

Artículo original

# Influencia de la conservación de bosques en la diversidad y composición florística arbórea en el sureste de la Amazonía peruana

[Influence of forest conservation on the tree diversity and floristic composition in the southwest peruvian Amazon]

Hugo Dueñas Linares<sup>1,3</sup>, Joel Peña Valdeiglesias<sup>2</sup>, Sufer Báez Quispe<sup>2,3</sup>, Nino Bejar Chura<sup>2,3</sup>, Samuel Berrocal Nieto<sup>2,3</sup>, Jorge Garate Quispe<sup>\*2,3</sup>

1. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD). Departamento de Ciencias Básicas, Facultad de Ingeniería. Av. Jorge Chávez 1160, Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú.  
Correo electrónico: huduli\_hugo@yahoo.es (H. Dueñas).
2. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD), Departamento de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, Facultad de Ingeniería. Av. Jorge Chávez 1160, Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú.  
Correo electrónico: nuevojoel@yahoo.es (J. Peña).
3. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD), Centro de Investigaciones Herbario Alwyn Gentry (HAG), Vicerrectorado de Investigación. Av. Jorge Chávez 1160, Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú.  
Correo electrónico: jgarate@unamad.edu.pe (J. Garate. \*Autor para correspondencia).

---

## Resumen

El objetivo del presente estudio fue de evaluar la influencia de la conservación de bosques en la diversidad y composición florística en Madre de Dios (Perú). Analizamos 53 transectos Gentry en bosques protegidos y no protegidos. Todos los individuos con un DAP  $\geq 2,5$  cm fueron registrados y se calculó los atributos florísticos de riqueza de especies, géneros, familias y diversidad. El ANOVA fue utilizado para la comparación de atributos florísticos y se utilizaron técnicas multivariadas para evaluar y representar la similitud florística. Un total de 915 especies fueron registradas, representadas en 11404 individuos, 329 géneros y 90 familias. La riqueza de especies encontradas en el presente estudio es inferior a otros estudios en la Amazonía Peruana. En los bosques protegidos la abundancia fue significativamente superior a los bosques no protegidos. En los bosques de terraza alta se encontraron una mayor riqueza y diversidad de especies que en los de terraza inundable. Interesantemente, no encontramos diferencias significativas en la riqueza y diversidad de especies entre los bosques de terraza alta protegidos y no protegidos (ANOVA,  $P < 0,05$ ), pero si encontramos diferencias significativas en la composición florística entre estos dos tipos de bosques (PERMANOVA,  $P < 0,001$ ). Estimamos que en Madre de Dios existen  $1430 \pm 130$  especies de árboles  $> 2,5$ cm DAP.

**Palabras clave:** Bosques de terraza inundable, Bosques de terraza alta, Madre de Dios, NMDS, Tahuamanu, Tambopata.

## Abstract

The present study aimed to evaluate the influence of forest conservation on diversity and floristic composition in Madre de Dios (Peru). We analyzed 53 Gentry transects in protected and unprotected forests. All individuals with a  $DBH \geq 2,5$  cm was recorded. With this information we calculated the floristic attributes of species richness, genera, families, and diversity. To compare floristic attributes, we used an Analysis of Variance method (ANOVA) along with multivariate techniques to evaluate their similarity and represent them in a series of graphs. A total of 915 species were recorded belonging to 11404 individuals, 329 genera and 90 families. The species richness found in this study is lower in comparison to previous investigations in the Peruvian Amazon. The abundance found in protected forests were significantly superior than that of unprotected forest. In terra firme forest there was no statistically significant differences of species richness and diversity between protected and unprotected forests (ANOVA,  $P < 0,05$ ), nevertheless, we found differences in floristic composition (PERMANOVA,  $P < 0,001$ ) between forest types. We estimate that Madre de Dios has  $1430 \pm 130$  tree species  $> 2,5$  cm DBH.

**Keywords:** Lowland forests, Madre de Dios, NMDS, Tahuamanu, Tambopata, Terra firme forest.

## INTRODUCCIÓN

En los bosques tropicales está concentrada la mayor diversidad del planeta (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019), aunque estos solo cubren un 10% de la superficie terrestre (Cayuela y Granzow, 2012). Debido a su extensión, los recursos y servicios ambientales que provee y su importancia socio-económica para las poblaciones locales, los ecosistemas de la llanura aluvial son considerados como los más importantes de la Amazonia (Honorio *et al.*, 2015).

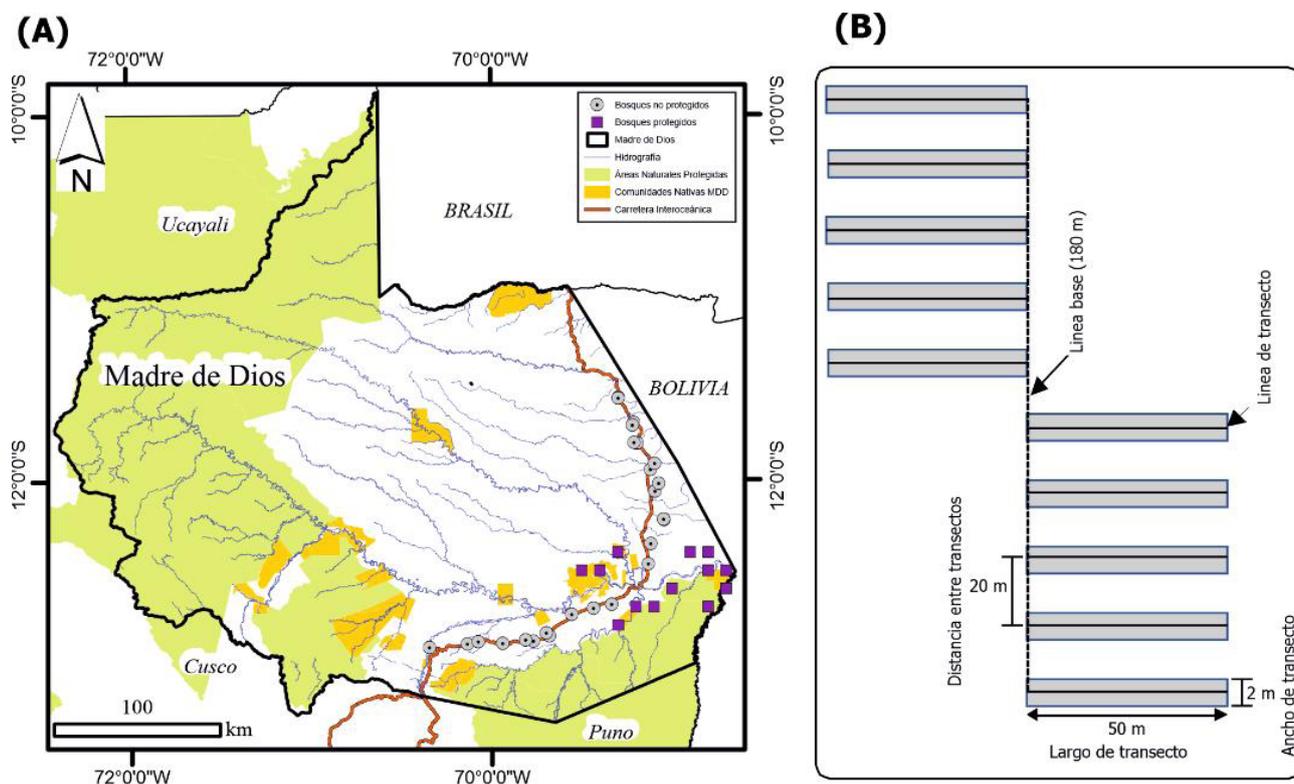
La región Madre de Dios ubicada en el sur-este de la Amazonía peruana es un hot-pot de biodiversidad global (Myers, 2000). La elevada diversidad de especies en la Amazonia refleja las variables condiciones edáficas de las estribaciones andinas (Tuomisto *et al.*, 1995). La composición florística en los bosques de la Amazonía occidental está diferenciado fundamentalmente por las inundaciones, tipo de suelo, relieve e influencia de las actividades antrópicas (Myster 2009; Kalliola y Maki, 2017). Madre de Dios es considerada como la Capital de la Biodiversidad del Perú tiene una extensión de 8335,35 km<sup>2</sup>; de las cuales casi el 60% del territorio son Áreas Naturales Protegidas por el Estado incluyen el Parque Nacional del Manu, Parque Nacional Alto Purús, Parque Nacional Bahuaja Sonene, Reserva Nacional Tambopata y la Reserva Comunal Amaraeri.

Por otro lado, la diversidad y composición florística varía en cada tipo de bosque en Madre de Dios, con valores que varían desde el norte en la frontera con el Estado Federal del Acre (Brasil) y valores más bajos en la parte sur este; en la frontera con el Departamento de Pando (Bolivia) (Dueñas y Garate, 2018). Asimismo, la composición florística arbórea varía de acuerdo al tipo de bosque dentro del territorio, compartiendo una similitud del más de 50% a nivel de especies con los bosques del alto Purús y los bosques de la frontera con el Estado Federal de Acre (Silveira *et al.*, 2008). Para Madre de Dios, se han reportado 999 especies de árboles  $\geq 2,5$  cm distribuidos en diferentes tipos de bosques

(Monteagudo, 2014). Para los bosques de terraza alta, bosque de terraza media y bosques de terraza inundable se han reportado 1064 especies de árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP)  $\geq 10$  cm (Dueñas y Garate, 2018). Otro estudio reporta para todo el Perú 4618 especies de árboles distribuidos en 852 géneros; y para el departamento de Madre de Dios 1119 especies de árboles y 150 especies restringidas a la región (Vásquez *et al.*, 2018).

Los disturbios más comunes en los neotrópicos son la agricultura, ganadería y la extracción forestal (Myster, 2009). Sin embargo, esta gran diversidad arbórea en Madre de Dios viene siendo amenazada por las actividades humanas y el cambio climático (Honorio *et al.*, 2015). Dentro de las actividades antropogénicas están el uso no sostenible de los recursos, tala ilegal, minería aurífera, agricultura de monocultivos; implementación de proyectos de mega inversión que han fragmentado los bosques y poniendo en peligro la diversidad del ecosistema tropical. De estas últimas, la minería aurífera es la que mayor amenaza a la biodiversidad en Madre de Dios (Asner y Tupayachi, 2017). Solo la minería aurífera en Madre de Dios es responsable de la pérdida de 100000 ha de bosque en las últimas tres décadas (Caballero *et al.*, 2018). Por otro lado, la construcción de carreteras es un factor importante de deforestación en Madre de Dios, el cual aumenta el efecto de otros drivers de deforestación en el cambio de uso del suelo (Recanati *et al.*, 2015). Asimismo, se sugiere que nuevas carreteras tienen importantes implicancias en la poblaciones previamente aisladas y afectadas por la nueva construcción, y que la carretera interoceánica es un driver de deforestación y cambios en las actividades económicas de Madre de Dios, como la minería y la extracción forestal (Riley-Powell *et al.*, 2018).

El objetivo del presente estudio es caracterizar y comparar la diversidad y composición florística arbórea entre bosques protegidos y no protegidos en Madre de Dios, sur-este de la Amazonia Peruana. Creemos que la presente investigación de la fitodiversidad arbórea del departamento de Madre de Dios puede resultar en una he-



**Figura 1.** (A) Mapa de Ubicación de las 53 transectos evaluados en Madre de Dios. (B) Esquema de un transecto de 0,10 ha, que fue aplicado para las evaluaciones de la riqueza, diversidad y composición florística arbórea en los bosques maduros de Madre de Dios.

ramienta de vital importancia para la toma de decisiones para una planificación ordenada del territorio de manera sostenible, que garantice los procesos ecológicos esenciales del ecosistema tropical.

## MATERIALES Y MÉTODO

### Área de estudio

El presente estudio fue realizado en la región Madre de Dios, localizada en la Amazonía sur-oriental del Perú. Se analizó 53 transectos de 0,1 ha distribuidas en áreas naturales protegidas y no protegidas (eje carretera interoceánica), abarcando las provincias de Tahuamanu y Tambopata (Figura 1). La temperatura promedio anual en Madre de Dios es de 25,4 °C. La precipitación anual es irregular, entre 1500 mm a 2860 mm (periodo 1980 – 2016) y no están distribuidas regularmente durante el año. En promedio, el 75% de la precipitación anual está concentrada entre los meses de octubre y

abril; y tiene una estación seca entre junio y agosto con un precipitación mensual menor a 100 mm (Araujo-Murakami *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2006).

### Inventarios botánicos

Se compilaron dos conjuntos de datos de inventarios de árboles (DAP > 2,5 cm) mediante 53 transectos Gentry (0,1 ha) en bosques de terraza alta y de terraza inundable de Madre de Dios, ubicadas en áreas naturales protegidas y no protegidas. Esta metodología de muestreo de la vegetación desarrollada por Gentry (1982) permite evaluar una mayor proporción de la flora que el protocolo de parcelas de 1 ha (DAP > 10 cm), debido a la inclusión de especies de las categorías inferiores de tamaño: DAP > 2,5 cm (Phillips *et al.*, 2003; Butt *et al.*, 2008) y es claramente el método más eficiente para las evaluaciones de la composición florística de plantas leñosas en bosques neotropicales (Phillips *et al.*, 2003).

El primer grupo de 26 transectos (1-26 de Tabla 1) se ubicaron en la Zona de Amortiguamiento de la Reserva Tambopata, comunidades nativas y otras áreas protegidas, correspondiendo a 2 tipos de bosque (bosques de terraza alta y bosques de terraza inundable) (Monteagudo, 2014). El segundo grupo de 27 transectos (27-53 de Tabla 1) se ubicaron en el eje de la carretera interoceánica (< 9 km de distancia de la carretera), cuyos bosques se encuentran fuertemente presionados por actividades antropogénicas (Baraloto *et al.*, 2015).

En cada punto de muestreo se instalaron 10 sub-parcelas de 2 m x 50 m (0,01 ha) (Figura 1); localizados dentro de una muestra tipo rejilla 100 m x 180 m, para sistemáticamente

muestrear 1,8 ha de bosque. En cada sub-parcela, se registraron todos los individuos con raíces dentro del área del transecto y con un DAP  $\geq 2,5$  cm (DAP = diámetro a la altura del pecho medido a una altura de 1,30 m). De cada individuo registrado se midió su diámetro y altura. Se realizaron colectas de especímenes botánicos para su posterior identificación en herbario, mediante comparación con las muestras de herbario, uso de literatura, la consulta y ayuda de especialistas botánicos. Las colecciones botánicas fueron hechas para las especies en las se tenía incertidumbre para su identificación. Las colecciones repetidas de plantas estériles fueron frecuentemente necesarias para distinguir confiablemente las morfoespecies. Una serie de duplicados están depositados en el Herbario Vargas (CUZ) de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, y en el Herbario "Alwyn Gentry" de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Perú. Los nombres científicos, géneros y familias aceptados fueron revisados y corregidos usando la aplicación TNRS (<http://tnrs.iplantcollaborative.org/TNRSapp.html>) (Boyle *et al.*, 2013) y la página web especializada del Missouri Botanical Garden (<http://tropicos.org>). Los géneros y familias se clasificaron de acuerdo al Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016).

## **Análisis de datos**

Se realizó la caracterización y comparación de la diversidad y composición florística arbórea entre los sitios evaluados. La diversidad florística fue analizada utilizando variables de cantidad riqueza de especies, riqueza de géneros y familias.

Para comparar la diversidad arbórea se calcularon los índices de  $\alpha$ -Fisher [ $S=a \ln(1+1/a)$ ] y Shannon-Weaver [ $H'=-\sum p_i \ln p_i$ ] utilizando el software PAleontological STatistics versión 3.25 (Hammer y Harper, 2006). Asimismo, se proyectó el número total de especies arbóreas que ocurren en Madre de Dios, considerando los valores encontrados en los transectos evaluados, utilizando la función asintótica de Michaelis-Menten disponible en el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013).

Para la comparación promedio de atributos florísticos (abundancia, riqueza y diversidad) entre los transectos se utilizó el análisis de varianza (ANOVA). Se utilizó el test de Tukey como prueba a posteriori, cuando se encontró diferencias significativas entre los promedios. Todos los análisis se realizaron a un 5% de probabilidad de error. Los análisis se realizaron en SigmaPlot 14 y las figuras en la ShinyApp BoxPlot R <http://shiny.chemgrid.org/boxplotr/>.

Se realizó una comparación de la composición florística entre los 53 transectos, entre bosques protegidos, no protegidos y según tipo de bosque (bosques de terraza alta y bosques de terraza inundable), y posteriormente se realizó con otros transectos establecidos en la Amazonía peruana.

Para agrupar los transectos de los sitios de estudio en función a su composición florística, se realizaron análisis de conglomerados jerárquicos usando el paquete Vegan de R (R Core Team, 2019, Oksanen *et al.*, 2019). Se utilizó un matriz de distancias de Jaccard, elaborado a partir de una matriz de presencia-ausencia de todas las especies que estén presentes en al menos dos transectos. Como estrategia de

**Tabla 1.** Características de 53 transectos de 0,1 ha analizadas en el departamento de Madre de Dios (Perú). BTF=Bosque terraza alta, BB=Bosque de terraza inundable. DIST= distancia a la carretera interoceánica (km) Especies, individuos e índices de diversidad de 53 transectos de 0,1 ha en Madre de Dios (Perú).

N°	Código	Descripción transectos	UTM-E	UTM-N	Altitud (msnm)	Dist (km)	Tipo de bosque	Individuos	Familias	Géneros	Especies	Shannon (H')	α-Fisher
1	C-Pariamanu_M1	Comunidad de Boca Pariamanu M1	467391	8629196	257		BTF	227	32	59	81	3,95	45,04
2	C-Pariamanu_M2	Comunidad de Boca Pariamanu M4	467391	8629196	257		BTF	186	31	64	85	4,08	60,52
3	C-Pariamanu_M7	Comunidad de Boca Pariamanu M7	467391	8629196	257		BTF	211	33	57	73	3,74	39,54
4	C-JChavez_5	Comunidad de Jorge Chavez M5	478286	8596031	197		BB	208	33	48	64	2,971	31,59
5	C-JChavez_8	Comunidad de Jorge Chavez M8	489143	8596038	231		BTF	295	38	66	85	3,83	39,99
6	C-LSandoval_M1	Comunidad de Lago Sandoval M1	500000	8607098	208		BTF	226	31	55	80	3,90	44,18
7	C-LSandoval_M2	Comunidad de Lago Sandoval M2	500000	8607098	208		BB	284	36	61	81	3,65	37,84
8	C-LSandoval_M3	Comunidad de Lago Sandoval M3	500000	8607098	208		BTF	198	31	54	75	3,87	43,99
9	C-LValencia_M1	Comunidad de Lago Valencia M1	521739	8629206	193		BTF	271	38	80	113	4,30	72,79
10	C-LValencia_M3	Comunidad de Lago Valencia M3	510870	8629212	251		BTF	311	36	67	89	3,95	41,67
11	C-LValencia_M5	Comunidad de Lago Valencia M5	521739	8629206	193		BB	304	37	74	102	4,14	53,86
12	C-Ltorre_M2	Comunidad La Torre M2	467442	8584962	204		BTF	267	42	82	122	4,50	86,85
13	C-Ltorre_M5	Comunidad La Torre M5	467442	8584962	204		BTF	269	40	87	125	4,42	90,77
14	C-Ltorre_M7	Comunidad La Torre M7	467442	8584962	204		BTF	246	36	65	86	3,49	46,99
15	CN-PReal_M10	Comunidad Nativa de Palma Real	521731	8618148	196		BTF	268	30	54	67	3,18	28,67
16	CN-PReal_M5	Comunidad Nativa de Palma Real M5	521731	8618148	196		BB	323	29	51	65	2,44	24,51
17	CN-PReal_M8	Comunidad Nativa de Palma Real M8	532596	8618138	183		BTF	285	34	61	83	3,86	39,35
18	CN-Sonene_M1	Comunidad Nativa de Sonene M1	532584	8607079	196		BTF	247	34	53	73	3,35	34,98
19	CN-Sonene_M2	Comunidad Nativa de Sonene M2	532584	8607079	196		BB	213	33	67	89	4,10	57,45
20	CN-Sonene_M4	Comunidad Nativa de Sonene M4	532584	8607079	196		BB	223	30	50	66	3,25	31,65
21	CN-3Islas_M2	Comunidad Nativa de Tres Islas M2	456538	8618124	231		BTF	206	36	72	96	4,31	69,95
22	CN-3Islas_M4	Comunidad Nativa de Tres Islas M4	456538	8618124	231		BB	165	34	60	67	3,82	42,01
23	CN-3Islas_M7	Comunidad Nativa de Tres Islas M7	445672	8618105	260		BTF	215	34	68	98	4,26	69,57
24	PN-BSonene_M1	Parque Nacional Bahuaja Sonene M1	532584	8607079	196		BB	292	33	71	98	4,19	51,76
25	PN-BSonene_M3	Parque Nacional Bahuaja Sonene M3	521714	8596031	218		BB	217	36	63	73	3,80	38,63
26	PN-BSonene_M4	Parque Nacional Bahuaja Sonene M4	521714	8596031	218		BTF	264	37	57	74	3,19	34,15
27	NSF-1	NSF-1 Sudadero	487256	8634133	263	3,92	BTF	251	26	58	78	3,75	38,78
28	NSF-2	NSF-2 Piñal	489647	8666046	292	2,73	BTF	181	36	68	81	3,94	56,31
29	NSF-3	NSF-3 Piñal	491907	8670812	297	6,51	BTF	185	30	57	69	3,83	39,90
30	NSF-4	NSF-4 Monterrey	495095	8648711	269	8,59	BTF	172	31	61	81	4,04	59,77
31	NSF-5	NSF-5 Monterrey	494885	8649049	248	8,29	BTF	194	31	63	85	4,13	57,71
32	NSF-6	NSF-6 Mavila	486843	8679119	263	0,89	BTF	198	31	61	84	4,05	55,09
33	NSF-7	NSF-7 Mavila	489451	8682736	246	2,69	BTF	158	30	60	76	4,04	57,56
34	NSF-8	NSF-8 Villa Rocio	478867	8695196	310	1,02	BTF	171	30	56	65	3,67	38,25
35	NSF-9	NSF-9 Villa Rocio	476980	8695485	317	2,88	BTF	186	29	62	78	3,93	50,54
36	NSF-10	NSF-10 Loboyoc	485667	8621980	261	0,81	BTF	160	29	57	72	3,95	50,37
37	NSF-11	NSF-11 San Lorenzo	467687	8722807	300	0,78	BTF	261	35	72	92	3,94	50,62
38	NSF-12	NSF-12 San Lorenzo	467480	8722394	298	1,09	BTF	222	33	66	74	3,55	38,87
39	NSF-13	NSF-13 Alerta	476783	8707540	329	0,52	BTF	277	35	81	106	4,11	62,76
40	NSF-14	NSF-14 Alerta	476019	8706052	325	52,01	BTF	220	36	67	86	3,91	51,96
41	NSF-15	NSF-15 Villa Rocio	481103	8797081	291	0,78	BTF	205	36	72	87	4,17	57,08
42	NSF-16	NSF-16 Fitzcarrald	464279	8600849	247	0,67	BTF	163	33	64	77	4,09	57,03
43	NSF-17	NSF-17 Fitzcarrald	463554	8597422	221	2,27	BTF	169	33	76	87	4,18	72,03
44	NSF-18	NSF-18 Las Mercedes	452741	8595022	260	0,78	BTF	157	32	64	81	4,13	67,27
45	NSF-19	NSF-19 Santo Domingo	439646	8591291	250	0,84	BTF	129	31	54	69	4,03	60,34
46	NSF-20	NSF-20 San Juan	426239	8578174	251	0,76	BTF	172	38	70	86	4,17	68,45
47	NSF-21	NSF-21 Union Progreso	416616	8575126	245	0,77	BTF	205	33	65	87	4,11	57,08
48	NSF-22	NSF-22 San Juan	424373	8579929	252	1,78	BTF	223	34	66	83	3,95	47,91
49	NSF-23	NSF-23 Primavera Alta	376916	8573346	269	1,03	BTF	139	26	46	61	3,73	41,49
50	NSF-24	NSF-24 Union Progreso	411851	8575706	247	0,70	BTF	171	32	63	96	4,29	90,43
51	NSF-25	NSF-25 Alto Libertad	398095	8573677	248	0,17	BTF	132	31	54	74	3,97	69,55
52	NSF-26	NSF-26 Virgen de la Candelaria	383437	8574619	258	0,51	BTF	144	32	61	85	4,24	87,12
53	NSF-27	NSF-27 Santa Rosa	354109	8571192	324	4,33	BTF	134	36	64	79	4,13	80,80

**Tabla 2.** Matriz de correlación entre las coordenadas del NMDS y la abundancia, diversidad y riqueza y diversidad de árboles en 53 transectos en Madre de Dios (Perú). En la parte inferior izquierda se observan los coeficientes de correlación, y en la parte superior derecha de la matriz los valores de significancia de la correlación (p-valor). ns = no significativo, \* p<0,10, \*\* p< 0,05, \*\*\* p< 0,01.

	MDS1	MDS2	Individuos	Familias	Géneros	Especies	Shannon (H')
MDS1							
MDS2	0 ns						
Individuos	0,60 ***	0,14 ns					
Familias	0,39 **	-0,17 bs	0,40 ***				
Géneros	0,04 ns	-0,27 **	0,31 **	0,72 ***			
Especies	0,17 ns	-0,10 ns	0,39 ***	0,66 ***	0,90 ***		
Shannon (H')	-0,26 *	-0,22 *	-0,28 **	0,32 **	0,67 ***	0,68 ***	
$\alpha$ -Fisher	-0,28 **	-0,22 **	-0,35 **	0,36 ***	0,62 ***	0,68 ***	0,81 ***

**Tabla 3.** Riqueza de especies en transectos de 0,1 ha en tierras bajas de la Amazonía del Perú. Con asterisco (\* y \*\*) se resaltan los transectos analizadas en el presente estudio. Donde: \* Transectos en bosques protegidos, \*\*Transectos en bosques no protegidos y + Kalliola *et al.* (1993).

SITIO	Nº Familias	Nº especies DAP ≥ 2,5 cm	Nº árboles DAP ≥ 10 cm
<b>LORETO:</b>			
Allpahuayo +	52	256	73
Indiana +	62	225	62
Jenaro Herrera +	59	239	68
Mishana planic. No inund. +	59	249	68
Mishana arena blanca en terraza alta +	46	196	52
Mishana Tahuampa +	40	168	53
Sucusari +	48	241	63
Yanamono Terraza alta 1 +	48	212	48
Yanamono Terraza alta 2 +	50	225	52
Yanamono Tahuampa +			
<b>MADRE DE DIOS:</b>	<b>50</b>	<b>163</b>	<b>43</b>
Cocha Cashu +	49	165	57
Cusco Amazónico +	48	150	57
Rio Heath +	42	138	41
Tambopata later 1 +	46	151	34
Tambopata later 2 +	52	161	41
Tambopata arenosa +	44	147	38
Tambopata Transectos en Bosques protegidos*	82	16-124	
Tambopata-Tahuamanu Transectos en bosques no protegidos**	80	58-102	
<b>PASCO:</b>			
Cabeza de Mono +	40	147	35
Shirimagazu +			
<b>SAN MARTIN:</b>	<b>51</b>	<b>197</b>	<b>53</b>
Tarapoto +	38	102	41
<b>UCAYALI:</b>			
Bosque Humbolt +	43	154	40
<b>PUNO:</b>			
Rio Távara +	43	187	52
Rio Candamo +	65	212	63

agrupamiento se utilizó la media aritmética entre grupos (UPGMA) y esta se representó en un dendrograma. Las figuras se realizaron utilizando los paquetes estadísticos *Vegan* y *ggplot2* en entorno de R-studio (R Core Team, 2019, Wickham, 2019, Oksanen *et al.*, 2019).

Para el análisis de la similitud florística en base a la composición de especies por tipo de bosque se utilizó el método de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS). Se utilizó el NMDS en lugar del Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) debido a una alta proporción de los valores propios negativos en análisis de ordenación. Se obtuvo un Stress de 0,17, <0,2 sugiere una buena representación en dimensión reducida de los sitios muestreados. Las elipses fueron construidas con un nivel de 0,95 de significancia, para diferenciar los grupos de especies en bosque protegidos y no protegidos.

Para evaluar diferencias significativas en la composición florística se utilizó Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). PERMANOVA y la comparación por pares a posteriori se realizaron en PRIMER 7 con el PERMANOVA+ add-on (Anderson Gorley y Clarke 2008), con un nivel de significancia de 1%. En todo el análisis se realizaron 9999 permutaciones.

## RESULTADOS

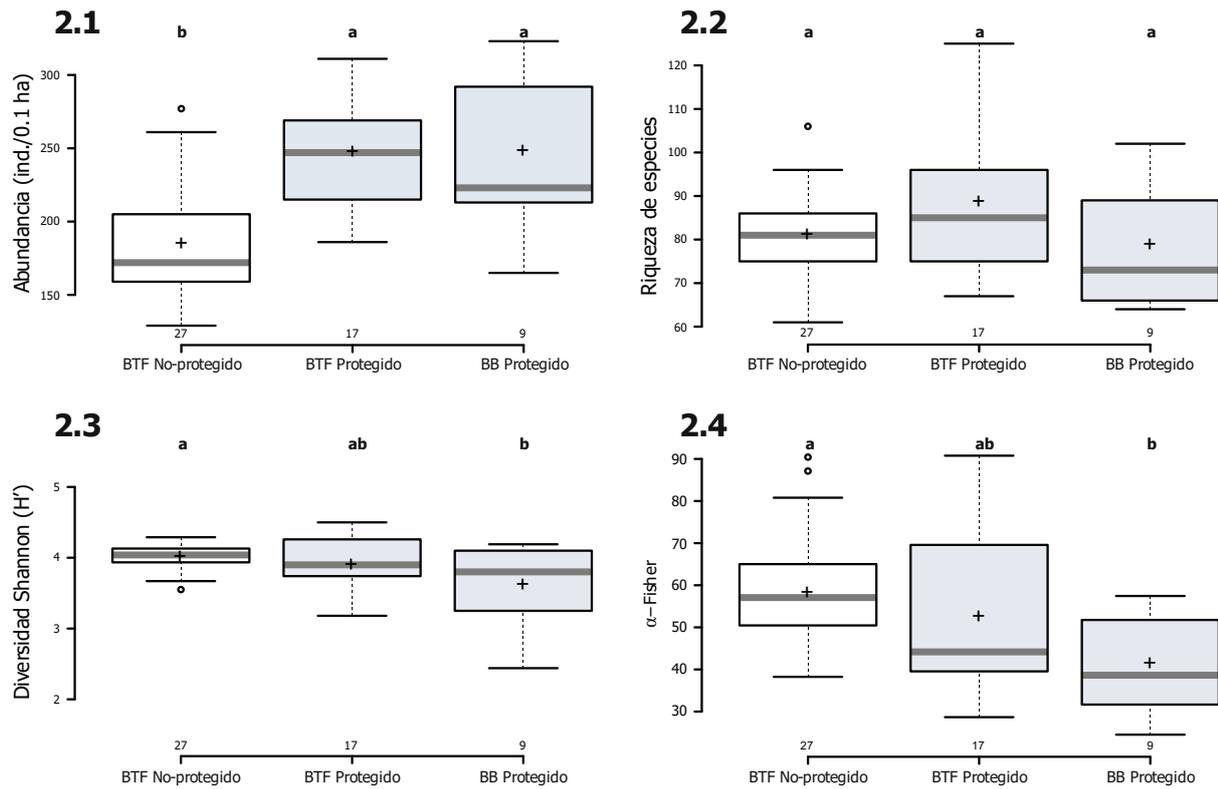
De la abundancia, riqueza de especies e índices de diversidad en 53 transectos evaluados se reportaron 11 404 árboles (DAP  $\geq 2,5$  cm), distribuidos en 90 familias, 329 géneros y 915 especies (Tabla 2). Los transectos con mayor número de individuos registrados se encontraron en los bosques protegidos de terraza alta de la RNT y Zona de Amortiguamiento (295-365 individuos/0,1 ha) seguidos por los bosques de terraza alta localizadas cerca al río Tambopata (227-295 individuos/0,1 ha) y en transectos en bosques no protegidos de la carretera interoceánica (186-227 individuos/0,1 ha).

Los valores promedios y rangos para bosque de terraza alta para las dos áreas son relativamente similares. Los transectos evaluados en los bosques de tierra-firme de Madre de Dios tienen una alta riqueza de especies. La distribución de la riqueza de especies varía, los valores más altos y medianos se encuentran en los bosques protegidos de terraza alta de la RNT y Zona de amortiguamiento, y en los bosques no protegidos del norte de la carretera interoceánica; los valores más bajos están en los bosques protegidos de terraza inundable. Los transectos con mayor número de especies están localizados en la Comunidad de La Torre (LAT5) con 125 especies/0,10-ha, este transecto se ubica dentro de la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata; en bosques de terraza inundable con diferentes niveles de impacto, y exhiben alta riqueza de especies con un promedio de 82 especies/0,10-ha. Otros transectos que superan las 100 especies/0,10 ha se encuentran ubicados en La Torre (LAT\_2), LVG1 (Lago Valencia 1), LGV5 (Lago Valencia 5), Comunidad Nativa Tres Islas (CN\_3Islas\_M7), PN Bahuaja Sonene (PNBS\_M1), y Nativa Tres Islas (CN\_3Islas\_M2) (Tabla 2).

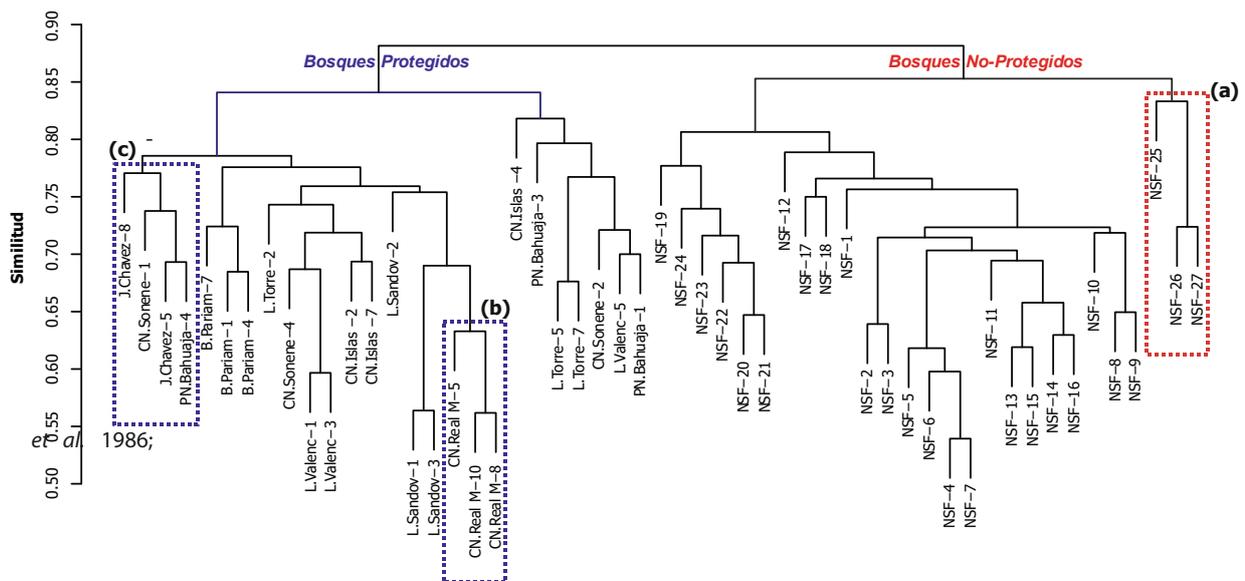
La distribución de la diversidad  $\alpha$ -Fisher, con valores más altos (72-90) y valores promedio de 60-72 se encuentran en bosques protegidos de terraza alta y en los bosques no protegidos de la carretera interoceánica. Mientras que los valores más bajos están representados por los bosques protegidos de terraza inundable de 24-45 (Tabla 2).

Por otro lado, se encontró una diferencia significativa (ANOVA,  $F = 15,4$ ;  $P < 0,01$ ) en la densidad de individuos por transectos entre los bosques de terraza alta no protegidos ( $184,4 \pm 39,0$ ) y los bosques protegidos (Tukey post-hoc Test;  $P < 0,01$ ). Sin embargo, no encontramos diferencias significativas (Tukey post-hoc Test;  $P > 0,05$ ) en la abundancia entre los bosques protegidos de terraza alta ( $246 \pm 36,2$ ) y de terraza inundable ( $247,7 \pm 53,9$ ) (Figura 2.1).

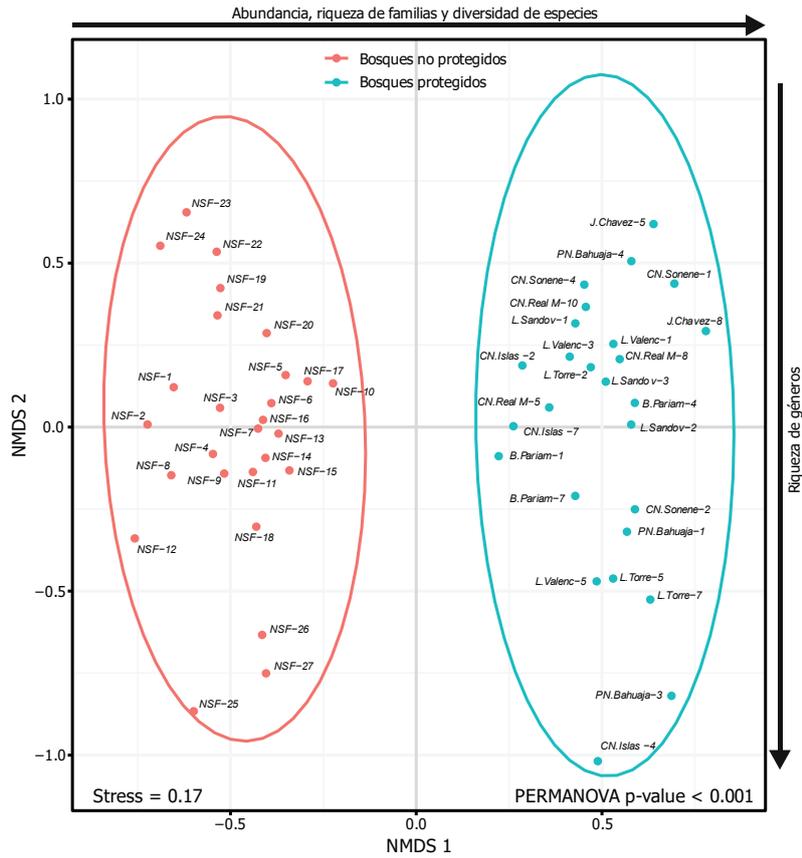
La riqueza promedio de especies fue superior en los bosques de terraza alta no protegidos (80,7



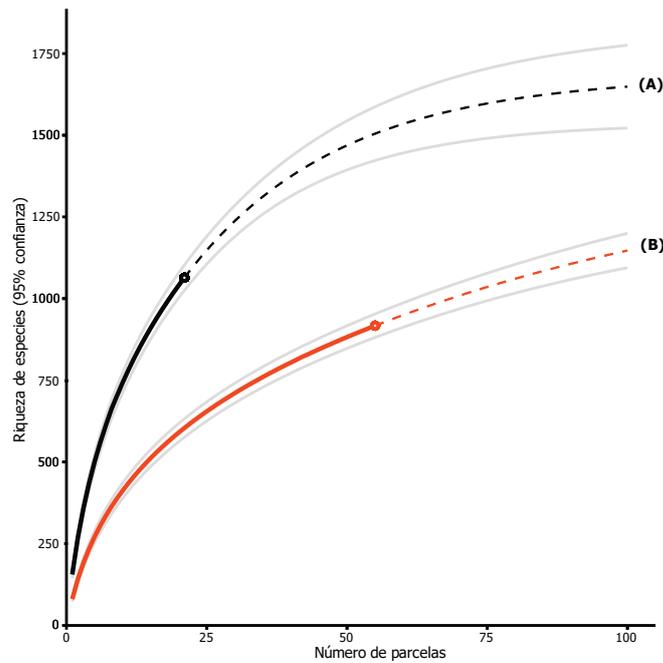
**Figura 2.** Comparación de los atributos florísticos entre los bosques protegidos y no protegidos, y entre los bosques de terraza alta y de terraza inundable de Madre de Dios (Perú). Letras diferentes indican una diferencia significativa al 5% de probabilidad de error, analizado mediante el post hoc test de Tukey; aplicado posterior al ANOVA.



**Figura 3.** Dendrograma de la similitud en la composición florística de 53 transectos de 0,1 ha; utilizando el índice de similitud de Jaccard en una matriz de presencia-ausencia de especies en los transectos evaluadas en Madre de Dios (Perú). Donde a, b y son transectos dominados por *Phe-nakospermum guyanense*.



**Figura 4.** Representación en dimensión reducida (NMDS) de 53 transectos de 0,1 ha en Madre de Dios (Perú). El NMDS fue generado utilizando la distancia de Jaccard, obtenido a partir de una matriz de presencia-ausencia de especies presentes en al menos dos transectos. Las elipses fueron creadas a un nivel de significancia del 95%.



**Figura 5.** Curvas de rarefacción de especies, acumulación ajustada (línea continua) y estimada (línea punteada) para los bosques de Madre de Dios. (B) Para el presente estudio utilizando transectos de 0,1 ha y (A) utilizando parcelas de 1 ha (Dueñas y Garate 2018).

$\pm 9,5$ ) y protegidos ( $88,5 \pm 17,2$ ). Mientras que en los bosques protegidos de terraza inundable ( $73,4 \pm 24,3$ ) se encontró una menor riqueza de especies; aunque las diferencias observadas entre estos no fueron significativas (ANOVA,  $F = 3,02$ ;  $P > 0,05$ ) (Figura 2.2).

Encontramos diferencias significativas en la diversidad arbórea promedio de los bosques estudiados (ANOVA, Shannon  $F = 4,4$ ;  $\alpha$ -Fisher  $F = 4,1$ ;  $P < 0,01$ ). La diversidad promedio de especies en los bosques no protegidos de terraza alta ( $H' = 4,0 \pm 0,2$  y  $\alpha$ -Fisher  $57,9 \pm 13,9$ ) fue significativamente (Tukey post-hoc Test;  $P < 0,05$ ) superior en los bosques no protegidos de terraza alta con respecto a los bosques protegidos de terraza inundable ( $H' = 3,6 \pm 0,6$  y  $\alpha$ -Fisher  $41,0 \pm 11,3$ ). Sin embargo, no se encontró diferencias entre los bosques de terraza alta ubicados en zonas protegidas ( $H' = 3,9 \pm 0,4$  y  $\alpha$ -Fisher  $52,3 \pm 18,9$ ) y no protegidas (Tukey post-hoc Test;  $P > 0,05$ ). Asimismo, no se encontraron diferencias significativas (Tukey post-hoc Test;  $P > 0,05$ ) entre los bosques protegidos de terraza alta y de terraza inundable (Figura 2.3 y 2.4).

### Similitud florística

Mediante el análisis de conglomerados jerárquicos se observó una diferenciación entre los bosques protegidos (izquierda) y bosques no protegidos (derecha) (Figura 3). En los bosques no protegidos (carretera interoceánica) las especies más abundantes fueron *Pausandra trianae*, *Siparuna decipiens*, *Rinorea viridifolia*, *Euterpe precatoria* y *Tachigali poeppigiana*. Las especies dominantes fueron *Bertholletia excelsa*, *Jacaranda copaia*, *Pouteria torta*, *Apuleia leiocarpa* y *Tachigali poeppigiana*. En los bosques protegidos las especie más abundantes fueron *Phenakospermum guyanense*, *Oenocarpus mapora*, *Siparuna decipiens*, *Euterpe precatoria* e *Iriartea deltoidea*. Las especies dominantes en estos bosques fueron *Phenakospermum guyanense*, *Iriartea deltoidea*, *Cedrelinga cateniformis*, *Tachigali bracteosa* y *Dipteryx odorata*.

En los bosques no protegidos de la carretera

interoceánica, al extremo derecho del dendrograma se diferencian tres transectos (Figura 3; resaltado de rojo), que corresponden a las más alejadas de la ciudad de Puerto Maldonado, ubicadas en una zona con fuerte presión de actividades antrópicas (agricultura y minería). Estos transectos fueron las que presentaron una menor densidad de individuos (132-144 ind./ha) en comparación con los demás transectos de los bosques no protegidos (Tabla 2). Las especies dominantes en estos bosques fueron *Sterculia apetala*, *Apeiba membranacea*, *Sloanea guianensis*, *Hura crepitans* y *Pachira insignis*. Por otro lado, el transecto NSF-25 Alto Libertad presenta una menor similitud florística con las demás debido a que estos bosques esta dominados por *Guadua weberbaueri*.

En los transectos ubicadas en los bosques protegidos, los subgrupos resaltados en el dendrograma (Figura 3; b y c resaltados de azul) se diferencian de los demás transectos debido a que estos bosques están dominados por *Phenakospermum guyanense* ( $> 35\%$  de los individuos corresponde a esta especie). *Phenakospermum guyanense* se encontró en densidades hasta 173 individuos/0,1 ha.

### Análisis multivariado de ordenación

El Análisis Multidimensional no Métrico (NMDS) obtenido, con un stress de 0,17 y 9999 permutaciones, muestra una representación en dimensión reducida (2D) de los transectos estudiadas de 0,1 ha en función a su composición florística (Figura 4). El NMDS genera una buena separación de los transectos por área estudio, se observa la diferenciación entre los grupos de transectos analizados. Transectos con valores negativos en el eje 2 (NMDS 2) se encontraron en los transectos de bosques no protegidos. Mientras que los transectos con valores positivos en el eje 2 (NMDS 2) se encontraron en los bosques protegidos.

La abundancia de especies, riqueza de familias y diversidad de especies mostraron una correlación positiva con el eje NMDS-1 (Tabla 3), además de un gradiente en función a la diversidad

y abundancia obtenido a partir de una matriz de correlación de Pearson entre las coordenadas de NMDS y los atributos florísticos de los transectos estudiados (Tabla 3, Figura 4).

Se encontró una diferencia significativa en la composición florística entre los bosques protegidos y los bosques no protegidos (PERMANOVA,  $F=7,59$  y  $P<0,001$ ; ver Figura 4). Por otro lado, al comparar la composición florística entre los bosques protegidos de terraza alta y de terraza inundable no encontramos diferencias significativas (PERMANOVA,  $F=1,28$  y  $P=0,064 > 0,05$ ). Sin embargo, resaltamos que a diferencia de lo encontrado en los atributos florísticos (riqueza de especies y diversidad), en la composición florística arbórea encontramos diferencias significativas entre los bosques de terraza alta ubicados entre transectos ubicadas en zonas protegidas y no protegidas (PERMANOVA,  $F=6,58$  y  $P<0,001$ ).

### **Curva de rarefacción de especies**

En la Figura 5 se presenta la curva de acumulación total de especies, donde se aprecia las 915 especies de árboles (DAP  $>2,5$  cm) registradas en 53 transectos de 0,1 ha en Madre de Dios. Muestra la proyección del número total de especies arbóreas que ocurren en Madre de Dios, ( $\geq$  a 1400 especies para el presente estudio).

## **DISCUSIÓN**

Vásquez *et al.*, (2018) en el "Catálogo de árboles del Perú" reportan para el Perú 852 géneros distribuidos en 4618 especies; para Madre de Dios 1110 especies. El número de especies de árboles estimado para Madre de Dios en el presente estudio ( $1430 \pm 130$  especies con DAP  $> 2,5$  cm), es inferior a lo reportado por Dueñas y Garate (2018) en parcelas de 1 ha ( $> 1600$  especies con DAP  $> 10$  cm) y Vásquez *et al.*, (2018) (1119 especies). Las diferencias entre el presente estudio y el de Dueñas y Garate (2018) puede deberse a que estos autores estimaron el número de especies que pueden ocurrir en Madre de Dios a partir de 21 parcelas

permanentes de 1 ha distribuidos en las provincias de Manu y Tambopata, mientras que en el presente estudio utilizamos 53 transectos y subparcelas más pequeñas (0,1 ha) pero mejor distribuidas en las provincias de Tambopata y Tahuamanu.

En el presente estudio se encontraron el 19,8% de las especies y 38,6% de los géneros de árboles reportados para el Perú a la actualidad. Considerando el presente estudio y el de Dueñas y Garate (2018), sugerimos que el número de especies arbóreas para Madre de Dios es superior al reportado por Vázquez *et al.*, (2018), que es un conteo de especies reportadas (mayor a 1400 especies).

### **De la abundancia, riqueza de especies e índices de diversidad.**

Similar a otros estudios desarrollados en bosques de terraza alta e inundable de la Amazonía, en el presente estudio, se encontró una mayor riqueza y diversidad de especies de árboles en los bosques de terraza alta que en los bosques de terraza inundable (Campbell *et al.*, 1986; Hugaasen y Peres, 2006; Cano y Stevenson, 2009). Estas diferencias estarían relacionadas a que los bosques inundables son menos estables y tienen ambientes más hostiles que los de terraza alta, generando una limitante en el establecimiento de algunas especies (Campbell *et al.*, 1986; Cano y Stevenson 2009; Araujo-murakami *et al.*, 2012).

En el presente estudio los valores del índice de diversidad  $\alpha$ -Fischer en los dos tipos de bosque fueron inferiores al promedio reportado por Ter Steege *et al.*, (2000) para la Amazonía occidental. Por otro lado, se encontró una mayor abundancia en los bosques inundables, influenciado por *Iriartea deltoidea* y *Phenakospermum guyanense*. *Iriartea deltoidea* es considerada una especie hiperdominante en la Amazonía occidental (ter Steege *et al.*, 2013).

En los transectos de 0,1 ha para árboles  $\geq 2,5$  cm DAP se observó valores de abundancia promedio de 184 individuos/0,1 ha, un valor muy

bajo respecto a otros transectos en la Amazonia. Es posible que la variación de la abundancia entre los transectos Tambopata (RNT) vs. Transectos NSF-Tambopata-Tahuamanu, se deba a que las primeras están representadas por tres tipos diferentes de bosques (bosque de terraza inundable y bosque de terraza alta), en comparación con el segundo que está representado por bosque de terraza alta. De igual manera la ubicación de los transectos con respecto a la perturbación del bosque tendría una influencia importante, ya que los primeros están localizados en el ámbito de la RNT más alejados respecto a los de la carretera interoceánica, cuyos bosques han sido fuertemente influenciados por las actividades socio-económicas de Madre de Dios.

Los valores de riqueza encontrados en el presente estudio, no se aproximan al promedio (149 especies) y al máximo (165 especies) registrados para Cocha Cashu (Gentry y Terborgh, 1990). Estos valores promedio para los transectos de Tambopata y Tahuamanu son bajos respecto a los reportados por Gentry y Terborgh (1990); pero están basados a un número grande de transectos y evaluados tanto en bosques con suelos ricos y pobres en nutrientes. De igual manera no se aproxima los valores de riqueza de otros departamentos del Perú. Los resultados que de este estudio se pueden comparar con los encontrados por Gentry en los sitios megadiversos registrados en Perú, Ecuador y Colombia (Gentry, 1988). Aunque nuestros valores del número de especies en promedio son muy inferiores a los quince sitios de los 226 evaluados por Gentry (1988) que registran valores superiores a 200 especies, nueve de ellos fueron en el Perú, lo que indica la notable concentración de los bosques de alta diversidad en la cuenca del Amazonas, particularmente en las estribaciones de los Andes del Perú.

En el presente estudio, encontramos una mayor abundancia y dominancia de *Phenakospermum guyannense* en los bosques de terraza inundable perturbados, esto podría deberse a que esta especie suele aprovechar los claros generados y es de rápido crecimiento. Por otro lado, la do-

minancia de *Phenakospermum guyannense* en bosques de la Amazonía fueron reportados en otros estudios desarrollados en Venezuela, Bolivia y Brasil (Aymard, 2011; Araujo-Murakami et al., 2015; Numata et al., 2017; Ortiz et al., 2018). Araujo-Murakami et al., (2015) reportó la dominancia de *Phenakospermum guyannense* para bosques amazónicos del escudo precámbrico boliviano, en conjunto con *Pseudolmedia laevis*, *Socratea exorrhiza* y *Rinoreaocarpus ulei*. Mientras que Aymard (2011) reporta densas comunidades de *Phenakospermum guyannense* en asociación con *Euterpe precatória* y *Socratea exorrhiza* en bosque ribereños húmedos de tierras bajas del estado de Amazonas en Venezuela. Y para la Amazonía Brasileña Numata et al. (2017) encontró altas densidades de *Phenakospermum guyannense* en bosques quemados y no quemados del este de Acre (frontera con Madre de Dios); y Ortiz et al. (2017) encontró altas densidades de *Phenakospermum guyannense* en bosques ombrófilos de la Amazonía Central Brasileña.

En conclusión, en este estudio reportamos 11404 árboles (DAP  $\geq 2,5$  cm) para los bosques de Madre de Dios, distribuidos en 90 familias, 329 géneros y 915 especies. Conforme a lo esperado, encontramos elevada similitud florística entre transectos ubicadas en sitios similares, debido a las similares condiciones medioambientales (da Silva et al., 2011). Así mismo, encontramos una significativa influencia de la Áreas Naturales Protegidas, en la conservación de los bosques en el departamento de Madre de Dios en comparación con los bosques ubicados en áreas no protegidas (carretera interoceánica). Debido a que estos últimos se encuentran muy presionados por diferentes actividades antrópicas (minería ilegal, agricultura intensiva, talla ilegal, etc.), generando efectos de deforestación de los bosques cercanos a la carretera interoceánica.

## AGRADECIMIENTO

A la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, a través del Centro de Investigación Herbario "Alwyn Gentry"-UNAMAD. A Gabriela López y Oliver Phillips por su disposición y apoyo con la Base de Datos de ForestPlot; a Abel Monteagudo por su apoyo en la Base de Datos de su tesis de los transectos de RNT y otras áreas. A Christopher Baraloto de Florida University-USA, por compartir su experiencia y amistad en el campo. Nino Bejar Chura, Samuel Berrocal Nieto, Ramiro Canahuire por la asistencia en el trabajo de campo. A Stephen Perz de Florida University, por haber liderado el proyecto NSF. A la National Science Foundation (NSF-USA) y a Florida University por su apoyo valioso en el financiamiento de la investigación.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M.; Gorley, R. y Clarke, K. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. 1st ed. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- APG, IV. (Angiosperm Phylogeny Group).; Chase, M.; Christenhusz, M.; Fay, M.; Byng, J.; Judd, W. S. Weber, A. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181 (1), 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Araujo-Murakami, A.; Parada, A.; Terán, J.; Baker, T.; Feldpausch, T. R.; Phillips, O. L. y Brienen, R. 2011. Necromass in forests of Madre de Dios, Perú: a comparison between terra firme and lowland forests. *Journal of Tropical Forest Science*, 18(1), 113–118. <https://www.jst.or.org/stable/43956817>
- Araujo-Murakami, A.; Villarreal, D.; Pardo, G.; Vos, A.; Parada, G. A.; Arroyo, L. y Killeen, T. 2015. Diversidad arbórea de los bosques de tierra firme de la Amazonia boliviana. *Kempflana*, 11 (1), 1-28.
- Araujo-Murakami, A.; Poma-chura, A.; Palabral, A.; Salvatierra, R.; Hurtado, F. 2012. Composición florística de los bosques amazónicos de tierra firme e inundable en las proximidades de las Pampas del Sonene (Rio Heath), Parque Nacional Madidi, Bolivia. *Kempflana*, 8, 3–21.
- Arellano, G.; Cala, V.; Fuentes, A.; Cayola, L.; Jorgensen, P. M. y Macía, M. J. 2016. A standard protocol for woody plant inventories and soil characterisation using temporary 0.1 ha plots in tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science*, 28(4), 508-516. <https://www.jst.or.org/stable/43956817>
- Asner, G. y Tupayachi, R. 2017. Environmental Research Letters Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 12, 094004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7dab>
- Aymard, G. 2011. Bosques húmedos macrotérmicos de Venezuela. *BioLlania*, 10, 33-46
- Baraloto, C.; Alverga, P.; Quispe, S.; Barnes, G.; Chura, N.; da Silva, I.; Perz, S. 2015. Effects of road infrastructure on forest value across a trinational Amazonian frontier. *Biological Conservation*, 191, 674–681. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.201508024>
- Boyle, B.; Hopkins, N.; Lu, Z.; Raygoza, J. A.; Mozzherin, D.; Rees, T.; Enquist, B. J. 2013. The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinformatics*, 14 (1), 16. <https://doi.org/10.1186/147121051416>
- Butt, N.; Malhi, Y.; Phillips, O. y New, M. 2008. Floristic and functional affiliations of woody plants with climate in western Amazonia. *Journal of Biogeography*, 35(5), 939-950. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01878.x>
- Caballero, J.; Messinger, M.; Román, F.; Ascorra, C.; Fernandez, L. y Silman, M. 2018. Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: a 34-year perspective. *Remote Sensing*, 10(12), 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Campbell, D.; Daly, D.; Prance, G.; Maciel, U. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and Varzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittonia*, 38, 369–393. <https://doi.org/10.2307/2807085>

- Cano, A. y Stevenson, P. 2008. Diversidad y composición florística de tres tipos de bosque en la estación biológica Caparú, Vaupés. *Colombia Forestal*, 12, 63-8. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2009.1.a06>
- Colwell, R. 2013. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Da Silva, K.; Martins, S.; Ribeiro, C.; Santos, N.; de Azevedo, C.; de Almeida, Matos, F. y do Amaral, I. 2011. Floristic composition and similarity of 15 hectares in central Amazon, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, v 9 (4), 1927-1938 <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v59n4/a40v59n4.pdf>
- Dueñas, H. y Garate, J. 2018. Diversidad, dominancia y distribución arbórea en Madre de Dios, Perú. *Revista Forestal del Perú*, 33 (1), 4-23. <http://revistas.lamolina.edu.pe/index.php/rfp/article/view/1152>
- Fauset, S.; Johnson, M. O.; Gloor, M.; Baker, T. R.; Monteagudo, M. A.; Brienen, R. J. W.; Phillips, O. L. 2015. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, 6, 6857. <https://doi.org/10.1038/ncomms7857>
- Gentry, A. 1982. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. En *Evolutionary Biology*. Ed. Por Hecht et al. New York: Plenum Press, 1-84. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-81>
- Gentry, A. 1988. Changes in plant community diversity and florist composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75 (1), 1-34. <https://www.jst.org/stable/2399464>
- Gentry, A. y Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu nature floodplain forest, Peru. New Haven: Yale University Press. Hammer, y Harper, D. (2006) *Paleontological Data Analysis*. 1st edition. Disponible en <https://doi.org/10.1002/9780470750711>
- Haugaasen, T. y Peres, C. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36 (1), 25-35. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672006000100005>
- Honorio, N.; Edward, J.; Arenas, V.; Nataly, M. y Medina, C. 2015. Diversidad, Estructura Y Carbono De Los Bosques Aluviales Del Noreste. *Folia Amazonica*, 24 (1), 55-70. <http://revistas.iiap.org.pe/index.php/foliaamazonica/article/view/59>
- Kalliola, R.; Puhakka, M. y Danjoy, W. 1993. Amazonia peruana: vegetación húmeda tropical en el llano subandino. Turku, FI: University of Turku. Kalliola, R., & Mäki, S. 2017. Geographical Context of Western Amazonian Forest Use. En *Forest structure, function and dynamics in Western Amazonia*. Ed. Por Myster, R. New York: John Wiley y Sons, 53-84. <https://doi.org/10.1002/9781119090670.ch3>
- Li, W.; Fu, R. y Dickinson, R. 2006. Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 111(2), 114. <https://doi.org/10.1029/2005JD006355>
- Myster, R. W. 2009. Plant communities of western Amazonia. *Botanical Review*, 75 (3), 271-291. <https://doi.org/10.1007/s1222900990321>
- Monteagudo, A. 2014. Influencias del ambiente y los seres humanos sobre la composición y diversidad arbórea en Madre de Dios. Tesis de Maestría. Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco.
- Myers, N.; Mittermeyer, R.; Mittermeyer, C.; Da Fonseca, G. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858 <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Numata, I.; Silva, S.; Cochrane, M. y d' Oliveira, M. 2017. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 401, 135-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.010>
- Oksanen, J.; Blanchet, G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; Mcglinn, D.; Wagner, H. 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. Disponible en <https://cran.rproject.org/package>

- Vegan Ortiz, D.; Lima, A. y Werneck, F. 2018. Environmental transition zone and rivers shape intraspecific population structure and genetic diversity of an Amazonian rain forest tree frog. *Evolutionary Ecology*, 32 (4), 359–378. <https://doi.org/10.1007/s1068201899392>
- Phillips, O.; Martínez, R.; Vargas, P.; Monteagudo, A.; Zans, M.; Sánchez, W.; Rose, S. 2003. Efficient plotbased floristic assessment of tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 19 (6), 629-645. <https://doi.org/10.1017/S0266467403006035>
- R, Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. Disponible en <https://www.rproject.org/>
- Recanati, F.; Allievi, F.; Scaccabarozzi, G.; Espinosa, T.; Dotelli, G. y Saini, M. 2015. Global Meat Consumption Trends and Local Deforestation in Madre de Dios: Assessing Land Use Changes and other Environmental Impacts. *Procedia Engineering*, 118, 630–638. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.496>
- Riley-Powell, A. R.; Lee, G. O.; Naik, N. S.; Jensen, K. E.; O'Neal, C.; Salmón-Mulanovich, G.; Paz-Soldan, V. A. 2018. The impact of road construction on subjective well-being in communities in Madre de Dios, Peru. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15 (6).