

Diversidad florística en plantaciones de *Tectona grandis* L. f. de diferentes edades

Floristic Diversity in Plantations of *Tectona grandis* L.f. of Different Ages

José Antonio Burgos Cevallos¹, Leontes Leónidas Zambrano Barcos², Henry Paúl Villón Leoro², Ciro Ludovico Zambrano Barcos³, Marcos Paul Chila Zambrano⁴, Luis Fernando Vera Benites⁴

¹Ministerio de Agricultura y Ganadería / Analista Agropecuario Provincial, Ecuador

²Universidad Agraria del Ecuador, Ecuador

³Unidad Educativa El Empalame, Ecuador

⁴Investigador Independiente

Autor de correspondencia: luisverabenites.ec@gmail.com

Recibido: 11/08/2024. Aceptado: -18/09/2025.

Publicado el 9 de enero de 2026.

Resumen

La agroforestería se consolida como un sistema de producción sostenible que promueve el secuestro de carbono y el ciclaje eficiente de nutrientes, destacándose entre sus beneficios ecológicos el incremento de la diversidad vegetal, factor clave para el mantenimiento de la salud de los ecosistemas. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la diversidad florística en plantaciones de *Tectona grandis* (teca) con edades comprendidas entre 2 y 18 años, durante la época lluviosa, en los cantones de Pichincha, Palenque y Balzar (Ecuador). Para ello, se aplicaron los índices de similitud de Jaccard, así como los índices de diversidad de Shannon-Wiener y Simpson. Los resultados del índice de Shannon-Wiener revelaron una alta diversidad en las localidades de La Colina, La Párraga, Cerro Verde, La Reserva y San Agustín, mientras que el índice de Simpson indicó una diversidad moderada en La Reserva, Cerro Verde, La Párraga, La Colina, San Agustín y Río Grande-Pichincha. El incremento progresivo de la diversidad vegetal observado en las plantaciones sugiere una mejora significativa en la funcionalidad y resiliencia del ecosistema, reforzando el potencial de los sistemas agroforestales como estrategia de manejo sostenible.

Palabras clave: carbono, conservación, especies, nutrientes, sostenibilidad.

Abstract

Agroforestry is recognized as a sustainable production system that enhances carbon sequestration and efficient nutrient cycling, with its ecological benefits including increased plant diversity, a key factor in maintaining ecosystem health. This study aimed to assess floristic diversity in *Tectona grandis* plantations aged 2 to 18 years during the rainy season in the cantons of Pichincha, Palenque, and Balzar (Ecuador). The Jaccard similarity index, as well as the Shannon-Wiener and Simpson diversity indices, were applied for analysis. Results from the Shannon-Wiener index revealed high diversity in the localities of La Colina, La Párraga, Cerro Verde, La Reserva, and San Agustín, while the Simpson index indicated moderate diversity in La Reserva, Cerro Verde, La Párraga, La Colina, San Agustín, and Río Grande-Pichincha. The progressive increase in plant diversity observed in the plantations suggests a significant improvement in ecosystem functionality and resilience, reinforcing the potential of agroforestry systems as a sustainable management strategy.

Keywords: carbon, conservation, species, nutrients, sustainability.

Introducción

La biodiversidad abarca tres niveles fundamentales: diversidad genética, de especies y de ecosistemas (García *et al.*, 2024). Para entender este concepto hay que reconocer las complejas interacciones entre organismos de distintas especies dentro de un ecosistema lo que refleja tanto la abundancia como la variedad de organismos vivos. Un aspecto clave de la biodiversidad es su variabilidad espacial y temporal, es decir, cómo cambia a través de los paisajes y a lo largo del tiempo (Ampoorter *et al.*, 2020).

Para cuantificar y monitorear la biodiversidad, los investigadores emplean índices como la riqueza de especies, definida como el número de individuos presentes en un área determinada. Estas métricas constituyen la base de numerosas estrategias agroecológicas y permiten evaluar los desafíos asociados con la producción y la sostenibilidad de los sistemas agrarios. Asimismo, funcionan como indicadores claves de la degradación de los ecosistemas, ya que proporcionan información relevante sobre la salud ambiental y respaldan los esfuerzos de restauración (Soubry *et al.*, 2021).

Los bosques desempeñan un papel fundamental en la conservación de la diversidad biológica a escala global (Corona *et al.*, 2011). Se estima que albergan aproximadamente el 50 % de la biodiversidad mundial, concentrándose particularmente en los bosques tropicales, donde se localiza al menos el 80 % de las especies de plantas y animales (Winkel *et al.*, 2022). Esta relevancia ecológica ha motivado numerosos estudios científicos sobre la estructura y diversidad florística de estos ecosistemas, los cuales aportan información clave para entender su funcionamiento, conservación y manejo sostenible (Winkel *et al.*, 2022). La caracterización de estos atributos resulta esencial para desarrollar estrategias efectivas de preservación y restauración ecológica (Li *et al.*, 2022).

Dada la relevancia ecológica de la biodiversidad, se han desarrollado diversos índices para su cuantificación, entre los cuales destacan el índice de Simpson por su capacidad para evaluar la dominancia de especies en una comunidad (Kitikidou *et al.*, 2024). Este parámetro ecológico resulta particularmente útil al identificar si una comunidad está dominada por una o pocas especies (Willis y Martin, 2022). El índice de Simpson permite cuantificar la diversidad considerando tanto el número de especies presentes como su abundancia relativa en un ecosistema determinado (Roswell *et al.*, 2021).

El índice de Shannon-Weaver permite estimar el grado de incertidumbre y pronostica que especie corresponderá un individuo dentro de un conjunto de especies (Mofokeng *et al.*, 2024). La incertidumbre se incrementa en función del número de especies y la distribución irregular del número de individuos entre las mismas (Pigot *et al.*, 2023). Por otra parte, el índice de Shannon tiene dos características: Es igual a cero

si sólo hay una especie en la muestra, y tiene un valor máximo cuando todas las especies están representadas por un mismo tipo de individuos (Herrera *et al.*, 2023).

El índice de Jacquard es uno de los más utilizados para el estudio de comunidades permitiendo la comparación entre estas a través de la presencia o no de especies en cada una de ellas (Wang *et al.*, 2023). Este índice utiliza datos de tipo cuantitativo (Hnykin y Ivantsova, 2021). La comparación permite relacionar los cambios en la diversidad vegetal entre comunidades, con variaciones entre los parámetros climáticos o de la calidad del suelo, que, en el caso de las plantaciones forestales, tienden a mejorar con los años (Hou *et al.*, 2021).

Las sembradíos forestales de tipo comercial generan productos importantes en la industria como: madera para diferentes fines y productos no maderables como la miel, diversos forrajes, además de beneficios paisajísticos y conservación de suelos, captura de carbono y de agua atmosférica, entre otros, cuyo proceso de recuperación es a mediano y largo plazo, donde además de la biodiversidad es un indicador clave, para medir la salud del ecosistema (Panwar *et al.*, 2022; Gupta, 2020; Kaushal *et al.*, 2021).

Dentro de los sistemas agroforestales, las plantaciones de teca se desarrollan por lo general en zonas tropicales de América Latina, África y Asia, teniendo aproximadamente una superficie de 5 millones de hectáreas (Kuyah *et al.*, 2020).

La especie ha experimentado una expansión significativa en su área de cultivo debido a su reconocido valor maderable a nivel nacional. Su establecimiento en extensas plantaciones se justifica por las excepcionales propiedades tecnológicas de su madera, destacando: alta densidad y durabilidad natural, estabilidad dimensional (Shin *et al.*, 2020). Se ha encontrado la salud de los ecosistemas en las plantaciones con teca, aumenta la biodiversidad, la captura de carbono, disponibilidad de nutrientes y actividad biológica el suelo (Visscher *et al.*, 2024).

Considerando los beneficios ecosistémicos a largo plazo de los sistemas agroforestales y su potencial como estrategia de recuperación de la salud edáfica, este estudio evaluó la diversidad florística en plantaciones de *Tectona grandis* (teca) con edades comprendidas entre 2 y 18 años, durante el período lluvioso en los cantones Pichincha, Palenque y Balzar (Ecuador).

Materiales y métodos

Establecimiento de las unidades de muestreo

El estudio se desarrolló en plantaciones de *T. grandis* L.f. con edades comprendidas entre 2 y 18 años, ubicadas en los cantones de Pichincha, Palenque y Balzar (Ecuador). Los muestreos se realizaron durante la época lluviosa para garantizar la representatividad de la diversidad florística y la vegetación asociada.

El diseño muestral consistió en la implementación de cuatro unidades de muestreo por sitio de estudio, determinadas mediante el método de área-mínima para establecer la superficie óptima que captura la composición florística representativa. Cada unidad de muestreo comprendió un cuadrante de 16×16 m (256 m^2), totalizando 24 unidades muestrales (6.144 m^2 de área muestreada colectivamente). La distribución espacial de estas unidades se presenta en la Figura 1.

Evaluación de las especies arvenses

Para la determinación de las especies arvenses de las plantas dentro de las plantaciones de teca se realizó un inventario diagnóstico, empleando los conceptos de abundancia absoluta (Aa) y Frecuencia Absoluta (Fa). Su cálculo se menciona a continuación:

Abundancia absoluta (Aa)

La abundancia absoluta expresa mediante el número total de individuos de cada especie presentes en la zona de estudio. Para el cálculo se utilizó la fórmula siguiente (Mora-Donjuán *et al.*, 2014): $Aa = \text{N}^\circ \text{ de individuos de una especie/superficie muestreada}$.

Frecuencia absoluta (Fa)

La frecuencia absoluta (Fa), se estableció por el número de sub-parcelas que presente una especie. Para su cálculo se empleó la siguiente fórmula (Acosta *et al.*, 2006): $Fa = \text{Número de sub-parcelas en que se presenta una especie}$.

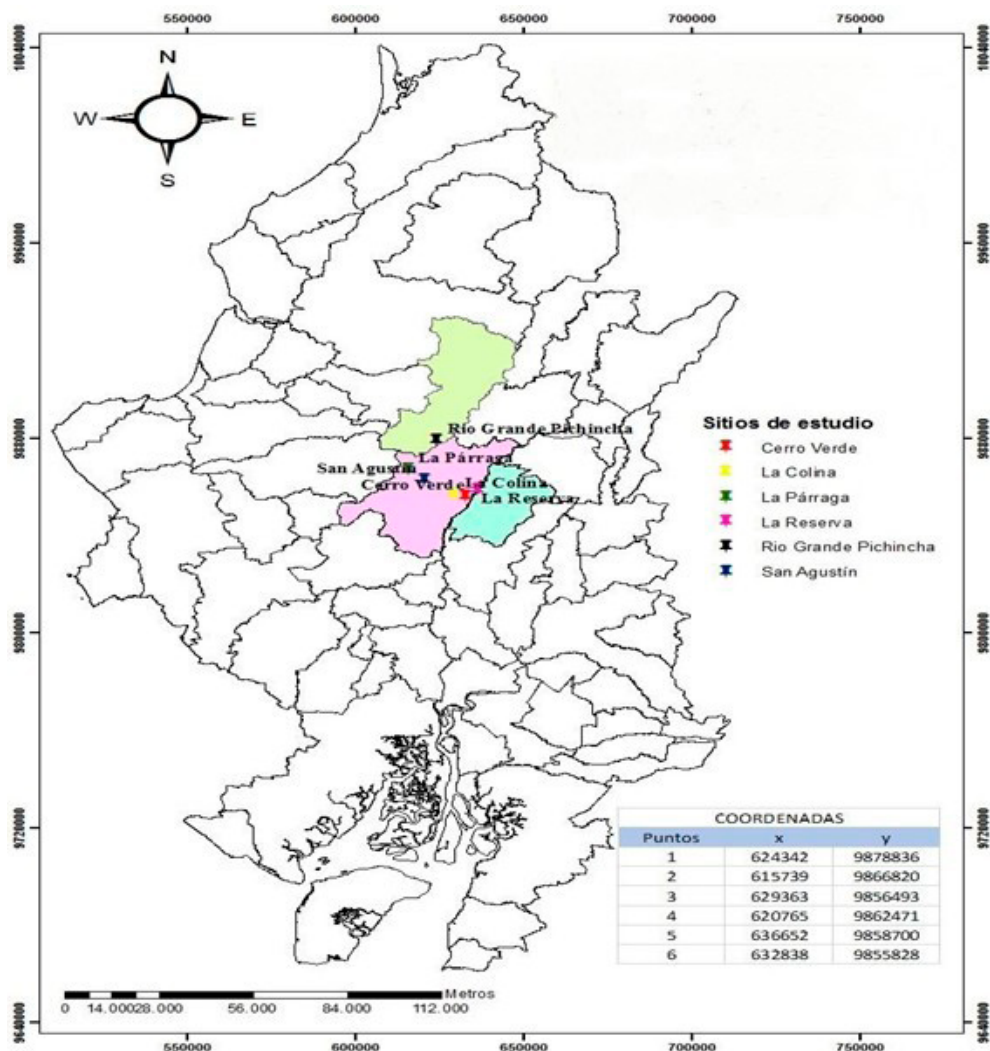


Figura 1. Ubicación de sitios de muestreo para la evaluación de la biodiversidad en plantaciones agroforestales de *Tectona grandis* de diferentes edades

Índices para evaluar la diversidad y similitud de la vegetación

Para determinar la biodiversidad de especies en plantaciones de teca se emplearon los índices de Shannon-Weaver, Simpson y el Índice de Jaccard. Las fórmulas para utilizarse se mencionan a continuación:

Índice de Shannon – Weaver (H')

El Índice de Shannon mide el grado promedio de incertidumbre al pronosticar la especie del individuo seleccionado aleatoriamente dentro de las unidades de muestreo, para su cálculo se aplicó la Ecuación 1 (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010):

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_2 p_i) \quad (1)$$

Dónde:

S = número de especies

pi = proporción de individuos de la especie i

log = logaritmo

Para evaluar el índice de Shannon se consideró niveles de interpretación que se detallan a continuación: 0 – 0,35; Diversidad baja; 0,36 – 0,75; Diversidad media y 0,76 – 1 Diversidad alta (López Torres *et al.*, 2001).

Índice de Simpson (S)

El Índice de Simpson indica la probabilidad que dos individuos tomados al azar de una muestra correspondan a la misma especie. Para el cálculo se empleó la Ecuación 2 (Campo y Duval, 2014):

$$S = \frac{1}{s} (Pi)^2 \quad (2)$$

Dónde:

S = Índice de Simpson

1/s = probabilidad que individuos al azar de una población provengan de la misma especie.

Pi = proporción de individuos pertenecientes a la misma especie.

Para la evaluación del índice de Simpson se consideró niveles de interpretación que se detalla a continuación: 0 – 0,5 Diversidad baja; 0,6 – 0,9 Diversidad media y 1 Diversidad alta.

Índice de Jaccard

El Índice de Jaccard determinó si existen similitudes o disimilitudes entre los sitios de muestreo siguiendo la Ecuación 3 descrita por Jaccard (1908).

$$IJ (\%) = \frac{C}{A+B-C} * 100 \quad (3)$$

Dónde:

IJ = Índice de Jaccard (%)

A = número de especies en la comunidad

A B = Número de especies en la comunidad

B C = número de especies comunes en ambas comunidades.

Procesamiento y análisis

Para el desarrollo de la investigación se empleó el software informático Excel 2016 en la determinación de abundancia absoluta (Aa) y Frecuencia Absoluta (Fa), Índice de Shannon – Weaver (H'), Índice de Simpson (S), Índice de Jaccard. La información se procesó en el programa estadístico (Past) 4.0 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Abundancia por familias de especies en los seis sitios de estudio en la época lluviosa:

El diagrama de abundancia por familias en las 24 unidades de muestreo de los 6 sitios de estudio presentó 34 familias, 51 géneros, 59 especies con un total de 5.336 individuos. Las familias Poaceae y Cucurbitaceae con 1.118 y 765 individuos son las más abundantes, a diferencia de las familias Aristolochiaceae y Colchicaceae con 5 y 6 individuos (Figura 2).

Presencia y ausencia

Las especies más representativas en los sitios de estudio Río Grande Pichincha, La Párraga, San Agustín, La Colina, Cerro Verde, La Reserva de los cantones Pichincha, Palenque y Balzar fueron: *Boehmeria* sp, *Canavalia rosea*, *Commelina* sp, y *Urena lobata* presentes en todos los sitios de estudio, a diferencia de las especies: *Albizia guachapele*, *Arisaema dracontium*, *Aristolochia* sp, *Bauhinia variegata*, *Caesalpinia* sp, *Cardiospermum halicacabum*, *Carex* sp, *Cecropia* sp, *Celtis occidentalis*, *Cyanthillium cinereum*, *Guazuma ulmifolia*, *Hydrocotyle verticillata*, *Ipomoea quamoclit*, *Jatropha curcas*, *Pilea* sp, *Prunella vulgaris*, *Toxicodendron radicans* y *Vitex gigantea* presentes solamente en un sitio.

Frecuencia absoluta

Se identificaron 59 especies con un total de 5.636 individuos, las especies con mayor número de individuos en los sitios de estudio Río Grande Pichincha, La Párraga, San Agustín, La Colina, Cerro Verde y La Reserva fueron: *Momordica charantia* con 765 individuos seguido por *Leptochloa scabra* con 718 individuos y *Canavalia rosea* con 375 individuos a diferencia de *Caesalpinia* sp y *Pilea* sp con solo 1 individuo.

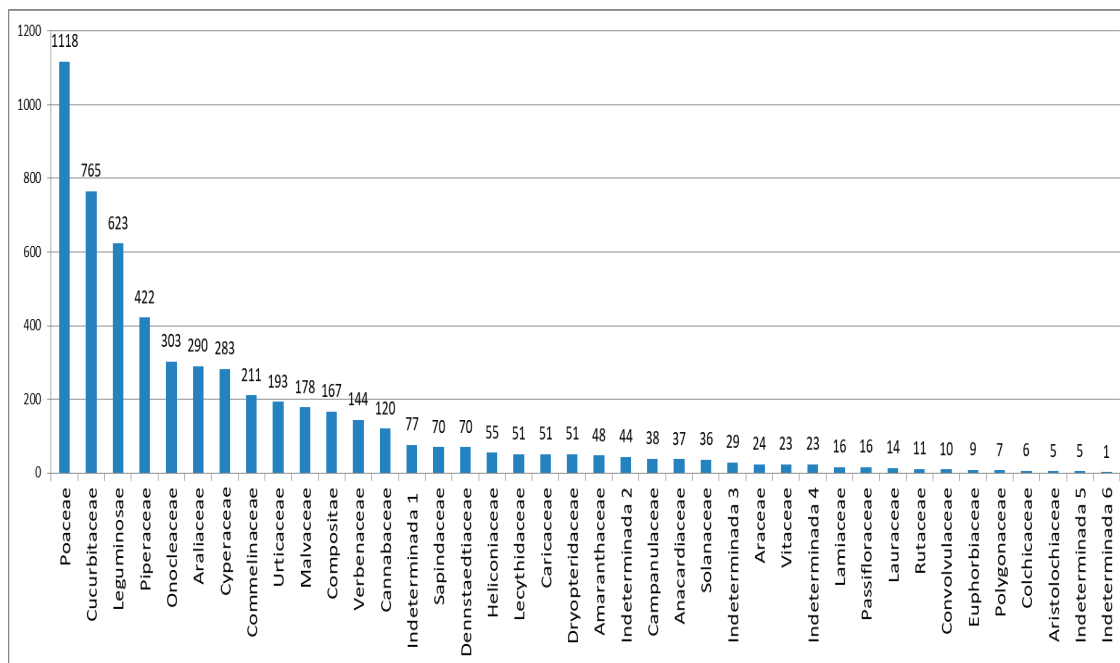


Figura 2. Diagrama de abundancia de individuos por familias de las 24 unidades de muestreo de especies en los seis sitios de estudio en la época lluviosa 2019

Determinación de la diversidad de especies presentes en los seis sitios de estudio en la época lluviosa del año 2019

Las curvas acumuladas de las especies fueron analizadas en los seis sitios de estudio bajo la época lluviosa del año 2019.

Curva especie área acumulada del sitio de estudio Río Grande Pichincha y La Párraga

En el sitio de estudio Río Grande Pichincha de 4 años, se utilizaron cuatro unidades de muestreo, en la cual el área mínima se obtuvo mediante la interpolación del eje X en el punto a partir de que la curva se vuelve asintótica en el área 64 m² en las unidades de muestreo; en la cual existió 21 especies respectivamente (Figura 3A). En el sitio de estudio La Párraga de 5 años, se realizaron cuatro unidades de muestreo, en la que el área mínima se dio en la interpolación del eje X en el punto donde la curva se hace asintótica en el área 128 m² en las unidades de muestreo; en la cual existieron 28 especies respectivamente (Figura 3B).

Curva especie área acumulada del sitio de estudio San Agustín y La Colina

En el sitio de estudio San Agustín de 6 años, se utilizaron cuatro unidades de muestreo, en la cual el área mínima se obtuvo mediante la interpolación del eje X en el punto a partir de que la curva se vuelve asintótica en el área 128 m² en las unidades de muestreo; en la cual existió 24 especies respectivamente (Figura 4A).

En el sitio de estudio La Colina de 8 años, se realizaron cuatro unidades de muestreo, en la que el área mínima se dio en la interpolación del eje X en el punto donde la curva se hace asintótica en el área 32 m² en las unidades de muestreo; en la cual existieron 16 especies respectivamente (Figura 4B).

Curva especie área acumulada del sitio de estudio Cerro Verde y La Reserva

En el sitio de estudio Cerro Verde de 14 años, se realizaron cuatro unidades de muestreo, el área mínima se dio en la interpolación del eje X en el punto donde la curva se hace asintótica en el área 32 m² en las unidades de muestreo; en la cual existió 26 especies respectivamente (Figura 5A). En el sitio de estudio La Reserva de 15 años, se realizaron cuatro unidades de muestreo, donde el área mínima se dio en la interpolación del eje X en el punto donde la curva se hace asintótica en el área 256 m² en las unidades de muestreo; en la cual existieron 38 especies respectivamente (Figura 5B).

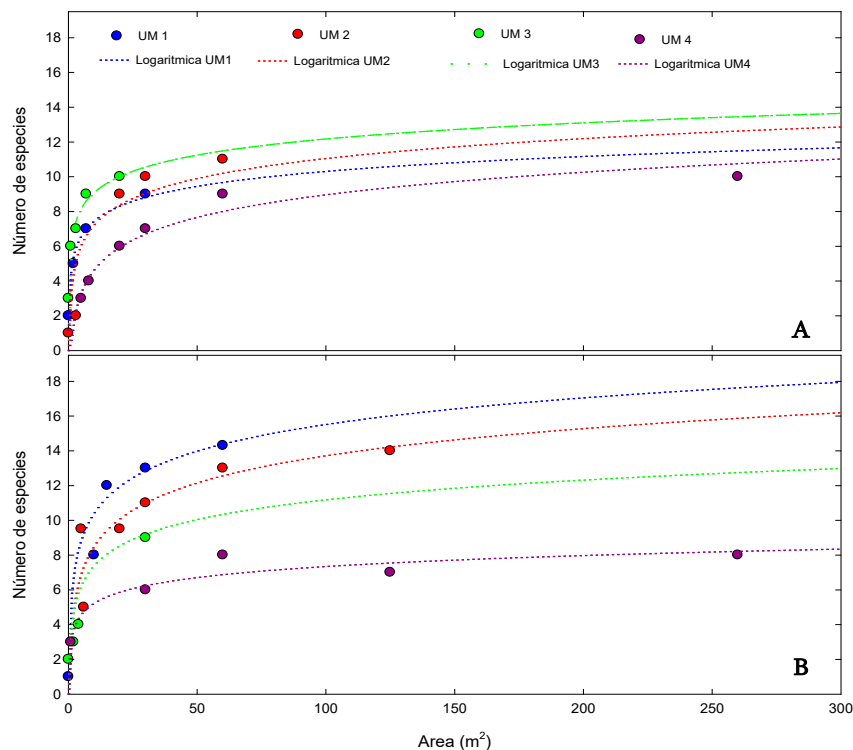


Figura 3. Curva acumulada del sitio de estudio Río Grande Pichincha de plantación de *T. grandis* de 4 años en el cantón Pichincha (A) y La Párraga (B) de plantación de *T. grandis* de 5 años en el cantón Balzar durante la época lluviosa 2019

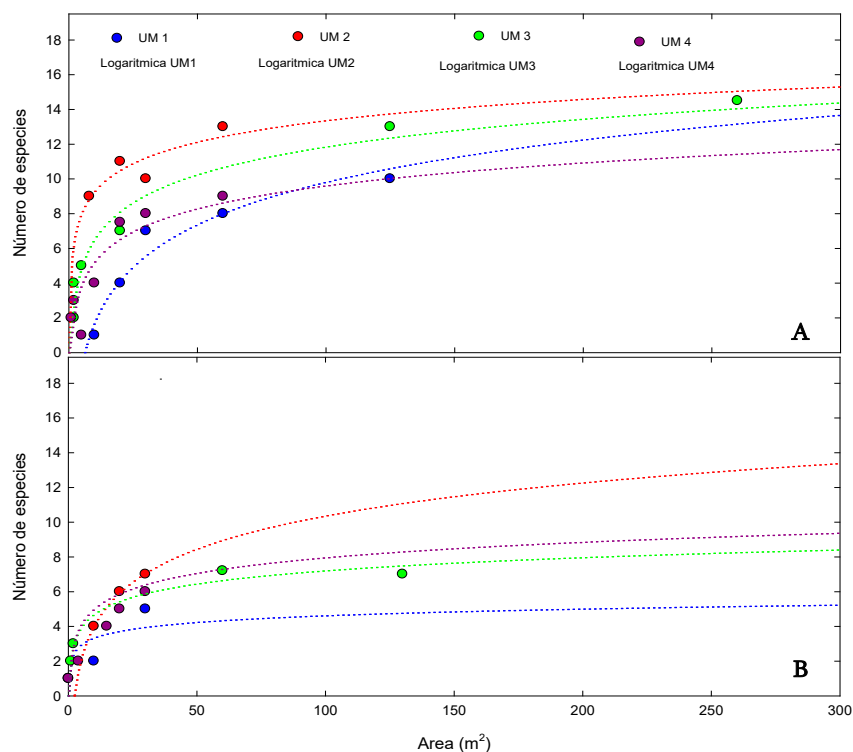


Figura 4. Curva acumulada del sitio de estudio San Agustín de plantación de *T. grandis* de 6 años y La Colina de plantación de *T. grandis* de 8 años en el cantón Balzar durante la época lluviosa, 2019

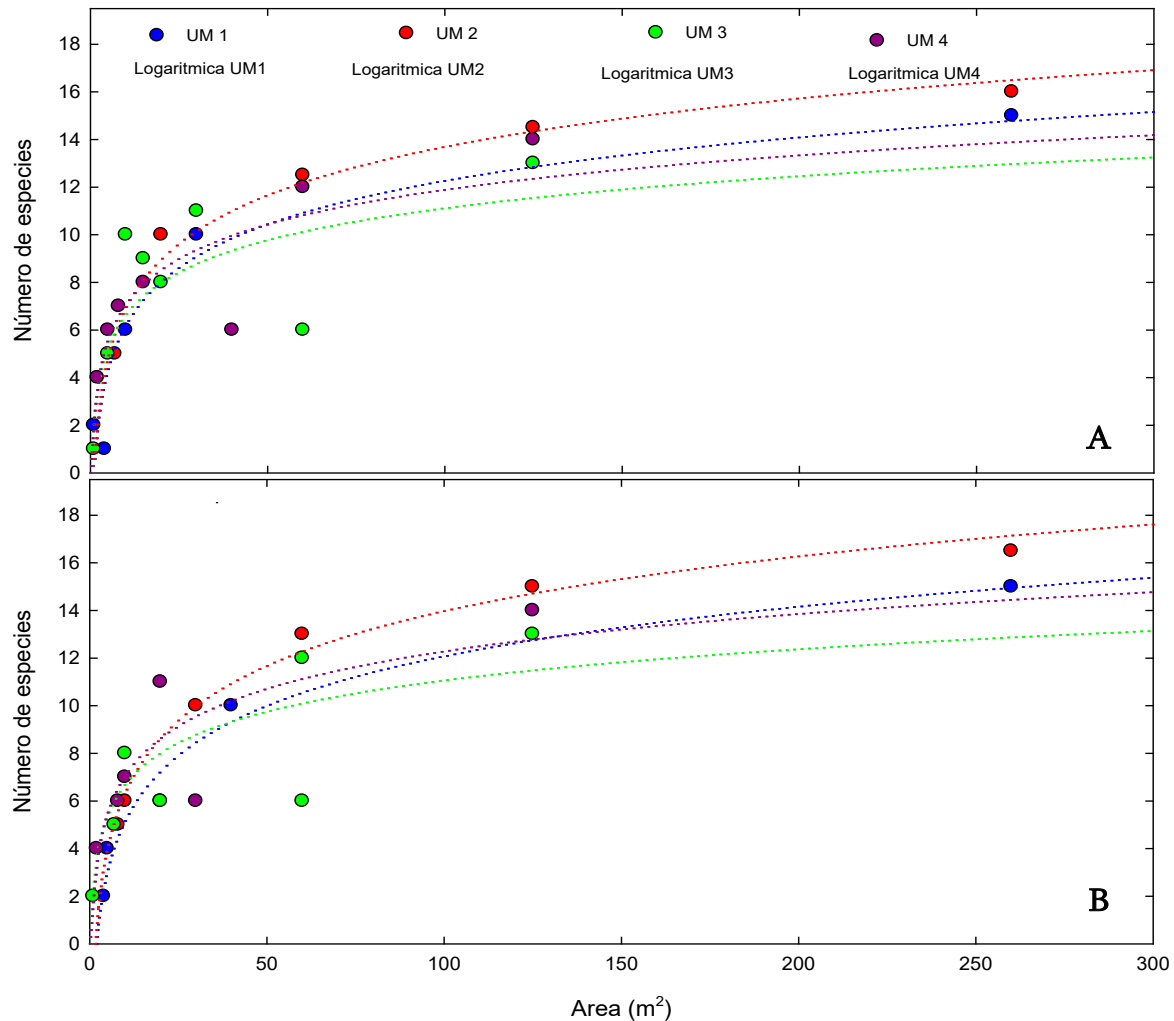


Figura 5. Curva acumulada del sitio de estudio Cerro Verde de plantación de *T. grandis* de 14 años de edad en el cantón Palenque y La Reserva de plantación de *T. grandis* de 15 años de edad en el cantón Balzar durante la época lluviosa, 2019

Riqueza y diversidad vegetal en plantaciones de teca

El análisis de diversidad (Tabla 1) evidenció que el sitio con mayor riqueza de especies fue La Reserva, con 38 registros, seguido por La Párraga (28) y Cerro Verde (26). En términos de abundancia, el mayor número de individuos se encontró en Cerro Verde (1.535), lo que refleja una alta densidad poblacional en comparación con los demás sitios. La dominancia más elevada correspondió a Río Grande Pichincha (0,31), seguida por San Agustín (0,14), mientras que La Reserva presentó la menor dominancia (0,09), indicando una distribución más equilibrada de las especies.

Los valores del índice de Simpson evidenciaron una diversidad intermedia-alta en los sitios evaluados, destacando La Reserva (0,91), Cerro Verde (0,90) y La Párraga (0,90) como las localidades con mayor heterogeneidad en la distribución de especies. En contraste, Río Grande Pichincha registró el

valor más bajo (0,69), lo que refleja una comunidad menos diversa y con mayor predominio de unas pocas especies. De manera consistente, el índice de Shannon confirmó estos patrones, registrando los valores más altos en La Reserva (2,88), La Párraga (2,72) y Cerro Verde (2,62), frente a Río Grande Pichincha (1,79), que presentó la diversidad más baja. En cuanto a la equitatividad, La Colina (0,88) y La Párraga (0,82) alcanzaron los valores más cercanos a la distribución uniforme, mientras que San Agustín (0,73) y Río Grande Pichincha (0,59) reflejaron comunidades más dominadas por pocas especies (Tabla 1). Estos resultados evidencian que los bosques con menor presión antrópica, como La Reserva, sostienen comunidades más diversas y equitativas, lo que sugiere una mayor estabilidad ecológica y resiliencia frente a perturbaciones.

Índice de Jaccard

El análisis de similitud florística mediante el índice de Jaccard evidenció valores máximos (1,00) entre los pares de sitios Río Grande Pichincha–San Agustín, Río Grande Pichincha–La Reserva y San Agustín–La Reserva, lo que indica una composición de especies idéntica entre estas localidades (Tabla 2). En contraste, el menor valor de similitud se registró entre La Colina y Cerro Verde (0,13), reflejando una marcada diferenciación florística, lo que evidencia una marcada diferenciación florística.

Similitud de especies vegetales presentes en los sitios de estudio en la época lluviosa del año 2019

El análisis de conglomerados evidenció la formación de cuatro clústeres a partir del nivel de similitud de 0,25 en las plantaciones de *Tectona grandis* establecidas en los cantones de Pichincha, Palenque y Balzar. Dentro de estos agrupamientos, la mayor similitud florística se observó entre los sitios de San Agustín y Cerro Verde (0,47), lo que indica una composición de especies relativamente cercana entre ambas localidades. En contraste, La Colina presentó el valor más bajo de similitud (0,25), reflejando una diferenciación florística más marcada respecto a los demás sitios (Figura 6).

Tabla 1. Especies, individuos, dominancia e índices de diversidad de plantas encontradas en los seis sitios de estudio en la época lluviosa 2019

	Río grande Pichincha (4 años)	La Párraga (5 años)	San Agustín (6 años)	La Colina (8 años)	Cerro Verde (14 años)	La Reserva (15 años)
Especies	21	28	24	16	26	38
Individuos	1.002	676	1.063	278	1.535	1.082
Dominancia	0,31	0,10	0,14	0,12	0,10	0,09
Simpson	0,69	0,90	0,86	0,89	0,90	0,91
Shannon	1,79	2,72	2,32	2,45	2,62	2,88
Equitatividad	0,59	0,82	0,73	0,88	0,80	0,92

Tabla 2. Matriz de similitud de Jaccard correspondiente a los seis sitios de estudio en la época lluviosa, 2019

Sitio	Río grande Pichincha	La Párraga	San Agustín	La Colina	Cerro Verde	La Reserva
Río grande Pichincha	-	0,99	1,00	0,71	0,90	1,00
La Párraga		-	0,97	0,97	0,54	0,97
San Agustín			-	0,53	0,94	1,00
La Colina				-	0,13	0,61
Cerro Verde					-	0,95
La Reserva						-

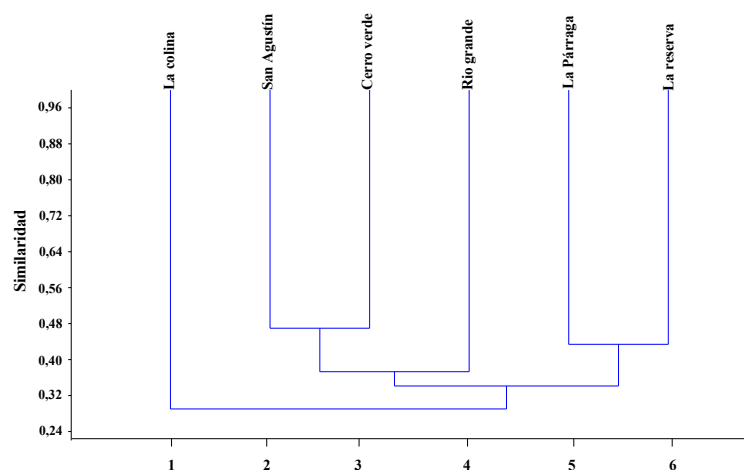


Figura 6. Dendrograma de los seis sitios de estudio en las plantaciones de *T. grandis*, época lluviosa 2019

Discusión

Los resultados encontrados demuestran que las diferencias encontradas entre los sitios son propias de la variabilidad especial de suelos, y que cuando aumenta la similaridad es producto de los factores antrópicos que afectan de manera negativa la biodiversidad. Sin embargo, con la introducción de plantaciones forestales como *T. grandis*, se evidenció que a lo largo del tiempo aumentó la diversidad, llevando a garantizar la sostenibilidad de los sistemas bajo plantaciones agroforestales (Sun *et al.*, 2017).

Para la abundancia por familia se obtuvieron resultados similares a los de Chettri *et al.* (2023), en plantaciones de *T. grandis* en la India quienes encontraron que Apocynaceae, Asteraceae, Fabaceae, Lamiaceae, Meliaceae, Poaceae, Rutaceae y Verbenaceae. Las familias dominantes, en cada una representada por dos especies, el autor concluye que la heterogeneidad de la vegetación se desarrolló en estos bosques agrícolas en un lapso corto de 15 años, que llevan convertirse en bosques secundarios seminaturales.

El establecimiento de especies de leguminosas tiene beneficios ecológicos que están asociados a la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, como lo mencionan Lazicki *et al.* (2021), solubilización de fósforo y captación de carbono tal como lo evidencian Khatoon *et al.* (2020), en las plantaciones se encontró con especies suelo (*Canavalia ensiformis* L.) que tienen el potencial de capturar nitrógeno atmosférico, mejorar la densidad aparente y porosidad del suelo (Renté Martí *et al.*, 2020).

La presencia o ausencia de malezas son también un indicador de la degradación del suelo, que es común en sistema productivo sometido sobre una agricultura intensiva, donde la presencia de especies está relacionada con la salinidad, como lo evidencian Arora y Dagar (2019), o acidez según Li *et al.* (2022). Igualmente, algunas condiciones adversas pueden restringir la aparición de algunas especies, las cuales aparecen cuando las condiciones del suelo mejoran, siendo un indicador de la salud del ecosistema (Li *et al.*, 2022).

La diversidad, es otro indicador de la salud de los ecosistemas es la frecuencia con que aparecen algunas especies vegetales, dado que existe una correlación entre la salud del ecosistema (Li *et al.*, 2022). El número de individuos, mucho se da por la presencia de las especies que crecen producto del mejoramiento de las condiciones del suelo según Feng *et al.* (2022), como consecuencia de la siembra de plantas forestales.

La recuperación de la biodiversidad es explicada por dos factores: Las condiciones del sitio, asociada a las características del suelo y clima, así como el grado de degradación del suelo, previo a la implementación del sistema agroforestal (Guo *et al.*, 2021). El tiempo, es un factor clave para la recuperación de suelo, en comparación con las propiedades físicas e hidrológicas, las composiciones biológicas a químicas tienen un tiempo de respuesta menor (Amoah-Antwi *et al.*, 2020).

La diversidad encontrada en los puntos muestreados es similar a la reportada por Ikhajagi *et al.* (2020), quienes encontraron bajo una plantación de *T. grandis* con un total de 762 especies de plantas individuales. Estas comprenden de 28 taxones, explicada por un aumento de la materia orgánica presente en el suelo, que puede mejorar aún más la abundancia de dichas especies de plantas. El impacto de *T. grandis* en la calidad del suelo forestal es posiblemente un factor del resultado de su asociación con especies de plantas vecinas (Ikhajagi *et al.*, 2020).

Los resultados con respecto a las especies, individuos, dominancia e índices de diversidad de plantas encontradas en los seis sitios de estudio en la época lluviosa 2019 son concordantes con lo señalado por Omomoh *et al.* (2020). Quienes indican que a largo plazo las plantaciones sustentan una gran diversidad de especies nativas, particularmente en las comunidades del sotobosque y desempeñan un papel importante en la conservación y restauración de la biodiversidad nativa. En este contexto, las plantaciones pueden acelerar la recuperación de la biodiversidad y promover los procesos de sucesión forestal y aumentar la fertilidad del suelo como lo señalado por Obiahu *et al.* (2020) y el secuestro de carbono (Toppo *et al.*, 2021).

En función de latitudes, en el presente estudio los suelos de condiciones tropicales predominan ciertas especies a diferencia en otras localidades que no tienen diversidad o solo monocultivo. Esto durante el tiempo sus propiedades físicas y biológicas del suelo, puede ser degradado, además que especies de insectos migren a otras zonas (Lehman *et al.*, 2015). También, estas situaciones pueden afectar las variaciones climáticas como lo señala Pulido-Salas *et al.* (2017) quienes muestran que, aunque no se encontró una relación significativa con el clima local, el crecimiento de *T. grandis* fue influenciado por las anomalías de la temperatura superficial del mar en los océanos Pacífico y Atlántico en un estudio llevado a cabo en la amazonia peruana.

Este trabajo reporta un menor valor de especies a lo reportado por Asare *et al.* (2020), en bosques tropicales de Ghana en una plantación de *T. grandis* de 15 años, la cual estaba sometida a una gestión intensiva, donde determinó un total 84 especies. A diferencia de Vroh *et al.* (2022), quienes encontraron 72 especies en plantaciones jóvenes, sin embargo, esta diversidad es la más baja en comparación a árboles de mayor edad, demostrando que el valor de las plantaciones forestales para la diversidad vegetal varía considerablemente dependiendo de si se plantan especies de árboles exóticos en plantaciones mixtas o monocultivos.

De acuerdo a lo expresado por Rodríguez Solís *et al.* (2021) el manejo intensivo de las plantaciones de *T. grandis* demuestran que debe crearse las condiciones ideales de suministro de nutrientes, control de plagas y enfermedades para la estabilización del sistema agroforestal. Este manejo es fundamental, en el caso de especies exóticas,

por la incapacidad de adaptarse a las condiciones locales, particularmente en zonas tropicales. Donde las condiciones de pH del suelo, temperaturas, sequías extremas o exceso de humedad dificultan su establecimiento (Kijowska-Oberc *et al.*, 2020).

Los resultados contradicen a los reportados por Udayana *et al.* (2020), quienes indican que las edades de las plantaciones aumentaron los valores de los índices de diversidad. la disminución de las especies asociadas del sotobosque debido a propiedades alelopáticas conocidas según Zhang *et al.* (2021), por el efecto de su hojarasca y aumento de la cobertura de Teca (Chettri *et al.*, 2023).

El análisis del índice de Jaccard mostró la mayor similitud florística entre los pares de sitios Río Grande Pichincha–San Agustín, Río Grande Pichincha–La Reserva y San Agustín–La Reserva (IJ = 1,00), lo que evidencia comunidades con composición de especies idéntica. En contraste, la menor similitud se registró entre La Colina y Cerro Verde (IJ = 0,13), reflejando una marcada diferenciación florística. De acuerdo con Delgado *et al.* (2020), estas variaciones pueden estar influenciadas por condiciones edafoclimáticas locales y por la distribución diferencial de las especies, lo que sugiere que la heterogeneidad ambiental actúa como un filtro determinante en la estructuración de las comunidades forestales.

A pesar de aumentar el número de especies, algunos autores como Tamang *et al.* (2021) señalan que la no perturbación del suelo promueve la sucesión en el tiempo con el inicio de varios procesos del ecosistema como mejora de condiciones micro climáticas, la fertilidad del suelo (a través de la hojarasca), la diversidad y la actividad microbiana, la producción de biomasa y la capacidad de secuestro de carbono.

Conclusiones

Se identificaron 34 familias, 51 géneros y 59 especies con un total de 5.336 individuos presentes en los sitios de estudios Río Grande Pichincha La Párraga, San Agustín, La Colina, Cerro Verde y La Reserva. Las familias que presentó mayor presencia dentro de la investigación fue Poaceae y la de menor presencia Aristolochiaceae.

Los índices de diversidad utilizados (Shannon-Weaver y Simpson) categorizaron que en Shannon-Weaver la diversidad fue alta en los sitios de estudios La Colina, La Párraga, Cerro Verde, La Reserva y San Agustín mientras que en Río Grande Pichincha la diversidad fue media, mientras que el índice de Simpson mostró que la diversidad fue media en los sitios de estudios La Reserva, Cerro Verde, La Párraga, La Colina, San Agustín y Río Grande Pichincha.

La similitud de Jaccard presentó el porcentaje más elevado entre Río Grande Pichincha–San Agustín, Río Grande Pichincha–La Reserva y San Agustín–La Reserva (1,00), el análisis de clúster reveló cuatro grupos diferenciados dentro de los seis sitios. que afirma que existe una diversidad alta de especies vegetales en las plantaciones de teca presentes en

los sitios de estudios Río Grande Pichincha, La Párraga, San Agustín, La Colina, Cerro Verde y La Reserva de los cantones Pichincha, Palenque y Balzar en la época lluviosa del año 2019.

Referencias bibliográficas

- Acosta, V., Araujo, P. y Iturre, M. (2006). *Caracteres estructurales de las masas* (Serie Didáctica No. 22). Universidad Nacional de Santiago del Estero, Facultad de Ciencias Forestales. <https://fcf.unse.edu.ar/archivos/series-didacticas/SD-22-Caracteres-estructurales-ACOSTA.pdf>
- Amoah-Antwi, C., Kwiatkowska-Malina, J. Thornton, S. F., Fenton, O., Malina, G. y Szara, E. (2020). Restoration of soil quality using biochar and brown coal waste: A review. *The Science of the Total Environment*, 722, 137852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137852>
- Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., Boberg, J., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Dawud, S. M., Deconchat, M., De Smedt, P., De Wandeler, H., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Joly, F.-X., Koricheva, J., Milligan, H., Muys, B., Nguyen, D., ... Allan, E. (2020). Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos*, 129(2), 133–146. <https://doi.org/10.1111/oik.06290>
- Arora, S. y Dagar, J. C. (2019). Salinity tolerance indicators. En Dagar, J., Yadav, R., Sharma, P. (eds) *Research Developments in Saline Agriculture* (pp. 155–201). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-5832-6_5
- Asare, A., Asante, W. A., Owusu-Prempeh, N., Opuni Frimpong, E. y Adusu, D. (2020). Comparative analysis of understorey floristic diversity and carbon stocks in poorly and intensively managed *Tectona grandis* plantations. *International Journal of Forestry Research*, 2020, 1-13. <https://doi.org/10.1155/2020/8868824>
- Campo, A. M. y Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 34(2), 25-42. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071
- Chettri, R., Tamang, M., Sarkar, B. Ch., Shukla, G., Vineeta., Debnath, M. K., Nath, A. J., Bhat, J. A. y Chakravarty, S. (2023). Species richness, stand structure and carbon storage under an age chronosequence in *Tectona grandis* plantation at agricultural landscape of Indian Eastern Himalayan Foothill. *Tropical Ecology*, 64(4), 681-697. <https://doi.org/10.1007/s42965-023-00295-9>

- Corona, P., Chirici, G., McRoberts, R. E., Winter, S. y Barbat, A. (2011). Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest ecology and Management*, 262(11), 2061-2069. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.044>
- Delgado Gualmatan, W. L., Navia Estrada, J. F. y Lagos Burbano, T. C. (2020). Caracterización de especies arbóreas asociadas al cultivo de café (*Coffea arabica* L.) en el sur de Colombia. *Revista Facultad de Ciencias Agropecuarias-FAGROPEC*, 12(2), 210-219. <https://doi.org/10.47847/fagropec.v12n2a4>
- Feng, Y., Schmid, B., Loreau, M., Forrester, D. I., Fei, S., Zhu, J., Tang, Z., Zhu, J., Hong, P., Ji, C., Shi, Y., Su, H., Xiong, X., Xiao, J., Wang, S. y Fang, J. (2022). Multispecies forest plantations outyield monocultures across a broad range of conditions. *Science*, 376(6595), 865-868. <https://doi.org/10.1126/science.abm6363>
- García Céspedes, D., Barberán-Valencia, R., Lajones-Bone, D. A. y Lima Cazorla, L. A. (2024). Los jardines botánicos como alternativa para la conservación de especies forestales maderables. “Jardín Tropical Mútilo”. *Revista UTCiencia*, 11(3), 83-111. <https://doi.org/10.61236/utciencia.v11i3.639>
- Guo, Y., Xu, T., Cheng, J., Wei, G. y Lin, Y. (2021). Above-and belowground biodiversity drives soil multifunctionality along a long-term grassland restoration chronosequence. *Science of the Total Environment*, 772, 145010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145010>
- Gupta, V. P. (2020). Role of agroforestry in soil conservation and soil health management: A review. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 9(4), 555-558. <https://www.phytojournal.com/archives/2020/vol9issue4S/PartI/S-9-4-75-690.pdf>
- Hammer, Ø., Harper, D. y Ryan, P. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Herrera, A. M., Riera, R. y Rodríguez, R. A. (2023). Alpha species diversity measured by Shannon's H-index: Some misunderstandings and underexplored traits, and its key role in exploring the trophodynamic stability of dynamic multispecies. *Ecological Indicators*, 156, 111118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111118>
- Hnykin, A. S. y Ivantsova, E. A. (2021). Biological diversity of the spiders herpetobiont population of degraded biotopes in Volgograd City and its surroundings. *Bulletin of Nizhnevartovsk State University*, (2), 63-69. <https://doi.org/10.36906/2311-4444/21-2/08>
- Hou, L., Zhang, Y., Li, Z., Shao, G., Song, L. y Sun, Q. (2021). Comparison of soil properties, understory vegetation species diversities and soil microbial diversities between Chinese fir plantation and close-to-natural forest. *Forests*, 12(5), 632. <https://doi.org/10.3390/f12050632>
- Ikhajagbe, B., Ogwu, M. C. y Lawrence, A. E. (2020). Single-tree influence of *Tectona grandis* Linn. f. on plant distribution and soil characteristics in a planted forest. *Bulletin of the National Research Centre*, 44, 29. <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00285-0>
- Jaccard, P. (1908). Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat.*, 44, 223-270. <https://doi.org/10.5169/seals-268384>
- Kaushal, R., Mandal, D., Panwar, P., Rajkumar, Kumar, P., Tomar, J. M. S. y Mehta, H. (2021). Chapter 20 - Soil and water conservation benefits of agroforestry. En Shit, P. K., Pourghasemi H. R., Adhikary, P. P., Bhunia, G. S. y Sati, V. P., *Forest Resources Resilience and Conflicts* (pp. 259-275). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822931-6.00020-4>
- Khatoun, Z., Huang, S., Rafique, M., Fakhar, A., Kamran, M. A. y Santoyo, G. (2020). Unlocking the potential of plant growth-promoting rhizobacteria on soil health and the sustainability of agricultural systems. *Journal of Environmental Management*, 273, 111118. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111118>
- Kijowska-Oberc, J., Staszak, A. M., Kamiński, J. y Ratajczak, E. (2020). Adaptation of forest trees to rapidly changing climate. *Forests*, 11(2), 123. <https://doi.org/10.3390/f11020123>
- Kitikidou, K., Milios, E., Stampoulidis, A., Pipinis, E. y Radoglou, K. (2024). Using biodiversity indices effectively: Considerations for forest management. *Ecologies*, 5(1), 42-51. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010003>
- Kuyah, S., Sileshi, G. W., Luedeling, E., Akinnifesi, F. K., Whitney, C. W., Bayala, J., Kuntashula, E., Dimobe, K. y Mafongoya, P. L. (2020). Potential of agroforestry to enhance livelihood security in Africa. En Dagar, J.C., Gupta, S.R., y Teketay, D. (eds) *Agroforestry for Degraded Landscapes* (pp. 135-167). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4136-0_4
- Lazicki, P., Mazza Rodrigues, J. L. y Geisseler, D. (2021). Sensitivity and variability of soil health indicators in a California cropping system. *Soil Science Society of America Journal*, 85(5), 1827-1842. <https://doi.org/10.1002/saj2.20278>
- Lehman, R. M., Cambardella, C. A., Stott, D. E., Acosta-Martínez, V., Manter, D. K., Buyer, J. S., Maul, J. E., Smith, J. L., Collins, H. P., Halvorson, J. J., Kremer, R. J., Lundgren, J. G., Ducey, T. F., Jin, V. L. y Karlen, D. L. (2015). Understanding and enhancing soil biological health: The solution for reversing soil degradation. *Sustainability*, 7(1), 988-1027. <https://doi.org/10.3390/su7010988>

- Li, C., Wang, B., Fang, Z., Yu, H. y Huang, J. (2022). Plant species diversity is driven by soil base cations under acid deposition in desert coal-mining region in northwestern China. *Ecological Indicators*, 145, 109682. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109682>
- López Torres, J. L., Santos Castillo, R. A. y Aguirre Hernández, E. (2001). Inventario de regeneración natural en áreas de aprovechamientos forestales. *Decima cuarta reunión científica - tecnológica forestal y agropecuaria*, Veracruz, México. <https://www.oocities.org/rcveracruz2002/Forestales/FoEx/FoEx01C.pdf>
- Mofokeng, M. M., Weepener, H. L., Araya, H. T., Amoo, S. O., Araya, N. A., Hlophe-Ginindza, S. y du Plooy, C. P. (2024). Environmental Suitability Predictions for the Distribution and Potential Cultivation of *Artemisia afra* in South Africa. *International Journal of Plant Biology*, 15(4), 1321-1337. <https://doi.org/10.3390/ijpb15040091>
- Mora-Donjuán, C. A., Rubio-Camacho, E. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M. A., Mata-Balderas, J. M. y Mora-Olivo, A. (2014). Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica*, 38, 53-66. <https://www.redalyc.org/pdf/621/62131503003.pdf>
- Obiahu, O. H., Kalu, A. I. y Uchechukwu, N. (2020). Effect of *Tectona grandis* biochar on soil quality enhancement and yield of cucumber (*Cucumis Sativus* L) in highlyweathered nitisol, Southeastern Nigeria. *Journal of Wastes and Biomass Management (JWBM)*, 2(2), 41-48. <https://doi.org/10.26480/jwbm.02.2020.41.48>
- Omomoh, B. E., Adekunle, V. A. J., Aigbe, P. D., Ademoh, F. O. y Omomoh, B. M. (2020). Evaluation of soil seed bank-vegetation and regeneration potential of *Tectona grandis* L. f. plantation (Taungya farm) in Akure forest reserve, Ondo State, Nigeria. *Tropical Plant Research*, 7(1), 37-45. <https://doi.org/10.22271/tpr.2020.v7.i1.006>
- Panwar, P., Mahalingappa, D. G., Kaushal, R., Bhardwaj, D. R., Chakravarty, S., Shukla, G., Thakur, N. S., Chavan, S. B., Pal, S., Nayak, B. G., Srinivasaiah, H. T., Dharmaraj, R., Veerabhadraswamy, N., Apshahana, K., Suresh, C. P., Kumar, D., Sharma, P., Kakade, V., Nagaraja, M. S., ... y Gurung, T. (2022). Biomass production and carbon sequestration potential of different agroforestry systems in India: A critical review. *Forests*, 13(8), 1274. <https://doi.org/10.3390/f13081274>
- Pigot, A. L., Merow, C., Wilson, A. y Trisos, C. H. (2023). Abrupt expansion of climate change risks for species globally. *Nature Ecology y Evolution*, 7(7), 1060-1071. <https://www.nature.com/articles/s41559-023-02070-4>
- Pulido-Salas, M. T., Ordóñez Díaz, M. de J. y Cáliz de Dios, H. (2017). Flora, usos y algunas causales de cambio en quince huertos familiares en el municipio de José María Morelos, Quintana Roo, México. *Peninsula*, 12(1), 119-145. <https://doi.org/10.1016/j.pnsla.2017.01.006>
- Renté Martí, O., Reyes, P. P., Corrales Vila, Y., Cuevas Rodríguez, M. y Nápoles García, M. C. (2020). Efecto de *Canavalia ensiformis* (L.) en propiedades físicas de un suelo fluvisol diferenciado en Santiago de Cuba. *Cultivos Tropicales*, 3(6), 65-75. <https://doi.org/10.34069/RA/2020.6.05>
- Rodríguez Solís, A., Badilla Valverde, Y. y Moya, R. (2021). Agronomic effects of *Tectona grandis* biochar from wood residues on the growth of young *Cedrela odorata* plants in a nursery. *Agronomy*, 11(10), 2079. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102079>
- Roswell, M., Dushoff, J. y Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321-338. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Shin, S., Soe, K. T., Lee, H., Kim, T. H., Lee, S. y Park, M. S. (2020). A systematic map of agroforestry research focusing on ecosystem services in the Asia-Pacific Region. *Forests*, 11(4), 368. <https://doi.org/10.3390/f11040368>
- Soubry, I., Doan, T., Chu, T. y Guo, X. (2021). A systematic review on the integration of remote sensing and GIS to forest and grassland ecosystem health attributes, indicators, and measures. *Remote Sensing*, 13(16), 3262. <https://doi.org/10.3390/rs13163262>
- Sun, C., Chai, Z., Liu, G. y Xue, S. (2017). Changes in species diversity patterns and spatial heterogeneity during the secondary succession of grassland vegetation on the Loess Plateau, China. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1465. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01465>
- Tamang, M., Chettri, R., Vineeta, Shukla, G., Bhat, J. A., Kumar, A., Kumar, M., Suryawanshi, A., Cabral-Pinto, M. y Chakravarty, S. (2021). Stand structure, biomass and carbon storage in *Gmelina arborea* plantation at agricultural landscape in foothills of Eastern Himalayas. *Land*, 10(4), 387. <https://doi.org/10.3390/land10040387>
- Toppo, P., Oraon, P. R., Singh, B. K. y Kumar, A. (2021). Biomass, productivity and carbon sequestration of *Tectona grandis* and *Gmelina arborea*-based silvipastoral system. *Current Science*, 121(12), 1594-1599. <https://doi.org/10.18520/cs/v121/i12/1594-1599>
- Udayana, C., Andreassen, H. P. y Skarpe, C. (2020). Understory diversity and composition after planting of teak and mahogany in Yogyakarta, Indonesia. *Journal of Sustainable Forestry*, 39(5), 494-510. <https://doi.org/10.1080/10549811.2019.1686029>
- Visscher, A. M., Meli, P., Fonte, S. J., Bonari, G., Zerbe, S. y Wellstein, C. (2024). Agroforestry enhances biological activity, diversity and soil-based ecosystem functions in mountain agroecosystems of Latin America: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 30(1), e17036. <https://doi.org/10.1111/gcb.17036>

- Vroh, B., Kone, Y. y Djongmo, V. (2022). Plant species diversity and structure in tree plantations at Téné Protected Forest (Côte d'Ivoire). *Annals of Silvicultural Research*, 47(1), 39-47. <https://dx.doi.org/10.12899/asr-2342>
- Wang, Z., Ning, X. y Blaschko, M. B. (2023). Jaccard Metric Losses: Optimizing the Jaccard Index with Soft Labels. 37th Conference on Neural Information Processing Systems. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2302.05666>
- Willis, A. D. y Martin, B. D. (2022). Estimating diversity in networked ecological communities. *Biostatistics*, 23(1), 207-222. <https://doi.org/10.1093/biostatistics/kxaa015>
- Winkel, G., Lovrić, M., Muys, B., Katila, P., Lundhede, T., Pecurul, M., Pettenella, D., Pipart, N., Plieninger, T., Prokofieva, I., Parra, C., Pülzl, H., Roitsch, D., Roux, J.-L., Thorsen, B. J., Tyrväinen, L., Torralba, M., Vacik, H., Weiss, G. y Wunder, S. (2015). Governing Europe's forests for multiple ecosystem services: Opportunities, challenges, and policy options. *Forest Policy and Economics*, 145, 102843. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102849>
- Zarco-Espinosa, E., Valdez-Hernández, J., Ángeles-Pérez, G. y Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del parque estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia. Trópico húmedo*, 26(1), 1-17. <https://scielo.org.mx/pdf/uc/v26n1/v26n1a1.pdf>
- Zhang, Z., Liu, Y., Yuan, L., Weber, E. y Van Kleunen, M. (2021). Effect of allelopathy on plant performance: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 24(2), 348-362. <https://doi.org/10.1111/ele.13627>

