017/S0376892921000291>.
- Sarmiento, C. E., and J. M. Carpenter. 2006. Capítulo 50. Familia Vespidae. Pp. 539-562 *en* Sociedad Colombiana de Entomología (ed.). Introducción a los Himenóptera de la región Neotropical. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- SENAMHI. 2020. Climas del Perú. Mapa de clasificación Nacional. Resumen Ejecutivo. Ministerio del ambiente, Lima, Perú.
- Sermeno-Correa, C., A. Lopera-Toro, O. Moreno-Mancilla, J. Candamil-Baños, L. Ramírez-Restrepo, and C. Taboada-Verona. 2022. Diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in three urban areas from Colombian Caribbean. *Revista Peruana de Biología* 29(1):1-11. <https://doi.org/10.15381/RPB.V29I1.20887>.
- Silva, S. de S., G. G. Azevedo, and O. T. Silveira. 2011. Social wasps of two Cerrado localities in the northeast of Maranhão state, Brazil (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae). *Revista Brasileira de Entomologia* 55(4):597-602. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262011000400017>.
- Silveira, O. T., M. C. Espósito, J. N. Dos Santos, and F. E. Gemaque. 2005. Social wasps and bees captured in carrion traps in a rainforest in Brazil. *Entomological Science* 8(1): 33-39. <https://doi.org/10.1111/j.1479-8298.2005.00098.x>.
- Somavilla, A., M. L. De Oliveira, and O. T. Silveira. 2014. Diversity and aspects of the ecology of social wasps (Vespidae, Polistinae) in Central Amazonian "terra firme" forest. *Revista Brasileira de Entomologia* 58(4):349-355. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262014005000007>.
- Somavilla, A., R. N. De Moraes, M. L. Oliveira, and J. A. Rafael. 2020. Biodiversity of insects in the Amazon: Survey of social wasps (Vespidae: Polistinae) in Amazon rainforest areas in Amazonas State, Brazil. *Sociobiology* 67(2):312-321. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v67i2.4061>.
- Spector, S. 2006. Scarabaeine Dung Beetles (coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation. *The Coleopterists Bulletin* 60(5):71-83. [https://doi.org/10.1649/0010-065X\(2006\)60\[71:SDBCSS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1649/0010-065X(2006)60[71:SDBCSS]2.0.CO;2).
- Tellería, J. L. 2013. Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies Loss of biodiversity: causes and consequences of the species loss. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 10(2):13-25.

- Umair Sial, M., M. Zeeshan Majeed, A. Atiq, T. Farooq, H. M. Aatif, W. Jaleel, S. Khan, R. Akbar, M. Zaman, R. Saeed, Y. Ali, M. Saleh, F. Ullah, K. Ali Khan, and H. A. Ghrmah. 2022. Differential efficacy of edaphic traps for monitoring arthropods diversity in subtropical regions. *Journal of King Saud University - Science* 34(1):1-7. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101686>.
- Velasco, J., A. Millán, and L. Ramírez-Díaz. 1993. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos I. Composición y estructura de las comunidades de insectos. *Limnética* 9(1):73-86. <https://doi.org/10.23818/limn.09.10>.
- Vu, L. V., T. C. Bonebrake, M. Q Vu, and N. T. 2015. Butterfly diversity and habitat variation in a disturbed forest in northern Vietnam. *Pan-Pacific Entomologist* 91(1):29-38. <https://doi.org/10.3956/2014-91.1.029>.
- Wagner, P. M., G. O. Abagandura, M. Mamo, T. Weissling, A. Wingeyer, and J. D. Bradshaw. 2021. Abundance and Diversity of Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as Affected by Grazing Management in the Nebraska Sandhills Ecosystem. *Environmental Entomology* 50(1):222-231. <https://doi.org/10.1093/ee/nvaa130>.
- Whitworth, A., J. Villacampa, A. Brown, R. P. Huarcaya, R. Downie, and R. MacLeod. 2016. Past human disturbance effects upon biodiversity are greatest in the canopy; A case study on rainforest butterflies. *PLoS ONE* 11(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150520>.