

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y

ENSEÑANZA

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

**Tipos de bosques de la zona norte del corredor seco de Nicaragua:
caracterización taxonómica y funcional asociada al flujo hídrico**

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de
Posgrado**

como requisito para optar al grado de

MAGISTER SCIENTIAE

En Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

María Alejandra Rivera Amador

Turrialba, Costa Rica

2024

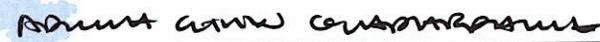
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero de la estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Alejandra Martínez-Salinas, Ph.D.
Directora de tesis



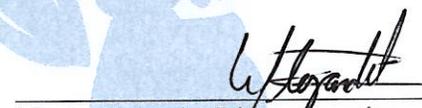
Adina Chain Guadarrama, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Luis Diego Delgado Rodríguez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Mariela Leandro Muñoz, Ph.D.
Decana, a.i., Escuela de Posgrado



María Alejandra Rivera Amador
Candidata

Dedicatoria

A las familias que viven o sobreviven en las comunidades dentro de la zona de estudio, en especial, en Guasuyuca, Cantagallo, Venecia, El Consuelo, La Palagua, El Espino, La Labranza, El Portal, El Pericón, El Tablón, El Porcal y San José.

A cualquier estudiante nicaragüense con la disposición de aportar al conocimiento para el desarrollo del país y que no observan más que un panorama incierto.

A los tenaces, Marysol Amador y Antonio Rivera.

A Luquitas

Agradecimientos

Agradezco a cada uno de los productores que me apoyaron brindando permiso para trabajar en sus terrenos, apoyo en la recolección de datos, seguridad y la oportunidad de convivir con sus familias en sus hogares. Siempre estaré agradecida con ustedes, José Alejandro Morales, Julio César Muñoz Peralta, José Benito Morales Flores, Alejandro Alfaro, Roberto Castillo, Fredi Castillo, José Alfaro, Marcos Antonio Olivas Cruz, Vilomar Alfaro, Julián Cruz, Fernando Arce, Santos Máximo González López, Wilfredo Meneses, Valentín González, Julio González, Saturnino González Benavides y familia, Maynor y Omar Díaz, Santos Maximiliano Romero García, Abel de Jesús González Aguilar, José Bismarck Díaz Ruiz, Manuel de Jesús González Melgara, Walter Ociel Matey Castro, Diego Manuel Sánchez Hernández, Efraín Gutiérrez Martínez, José Leónidas López, Luis Antonio Ramos López, Santos Rosalío López Vázquez, Claribel Videya y Familia, Luis Montalván, Salvador, Juanita, Reynaldo Ramos, Aminta Labranza y familia. También mis agradecimientos a Aldo Velázquez, por las identificaciones taxonómicas de las especies, gracias por su apoyo durante la fase de campo.

Agradezco el financiamiento de la Cooperación Suiza en América Central (COSUDE)-Proyecto Cosecha de agua, por costear mis gastos académicos, manutención y la fase de campo. Gracias al equipo del proyecto por todas las coordinaciones con los productores y el acompañamiento en campo cuando fue necesario. Me sentí muy respaldada por todos ustedes. Infinitas gracias a Pedro Pablo Orozco, Francisco Rivera, Felipe Vílchez, Bayardo Quintero, Raúl Obando, Raúl Albenis, José Joya, Zayda Castillo, Maynor Soza, Noé Midence, Alba Roque y Ariel Moreno.

Gracias a la Unidad de Bosques y Biodiversidad en Paisajes Productivos y la Cátedra Latinoamericana de Ecología en Manejo de Bosques Naturales por el financiamiento brindado a este estudio. Agradezco a mi comité Alejandra Martínez, Adina Chain y Diego Delgado, por sus observaciones y sugerencias. Así mismo, a la Unidad de Bioestadística, a Eduardo Corrales por el apoyo con el análisis estadístico y a Sergio Vílchez, por su guía desde el diseño de estudio y todas sus valiosas aclaraciones.

Extiendo mi agradecimiento a todos los profes por las enseñanzas brindadas en clases: Bryan Finegan, Róger Villalobos, Fernando Carrera, Alejandro Imbach, Diego Delgado, Adina Chain, Sergio Vílchez, Eduardo Corrales, Christian Brenes, Diego Gómez y Christian Herrera. Gracias por compartir sus saberes, algunos de estos logré aplicarlos en este estudio.

A los dañados de mi Perú, Steff Bashi y Edwin Jurado, gracias por nuestras locuritas y por nuestras conversaciones en compañía de Cirilo. A todos los nicas, en especial a Lipsi y Willi, a los Boscocos y toda la Promoción 2022-20223, esta etapa fue muy bonita para mí por todo lo vivido con ustedes.

Gracias a mi tía Martha, Erika, Oswaldo, Mama Alicia y Alam, por su apoyo y estar muy pendientes en todo este proceso. Finalizo, agradeciendo de corazón, a mis padres, en parte, he llegado hasta aquí por ustedes.

Contenido

Dedicatoria	III
Agradecimientos	IV
Resumen	IX
Abstract	X
1. Introducción	1
2. Materiales y métodos	2
2.1- <i>Descripción del área de estudio</i>	2
2.2- <i>Selección de sitios de muestreo</i>	4
2.3- <i>Muestreo de la vegetación y variables ambientales</i>	4
2.3.1- <i>Rasgos funcionales</i>	6
2.4- <i>Análisis de los datos</i>	7
2.4.1- <i>Identificación de los tipos de bosques</i>	7
2.4.2- <i>Análisis de la estructura y diversidad taxonómica de los bosques</i>	7
2.4.3- <i>Diversidad funcional asociada al flujo hídrico</i>	9
2.4.4- <i>Índices de complejidad estructural e índice de intercepción</i>	10
2.4.5- <i>Relaciones entre la composición, abundancia y diversidad de la vegetación y las variables ambientales</i>	11
3. Resultados	12
3.1- <i>Generalidades</i>	12
3.2- <i>Tipos de bosques de la zona norte del CSN</i>	13
3.3- <i>Composición y diversidad funcional</i>	19
3.4- <i>Índices de complejidad estructural e Intercepción</i>	21
3.5- <i>Relaciones de los bosques y las variables ambientales</i>	22
4. Discusión	30
4.1- <i>Estructura, composición y diversidad taxonómica de los tipos de bosques</i>	30
4.2- <i>Diversidad taxonómica y sus relaciones con las variables ambientales</i>	33
4.3- <i>Diversidad funcional asociada al flujo hídrico</i>	35
4.4- <i>Diversidad funcional asociada al flujo hídrico y las relaciones con las variables ambientales</i>	36
4.5- <i>Índice de potencial de intercepción e índice estructural</i>	37
5. Conclusiones	38
6. Bibliografía	39

7. Anexos	52
-----------------	----

Índice de cuadros

Cuadro 1. Valores de las categorías y los valores ponderadores para la construcción de los índices ICE e IPI.	11
Cuadro 2. Medias ajustadas y errores estándares de las variables profundidad de hojarasca, cobertura arbórea promedio y cobertura por estrato (índice de Thiollay) entre los tipos de bosque identificados en la región norte del Corredor Seco Nicaragüense.	15
Cuadro 3. Comparaciones de media de los rasgos ponderados por área basal y por individuos. P(<0.005).	20
Cuadro 4. Medias ajustadas y errores estándares de las propiedades físicas y químicas de suelo entre los tipos de bosques del Corredor Seco Nicaragüense.	24
Cuadro 5. Medias ajustadas de las variables climáticas y elevación de los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.	25
Cuadro 6. Resultados de los modelos de regresión. Variables relacionadas a los números de Hill y las abundancias.	28
Cuadro 7. Variables ambientales relacionadas a los índices de diversidad funcional.	29

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio en la región norte del Corredor Seco Nicaragüense.	3
Figura 2- Diagrama del proceso de selección y establecimiento de las parcelas temporales de muestreo (PTM) y el muestreo de las variables de interés.	5
Figura 3 A. Dendrograma del análisis de conglomerados de la vegetación de 31 parcelas muestreadas en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. B Biplot del análisis de ordenación de escalamiento no métrico (NMDS por sus siglas en inglés).	13
Figura 4. Distribución promedio por clase diamétrica de: A. individuos DAP ≥ 10 cm, por hectárea (0.0625 ha), B. Total, de los individuos por hectáreas, C. Área basal por hectárea y D. Área basal por hectárea total, con respecto a los cuatro tipos de bosque identificados en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.	16
Figura 5. Curvas de rango abundancia para cada uno de los cuatro tipos de bosque identificados en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.	17
Figura 6. Comparación de la abundancia y número de especies efectivas entre tipos de bosque dentro de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.	18
Figura 7. Curvas de acumulación (Interpolación-extrapolación) de especies efectivas para cada tipo de bosque dentro de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.	19
Figura 8. Comparaciones de media de los índices de diversidad funcional. BM=Bosque submontano.	21

Figura 9. Comparaciones de media de los índices de potencial de intercepción (IPI) e índice de complejidad estructural (ICE).....	22
Figura 10. Gráfico biplot resultado del análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas del suelo de las parcelas de 4 tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.....	23
Figura 11. Gráfico biplot resultado del análisis de componentes principales de las variables climáticas asociadas en los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.....	25
Figura 12. Gráficos biplot, resultado del análisis de redundancia RDA de todas las variables ambientales asociadas a las especies indicadoras y los tipos de bosques la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.....	27

Índices de Anexos

Anexo 1. Especies identificadas y familias en la zona norte del CSN.	52
Anexo 2. Curva de completitud de la muestra.....	56
Anexo 3 Medias ajustadas y errores estándares de las distribuciones por clase diamétrica de individuos por hectáreas y áreas basales por hectáreas con respecto a los cuatro tipos de bosques.	56
Anexo 4. Modelos resultantes de los rangos de distribución de la abundancia.....	57
Anexo 5 Medias ajustadas y error estándar de los números de Hill entre los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense	57
Anexo 6 Comparaciones de medias de los índices de diversidad entre los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense.....	58
Anexo 7 Comparaciones de media de los índices de potencial de intercepción (IPI) e índice de complejidad estructural (ICE).....	58
Anexo 8 Matriz de correlación/Probabilidades	59
Anexo 9 Variables de suelo Peso de autovectore	59
Anexo 10 Variables climáticas, matriz de correlación/Probabilidades	60
Anexo 11 Variables climáticas, Autovectores.....	60
Anexo 12 Variables RDA, Autovectores.....	60
Anexo 13 Códigos	61

Acrónimos y abreviaturas

CSC	Corredor Seco Centroamericano	N	Nitrógeno
CSN	Corredor Seco Nicaragüense	K	Potasio
PE	Procesos Ecosistémicos o Propiedades Ecosistémicas	P	Fósforo
INTA	Instituto Nicaragüense De Tecnología Agropecuaria	Cu	Cobre
MARENA	Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales	Mg	Magnesio
PTM	Parcelas temporales de muestreo	Mn	Manganeso
ANOVA	Análisis de varianza	Zn	Zinc
AIC	Akaike Information Criterion	Ca	Calcio
BS	Bosque seco	Fe	Hierro
BN	Bosque de Nebliselva	MO	Materia orgánica
BSM	Bosque Submontano	DA	Densidad aparente
BPE	Bosque de Pino Encino	pH	Porcentaje de hidrógeno
CWM	Medias ponderada de la comunidad	N	Individuos
Fric	Índice de riqueza funcional	AB	Área basal
FEve	Índice de equidad funcional		
FDiv	Índice de diversidad funcional		
FDis	Índice de dispersión f		
PCA	Principal components analysis		
RDA	Redundancy analysis		
MEM	Moran's Eigenvector Maps		
CHELSA	Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas		
CVEP	Coefficiente de variación de la estacionalidad de la precipitación		
MLM	Modelos lineales generales y mixtos		
MLGM	Modelos lineales generalizados y mixtos		
SWB	Site water balance		

Unidades de medida

ha	hectáreas
cm	Centímetros
msn	Metros sobre el nivel del mar
m	metros

Resumen

Tipos de bosques de la zona norte del corredor seco de Nicaragua: caracterización taxonómica y funcional asociada al flujo hídrico.

María Alejandra Rivera-Amador¹, Adina Chain-Guadarrama¹, Diego Delgado-Rodríguez¹, Alejandra Martínez-Salinas¹

¹CATIE-Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica.

Los bosques tropicales mediados por los procesos ecosistémicos proveen importantes servicios ecosistémicos como la regulación del ciclo hidrológico y la provisión de agua, sin embargo, la información sobre los bosques y sus procesos dentro del Corredor Seco Nicaragüenses CSN es limitada. Los bosques en esta zona se desarrollan dentro de una matriz agropecuaria bajo fuertes eventos climáticos extremos y constantes amenazas antrópicas. Nuestro estudio presenta el primer esfuerzo para identificar los tipos de bosques dentro de la zona norte del CSN, y conocer cómo difieren entre sí con respecto a sus características estructurales, taxonómicas y funcionales relacionadas a los procesos ecosistémicos asociados a la redistribución de la precipitación. Además, exploramos como se relacionan la abundancia, riqueza, diversidad taxonómica y funcional con las variables ambientales. Se identificaron cuatro tipos de bosques dentro de la zona de estudio: Bosque de Nebliselva, (BN) Bosque Submontano (BSM), Bosque de Pino Encino (BPE) y Bosque seco (BS). En total, se encontraron 153 especies, distribuidas en 55 familias. La caracterización estructural mostró que el número de individuos promedio varió en un rango de 460.86 ± 62.57 a 623.78 ± 78.21 m²/ha y el área basal total en un rango de 15.82 ± 5.16 a 37.87 ± 6.37 m²/ha. La caracterización taxonómica a través de los números de Hill estimó que los bosques difieren significativamente en especies efectivas, comunes y dominantes, y que los bosques más diversos fueron el BSM y el BS. La caracterización funcional basada en las medias ponderadas de la comunidad y los índices de diversidad funcional (FDis, FDiv, FRic y FEve) por medio de los rasgos funcionales asociados al flujo hídrico: ángulo de inserción de la rama, rugosidad de la corteza, porcentaje de carga de epífitas y área de la copa, sugieren que los bosques BSM y BS tienen mayor potencial para captar agua, mientras que los BS y BPE, estarían potencialmente dejando fluir más el agua. Los índices generados para complementar la información funcional, índice de complejidad estructural (ICE) y el índice de potencial de intercepción (IPI), mostraron que la capacidad de redistribuir la precipitación no varía significativamente entre los distintos tipos de bosques, y que los BSM y los BN, se destacan por su mayor potencial para interceptar la precipitación. Las variables ambientales que mejor explicaron la riqueza y diversidad son elevación, N, pH y precipitación del trimestre más seco; las que mejor explican abundancia son la intervención, elevación, pH y Fe. Por otro lado, las que mejor explican FEve son la elevación, N y Fe. En cuanto a FRic son el pH, elevación, % de limo y precipitación en el mes más seco, Fe y el % de arena, mientras que la FDis fue explicada por el pH, N, elevación, Ca, Zn, DA y elevación. Este estudio concluye que la variabilidad encontrada a nivel taxonómico, estructural, funcional entre los tipos de bosques, y sus relaciones con las variables ambientales, sugieren que

los bosques en el paisaje se desarrollan de manera heterogénea y por ende contribuyen en diferente magnitud a la diversidad del paisaje y a los diferentes procesos ecosistémicos en la zona. Es importante que los gestores integren el reconocimiento de estos bosques dentro de la matriz agropecuaria de la zona y destinen esfuerzos estratégicos orientados al manejo de estos bosques en pro del desarrollo socioeconómico de las comunidades rurales.

Palabras claves: rasgos funcionales, medias ponderadas de la comunidad, índices de diversidad funcional, números de Hill, Bosque Seco, Bosque de Pino Encino, Bosque de Nebliselva, Bosque Submontano.

Abstract

Tropical forests mediated by ecosystem processes provide important ecosystem services such as regulating the hydrological cycle and providing water. However, information on forests and their processes within the Nicaraguan Dry Corridor NDC is limited. The forests in this area develop within an agricultural matrix under strong extreme climatic events and constant anthropic threats. Our study presents the first effort to identify the types of forests within the northern zone of the NDC and to know how they differ concerning their structural, taxonomic, and functional characteristics related to the ecosystem processes associated with the redistribution of precipitation. In addition, we explore how abundance, richness, taxonomic, and functional diversity are related to environmental variables. Four types of forests were identified within the study area: Cloud Forest (CF), Submontane Forest (SF), Oak Pine Forest (POF), and Dry Forest (DF). In total, 153 species were found, all distributed in 55 families. The structural characterization showed that the average number of individuals varied in a range from 460.86 ± 62.57 to 623.78 ± 78.21 m²/ha and the total basal area in a range of 15.82 ± 5.16 to 37.87 ± 6.37 m²/ha. Taxonomic characterization through Hill numbers estimated significant differences in effective, common, and dominant species and that the most diverse forests were BSM and BS. The functional characterization based on the weighted community means and functional diversity indexes (FDis, FDiv, FRic, and FEve) through functional traits associated with water flow, branch angle insertion, bark roughness, percentage of epiphyte load, and canopy area suggested that BSM and BS forests have a greater capacity to capture water. While BS and BPE would be letting more water flow. The indices generated to complement the functional information, the Structural Complexity Index (SCI) and the Interception Potential Index (IPI), showed that the ability to redistribute precipitation does not vary significantly between different types of forests and that BSMs and BNs stand out for their more significant potential to intercept precipitation. The environmental variables that explained richness and diversity were elevation, N, pH, and precipitation of the driest quarter; those that explained abundance were disturbance, elevation, pH, and Fe across all CSN forests. On the other hand, those that best explained FEve were elevation, N, and Fe. As for FRic, pH, elevation, % silt, and precipitation in the driest month, Fe, and % sand, while FDis related with pH, N, elevation, Ca, Zn, DA, and elevation. This study concludes that the variability found at the taxonomic, structural, and functional levels between forest types and their relationships with environmental variables suggest that forests in the landscape develop in a heterogeneous way and, therefore, contribute in different magnitudes to the diversity of the landscape and the different

ecosystem processes in the area. It is essential for managers to integrate the recognition of these forests into the agricultural matrix of the area and to allocate strategic efforts to manage these forests for the socio-economic development of rural communities.

Keywords: functional traits, weighted community means, functional diversity indices, Hill numbers, Dry Forest, Oak pine forest, Cloud forest, Submontane forest.

1. Introducción

Los bosques tropicales albergan complejas interacciones que resultan en procesos o propiedades ecosistémicas (PE) fundamentales para su funcionamiento, como el ciclaje de nutrientes y del agua, (Díaz et al. 2007). Los PE asociados al ciclo hidrológicos en los bosques determinan, entre otros, la magnitud y disponibilidad de servicios ecosistémicos de regulación y abastecimiento del agua (Salgado-Negret 2015). En el Corredor Seco Centroamericano (CSC), dominado por ecosistemas de la ecorregión del bosque tropical seco, estos procesos juegan un papel crucial, pues es una región caracterizada por una marcada estacionalidad y la presencia de eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones, asociadas a fenómenos como El Niño, la migración de la zona de convergencia intertropical, frentes polares y tormentas tropicales (Taylor; M.; Alfaro; E. 2013) Sin embargo, los PE ligados a la distribución de la precipitación en los bosques del CSC han sido poco evaluados (Calvo-Alvarado et al. 2012, Ray et al. 2006) y débilmente comprendidos (Hidalgo et al. 2013, Sánchez-Murillo et al. 2020, Beyer et al. 2020).

Los ecosistemas forestales que persisten a lo largo del CSC están amenazados por diversos factores, entre los que resaltan la deforestación, fragmentación y degradación como consecuencia directa del cambio de uso del suelo (Griscom y Ashton 2011, Díaz-Bolaños 2019, Gotlieb y García Girón 2020). Aunado a esto, los escenarios de cambio climático para los próximos 50 y 100 años muestran que los bosques secos tropicales de Centro América serán potencialmente reemplazados por sabanas y matorrales (Lyra et al. 2017). Esto último principalmente como consecuencia del aumento de la temperatura, la reducción de la precipitación y el incremento en la frecuencia de períodos secos (Depsky y Pons 2020, Lyra et al. 2017). Estos factores combinados con otros, como uso del fuego, para control de vegetación, la extracción de madera y leña (Ravera et al. 2011), y el uso de estos ecosistemas como sitios de ramoneo para el ganado durante la época seca (FAO 2010), contribuyen a la pérdida de los ecosistemas forestales del CSC, y a su vez de los servicios ecosistémicos que proveen a las comunidades humanas que habitan este territorio (Chiabai et al. 2015, Baumbach et al. 2021).

La canícula representa uno de los principales riesgos para la producción agropecuaria, en especial, para la agricultura familiar, que constituye la actividad predominante en la región (Graterol-Matute et al. 2019). Este tipo de agricultura es fuertemente dependiente de las precipitaciones (Graterol-Matute et al. 2019), y en los últimos 40 años se ha evidenciado pérdidas importantes (World Bank 2015) en la producción familiar debido a las inundaciones (Bacon et al. 2022) y sequías (Calvo-Solano et al. 2018). En relación con los períodos secos, existe evidencia del aumento significativo de la magnitud (fuerza y duración) de la canícula (Anderson et al. 2019). Además, proyecciones para Nicaragua al 2050 identifican cambios significativos en la regularidad de la precipitación dentro del período lluvioso, proyectando además un incremento del 5-10% en el número de días sin precipitación por año (Solé et al. 2016).

Este reconocimiento del CSC como una de las regiones potencialmente más afectadas por los efectos negativos asociados al cambio climático (Bouroncle et al. 2017), ha hecho que en los últimos 28 años se hayan destinado múltiples esfuerzos para reducir la vulnerabilidad ambiental y alimentaria en este territorio (Ministerio Agropecuario y forestal 2013, Graterol-Matute et al. 2019, Alemán, 2021)

El servicio ecosistémico de regulación del ciclo hidrológico, que realizan los bosques del CSN, es fundamental para la adaptación de las poblaciones humanas ante las crisis de escasez de agua (Bacon et al. 2021, Vammen y Peña 2022). La caracterización de tipos de bosques en términos de su estructura, composición, diversidad taxonómica y funcional en relación con el ciclo hidrológico es un primer paso para generar información sobre su potencial rol en estos procesos, ampliando el conocimiento de la dinámica de estos ecosistemas y sus respuestas a los cambios ambientales. La caracterización de los bosques de la zona norte del CSN contribuye también a la generación de información que puede ser útil para fines de conservación, aprovechamiento y restauración, permitiendo la priorización de áreas para la mejora de la provisión de servicios ecosistémicos para las comunidades rurales que habitan estos territorios.

Con el fin de ampliar el conocimiento sobre los ecosistemas forestales del CSN, con especial énfasis en sus características asociadas al ciclo hidrológico, este estudio propone responder las siguientes preguntas de investigación: (1) ¿Cuáles son los principales tipos de bosques de la zona de estudio?, (2) ¿Cómo difieren los tipos de bosques con respecto a su estructura, composición, diversidad taxonómica y funcional?, (3) ¿Cómo se relacionan los tipos de bosques con variables ambientales? y (4) ¿Qué aportes potenciales realizan los tipos de bosque al ciclo hidrológico con base en sus características estructurales y funcionales?

2. Materiales y métodos

2.1- Descripción del área de estudio

El área de estudio está definida con base al área de influencia del Proyecto Cosecha de Agua, y se localiza en la zona norte del CSN, entre las coordenadas 85°46'-86°4' W y 13°14'-13°38' N, y abarca cinco municipios distribuidos en los departamentos de Estelí (dos) y Madriz (tres) (Fig. 1). La población se estima en 183,682 habitantes, distribuidos principalmente en las zonas rurales (INIDE 2021). Esta región presenta una temperatura promedio de 21°C (Meyrat 2006), y la precipitación anual varía entre los 800 y 1,200 mm, con una marcada estacionalidad entre la época lluviosa (mayo-noviembre) y la época seca (diciembre-abril), esta última puede tener una duración de 6 meses (Van der Zee et al. 2012).

El CSN ha sido dividido con base en el efecto de la sequía sobre la producción agropecuaria en zonas de efecto severo, alto y bajo, así como en 6 regiones a nivel nacional, para gestionar acciones dirigidas a reducir los impactos negativos de la canícula-período seco en temporada de lluvias-sobre la producción agropecuaria (van der Zee et al. 2012). El área de estudio se encuentra en la región I del CSN (Graterol-Matute et al. 2019), dentro de la zona de efecto severo, donde predomina la agricultura familiar (Bacon et al. 2021). La principal unidad productiva es el maíz, frijol, café y la crianza de aves (World Bank 2015, Graterol-Matute et al. 2019)

El paisaje es heterogéneo, predominan los parches de agricultura y pasto (37.2%), seguidos de áreas de bosque en regeneración (20.3%), matorrales (17.5%), bosque latifoliado cerrado (13.6%), bosque de pino cerrado (5.3%), suelo sin vegetación (2,6%) bosque de pino abierto (1.5%), y bosque latifoliado abierto (0.2%) (CATIE 2021). El resto de los usos de la tierra ocupan el 1.8% del paisaje y corresponden a cultivos de café con sombra, cuerpos de agua, asentamientos humanos y plantaciones forestales. De acuerdo con el MARENA (2015), los bosques latifoliados abiertos

se caracterizan por presentar de hoja ancha con cobertura de copa entre 30-70%, a diferencia de los bosques latifoliados cerrados de hoja ancha con cobertura de copa mayores a 70%. Del mismo modo, define a los bosques de pino abierto con cobertura de copa inferior a 70%, en contraste a bosques de pino cerrado con cobertura de copa mayores a 70%.

El área se caracteriza por tener una alta complejidad topográfica (Meyrat 2006, Solé et al. 2016), inmersa en seis zonas de vida según Holdrige (SICA 2023.): Bosque húmedo subtropical – seco (bh-S(s)), Bosque seco tropical-frío (bs-T(f)), Bosque seco subtropical (bs-S), Bosque húmedo subtropical húmedo (bh-S(h)) Bosque muy húmedo subtropical (bmh-S). Adicionalmente, se identifican 16 de los 27 ecosistemas terrestres (versión agrupada) presentados por el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua. (MARENA, 2010)

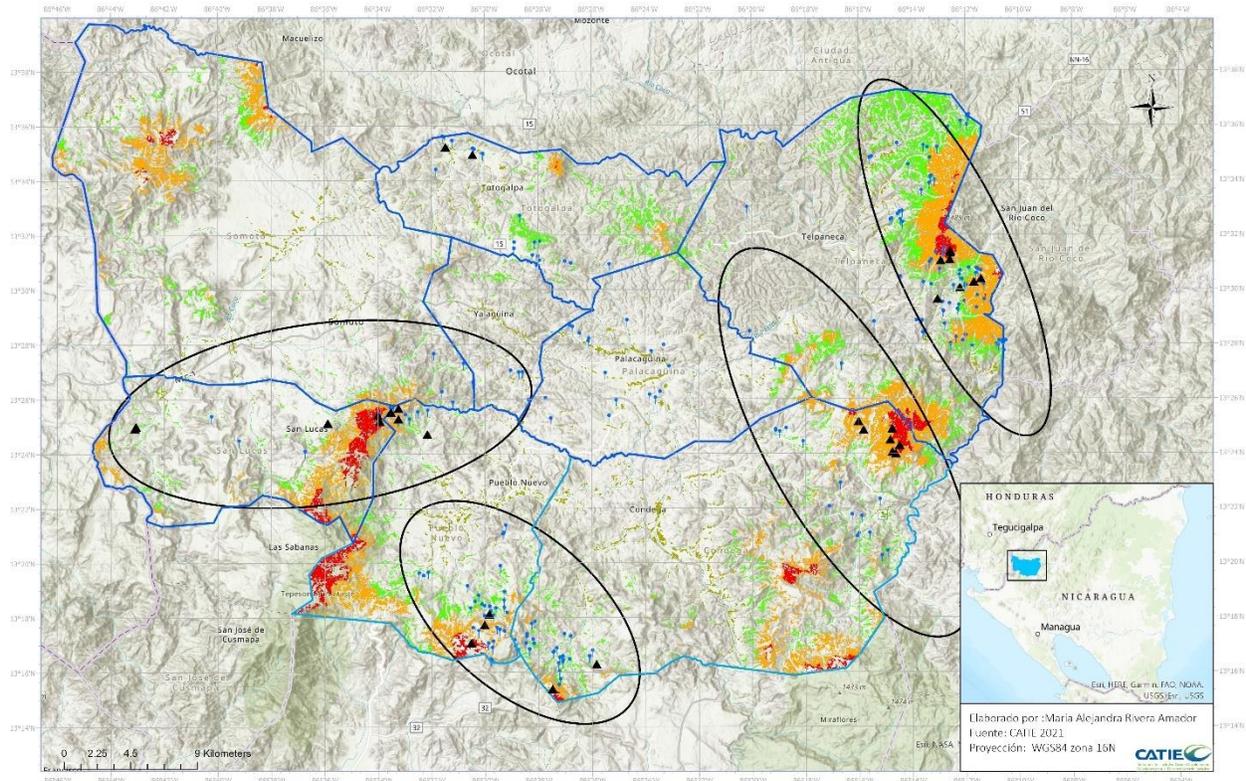


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio en la región norte del Corredor Seco Nicaragüense. Los diferentes colores corresponden a las coberturas forestales identificadas como bosques (exceptuando el bosque en regeneración), con un área mayor o igual a 1 ha, categorizadas en cinco cotas altitudinales. Verde musgo: <700 msnm, verde claro: 700-1,000 msnm, naranja: 1,000-1300 msnm, rojo: 1,300 > msnm. Las elipses de color negro representan las cuatro zonas que representan gradientes de elevación en donde fueron ubicadas las parcelas temporales para la medición de la vegetación (triángulos negros). Las marcas de color celeste corresponden a manantiales identificados por el proyecto Cosecha de Agua. Los polígonos delimitados en color azul representan los municipios del departamento de Madriz y los delimitados en color celeste son los municipios de la zona norte del departamento de Estelí.

2.2- Selección de sitios de muestreo

Con base en el mapa de uso de la tierra del año 2021, con una resolución de 10x10 m (CATIE 2021), y con ayuda de los paquetes terra (Robert y Hijmans 2023) y landscape metrics (Hesselbarth et al. 2019) del software R versión 4.3.1 (R core team 2023), se identificaron todos los parches de bosque ≥ 1 ha, incluyendo parches de bosque latifoliado abierto, bosque latifoliado cerrado, bosque de pino abierto y bosque de pino cerrado, dejando por fuera el bosque en regeneración. Para definir los potenciales sitios de muestreo de la vegetación, se priorizaron los parches de bosque cercanos a obras de manantiales del proyecto Cosecha de Agua, identificando cuatro zonas de muestreo, que representan gradientes de elevación (Fig. 1).

En cada zona de muestreo, a lo largo de un gradiente altitudinal (400-1,500), se preseleccionaron 10 puntos de muestreo para establecer las parcelas, considerando una distancia mínima de 300 m entre ellos. En total, se preseleccionaron 40 puntos de muestreo destinados al establecimiento de 40 parcelas temporales para la medición de la vegetación.

Una vez en el territorio, se realizaron coordinaciones con técnicos y productores para realizar visitas de reconocimiento a todos los sitios preseleccionados y luego, se hizo una selección final de los sitios de muestreo. La selección final dependió de cinco criterios: *i.* permiso del productor, *ii.* áreas con bosques de desarrollo avanzado (>50 años) o secundarios en fase de sucesión III, es decir, dominados por especies heliófitas durables (Finegan 1996); *iii.* áreas que no presentaban evidencia de perturbación reciente (p. ej., deslizamientos, ataques de plagas, incendios, etc.), *iv.* área mínima de 0.3 ha, y *v.* posibilidad de ubicar las esquinas y borde de las parcelas a una distancia mínima de 30 m del borde de ríos secundarios, cursos de agua pequeños, áreas de cultivos, potreros, y hogares, y a 100 m de ríos principales. Se visitaron 41 sitios y se eligieron un total de 31 que cumplían con los criterios previamente establecidos.

Con el fin de complementar la información sobre las características del bosque, se realizaron entrevistas semiestructuradas a los productores, recopilando información sobre la edad del bosque, y el manejo que le dan. En campo se observó que algunos productores hacían diferentes usos y por ende estos bosques presentaban un grado de intervención. Por lo tanto, se agrupó la información en: “Intervención nula” donde no se detectó ningún tipo de uso, y en “Intervención”, que se definió según distintos tipos de actividades: zona de reposo para ganado durante época, roza selectiva con machete y extracción eventual de leña. Cabe destacar que también se agregó el criterio incendio hace más de 2 años, ya que esto ha sido una constante en Bosques de Pino Encino.

2.3- Muestreo de la vegetación y variables ambientales

En cada uno de los 31 sitios seleccionados, se estableció una parcela temporal de muestreo (PTM) de 25 x 25 m, en donde se identificaron y midieron todos los árboles con un diámetro a la altura al pecho (DAP) superior a 10 cm.

Cada una de las PTM fue subdividida en 4 cuadrantes, y al centro de cada uno de los cuadrantes, así como en el punto central de la parcela, se colectó información sobre *i.* profundidad de hojarasca, *ii.* densidad de la cobertura arbórea, *iii.* estructura vertical de la vegetación, y además *iv.* se colectó una muestra de suelo para su posterior análisis.

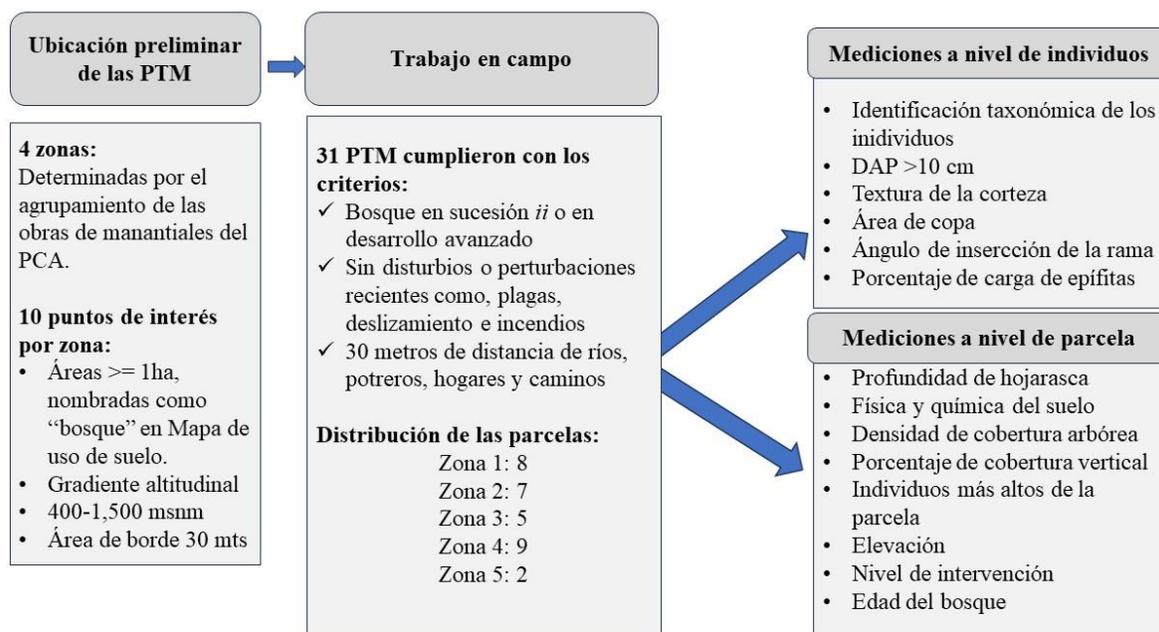


Figura 2-Diagrama del proceso de selección y establecimiento de las parcelas temporales de muestreo (PTM) y el muestreo de las variables de interés.

La profundidad de la hojarasca fue medida en centímetros, con ayuda de una regla sin perforar el suelo. La densidad de la cobertura arbórea se midió por medio de un densiómetro esférico cóncavo, tomando en cada punto cuatro mediciones, uno en cada una de las cuatro direcciones cardinales (norte, sur, este y oeste). La estructura vertical de la vegetación fue determinada por medio del índice de (Thiollay 1992) que facilita la evaluación visual de la vegetación en cinco estratos de altura (0-2 m, 2-9 m, 10-20m, 20-30m y $>$ 30m), asignando una de las siguientes categorías de porcentaje de cobertura a cada estrato: 0 = 0%, 1 = 1- 33%, 2 = 34 -6%, y 3= 67-100%. Para obtener un solo valor de cada estrato por parcela de la cobertura vertical y la densidad arbórea se obtuvo el valor modal estrato. Por último, la textura se clasificó entre lisa y rugosa.

Posteriormente, se colectaron muestras de suelo a 40 cm de profundidad, estas fueron homogenizadas y enviadas al laboratorio LAQUISA S.A en León, Nicaragua, para identificar las propiedades físicas y químicas del suelo.

La elevación de la parcela se obtuvo a través del promedio de elevación tomada en el centro y las cuatro esquinas de la parcela a través de un gps garmin extrex 30. La temperatura media anual y la precipitación anual, fueron obtenidas a través de los rasters de información climática CHELSA: Climatology at high resolution for the earth's land surface areas (Brun et al. 2022), que es un portal libre con información bioclimática a nivel global (Karger et al. 2021). Se obtuvo también información del coeficiente de variación de la estacionalidad de la precipitación, el mes más lluvioso, el trimestre más lluvioso, el trimestre más seco, y la evapotranspiración potencial (PET por sus siglas en inglés). También, se incorporó el balance hídrico del sitio (swb, site water balance por sus siglas en inglés) con datos de 1981-2018 (Brun et al. 2022). El swb es un estimado del

agua disponible para las plantas donde toma en cuenta la capacidad disponible de agua en el suelo, la precipitación y la evapotranspiración.

2.3.1- Rasgos funcionales

Para evaluar el efecto potencial de la composición y diversidad funcional de las comunidades vegetales sobre la distribución de la precipitación en los bosques del CSN, se seleccionó un conjunto de rasgos funcionales de tallos y rama para se seleccionó un conjunto de rasgos funcionales de tallos y ramas. Un primer conjunto de rasgos asociados a la intercepción de agua de lluvia incluyó el ángulo de inserción de la rama (AIR) (Herwitz' 1987, Crockford y Richardson 2000, Limpert y Siegert 2019), la carga de epífitas (CER) (Chapin et al. 2002) (Pérez-Harguindeguy et al. 2013), el área de la copa (AC). Además, asociada al flujo caulinar se identificó el tipo de textura de la corteza (Crockford y Richardson 2000, Pérez-Harguindeguy et al. 2013, Tonello et al. 2021)

El AIR se evaluó de manera visual en cinco ramas primarias, siguiendo el protocolo planteado por (Chain-Guadarrama et al. (2014), asignándoles un valor del uno al tres que corresponde a diferentes categorías de ángulo de inserción: 1: mayor a 60°, 2:30 a 60° y 3: menor a 30°, Similarmente, la CER se evaluó de manera visual en cinco ramas primarias, asignando a cada una ellas una categoría de porcentaje de cobertura por epífitas: 1: <30% ,2: 30%-60% y3: >60%. Para obtener un solo valor por individuo para ambos rasgos, se obtuvo el valor modal de las cinco mediciones obtenidas. Por último, la textura se clasificó entre lisa y rugosa.

El área de la copa se midió siguiendo la metodología de (Camacho Calvo 2000), realizando dos mediciones en forma de cruz debajo del dosel del árbol utilizando una cinta métrica, y aplicando la fórmula:

$$Dc = \frac{\sum_{i=1}^n Dc_i}{n} \text{ y } A_c = \frac{\pi}{4} Dc^2$$

Donde Dc: Diámetro de copa promedio, Dci: Diámetros de copas medidos y Ac: Área de copa (m²).

En parcelas donde no se contaba con el dato del atributo, dado a que no se midió por razones de campo, se realizaron imputaciones mediante tres filtros, siempre que pertenecieran al mismo tipo de bosque. Primero, se buscó el valor promedio de la especie en la parcela y si solo existía una especie con el valor, se utilizaba el valor de la misma especie o el género en la parcela. Como segundo filtro se utilizó el valor de la parcela más cercana, siguiendo la lógica del primer filtro, en última instancia se utilizó el valor de la zona más próxima.

La identificación taxonómica de cada individuo a nivel de especie fue realizada por el parataxónomo Aldo Velásquez de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, UNAN-Estelí.

2.4- *Análisis de los datos*

2.4.1- *Identificación de los tipos de bosques.*

La identificación de los tipos de bosque se realizó aplicando la metodología de la Cátedra Latinoamericana de Ecología en Manejo de Bosques Naturales del CATIE (Finegan et al. 2008, Cardoza Ruiz et al. 2011, Chain-Guadarrama et al. 2012, Veintimilla Ramos et al. 2013).

En primer lugar, se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies por parcela, utilizando tres componentes relativizados: *i.* la abundancia con base en el número de individuos por parcela, *ii.* la dominancia según las áreas basales de los individuos y *iii.* la presencia de las especies en los cuatro cuadrantes de las PTM. El IVI obtenido se utilizó para agrupar las PTM según sus similitudes en composición taxonómica por medio de la técnica multivariada de conglomerados, utilizando la distancia euclídea con el método de agrupamiento jerárquico de Ward, para esto se utilizó el paquete Vegan (Oksanen et al. 2022) en el programa R versión 4.3.1 (R core team 2023).

En segundo lugar, se realizó un análisis de especies indicadoras “IndVal” (De Cáceres y Legendre 2009), el cual permite medir el nivel de asociación de las especies con una comunidad a través del cálculo de dos componentes *i)* abundancia promedio de las especies dentro de un grupo dividido entre la suma de la abundancia promedio entre todos los grupos y *ii)* frecuencia relativa de la ocurrencia de las especies dentro de los grupos. El IndVal fue calculado utilizando el paquete Índicespecies (De Cáceres et al. 2023) en el programa R versión 4.3.1 (R core team 2023), utilizando la distancia euclídea con transformación de Hellinger (Legendre et al 2000), la cual pondera con valores bajos a las especies raras. Luego, se calculó el valor de todas las especies indicadoras por tipos de bosques, utilizando 10,000 permutaciones que permitió extraer las especies con los *p* valores significativos < 0.05 . Finalmente, los tipos de bosque fueron denominados utilizando la información de las especies indicadoras, tomando como base la nomenclatura utilizada por (Lanuzza et al. 2022, Meyrat 2006, Cardoza Ruiz et al. 2011), que son estudios dentro del CSC.

Finalmente, se utilizó la técnica de ordenación de escalamiento no métrico (NMDS) para visualizar el agrupamiento obtenido del dendrograma en combinación con la información sobre la elevación. El NMDS fue construido con el paquete vegan (Oksanen et al. 2022) y la función *MetaMDS* en el programa R versión 4.3.1 (R core team 2023) En la construcción del NMDS se utilizaron dos dimensiones y 100 reiteraciones con el fin de obtener el valor más bajo de stress, lo que permite mostrar una buena representación de los datos y así evitar interpretaciones erróneas de los agrupamientos. (Clarke 1993).

2.4.2- *Análisis de la estructura y diversidad taxonómica de los bosques*

Para analizar la estructura de los bosques, se calculó la distribución de los individuos y áreas basales por hectáreas a nivel de parcela y se establecieron comparaciones entre los tipos de bosques considerando la abundancia y área basal por clase diamétrica. Para ello, se utilizaron los paquetes

dplyr (Wickham et al. 2023), y ggplot2 (Hadley Wickham 2016) utilizando el programa R versión 4.3.1 (R core team 2023).

La comparación de la distribución del área basal e individuos por clase diamétrica entre bosques se hizo con modelos lineales mixtos (MLM) y modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) respectivamente, declarando el tipo de bosque como efecto fijo y la zona como efecto aleatorio. Para el MLM se realizó exploración del modelo para observar si existía homogeneidad de varianzas, normalidad en la distribución de los datos utilizando los paquetes DHARMA (Hartig y Lohse 2022), ii para evaluar las diferencias se utilizó un p valor (0.05) utilizando el paquete nlme (Pinheiro et al. 2023), y car (Fox et al. 2023) , se eligió el modelo con el AIC más bajo, y se ajustaron las medias entre los tipos de bosques utilizando el paquete emmeans (Lenth et al. 2024). (Lenth et al. 2023). Para los MLGM se utilizó el paquete lme4 (Bates et al. 2023) , con p valor (0.05) y familia Binomial negativa y ii se seleccionaron los modelos a partir del AIC más bajo, iii se realizaron comparaciones de medias utilizando el paquete emmeans (Lenth et al. 2024)

Se caracterizó la diversidad alfa de los diferentes bosques mediante curvas de rango-abundancia, que permiten identificar patrones en la distribución de las abundancias de especies encontradas en los diferentes bosques. Para cada tipo de bosque se seleccionó el modelo que mejor se ajustaba con base en el AIC (Akaike Information Criterion), para esto, los datos se sometieron a los modelos: Preemption, Zipf, Zipf-Mandelbrot, Lognormal y Null utilizando los paquetes Vegan (Oksanen et al. 2019) y data.table (Dowle et al. 2023), luego se graficaron los resultados utilizando los paquetes gridExtra (Baptiste y Anton 2022) y ggplot2 (Hadley Wickham 2016), con el programa R versión 4.3.1 (R core team 2023). Adicionalmente, se utilizó el método de estimación de la diversidad de especies de Chao (Chao et al. 2014), que estima los números de Hill utilizando el tamaño de la muestra que es la abundancia máxima encontrada en un ensamblaje o la abundancia promedio de los individuos de todos los ensamblajes y también utiliza la cobertura, que es la abundancia relativa de los individuos encontrados en cada ensamblaje, con esto realiza rarefacciones a partir de las estimaciones de los números de individuos y luego los extrapola o predice con el doble de la abundancia reportada. Los números Hill estimados en este estudio son i) q_0 =riqueza de especies que cuenta el número de especies efectivas en el ensamblaje, to ii) q_1 =número efectivo de especies comunes en el ensamblaje, cuenta las especies en proporción a su abundancia en un ensamblaje y q_2 = número de especies dominantes, que agrega mayores pesos a las especies más abundantes y descuenta las especies rara. (Chao et al. 2014)

Las estimaciones y los gráficos de interpolación y extrapolación de los números de Hill se llevaron a cabo para los diferentes tipos de bosques, utilizando la máxima abundancia de individuos reportada en los diferentes tipos de bosque, una estimación con el 95% de nivel de confianza con 50 réplicas y 40 knots, que son los puntos donde se estiman las diversidades distribuidas R Studio equitativamente entre 1 y la abundancia de referencia. Este análisis se realizó utilizando el paquete iNEXT (Hsieh et al. 2016) y ggplot2 (Hadley Wickham 2016) utilizando el programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023).

Se realizaron comparaciones entre los diferentes tipos de bosques con base en los valores calculados para los números de Hill, para esto se utilizaron MLGM, se declaró efecto fijo los tipos de bosques y como efecto aleatorio, la zona de muestreo. Los valores obtenidos de Thiollay y los

porcentajes de cobertura se analizaron mediante MLM, se utilizó como efecto fijo el tipo de bosque y el efecto aleatorio la zona de muestreo. Para los MLGM se utilizó un p (0.05) el paquete lme4 (Bates et al. 2023) y el paquete emmeans (Lenth et al. 2024) y para los MLM se usó un p valor (0.05), se utilizaron los paquetes DHARMA (Hartig y Lohse 2022), nlme (Pinheiro et al. 2023), car (Fox et al. 2023) y emmeans. (Lenth et al. 2024) utilizando el programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023). Para identificar los porcentajes correspondientes, se utilizó el resultado obtenido del análisis de varianza, se interpretó el resultado según el (Cuadro1).

2.4.3- Diversidad funcional asociada al flujo hídrico

Se realizó una caracterización funcional de las parcelas a través del cálculo de los siguientes índices: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve) y divergencia funcional (Fdiv) (Villéger et al. 2008,) así como dispersión funcional (FDis) (Laliberté y Legendre 2010) y las medias ponderadas de la comunidad (CWM, por sus siglas en inglés) de los rasgos funcionales.

Para estos análisis, los datos se normalizaron en un rango de 0 a 1, ya que tres de los rasgos estudiados son categóricos. Las medias ponderadas de la comunidad para cada rasgo se calcularon de dos maneras, primero, tomando en cuenta el número de individuos de cada parcela (Grime 1998, Villéger et al. 2008), y segundo, tomando en cuenta el área basal (Chan-Dzul et al. 2010) de cada parcela, para observar si la biomasa y/o la dominancia de los individuos sugerían estar determinando algún proceso funcional ligado al flujo hídrico en los bosques. Este análisis se realizó utilizando el paquete dplyr (Wickham et al. 2023) y los índices de diversidad funcional se calcularon con el paquete fundiversity (Grenié y Gruson 2023) utilizando el programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023).

Los índices de diversidad funcional indican diferentes valores relacionados con el espacio multidimensional delimitado por los valores de los rasgos (Villéger et al. 2008). Los índices indican cuanto de ese espacio están ocupando los diferentes índices, a través de una representación gráfica de la matriz de los rasgos, esta matriz contiene la variación de los rasgos de cada especie (Mammola et al. 2021). Estos rasgos nos ayudan inferir sobre la contribución de las especies en los procesos ecosistémicos y los filtros ambientales. (Salgado-Negret 2015)

Según Villéger et al. (2008), la FRic está asociada a la cantidad del espacio funcional llenado en la comunidad, determinado por un algoritmo que integra el número de especies y la cantidad de rasgos, de esta manera, brinda valores de riqueza funcional que representan valores únicos de las combinaciones. Esta métrica ayuda a comprender procesos ecosistémicos, ligados a la cantidad de dichas combinaciones y sus variaciones. En cambio, FEve según la metodología (Villéger et al. 2008) utiliza el gráfico del “árbol de recorrido mínimo” (MST por sus siglas en inglés), estas operaciones permiten cuantificar la regularidad con que el espacio funcional es llenado por las especies en una comunidad, teniendo en cuenta sus abundancias. Se usa para comprender el grado en que la biomasa de la comunidad está distribuida y como esta hace uso efectivo de los recursos disponibles en un nicho, (Mason et al. 2005) La Fdiv, según la metodología de Villéger et al. 2008, es el resultado de operaciones que conllevan a tener un valor que indique como las abundancias están distribuidas dentro del volumen ocupado por los rasgos funcionales de las especies dentro del polígono convexo. Esta medida se puede interpretar como el grado en que se utilizan los recursos, mayor divergencia funcional mejor funcionamiento del ecosistema (Mason et al. 2005).

El índice FDis es definido por Laliberté y Legendre (2010) como la media ponderada por la abundancia relativa y el valor del rasgo, Cooke et al. (2019) mencionan que este índice cuantifica la amplitud de los roles funcionales entre las especies, así mismo mencionan que los valores altos representan mayor capacidad de responder a cambios o perturbaciones.

Por último, se compararon los valores de las medias ponderadas y los índices de diversidad entre tipos de bosque a través de MLM, indicando el tipo de bosque como efecto fijo y las zonas de muestreo como efecto aleatorio. Para esto se usó un p valor (0.05), se utilizaron los paquetes DHARMA (Hartig y Lohse 2022), nlme (Pinheiro et al), car (Fox et al. 2023) y emmeans. (Lenth et al. 2024) utilizando el programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023).

2.4.4- Índices de complejidad estructural e índice de intercepción.

Se construyeron dos índices que brindan una medida del potencial, que tienen los bosques para interceptar la precipitación y distribuirla de manera heterogénea El primero corresponde al índice de intercepción (IPI) y el segundo al índice de complejidad estructural (ICE). El IPI se realizó bajo el supuesto de que hay mayor intercepción si las especies de la comunidad tienen ángulos de rama mayores a 60°, una mayor carga de epífitas, cortezas más rugosas, mayor área de copa, y mayor porcentaje de cobertura del dosel (Tobón-Marin et al. 2000), y si a nivel de la parcela existe un mayor valor en el índice de Thiollay 1992. Para esto se ponderó cada una de sus categorías, de manera que el valor modal obtenido para el estrato se multiplicó por el valor ponderador asignado (Cuadro 1), luego se sumaron para tener un valor por parcela, los valores se aumentaban conforme aumentaba el estrato.

El ICE se realizó bajo el supuesto de que si hay mayor complejidad estructural hay una distribución más heterogénea del flujo del follaje (Wullaert et al., 2009), se habilitan mecanismos de percolación del agua en el suelo de los bosques (Klos et al., 2014), se reduce el impacto de la precipitación sobre el suelo (Geißler et al. 2013) y hay una mejor distribución de los flujos de agua disponibles para ser utilizadas para la vegetación y/o para ser infiltrados (Dubbart y Werner 2019). Por ello, las variables utilizadas fueron la diversidad de especies q_1 , el valor del árbol más alto (Poorter et al. 2021), y los coeficientes de variación de la cobertura del dosel (Dietz et al. 2006), del área basal (Zimmermann y Zimmermann 2014) y del área del área de copa (Dietz et al., 2006) como una medida de complejidad estructural (a mayor CV, mayor complejidad). Ambos índices corresponden a la sumatoria las variables (normalizadas en un rango de 0 1) que lo componen, siendo el valor más alto el número de variables del índice, en el caso del valor más alto esperado es 7, y para ICE el valor más alto es 5.

Cuadro 1. Valores de las categorías y los valores ponderadores para la construcción de los índices ICE e IPI.

Variable	Categorías	Rango observado	Valor	Valor ponderado
Thiollay Cobertura Vertical	Estrato 1: 0-2m	1-al 33%	1	1
	Estrato 2: 2-9 m	34-66%	2	2
	Estrato 3: 10-20 m	67-100%	3	3
	Estrato 4:20-30 m			
	Estrato 5: 30>m			
Ángulo de inserción de la rama	1	60°	1	3
	2	30 a 60°	2	2
	3	menor a 30	3	1
Carga de epífitas	1	<30%	1	1
	2	30%-60%	2	2
	3	>60%.	3	3

Se realizaron modelos para comparar si existían variaciones de los índices de complejidad estructural e intercepción entre los distintos tipos de bosques, para esto se usaron MLM, declarando el tipo de bosque como efecto fijo y como efecto aleatorio la zona de muestreo. Para evaluar las diferencias se utilizó un p valor (0.05) utilizando el paquete nlme (Pinheiro et al. 2023) y car (Fox et al. 2023), se eligió el modelo con el AIC más bajo, y se ajustaron las medias entre los tipos de bosques utilizando el paquete emmeans. (Lenth et al. 2024)

2.4.5- Relaciones entre la composición, abundancia y diversidad de la vegetación y las variables ambientales

Para evaluar la relación entre los tipos de bosques con las variables de suelo, elevación y clima se siguieron los siguientes pasos, *i*-análisis de componentes principales o PCA, por sus siglas en inglés, para identificar como se separan los bosques según las variables de interés y *ii* MLM para evaluar el efecto de los tipos de bosque sobre las variables ambientales, declarando el tipo de bosque como efecto fijo y la zona de muestreo como efecto aleatorio. Para los MLM se usó un p valor (0.05), se utilizaron los paquetes DHARMA (Hartig y Lohse 2022), nlme (Pinheiro et al. 2023), car (Fox et al. 2023) y emmeans (Lenth et al. 2024) utilizando el programa *R Studio* versión 4.3.1 (R core team 2023). Para los análisis de componentes principales se realizaron en Infostat (Di Rienzo et al. 2020).

Se estudió la diversidad beta para conocer la variación de la composición de las especies entre los tipos de bosque, para esto se utilizó método canónico de análisis de redundancia RDA que particiona las variaciones de los IVI con respecto a todas las variables ambientales consideradas en este estudio, para esto se realizaron los siguientes pasos *i*-se transformaron los datos en un rango de 0 a 1 *ii* se calculó la autocorrelación espacial entre las parcelas, para identificar patrones de agrupamiento en las variables con el paquete *adespatial* (Bauman et al. 2023) *iii* se seleccionaron las variables secuencialmente con 10000 permutaciones y un nivel de significancia $p(<0.05)$ *iv* las

variables resultantes se aplicó ANOVA para obtener el valor de los auto vectores dentro de las dimensiones identificadas y luego poder graficarlas en ggplot2- utilizando el Programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023).

Para estudiar las relaciones de las abundancias, los números de Hill y los índices de diversidad funcional con respecto a las variables ambientales, se realizaron modelos de regresión, utilizando R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023). Se evaluó la colinealidad entre variables para evitar utilizar variables ambientales con correlaciones significativas entre sí. Estas variables fueron: pH, N, K, Ca, Fe, Zn, Mn, DA, Limo, el coeficiente de variación de la estacionalidad de la precipitación (CVEP), Precipitación en trimestre seco y Elevación, Se utilizó el método de selección de modelos “backward”- que consiste en iniciar con todas las variables de interés y eliminar una a una las variables con p valor más altos, para minimizar el criterio AIC. Los números de Hill y las abundancias se realizaron a través de MLGM y los índices de diversidad funcional con MLM, utilizando las variables ambientales como efecto fijo y la zona de muestreo como efecto aleatorio. Para los MLM se usó un p valor (0.05), se utilizaron los paquetes DHARMA (Hartig y Lohse 2022), nlme (Pinheiro et al. 2023), car (Fox et al. 2023) y emmeans. (Lenth et al. 2024) y para los MLGM se utilizó un p (0.05) el paquete lme4 (Bates et al. 2023) y el paquete emmeans (Lenth et al. 2024) en el Programa R Studio versión 4.3.1 (R core team 2023).

3. Resultados

3.1- Generalidades

En las 31 parcelas muestreadas, equivalentes a un área total de 1.93 ha, se midieron 965 individuos que correspondieron a 955 árboles, dos helechos y ocho cactus. En total, se identificaron 153 especies (Anexo 1) que correspondieron a 150 especies de árboles, una especie de helecho y dos especies de cactus, todas ellas distribuidas en 55 familias. Las cinco familias más abundantes fueron Fabaceae (11.9%), Fagaceae (11%), Lauraceae (10.8%), Pinaceae (6.8%), y Malvaceae (4.9%), y las cinco especies más abundantes fueron *Quercus segoviensis* (722-1,208 msnm), *Pinus oocarpa* (1138-1223 msnm), *Cinnamomum costaricanum* (1,273-1,428 msnm), *Inga oerstediana* (1,114-1,392 msnm), y *Carpinus tropicalis* (1095-1288 msnm).

Además, el 15% de las especies encontradas corresponden a especies cuya distribución natural más al sur en el continente americano es el norte de Nicaragua (Trópicos 2023), y que 11% de las especies se encuentran distribuidas naturalmente dentro de la región del CSN (Trópicos 2023), encontrándose tres endemismos, que corresponden a la especie *Damburneya miraflores* y a dos subespecies *Styrax nicaraguensis ssp. nicaraguensis* y *Quararibea funebris ssp. nicaraguensis*. Además, *D. miraflores* se cataloga como amenazada (EN) (Coronado et al. 2022) y *S. nicaraguensis ssp* como vulnerable (VU) (Zamora y N.A 2022). Adicionalmente, otra especie no endémica *Dalbergia tucurensis*, está catalogada como EN (Linares y Martínez - Salas 2020) esto con base en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN 2023).

De los 31 sitios de bosque estudiados, 19 presentaron un grado de intervención y mientras que 12 presentaron intervención nula. Con respecto a los planes a futuro, 23 propietarios (74%) indicaron tener intenciones de conservarlos, tres no tienen plan alguno con este, y uno de los propietarios tiene planificado cambio de uso de suelo.

3.2- Tipos de bosques de la zona norte del CSN

El análisis de agrupación permitió identificar cuatro grupos de parcelas de acuerdo con su similitud florística (Figura 3A). El análisis de ordenación de escalamiento no métrico confirmó las agrupaciones del análisis de agrupamiento, y permitió visualizar la distribución altitudinal de las mismas (Figura 3B). El coeficiente de bondad de ajuste de los ejes de ordenación dio lugar a un stress de 0.06, lo que significa que el análisis tiene un buen ajuste y permite interpretar robustamente los hallazgos (Clarke 1993)

A partir de los análisis previos, se identificaron cuatro tipos de bosques con base en su composición florística y su elevación, los cuales fueron nombrados como: Bosque submontano, Bosque de Pino Encino, Bosque de Nebliselva y Bosque Seco (Fig. 3).

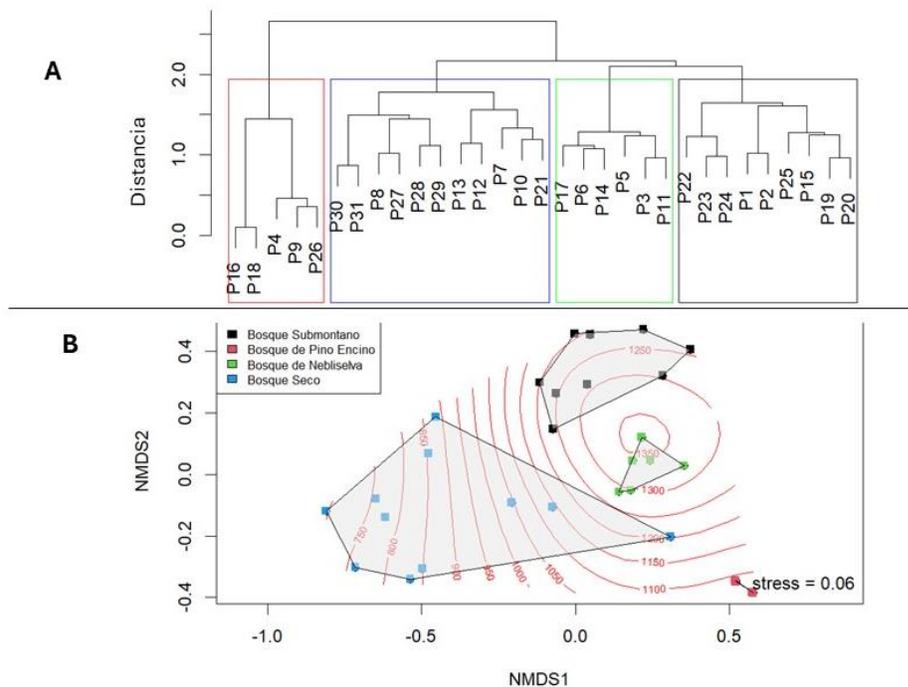


Figura 3 A. Dendrograma del análisis de conglomerados de la vegetación de 31 parcelas muestreadas en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. Cada rectángulo representa el resultado del agrupamiento de las parcelas con base en sus similitudes de composición florística. **B** Biplot del análisis de ordenación de escalamiento no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) que muestra la separación de los cuatro tipos de bosque con respecto a la elevación en que fueron muestreados. En ambas figuras los colores reflejan el mismo agrupamiento de los tipos de bosques.

El tipo de bosque correspondiente a Bosque de Nebliselva se encontró en un gradiente altitudinal desde los 1273 hasta los 1428 msnm (Fig. 3A). Se identificaron 11 especies indicadoras para este tipo de bosque que corresponden a *Casearia arguta*, *Cinnamomum costaricanum*, *Cornutia pyramidata*, *Cupania glabra*, *Damburneya miraflores*, *Ehretia latifolia*, *Ficus aurea*, *Heliocarpus appendiculatus*, *Inga oerstediana*, *Sapium glandulosum* y *Sapindus saponaria*.

El tipo de bosque correspondiente a Bosque Submontano (BSM) se identificó en un gradiente de elevación entre los 1078 a los 1411 msnm (Fig. 3). Se identificaron cinco especies indicadoras para este tipo de bosque que corresponden a *Carpinus tropicalis*, *Macrohasseltia macroterantha*, *Parathesis trichogyne*, *Quercus lancifolia*, y *Eugenia farinaceae*.

En nuestro estudio el tipo de bosque correspondiente a Bosque de Pino Encino se encontró en elevaciones que van desde los 722 a los 1223 msnm (Fig. 3). En este caso, se identificaron dos especies indicadoras que corresponden a *Pinus oocarpa* y *Quercus segoviensis*.

Finalmente, el tipo de bosque correspondiente a Bosque Seco fue identificado en altitudes que van desde los 628 a los 1190 msnm (Fig. 3A). En este caso, se identificaron tres especies indicadoras que corresponden a *Bursera simaruba*, *Diospyros acapulcensis* y *Guazuma ulmifolia*.

3.3. Estructura, composición, y diversidad taxonómica y funcional de los tipos de bosques del CSN.

La estructura vertical evaluada mediante el índice de Thiollay (Cuadro 2) reveló diferencias significativas en los estratos correspondientes a brinzales (0-2m), latizales (2-10m) y dosel emergente (>30m), entre los tipos de bosques. En el estrato de brinzales se encontró un rango de valores que osciló entre 1.43 ± 0.24 a los 2.69 ± 0.23 , siendo más elevados en el BPE en comparación con el BN. Por otro lado, en el estrato de los latizales (2-10m) se observó un rango de 1.2 ± 0.2 a los 2.33 ± 0.33 , destacando el BPE que difirió significativamente al presentar el valor más bajo, que se traduce en un porcentaje del 1 al 33%. Respecto al dosel emergente se reportaron coberturas en un rango 0.41 ± 0.24 al 1.15 ± 0.28 , que se traducen en coberturas de 0 al 66%), siendo el valor mayor representado en el BN. En cuanto al porcentaje de cobertura del dosel, este varió significativamente entre los tipos de bosques, oscilando entre los 87.38 ± 4.14 a los 95.54 ± 4.44 %. Se observó que el valor más alto correspondió al BN, mientras que el más bajo fue registrado en el BS.

Cuadro 2. Medias ajustadas y errores estándares de las variables profundidad de hojarasca, cobertura arbórea promedio y cobertura por estrato (índice de Thiollay) entre los tipos de bosque identificados en la región norte del Corredor Seco Nicaragüense. BSM = Bosque Submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco y EE=Error estándar. Letras diferentes denotan diferencias entre los tipos de bosque, y probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una $P (< 0.05)$.

Variable	BN	BSM	BPE	BS	F	P
Cobertura	95.54 ±4.44 B	98 ±4.54 A	88.72 ±4.58 BC	87.38 ±4.14 C	11.29	0.0002
'Estructura vertical-Índice de Thiollay						
0-2 m	2.69 ±0.23 A	1.95 ±0.46 AB	1.43 ±0.24 B	2.03 ±0.25 AB	5.52	0.0053
2-10 m	2.33 ±0.33 A	2.33 ±0.44 A	1.2 ±0.2 B	2.36 ±0.15 A	7.76	0.009
10-20 m	2.03 ±0.3 A	1.8 ±0.3 A	2.08 ±0.33 A	2.06 ±0.25 A	0.27	0.84
20-30 m	1.84 ±0.33 A	1.53 ±0.32 AB	1.46 ±0.36 AB	0.94 ±0.27 B	2.28	0.1061
> 30 m	1.15 ±0.28 A	1.2 ±0.28 A	0.73 ±0.29 AB	0.41 ±0.24 B	3.72	0.0258

La distribución de individuos por clases diamétricas (Anexo 4A), se observa un patrón de j invertida, denotando altas abundancias en clases diamétricas de menor tamaño y bajas abundancias en las clases diamétricas de mayor tamaño. En la clase diamétrica 10-19.9 se observa que hay mayor distribución de individuos en el Bosque Seco, aunque estas diferencias no logren ser significativas (Figura 4B). Cabe destacar que con respecto al BSM y BPE, que si bien en la clase 40 no hay una diferencia significativa con respecto a la clase 30-39.9, se observa mayor número de individuos en la clase >40 cm. Esto sugiere que hay menos cantidad de individuos disponibles que podrían reemplazar a la clase 40 >. En cuanto a los totales no se registró diferencias significativas entre los diferentes tipos de bosques. (Anexo 4B)

Con respecto a la distribución del área basal por clases diamétricas (Anexo 4D), se evidencia un patrón distinto en comparación a la densidad de individuos por hectárea, en este caso se distinguen valores más altos en las clases de > 40 a más, en esta clase se destaca el BS que difiere significativamente de los otros bosques, con menor área basal. En cuanto a las áreas basales (Anexo 4D) totales hay una clara diferencia del BS al BN, este último presenta la mayor dominancia de individuos, con respecto a los otros bosques, en especial, con el BS.

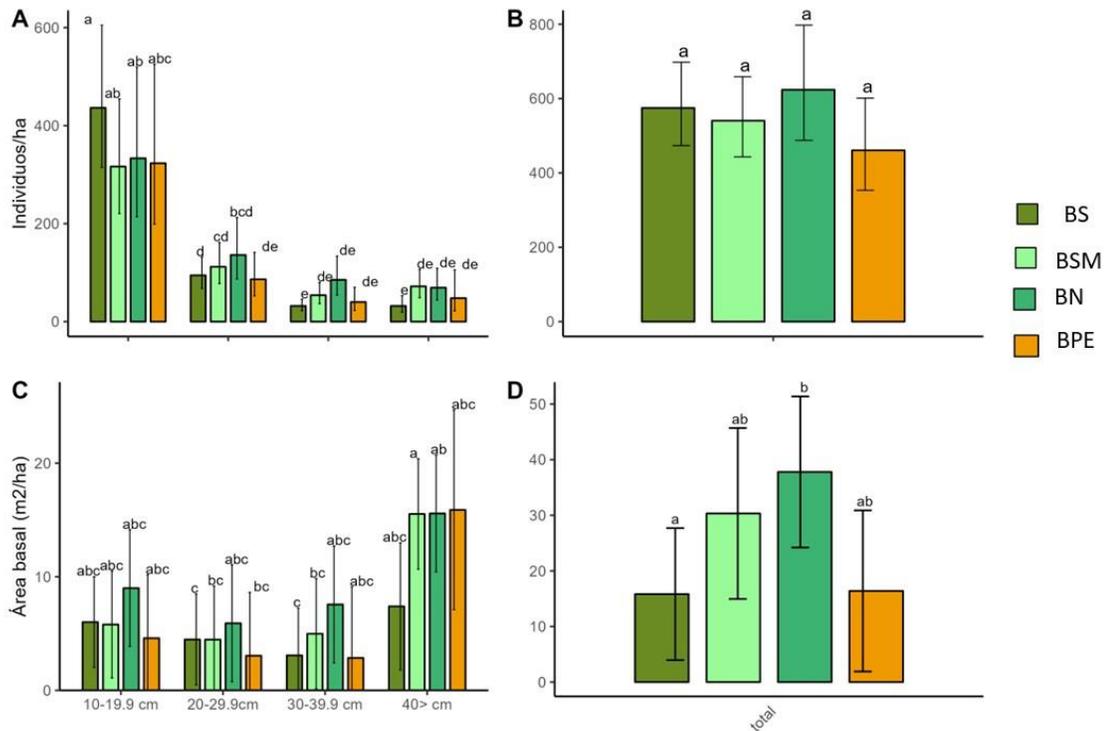


Figura 4. Distribución promedio por clase diamétrica de: A. individuos DAP ≥ 10 cm, por hectárea (0.0625 ha), B. Total, de los individuos por hectáreas, C. Área basal por hectárea y D. Área basal por hectárea total, con respecto a los cuatro tipos de bosque identificados en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. BS=Bosque seco, BSM=Bosque Submontano, BN=Bosque de Nebliselva y BPE= Bosque de Pino Encino. Letras diferentes denotas diferencias significativas entre las respectivas distribuciones de las clases diamétricas entre los tipos de bosques ($P < 0.05$)

Con base en las curvas de rango-abundancia (Figura 5) se observa que los tipos de bosques Bosque Submontano y Bosque Seco tienen el mayor rango de especies con 65 y 76 respectivamente. Además, las curvas alargadas reflejan una distribución más equitativa de las especies. En cambio, el Bosque de Nebliselva 35 y el BPE muestra dominancia de pocas especies con 35 y cuatro especies respectivamente.

En el BN se identificaron 20 especies raras: seis especies que se encontraron una vez, seis especies que se encontraron dos veces, cuatro especies que se observaron tres veces, una especie que se observó cuatro veces y tres especies que se observaron cinco veces. Las especies raras representan el 23% de las especies y estas contribuyen al 57% del total de los individuos encontrados en este bosque. Las especies abundantes más frecuentes son *Cinnamomum costaricanum* e *Inga oerstediana*.

En el contexto de este estudio, el Bosque Submontano exhibe una diversidad notable de especies raras, según lo señalado por (Mouillot y Lepretre 2000). Se identificaron 22 especies que se registraron únicamente una vez, 13 especies que se encontraron dos veces, cuatro especies que se observaron tres veces, siete especies que se encontraron cuatro veces y tres especies que se detectaron cinco veces. Estas especies en conjunto representan un total de 49, lo que constituye el

75% de las especies identificadas en este tipo de bosque. Las especies raras, contribuyen al 37% de la abundancia total de los individuos encontrados en este bosque: Las dos especies más abundantes para este bosque son: *Liquidambar styraciflua* y *Carpinus Tropicalis*

El Bosque de Pino Encino presenta cuatro especies, siendo dos especies las más abundantes *Pinus oocarpa* y *Quercus Segoviensis*, ambas aportan al 98 % de la abundancia del bosque. En el Bosque Seco se identificaron 54 especies raras que representan el 71 % de las especies, distribuidas en 27 especies que solo se observan una vez, 13 especies dos veces, seis especies se observan tres veces, tres especies cuatro veces y cinco especies se observan cinco veces. Las especies raras contribuyen al 34% de la abundancia total. Las dos especies más abundantes en este bosque son *Bursera Simarouba* y *Vachellia pennatula*.

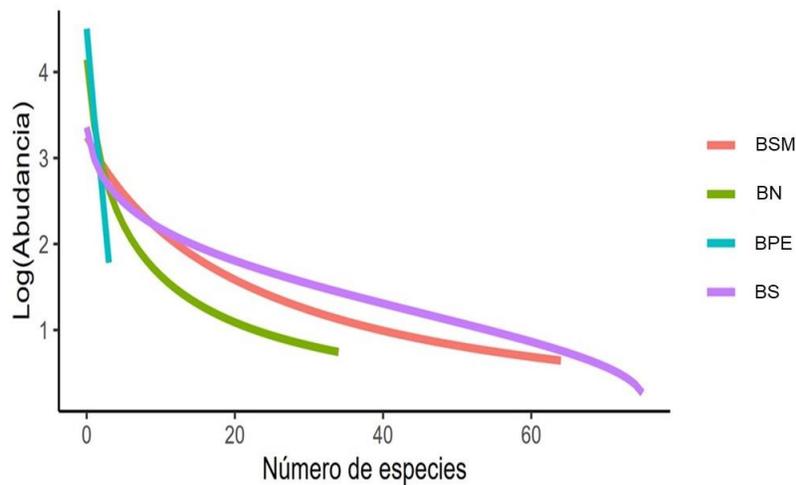


Figura 5. Curvas de rango abundancia para cada uno de los cuatro tipos de bosque identificados en la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. Las curvas para el BS y BPE ajustaron al modelo Log-normal, BN ajustó al modelo Zipf y BSM al modelo Zipf Mandelbrot. BSM = Bosque Submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, y BS = Bosque Seco.

Los MLGM mostraron que existen diferencias significativas en los valores estimados de riqueza efectiva, especies comunes y especies dominantes. Muestran que existen diferencias significativas de los números de Hill entre los tipos de bosque (Anexo 5), estas se expresan principalmente en el Bosque de Pino Encino, que presenta los valores más bajos para todos los números de Hill en comparación al resto de los tipos de bosque. La abundancia de individuos no difirió significativamente entre los tipos de bosques.

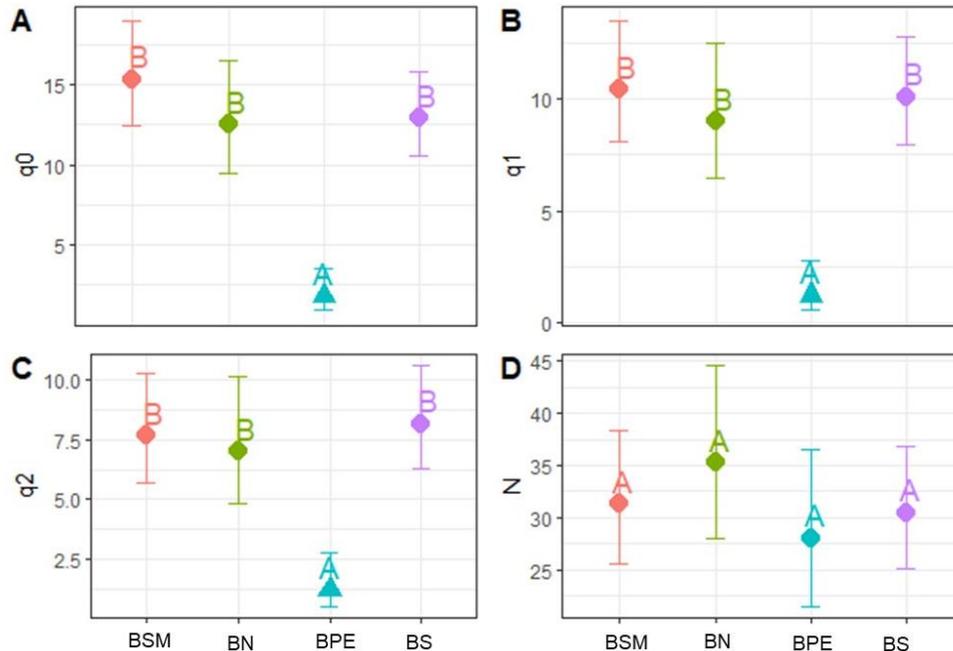


Figura 6. Comparación de la abundancia y número de especies efectivas entre tipos de bosque dentro de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. TB=Tipo de bosque, BSM=Bosque Submontano, BN= Bosque de Nebliselva, BPE= Bosque de Pino Encino, BS=Bosque Seco, q0=número efectivo total de especies, q1= Número efectivo de especies comunes, q2= número efectivo de especies dominantes, y N=Número de individuos. Las medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P < 0.05$).

Las curvas de acumulación de especies extrapoladas con base en 330 individuos (Figura 7), con intervalos de confianza del 95% indicados en la áreas sombreadas de la curva, muestra que con esa cantidad de individuos muestreados se logra encontrar diferencias significativas en las riquezas efectivas q0 del BN y BPE, porque los intervalos no se superponen, sobre todo al estimar las especies comunes q1 y dominantes q2, ya que en este último caso, sí se logró alcanzar la asíntota de ambos lo que indica que a cualquier esfuerzo de muestreo se diferirán significativamente, mostrando la diversidad estimada. El BS y BSM no se diferencian en riqueza efectiva, pero sí en especies comunes y dominantes. Estos resultados difieren con las comparaciones de medias obtenidas (Anexo 5), probablemente por el porcentaje de completitud de la muestra alcanzada (Anexo 2).

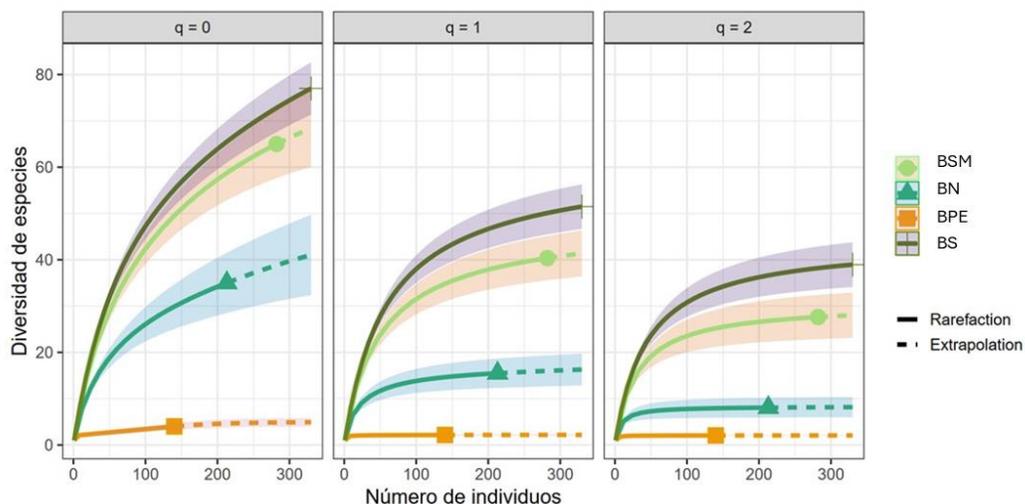


Figura 7. Curvas de acumulación (Interpolación-extrapolación) de especies efectivas para cada tipo de bosque dentro de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. Las curvas representan el número efectivo total de especies (q_0), número efectivo de especies comunes (q_1) y el número efectivo de especies dominantes (q_2). Las áreas coloreadas alrededor de la curva representan los límites de confianza al 95%, el traslape de estas significa que no hay diferencias significativas en las riquezas efectivas. Las líneas continuas representan la estimación calculada y las discontinuas la extrapolación.

3.3- Composición y diversidad funcional

Con base en un conjunto de rasgos funcionales asociados al flujo hídrico se calcularon medias ponderadas e índices de diversidad a nivel de parcela. Las medias ponderadas de la comunidad o (CWM por sus siglas en inglés), ponderadas por área basal (AB) que están relacionadas al proceso ecosistémico de interceptación de la precipitación, Angulo de inserción (AI), carga de epífitas (CE) y área de copa (AC), mostraron únicamente diferencias significativas en el rasgo CE, entre los diferentes tipos de bosques. Los tipos de bosque que muestran una menor elevación presentan un menor porcentaje de epífitas. (Cuadro 3). El rasgo funcional asociado al flujo caulinar ponderado por AB, mostró diferencias significativas entre los diferentes tipos de bosque, los valores más altos se reportan en el BPE y BS, y los más bajos en el BN, esto se traduce en que los BPE y BS son los bosques característicos por tener cortezas más rugosas y el BN presenta cortezas más lisas (Cuadro 3).

Las CWM de los rasgos AI y CE, ponderadas por la abundancia, presentaron diferencias significativas entre los diferentes tipos de bosques. En el caso de AI, los valores más altos, para el ángulo de inserción mayor a 60° , se encontró en el BS y en el rasgo CE se identificó un patrón donde, mientras disminuye la elevación en que se encuentran los tipos de bosque, disminuye el % de carga de epífitas. En cuanto a COR, el rasgo mostró diferencias significativas, donde el BN mostró los valores más bajos, lo que denota cortezas más lisas en este tipo de bosque (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparaciones de media de los rasgos ponderados por área basal y por individuos. $P(<0.005)$. Letras diferentes denotan diferencias entre los tipos de bosque, y probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una $p < 0.05$). COR=Corteza, AI=Ángulo de inserción de la rama, CE=Carga de epífitas, AC=Área de la copa, BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, y BS = Bosque Seco

Rasgo	Ponderador	BN	BM	BPE	BS	F	P
COR	AB	0.27 ±0.03 C	0.52 ±0.06 B	0.67 0 A	0.6 ±0.06 AB	57.18	<0.0001
	N	0.28 ±0.04 C	0.5 ±0.04 B	0.67 ±0.0049 A	0.54 ±0.05 B	42.04	<0.0001
AI	AB	0.2 ±0.05 A	0.17 ±0.04 A	0.16 ±0.05 A	0.27 ±0.04 A	1.59	0.2185
	IN	0.25 ±0.02 A	0.15 ±0.03 B	0.16 ±0.07 AB	0.24 ±0.03 A	3.27	0.039
CE	AB	0.29 ±0.05 A	0.14 ±0.04 B	0.1 ±0.05 C	0.06 ±0.03 BC	7.9	0.0008
	N	0.29 ±0.03 A	0.12 ±0.03 B	0.1 ±0.04 C	0.03 ±0.02 C	17.34	<0.0001
AC	AB	0.29 ±0.08 A	0.17 ±0.01 A	0.14 ±0.02 A	0.21 ±0.04 A	1.6	0.2176
	N	0.17 ±0.02 A	0.14 ±0.02 A	0.14 ±0.03 A	0.19 ±0.03 A	0.99	0.4158

Los análisis multi rasgo multidimensionales: Riqueza funcional (FRic), Equidad funcional (FEve), divergencia funcional (Fdiv), dispersión funcional (FDis) ponderados por área basal y por individuos revelaron un patrón consistente (Figura 8) con la relación observada entre los tipos de bosques. FDIS mostró diferencias significativas entre los tipos de bosques, de manera que los BPE presentan los valores más bajos en su ponderación por abundancia (0.07 ± 0.02) y área basal (0.04 ± 0.02). FRic, ponderada por área basal y abundancia, mostró diferencias significativas entre los bosques, específicamente en el BN ponderado por abundancias $0.01 (\pm 0.0013)$ y por área basal $0.02 (\pm 0.0038)$. El índice FEve mostró diferencias significativas al ponderarse únicamente por individuos; en este caso el BPE (0.01 ± 0.07) fue el bosque con los valores más bajos. El Fdiv, muestra que, ponderado por área basal y por individuo, no hay diferencias significativas entre los tipos de bosques. (Anexo 6)

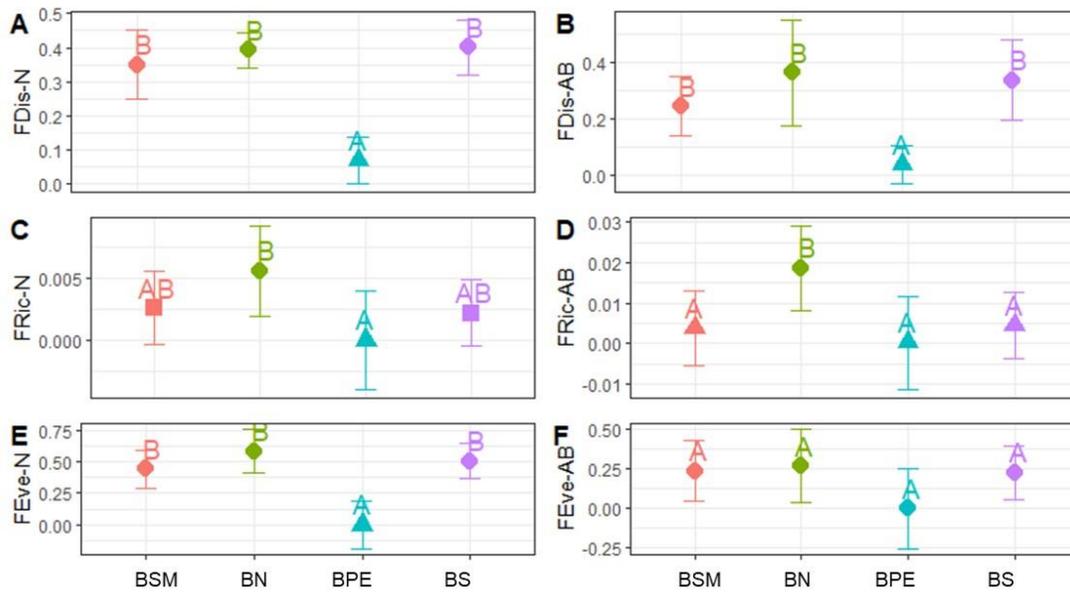


Figura 8. Comparaciones de media de los índices de diversidad funcional. BM=Bosque submontano. BN=Bosque de nebliselva, BPE=Bosque de pino encino, BS=Bosque seco, FEve=Índices de equidad funcional, FRic=Índice de riqueza funcional, FDis=Índice de dispersión funcional. N=Ponderado por individuos, AB=Ponderados por área basal. Las medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P < 0.05$).

3.4-Índices de complejidad estructural e Intercepción

Los modelos y las comparaciones de medias indican que el índice de complejidad estructural (ICE), no revelaron diferencias significativas entre los tipos de bosques, esto sugiere que los bosques presentan mecanismos similares para redistribuir la precipitación en todos los bosques. Sin embargo, al examinar el índice de potencial de intercepción (IPI) se observa un mayor potencial en el Bosque submontano y en el bosque de Nebliselva, ubicados en las altitudes más altas, en comparación con el Bosque Seco y Bosque de Pino Encino.

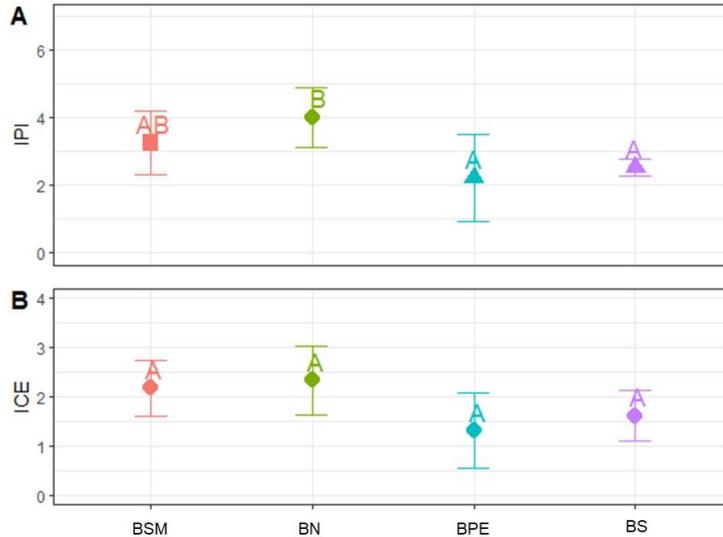


Figura 9. Comparaciones de media de los índices de potencial de intercepción (IPI) e índice de complejidad estructural (ICE). BM=Bosque submontano, BN=Bosque de nebliselva, BPE=Bosque de pino encino, BS=Bosque seco, Las medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($P < 0.05$).

3.5- Relaciones de los bosques y las variables ambientales

El ordenamiento de los bosques con base en las propiedades físicas y químicas del suelo a través de un análisis de componente principal resultó en dos componentes que explican el 45.4 % de la variabilidad (Figura 10) que, si bien los bosques no se asociaron claramente a las variables, se logró observar un gradiente diferenciando al BS y BSM. Las variables asociadas al componente uno, que explica el 26.2 % de la varianza y que comparten un peso similar incluyen (Anexo 9) Arena, el Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Arcilla, con excepción del Potasio (K). En la parte positiva del eje uno se observó que las variables K, Ca, Mg y el % de Arcilla logran separar al BS, mientras que, en su parte negativa, el % de Arena se relacionó con parcelas de BPE y BSM.

El componente principal dos explicó el 18.8% de la varianza (Figura 10) siendo las variables con mayores pesos dentro del componente (Anexo 9), en orden descendente: pH, Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Limo y Nitrógeno(N). En la parte negativa, las variables N, Fe, Mn y Limo logró agrupar parcelas del BSM con valores mayores de Fe y N, mientras que en la parte negativa las variables pH y Zn agruparon parcelas de BS. Este eje permitió identificar un gradiente entre BS y BSM, mostrando una tendencia de suelos más alcalinos en BS y suelo más ácidos en BM. Además, se encontró mayor presencia de Fe y % de N en suelos de BSM, caso contrario del BS. En cuanto a la textura, se observó mayor % de limo en el BN contrario al BS y BPE, en estos últimos se observa suelos con mayor DA.

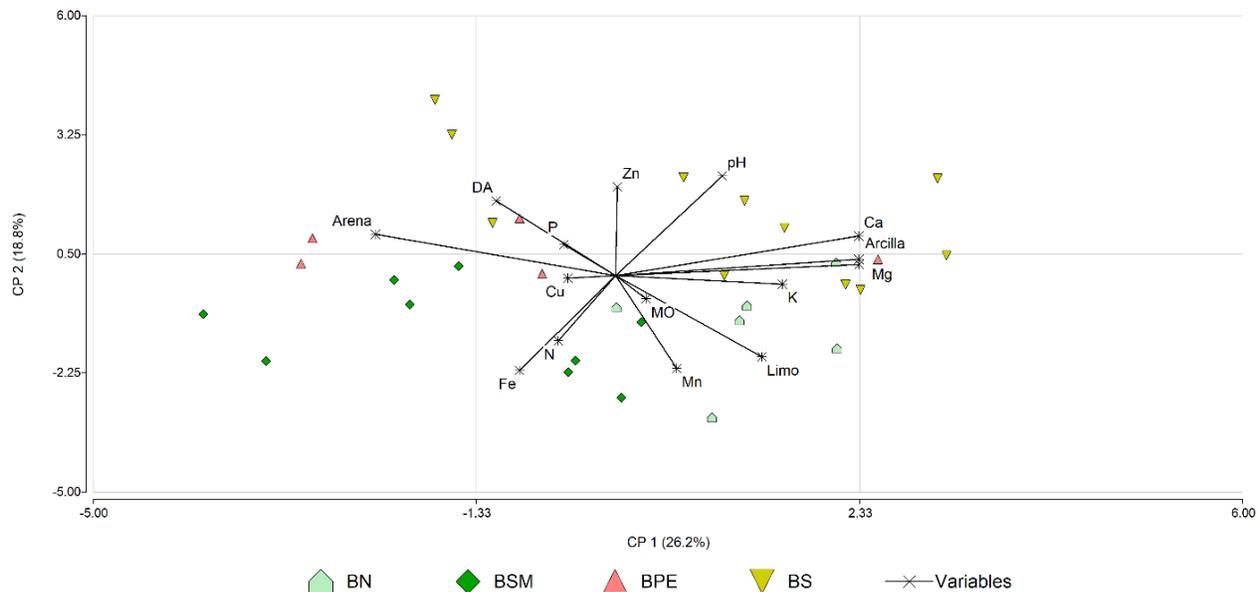


Figura 10. Gráfico biplot resultado del análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas del suelo de las parcelas de 4 tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco Las Estrellas representan las variables de textura y química de suelo

Los modelos indican que los bosques difieren significativamente en varios parámetros de la textura y química del suelo (Cuadro 4). La profundidad de la hojarasca no difirió significativamente entre los tipos de bosques, cabe mencionar que se encontró un rango desde los 3.5 ± 1.55 a 9.25 ± 2.42 cm. Su valor menor se expresó en el BS y el mayor en el BPE. La profundidad de la hojarasca no difirió significativamente entre los tipos de bosques, cabe mencionar que se encontró un rango desde los 3.5 ± 1.55 a 9.25 ± 2.42 cm. Su valor menor se expresó en el BS y el mayor en el BPE (Cuadro 4) estos incluyen pH, densidad aparente y el porcentaje de limo, asimismo se observan variaciones significativas en los niveles de macronutrientes: Nitrógeno, Potasio y Calcio, así como en los micronutrientes Hierro, Zinc y Manganeso.

Todos los bosques variaron dentro de un rango ácido desde los 5.73 ± 0.21 a los 6.65 ± 0.17 . El bosque con el pH más bajo fue el BSM mientras que el más alto fu el bosque seco. Respecto al nitrógeno osciló entre los 0.14 ± 0.03 a los 0.4 ± 0.08 %, siendo el BS el único que mostró una diferencia significativa al presentar el valor más bajo. Por el contrario, este mismo bosque exhibió los niveles más altos de calcio con una media de 17.13 ± 3.45 cmol+/kg. En cuanto al potasio, varió en un rango de 0.42 ± 0.14 a 0.78 ± 0.18 cmol+/kg con una reducción significativa registrada unicamente en el BPE. Por último, los niveles de hierro (230.14 ± 25.74 a 80 ± 11.06 cmol+/kg), limo (33.42 ± 2.95 a 22.84 ± 3.23 %) y manganeso (6.92 ± 8.86 a 35.54 ± 8.32 cmol+/kg) variaron significativamente en conjunto entre los valores de BN y BSM con los valores de BS y BPE, en estos últimos se observaron los valores más bajos.

La profundidad de la hojarasca no difirió significativamente entre los tipos de bosques, cabe mencionar que se encontró un rango desde los 3.5 ± 1.55 a 9.25 ± 2.42 cm. Su valor menor se expresó en el BS y el mayor en el BPE.

Cuadro 4. Medias ajustadas y errores estándares de las propiedades físicas y químicas de suelo entre los tipos de bosques del Corredor Seco Nicaragüense. BSM = Bosque Submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco y EE=Error estándar. Letras diferentes denotan diferencias entre los tipos de bosque, y probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una P (< 0.05).

Variable	BN	BSM	BPE	BS	F-	P
pH	6.26 ± 0.21 AB	5.73 ± 0.21 C	5.74 ± 0.22 BC	6.65 ± 0.17 A	6.92	0.0017
MO %	13.58 ± 3.16 A	8.89 ± 2.64 AB	3.02 ± 3.46 B	5.95 ± 2.37 AB	2.07	0.132
N %	0.33 ± 0.04 A	0.4 ± 0.08 A	0.32 ± 0.05 A	0.14 ± 0.03 B	18.88	<0.0001
P mg/kg	5.91 ± 2.34 A	10.84 ± 2.8 A	11.17 ± 5.01 A	8.51 ± 3.43 A	1.43	0.2583
K cmol+/kg	0.73 ± 0.15 A	0.64 ± 0.17 A	0.42 ± 0.14 B	0.78 ± 0.18 A	6.8	0.0019
Ca cmol+/kg	11.1 ± 3.73 B	9.71 ± 3.81 B	9.13 ± 3.86 B	17.13 ± 3.45 A	3.22	0.0416
Mg cmol+/kg	3.04 ± 1.2 A	3.32 ± 1.23 A	3.15 ± 1.25 A	4.68 ± 1.09 A	1.28	0.3048
Fe mg/kg	177.24 ± 48.93 AB	230.14 ± 25.74 A	113.15 ± 31.61 B	80 ± 11.06 B	10.28	0.0002
Cu mg/kg	7.66 ± 2.21 A	16.44 ± 16.75 A	4.33 ± 1.95 A	5.19 ± 1.9 A	2.13	0.1239
Zn mg/kg	7.48 ± 1.71 B	2.33 ± 2.1 A	3.31 ± 1.52 A	9.34 ± 2.28 B	7.79	0.0009
Mn mg/kg	35.54 ± 8.32 A	21.47 ± 8.23 AB	6.92 ± 8.86 B	10.57 ± 7.03 B	4.04	0.0191
DA g/ml	1.2 ± 0.06 BC	1.11 ± 0.06 C	1.35 ± 0.06 A	1.24 ± 0.06 AB	6.7	0.0021
Arcilla %	23.05 ± 3.02 AB	15.7 ± 2.86 B	19.6 ± 3.25 AB	23.22 ± 2.44 A	1.81	0.1728
Limo %	33.42 ± 2.95 A	26.34 ± 2.41 AB	22.84 ± 3.23 B	23.01 ± 2.18 B	3.06	0.0486
Arena %	42.52 ± 4.73 B	59.34 ± 3.87 A	58.1 ± 5.19 A	53.25 ± 3.5 AB	2.82	0.0617
Hojarasca cm	5.63 ± 1.26 AB	6.75 ± 1.74 AB	9.25 ± 2.42 A	3.35 ± 1.55 B	2.18	0.1181

El ordenamiento de las parcelas de vegetación con base en las variables climáticas explicó el 86 % de la variabilidad climática entre ellas (Figura 11). El componente uno explicó descendente (Anexo 11) (son el trimestre menos lluvioso (tri_menoslluvioso), temperatura media anual (TMediaAnual), el 47.8 de la variabilidad. Las variables que contribuyen en mayor medida en orden evapotranspiración potencial (pet), coeficiente de variación de la estacionalidad de la precipitación (Es_precipitacion), y elevación.

En la parte negativa del eje logra agrupar al BS con valores más altos de pet, temperatura y estacionalidad de la precipitación. En la parte positiva logra agrupar claramente al BSM a través de las variables estacionalidad de la precipitación y elevación. En general, se observa que el BS se separa a través de un claro gradiente, denotando un patrón de decrecimiento en los bosques de las variables pet, temperatura y déficit de agua en el sitio, conforme aumenta la elevación en los BSM y BN.

En el componente dos se explica el 37.9 % de la variabilidad remante. Las variables dentro de este componente, ordenadas de manera descendentes según sus pesos (Anexo 11) son el balance de agua en el sitio (swb), mes más lluvioso, trimestre más lluvioso y acumulados de la precipitación

anual (PrecAnual). Se observa que en la parte positiva que swb separa al BS, En la parte negativa, las variables mes más lluviosos, trimestre más lluvioso y acumulados de la precipitación anual, logran separar parcelas del BN y algunas parcelas de BS. No se observa un gradiente de precipitación muy marcado entre los diferentes tipos de bosques en este eje.

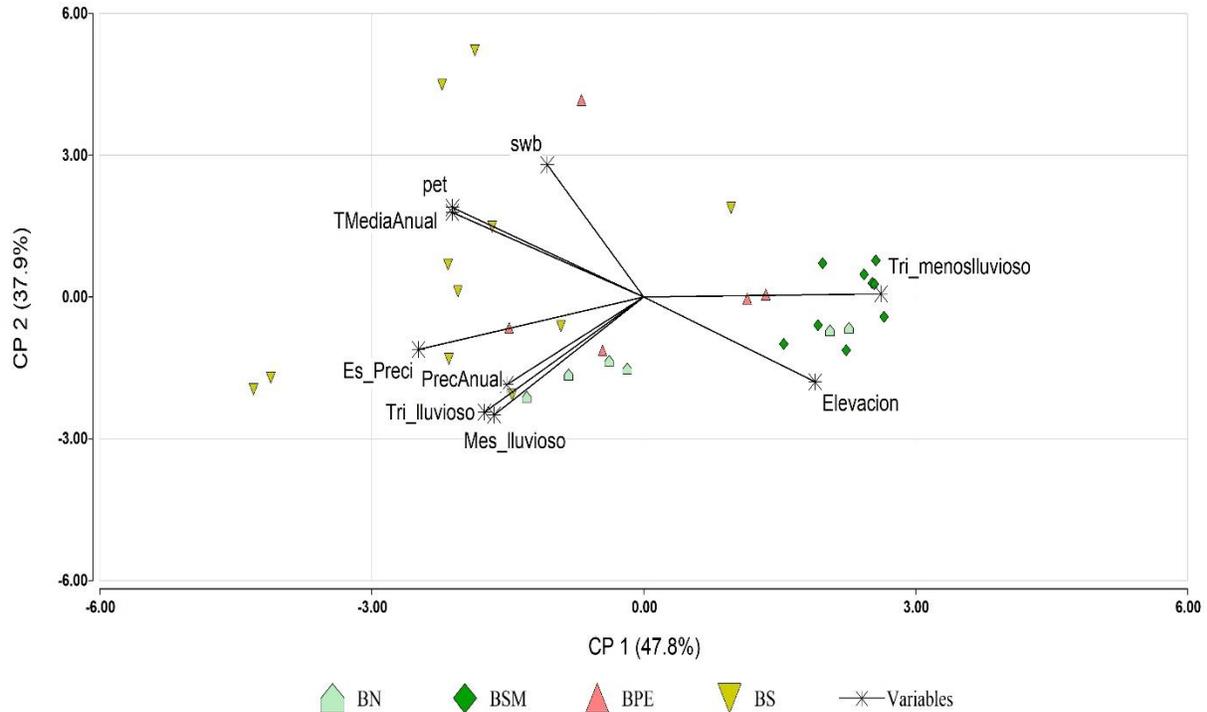


Figura 11. Gráfico biplot resultado del análisis de componentes principales de las variables climáticas asociadas en los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco Las Estrellas representan el valor de la variable de interés asociadas a cada tipo de bosque, tri_menoslluvioso = Trimestre menos lluvioso, TMediaAnual=temperatura media anual, pet=evapotranspiración, Es_precipitacion=estacionalidad de la precipitación, swb= balance de agua en el sitio, mes lluvioso =mes más lluvioso, Tri_lluvioso =trimestre más lluvioso y PrecAnual=acumulados de la precipitación anual.

En cuanto a lavas variables climáticas, los modelos mostraron que el Bosque submontano y el Bosque de Nebliselva se encuentran en mayores elevaciones y a menores temperaturas que los bosques secos y bosque de pino encino y que además los bosques Submontanos presentan valores más bajos de estacionalidad de la precipitación que el resto de los bosques (Cuadro 5). Además, si bien no se encontraron diferencias significativas en el resto de las variables climáticas consideradas, cabe destacar que el Bosque submontano y el Bosque de Nebliselva se asemejan por presentar los valores más bajos de evapotranspiración y un menor déficit de agua respectivamente.

Cuadro 5.Medias ajustadas de las variables climáticas y elevación de los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. BSM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco y EE=Error estándar. Letras

diferentes denotan diferencias entre los tipos de bosque, y probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una P (< 0.05).

Variable	BN	BSM	BPE	BS	F	P
Elevación	1339.86 ±29.09 A	1263.54 ±48.59 A	1050.45 ±88.63 B	850.74 ±55.57 B	29.61	<0.0001
Temperatura media	19.53 ±0.29 C	19.73 ±0.17 C	21.19 ±0.56 B	22.8 ±0.37 A	21.89	<0.0001
Balance de agua en el sitio	-543.64 ±77.73 A	-473.13 ±80.80 A	-598.97 ±96.06 A	-571.51 ±77.79 A	2.96	0.0536
Evapotranspiración	12720.85 ±319.23 B	12534.56 ±329.02 B	13190.43 ±541.38 AB	13276.27 ±331.41 A	3	0.0513
Precipitación anula acumulada	1215.69 ±56.75 A	1226.59 ±59.72 A	1287.64 ±58.58 A	1263.73 ±78.25 A	0.96	0.4279
Estacionalidad de la precipitación	80.15 ±2.26 AB	79.52 ±2.24 B	80.36 ±2.24 A	80.87 ±2.26 A	11.93	0.001
Trimestre más lluvioso	565.37 ±48.31 A	564.52 ±48.67 A	536.34 ±49.98 A	580.25 ±52.51 A	1.74	0.1869
Trimestre menos lluvioso	41.12 ±4.52 A	41.74 ±4.63 A	37.43 ±4.86 A	39.87 ±4.53 A	1.8	0.1758
Mes más lluvios	222.79 ±17.64 A	222.32 ±17.84 A	210.22 ±18.35 A	228.85 ±9.69 A	2.02	0.1386

A diferencia de los PCA realizados para las variables climáticas y variables de suelo, el análisis de redundancia, que evalúa la relación de la composición florística de las parcelas con las variables ambientales, permitió observar una agrupación más clara de los tipos de bosques y sus especies indicadoras a partir de sus variables ambientales (Figura 12). Se observa que el eje 1, que explica 29.38 % de la varianza, la variable con más peso fue el % de N (Anexo 12). Este eje logra discriminar al bosque de Pino encino de los otros tipos de bosques, a lo largo de un gradiente de suelo y clima en el que los BPE tienen se asocian con el % de arena y con menor % de N, precipitación durante el trimestre más seco y pH.

En el eje 2, en su parte positiva, las variables, pH, precipitación durante el trimestre más lluvioso y el mes más lluvioso, logran separar al bosque Seco, siendo el pH la variable con mayor peso en esta relación (Anexo 12), en la parte negativa del eje, la precipitación durante el trimestre más .Por lo tanto se observó un gradiente edáfico, de suelos más alcalinos en el BS a diferencia de los otros tipos de bosques, con menos % de N, y menos precipitación durante el trimestre más seco.

Las especies a lo largo del vector indican los distintos gradientes de estos factores para poder establecerse en este bosque, resalta *Diospyros acapulcensis* (DIOSAC) y *Bursera simarouba* (BURSSI) como las especies que están más asociadas a estas variables. En el caso del Bosque de Pino Encino el porcentaje de arena y MEM 26 Moran Eigenvector Maps, por sus siglas en inglés) se asocia bien con *Quercus Segoviensis* (QUERSE) y *Pinus oocarpa* (PINUOO), el Bosque submontano as especies indicadoras *Carpinus tropicalis* y *Quercus lancifolia* tienen la mayor asociación con la precipitación durante el trimestre más seco.

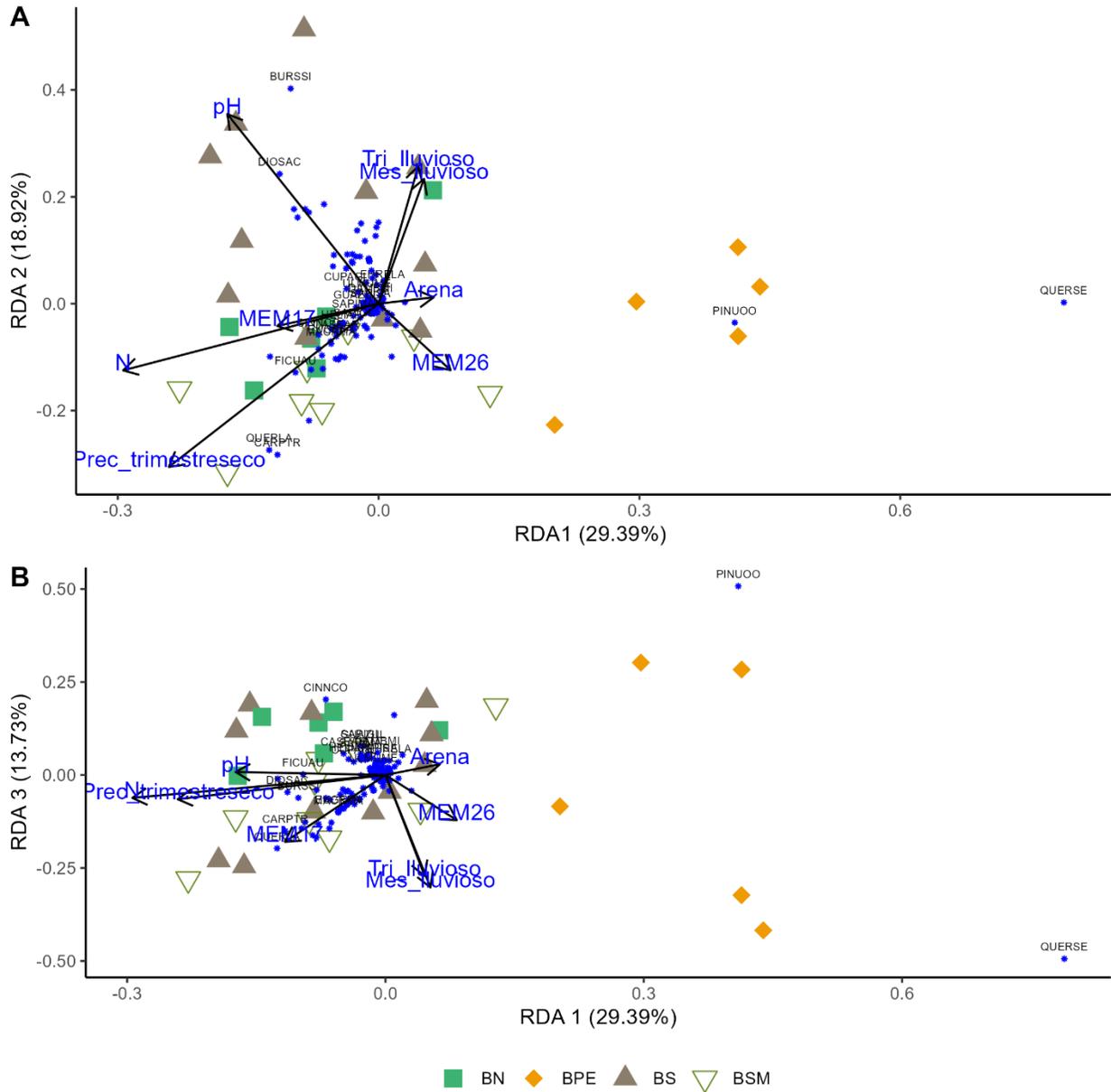


Figura 12. Gráficos biplot, resultado del análisis de redundancia RDA de todas las variables ambientales asociadas a las especies indicadoras y los tipos de bosques la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, BS = Bosque Seco. Las variables ambientales se representan con flechas negras y el nombre en azul. Tri_lluvioso=Precipitación durante el trimestre más lluvioso, Mes_lluvioso=Precipitación durante el mes más lluvioso, Prec_trimestreseco=Precipitación en trimestre seco. Puntos azules son las especies, las especies indicadoras se distinguen con las letras en negro, sobre el punto. **A** Dimensión 1 y 2 **B.** Dimensión 1 y 3.

El pH, el N y la elevación se repiten son las variables más relacionadas con las abundancias y los números de Hill estudiados(Cuadro 6). La abundancia se relacionó significativamente de manera

positiva con la elevación y pH, indicando que a medida que aumentan la elevación y el pH aumenta la abundancia. En cambio, la relación con el contenido de hierro (Fe) y la intervención en la zona mostro una tendencia negativa, sugiriendo que a medida que aumentan, la abundancia tiende a disminuir. La riqueza de especies (q_0) demostró estar significativamente relacionadas de manera positiva con la elevación, el nitrógeno, el pH y la precipitación en el trimestre menos lluvioso. Por tanto, si aumentaba los valores de estas variables, la riqueza tiende a aumentar. La riqueza de especies comunes está relacionada positivamente con el nitrógeno el pH y la precipitación en el trimestre menos lluvioso, observándose un aumento en la riqueza por el aumento de las variables de interés. La riqueza q_2 se relaciona con el N y el Ph, de manera que al aumentar estas variables aumentan el número efectivo de especies dominantes.

Cuadro 6. Resultados de los modelos de regresión. Variables relacionadas a los números de Hill y las abundancias. Número efectivo total de especies (q_0), número efectivo de especies comunes (q_1) y el número efectivo de especies dominantes (q_2). probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una $P (< 0.05)$.

Variable de interés	Variable explicativa	Estimación	EE	Valor Z	P
<i>Abundancia</i>	Intervención	-0.28299	0.08307	-3.407	0.0006
	Elevación	0.48651	0.16970	2.867	0.0041
	Fe	-0.46573	0.19483	-2.390	0.0168
	pH	0.65807	0.26212	2.511	0.0120
<i>q₀</i>	Elevación	0.7765	0.3572	2.174	0.0297
	N	0.7866	0.3718	2.116	0.0343
	pH	2.5203	0.5800	4.345	<0.001
	Precipitación del trimestre menos lluvioso	0.9981	0.3354	2.976	0.0029
<i>q₁</i>	Elevación	0.75337	0.39054	1.929	0.0537
	N	0.97415	0.40779	2.389	0.0168
	pH	2.50953	0.65332	3.841	0.0001
	Precipitación en trimestre menos lluvioso	0.73286	0.37717		0.0520
<i>q₂</i>	Elevación	0.7794	0.4059	1.920	0.0548
	N	1.0764	0.4122	2.612	0.0090
	pH	2.0208	0.5849	3.455	0.0005

Las variables ambientales relacionadas con los índices de diversidad funcional tienden a repetirse en cada uno de ellos, especialmente el pH, elevación y N. El FDis ponderado por área basal mostró

una relación positiva con N, Ca, Zn, DA y elevación, Indicando que a medida que aumentan estas variables, también lo hace la dispersión funcional de los rasgos funcionales asociados al flujo hídrico. Sin embargo, al ponderador estas variables por individuos, la relación de pH, N y elevación sigue mostrando una relación positiva con la dispersión funcional, aunque las variables asociadas se reducen.

La riqueza funcional ponderada por el área basal se relacionó significativamente de forma positiva con la elevación, pH, limo, precipitación en trimestre menos lluvioso, sugiriendo que al aumentar estas variables aumenta la riqueza funcional, mientras que se observó relación negativa con Fe, %limo, y %arena, indicando que con la presencia de estas variables la riqueza funcional disminuye. La riqueza funcional ponderada por abundancia se relacionó con N y Arena mostrando la misma tendencia que la FRic ponderada por área basal. La FEve al ponderarse por individuo se relacionó con elevación, N, Zn, y limo positivamente sugiriendo un aumento en el FEve, en cambio, el Fe muestra una relación negativa con la equidad funcional asociada a rasgos de flujo hídrico, indicando disminución de FEve en el área de estudio,

Cuadro 7. Variables ambientales relacionadas a los índices de diversidad funcional. Riqueza funcional (FRic), Equidad funcional (FEve), dispersión funcional (FDis), N =Ponderado por abundancia, AB= Ponderado por área basal. Probabilidades en negrilla denotan significancia estadística con una P (< 0.05).

Variable de interés	Variable Explicativa	Valor	EE	T	P
N					
FDis	pH	0.1618722	0.03814766	4.24330	0.0003
	N	0.3973313	0.11462613	3.4663	0.0021
	Elevación	0.0002311	0.00009932	2.326455	0.0292
FRIC	N	0.011200517	0.003167555	3.536013	0.0017
	Arena	-0.000142865	0.000042788	-3.338868	0.0027
FEVE	Elevación	0.0004152	0.00018489	2.245671	0.0356
	N	0.6623079	0.21310580	3.107883	0.0053
	Fe	-0.0011049	0.00040588	-.722245	0.0128
	Limo	0.0135557	0.00475249	2.852323	0.0095
	Zn	0.0318012	0.00748852	4.246660	0.0004
AB					
FDis	N	0.8511467	0.2217575	3.838187	0.0010
	Elevación	0.0004263	0.0001424	2.994497	0.0069
	DA	0.8786915	0.3597948	2.442202	0.0235
	Ca	0.0141297	0.0040837	3.4600	0.0023
	Zn	0.0155884	0.0055463	2.810591	0.0105

FRIC	Elevación	0.000038206	0.000008649	4.417218	0.0003
	Fe	-0.000052491	0.000020722	-2.533078	0.0198
	pH	0.008288893	0.003361595	2.465762	0.0228
	Limo	-0.001244787	0.000438137	-2.841090	0.0101
	Tri_menos_lluvioso	0.000693932	0.000242391	2.862865	0.0096
	Arena	-0.000971083	0.000253800	-3.826174	0.0011

4. Discusión

Este estudio fue realizado en los bosques inmersos dentro de un paisaje agropecuario de la zona norte del CSN, con parches de bosques con distintas edades, vulnerable al cambio climático, con una estación seca muy pronunciada. Se registraron las características taxonómicas, funcionales y estructurales asociadas al flujo hídrico. Se identificaron cuatro tipos de bosques que corresponden al Bosque submontano, Bosque de Nebliselva, Bosque Seco, y el Bosque de Pino Encino. Estos resultados se asemejan a las descripciones realizadas por Meyrat 2006, quien realizó descripciones de las formaciones vegetales de Nicaragua y de Cardoza et. al (2011) en el Salvador quienes también encuentra cuatro tipos de bosques similares a este estudio.

4.1- Estructura, composición y diversidad taxonómica de los tipos de bosques

Todos los bosques mostraron un *j* invertida, en las clases diamétricas de individuos por hectárea, en la que se observan un mayor número de individuos en la clase diamétrica más pequeña (10-20 cm) y menor número de individuos en las clases diamétricas más grandes, similar a lo registrado por Cardoza dentro del CSC y en bosques húmedos del Atlántico de Nicaragua (Finegan et al. 2008). Según (Picard 2019), de esta estructura diamétrica se puede deducir que hay un buen balance demográfico dentro de estos bosques.

Este balance también es reflejado en los resultados del promedio del área basal observada, que muestran las áreas basales mayores se acumulan en las clases diamétricas mayores a 40 cm con, lo que sugiere que hay árboles dominantes dentro de los bosques, y además que son bosques maduros. Es importante reflejar que el total de áreas basales por tipo de bosque, los rangos fueron de 15.82 ± 5.16 a 37.87 ± 6.37 m²/ha, difiere con lo reportado por (Cardoza Ruiz et al. 2011) en el Salvador (19.70 a 62.05 m²/ha) en un paisaje donde se describen los mismos tipos de bosques abordados en este estudio. Además, los resultados también contrastan con los bosques húmedos del Atlántico de Nicaragua con rangos de 14.81 a 22.8 m²/ha (Finegan et al. 2008). Con respecto a la distribución de individuos por hectárea se encontró un rango (460.86 ± 62.57 a 623.78 ± 78.21 m²/ha) similar a lo registrado por (Cardoza Ruiz et al. 2011) 547.14 a 654.29 m²/ha, siendo mayor a lo registrado en los bosques húmedos del Atlántico de Nicaragua que va desde los 365 a 676 m²/ha (Flores-Pérez et al. 2001, Finegan et al. 2008)

El Bosque submontano, Bosque de Nebliselva, Bosque Seco, presentan más del 50 % de especies raras (especies representadas por cinco individuos o menos) en su composición y el bosque de Pino Encino se caracteriza por ser el menos diverso, en total se encontraron en general 22 especies indicadoras descriptoras de estos.

Para el BS, encontrado entre los 628 y 1190 msnm la familia más abundante fue Fabaceae, seguida por Malvaceae y Burseraceae, en orden descendente y en coincidencia con lo registrado por (Lanuza et al. (2022) en un área de bosque seco altamente fragmentado cercano a nuestra área de estudio. El BS fue el que presentó el mayor número de especies totales (77), aunque se debe tener en consideración que es el bosque con mayor número de parcelas (11). Para este tipo de bosque dentro de la zona del CSC, se ha reportado un rango desde los 44 a 89 especies totales. Es importante destacar que estos estudios difieren con el nuestro en dap mínimo de registro (Hilje et al. 2015, Gillespie et al. 2000), gradiente altitudinal (Tarrasón et al. 2010, González-Rivas 2005) y algunos contemplan bosques ribereños (Lanuza et al. 2022). La abundancia de las especies *Bursera Simaruba* y *Vachellia pennatula*, podría estar relacionada a la selección artificial de parte de los productores ya que son especies de uso medicinal y agropecuario respectivamente.

Las familias más abundantes en este estudio fueron Fabaceae, Lauraceae. Fabaceae destaca como la única familia que se encontró en todos los bosques. Se sabe que Fabaceae es la tercera familia más abundante en Nicaragua, después de las Orquídeas y Poaceae (Tropicos 2023) y es considerada como una de las familias más abundantes y dominantes de los bosques estacionalmente secos del Neotrópico (Gei et al. 2018). De acuerdo con los modelos de distribución de especies realizados por (Manrique-Ascencio et al. 2023), las especies más especializadas de fabáceas serían las se adapten mejor a estrés hídrico, desarrollando estrategias para evitar o tolerar la sequía, lo que les permitirá adaptarse a condiciones micro climáticas, esto podría implicar que desplacen otras especies menos adaptadas y aumenten su distribución geográfica.

El Bosque de Pino Encino, entre los 722 y 1223 msnm, únicamente se reportan tres familias, Fabaceae, Pinaceae y Fagaceae, siendo esta última la más representativa de este bosque, dominada por el género *Quercus*, esto coincide con el estudio de (Siles et al. 2017). Este es el bosque que presentan menor riqueza y diversidad con solo 4 especies. Estos resultados difieren de otros estudios en La Sierra Madre de México (Almazán-Núñez et al. 2016) y en el norte de Nicaragua (Siles et al. 2017) en los que se reportan, respectivamente, seis especies de árboles en codominancia con *Quercus* y *Pinus*, y 24 especies. Sin embargo, en este último estudio en Nicaragua, difiere en el rango altitudinal cubierto (700-1500) y en la clase diamétrica considerada (dap > 2. cm), lo que probablemente resulta en mayor cantidad de especies, específicamente porque abarca también áreas que en este estudio se consideran como de Bosque Submontano, Bosque submontano. En este estudio se encuentran dos especies muy dominantes *Quercus segoviensis* y *Pinus oocarpa*, ambas especies han sido sujeto de un fuerte uso y aprovechamiento constante para dendroenergía y postes, en el caso de *Q. segoviensis*, y extracción de madera, incendios, plagas de gorgojo en el caso de *P. oocarpa*.

Esta zona está caracterizada por ser el límite natural de la distribución más al sur de algunas especies dentro del continente americano, destacando *Quercus Segoviensis*, cuya distribución según Ortego et al. (2015) se atribuye al aislamiento geográfico, y no a variables climáticas. (Müller y Gailing 2019) agrega que la distribución podría explicarse en parte por la plasticidad fenotípica encontrada en algunas especies de *Quercus*, lo que les ha permitido adaptarse a períodos de estrés hídrico. No obstante, investigaciones adicionales (Rodríguez-Correa et al. 2015,

Gutiérrez-García y Vázquez-Domínguez 2013), sugieren que esta región, además de ser una barrera que funciona como punto de cambio para el desarrollo de especies y endemismos, también está influenciada por variables climáticas.

El BPE y BS se ajustaron mejor con el modelo Log normal, que puede derivar de factores ambientales que actúan de manera simultánea (Wilson 1991). Magurran (2007) menciona que parece ser la mejor descriptora de las comunidades de especies cuyas abundancias dependen del resultado de competiciones del nicho. Adicionalmente, ha resultado ser buena descriptora de muestras de especies donde hay relativamente pocas especies que son muy abundantes o especies muy raras (McGill et al. 2007). (Matthews y Whittaker 2014)

En el Bosque submontano, entre los 1078 y 1411 msnm, se reportan 38 familias, siendo este el bosque donde se registran más. Las tres principales familias son Fagaceae, Myrtaceae y Betulaceae. La distribución Zipf-Mandelbrot y la distribución de sus individuos y sus abundancias sugieren que estos bosques se encuentran dentro de un estado de sucesión avanzado. La curva de rango-abundancia del Bosque Submontano ajusto al modelo Zipf-Mandelbrot, una extensión más compleja del modelo Zipf que incorpora parámetros adicionales. A diferencia del modelo Zipf, el Zipf Mandelbrot se caracteriza por su capacidad para capturar de manera efectiva la variabilidad en comunidades ecológicas. Al ser una extensión del modelo Zipf, estudios previos han vinculado este modelo con la presencia de especies raras en sucesión tardía, las cuales dependen de condiciones específicas, como la presencia de otras especies o factores ambientales que actúan de manera secuencial (Wilson 1991).

El Bosque de Nebliselva, entre los 1273 y 1428 msnm, es uno de los menos estudiado en Nicaragua, en el área de estudio, no hay evidencia de estudios dentro de este bosque más que de las descripciones de (Meyrat 2006), las familias más abundantes son Lauraceae, Fabaceae y Sapindaceae. Es de interés que no se registraron individuos de la familia Fagaceae, en este bosque, lo que contrasta a lo encontrado por (Cardoza Ruiz et al. 2011), cabe destacar que el BN, es descrito por Cardoza Ruiz et al. 2011 por encima de los 2,000msnm y en Nicaragua, la altitud máxima se alcanza hasta los 2,100 msnm. Nuestros registros denotan que este bosque puede ser encontrado desde los 1,273msnm. La distribución de las abundancias en el caso del BN se ajustó mejor el modelo Zipf. Este modelo sugiere que, en las comunidades con este tipo de distribución, las especies pioneras dependen de condiciones físicas, con bajos costos de energía para establecerse en el ecosistema, al contrario, especies de sucesión o especialistas que deben gastar más energía para establecerse.

Los modelos de rango abundancia permiten identificar especies abundantes y raras a partir de la distribución de frecuencias de especies. Aunque no existe un consenso acerca de los procesos ecológicos a los que responden (Cielo Filho et al. 2002), debido a la particularidad de los eventos que interactúan en cada tipo de bosque. Los autores Mouillot et al. (2013), mencionan que al encontrar abundantes especies raras como se observa en los Bosque submontano y Bosque Seco, resalta la importancia de estas en la estructura y composición de estos bosques, ya que se conoce que, en sistemas ecológicos, la mayoría de las especies son raras y estas pueden ser determinantes en el funcionamiento de ecosistemas diversos. Los resultados muestran que en este paisaje persiste una notable diversidad y riqueza, esto resulta importante ante un panorama donde se espera que la

riqueza de especies decrezca en el neotrópico, debido al cambio climático (Manrique-Ascencio et al. 2023). Adicionalmente, se identifican dinámicas de sucesión natural, puesto que se no encontró ninguna distribución que sugieran perturbaciones en el bosque (Matthews y Whittaker 2014). Esto se observó en las diferentes curvas de distribución de las especies, que podrían indicar que hay diferentes estados sucesionales y particiones del nicho, Da Conceição Bispo et al. (2017) mencionan que la coexistencia de especies raras y comunes puede explicarse por la manera en que las especies logran particionar el nicho a partir de sus necesidades específicas, en este caso, las especies estarían estableciéndose en diferentes estratos del bosque, por requerimientos de luz en el Bosque submontano y nebliselva y necesidades hídricas en el Bosque seco.

4.2- Diversidad taxonómica y sus relaciones con las variables ambientales

En el análisis de redundancia y los modelos de regresión, se identificaron variable claves que explican la diversidad de especies en estos ecosistemas. Entre estas variables destacan el pH y el N del suelo, así como la precipitación del trimestre más seco que están fuertemente asociados de forma positiva con la diversidad.

La precipitación en el trimestre más seco es una variable climática que explica la riqueza (q_0) y diversidad especies q_1 . El PCA muestra que esta variable está más relacionada al Bosque submontano esto podría deberse a que son bosques más húmedos, en los cuales la precipitación ha sido determinante para su desarrollo (Zelazowski et al. 2011), las abundancias de *L. Styraciflua* en este bosque podría respaldar esta asociación, porque esta especie es considerada vulnerable a la pérdida de agua y necesita más precipitación para recuperarse del período de estrés hídrico (Esperón-Rodríguez y Barradas 2015). Cabe resaltar que en el análisis PCA y RDA se observa que la precipitación durante el mes más lluviosos y el trimestre más lluvioso están asociados al bosque seco, la influencia de la precipitación es considerada como un factor determinante de las riquezas efectivas de Hill en zonas con períodos secos y con efecto antropogénico, esto ha sido observado en Caatinga, Brasil (Atia et al. 2016). Los modelos de distribución potencial consideran que las variables climáticas de precipitación son determinantes (Atia et al. 2016, Dos Santos et al. 2020, Tiansawat et al. 2022) para predecir la distribución de las especies forestales.

Según McCain y Grytnes (2010) y los resultados de Toledo-Garibaldi y Williams-Linera (2014), se anticiparía una relación en forma de disminución en la riqueza a media que aumenta la elevación, así mismo este patrón ha sido observado en bosques lluviosos (Veintimilla et al. 2019) de igual forma el estudio de López-Mata et al. (2011) indica que encuentran relación de la riqueza con la altitud, pero no se especifica si hay un efecto positivo o negativo sobre la riqueza. En este estudio, los modelos indicaron que a medida que aumenta la elevación aumenta el número de especies efectivas q_0 . La elevación no logró explicar el número efectivo de especies comunes y dominantes. Sin embargo, estos resultados podrían explicarse porque el bosque seco (el más diverso) comparte rangos altitudinales con el bosque de pino encino (el menos diverso), que también comparte rangos altitudinales con el Bosque submontano

El efecto positivo de la precipitación del trimestre más seco podría estar influido por las condiciones del suelo según lo reportan Maia et al. (2020), creando patrones específicos de distribución. El RDA, relaciona este trimestre con el Bosque submontano, mostrando relación negativa con el % de arena, la que se caracteriza por tener menos capacidad para retener

agua (Lavelle y Spain 2005). Esta asociación podría estar relacionada a la riqueza de especies encontrado en este bosque, caracterizado por su bajo drenaje lo cual favorecen la riqueza de especies (Maia et al. 2020). Por lo tanto, la disponibilidad de agua brindada en el trimestre más seco es un factor clave para la diversidad de especies. En este contexto, la riqueza y diversidad de especies resultan muy importante porque modulan los impactos de la sequía en el bosque (Grossiord 2020, Frontier 1987)

El pH y el nitrógeno son las variables del suelo que mejor explican la variabilidad de la riqueza y la diversidad dentro del paisaje en general, indicando que el aumento de incrementa la riqueza y diversidad de especies, esto puede deberse a la variabilidad de estos elementos registrada en los modelos mixtos. En estudios previos, se ha señalado que el enriquecimiento de nitrógeno puede disminuir la riqueza de especies (Midolo et al. 2018), y que el pH del suelo puede explicar en gran medida la riqueza (Crespo-Mendes et al. 2019). En cuanto a estas relaciones (Van Der Sande et al. 2021) mencionan que magnitud y dirección de estas, están asociadas a la precipitaciones y condiciones locales características de la zona, en los bosques en sucesión.

Se encontró un gradiente creciente de Fe a medida que aumenta la elevación, cabe destacar que en este estudio se encontró que la abundancia está relacionada con el hierro (Fe), donde al aumentar Fe, disminuye la abundancia, este resultado podría estar relacionado a lo encontrado en los modelos mixtos aplicado a cada bosque. Estos modelos mostraron valores altos de Fe en BPE, que es el bosque con menor abundancia de todos en contraste con BS que contiene mayor abundancia y menor cantidad de Fe. Pero esta disminución de abundancias conforme aumenta el Fe no aplica en el BM y BN que presentan mayor abundancia y Fe que el BPE. Por lo tanto, los valores observados en el BPE podrían relacionarse a los incendios que han ocurrido hace más de dos años, ya que se ha reportado que los incendios pueden aumentar el Fe. (Capulin-Grande et al. 2018)

Si bien es cierto que mayor Fe es un buen indicador de fertilidad, la asociación de menor Fe y mayor abundancia en BS podría implicar que los BS se encuentra en una dinámica donde existen limitaciones de crecimiento (Morrissey y Guerinot 2009) o que se desarrollan bajo complejas interacciones entre los procesos fisiológicos de las plantas y del suelo, determinados por el clima y geología de la zona (Fujii et al. 2018), en los diferentes tipos de bosques. Así mismo, se encontró que la intervención se relaciona con la abundancia de manera negativa, este mismo resultado se encontró en un estudio a largo plazo en México (Martínez-Ramos et al. 2016), donde se observa que la intervención indirecta reduce la abundancia, adicionalmente González-Tagle et al. (2008) encontraron que distintas intensidades de incendios también pueden reducir la abundancia. Las variables relacionadas positivamente con la abundancia fueron la elevación y el pH.

Las variables de estructura espacial resultantes del análisis RDA MEM 26 Y MEM 17 representan la autocorrelación espacial de las PTM, el valor de éstas indican que la autocorrelación espacial se está dando a escalas finas, dentro del área de estudio, estas podrían responder a variables no consideradas en este estudio como la dispersión, fisiología de las especies y la influencia del paisaje.

En este estudio se observa que bosques en la zona norte dentro del CSN se encuentran inmersos dentro de distintas regiones climáticas, ya que está en una región conocida como Bosque seco

estacional del Neotrópico (Pennington et al. 2009) donde se encuentran bosques de características secas (BPE y BS) y húmedos (BN y BM), que se relacionan a las precipitaciones durante el trimestre más lluvioso y con las precipitaciones durante el trimestre más seco, respectivamente. Esto podría sugerir que hay resiliencia en estos bosques (Poorter et al. 2021, Stan y Sánchez-Azofeifa 2019), factor que podría devenir de la marcada variabilidad ambiental registradas por (Anderson et al. 2019, Imbach et al. 2013). La influencia que muestran la precipitación durante el trimestre más seco es un factor importante para los Bosques Submontanos. Aún más cuando todos los bosques estudiados se encuentran inmersos en un balance de agua negativo (Karger et al. 2021), factor característico del CSN. Lo que se traduce en el déficit de agua disponible para la vegetación de la zona del CSN, en especial, en bosques de Pino Encino y Bosque Seco.

4.3- Diversidad funcional asociada al flujo hídrico

Las medias ponderadas de la comunidad (CWM) ponderadas por área basal y por individuos, mostraron ser significativos en corteza (COR), carga de epífitas (CE), el ángulo de inserción de la rama (AI), es significativo solo ponderada por individuos, al contrario del área de copa (AC) que no mostró diferencias significativas entre los tipos de bosques.

Los valores similares del área de copa ponderada por individuos pueden representar la misma capacidad para interceptar la precipitación, pero esto podría variar por la duración de la precipitación y la heterogeneidad estructural del tipo de bosque. (Klos et al. 2014.) Según (Pérez-Suárez et al. 2014) el BPE interceptaría de forma más rápida la precipitación neta, debido a la poca variabilidad en sus copas y distribuiría el flujo hídrico de forma homogénea. El AI de la rama ponderada por individuo, muestra diferencias significativas, el BN y el BS presentan los valores más altos, traducido en árboles con ramas con grados de inserción más bajos, esto sugiere que las especies se han adaptado para que las ramas dejen fluir más agua. Por tanto, interceptan menos precipitación que el BM y el BPE.

El rasgo CE al mostrar una tendencia a decrecer, esta variabilidad está influenciada por la cantidad de individuos y por el espacio que ocupan. Los valores más altos en el BSM y en el BN, sugieren que tienen mayor capacidad para interceptar la precipitación (Crockford y Richardson 2000). En cuanto a la COR no hubo un gradiente claro relacionado a la elevación. Por tanto, los valores más bajos relacionados encontrados en el bosque de nebliselva resultados de la ponderación por área basal e individuos indicando que las especies presentes dentro del bosque de nebliselva, tengan cortezas más adaptadas al paso del flujo caulinar (Pérez-Suárez et al. 2014), mientras que las cortezas de BPE, captan más el flujo caulinar, cabe destacar que Limpert y Siegert (2019) mencionan que esto ayudaría a enriquecer este flujo con nutrientes del dosel.

Se observaron diferencias significativas dentro de los bosques ponderados por área basal y por individuos son (FRic) la riqueza y la dispersión funcional (FDis), y equitatividad funcional (FEve). Esto sugiere que la cantidad de individuos y el área que ocupan influyen en la variabilidad de estos índices.

FDis presenta sus valores más altos en el BM Y BN, esto implica según (Ricotta y Moretti 2011) que hay presencias de mecanismos evitando la similaridad entre las especies, esto podría sugerir que las especies colaboran de manera variable en el proceso ecosistémico ligado a la distribución

de la precipitación, en este índice el BPE presenta menor FDis, por lo tanto, según Wölfling et al. (2020) este bosque tiene una alta especialización, esto influiría en su capacidad para redistribuir la precipitación, así mismo en menos capacidad de respuesta ante perturbaciones (Cooke et al. 2019) ligadas a al proceso de distribución. En cuanto a la FRic ponderado por individuo y área basal, presentaron los valores más altos en el BN, indicando que hay una buena ocupación de los rasgos (Villéger et al. 2008) asociados al flujo hídrico dentro del espacio funcional, lo que sugiere que las especies dentro de este bosque tienen más rasgos asociados al flujo hídrico que los demás bosques. En cuanto a FEve ponderada por individuos, el bosque de PE presentó el valor más bajo, esto sugiere que los rasgos están distribuidos irregularmente dentro de estos bosques (Villéger et al. 2008), lo que, según Mason et al. (2005), esto indica que hay áreas del nicho podrían no estar siendo ocupadas y esto tendería a disminuir su productividad. Esto podría traducirse en la falta de rasgos asociados al flujo hídrico en ciertas partes del BPE y sugiere que la magnitud de la redistribución de la precipitación sobre este bosque posiblemente difiere con respecto a los demás.

Los índices multi rasgo multidimensionales mostraron diferencias principalmente en el bosque menos diversos BPE y en el BN, esto sugiere que los bosques tienen distintas capacidades para redistribuir la precipitación. Existe mayor diversidad funcional asociada al flujo hídrico en los bosques más húmedos del CSN. Probablemente porque son bosques conservativos que han optimizan el uso del agua a costa de la ganancia de carbono. (Wright et al. 2021)

4.4- Diversidad funcional asociada al flujo hídrico y las relaciones con las variables ambientales

La FDis dispersión funcional ponderada por el área basal estuvo relacionada con el N, Zn, DA y elevación, mientras que FDis ponderada por individuos se relacionó únicamente con el pH, N y elevación. Estudios coinciden con estas variables, por ejemplo, este índice responde a cambios en el pH en un gradiente de sucesión en Brasil (Pinho et al. 2018). El FRic ponderadas por área basal estuvo relacionada significativamente de forma positiva con la elevación, precipitación durante el trimestre más seco y pH, en contrario con Limo, Fe, arena, estas variables se relacionaron de forma negativa. Mientras que ponderada por individuos solo se encontró relación con N positivamente y el % de Arena negativamente. Estas relaciones sugieren que hay influencia en la riqueza funcional. Un estudio en China, con Huang et al. (2022) coinciden con las variables Precipitación del mes más seco y el pH, los autores sugieren que estas características muestran correlaciones con este índice, e infieren que esto permite la coexistencia de las especies. El FEve ponderado por individuos, mostró relación con más variables, de forma positiva con la elevación, N, Zn y de forma negativa con el Fe y el % de Limo.

Por tanto, los índices de diversidad funcional están intrínsecamente relacionados con los filtros ambientales mencionados anteriormente, estos ejercen presiones y estructuran las comunidades (Villéger et al. 2008). Por tanto, estas variables sugieren presiones en los rasgos que están relacionados al proceso ecosistémico de redistribución de la precipitación en los bosques.

4.5- Índice de potencial de intercepción e índice estructural

Los análisis de los índices generados para complementar la información brindada por los rasgos funcionales y la estructura de los bosques mostraron diferencias, únicamente en el índice de potencial de intercepción (IPI).

El índice ICE al presentar valores similares en un rango de 1.30 ± 0.2 a 2.34 ± 0.2 , los resultados del análisis de medias indican que tienen el mismo potencial de interceptar y redistribuir la precipitación en los bosques, aunque no hay diferencias significativas se observa un valor más alto en el bosque de nebliselva, esto sugiere que hay mayor heterogeneidad en estas copas (Gardon et al. 2020, Sánchez-Falfan et al. 2023) y tienden a redistribuir mejor la precipitación. Se debe considerar que un factor importante es el efecto que podrían tener las palmas en estos bosques, por ejemplo, Sesnie et al. (2009) identifican el papel clave de las palmas la redistribución la precipitación. Sin embargo, en nuestro estudio, las palmas están limitadas en el BM y BN, con un diámetro reducido, muestra de ello, es que no se observaron palmas mayores a 10 cm.

El índice IPI indican que el bosque de nebliselva es el que presenta mayor potencial de interceptar la precipitación, hallazgo consistente con diversos estudios en el neotrópico (Holwerda et al. 2010, Wullaert et al. 2009). Así mismo en un bosque seco con alta madurez de Guanacaste (Calvo-Alvarado et al. 2012)

4.7. Limitaciones y consideraciones para esfuerzos futuros

Existen diversos factores ambientales y sociales no contemplados en este estudio, que podrían ser influyentes en los cambios de los procesos de precipitación. Además, este estudio no toma en cuenta análisis del paisaje, diversos estudios mencionan que la riqueza puede ser explicada por la influencia del paisaje que las rodea, las perturbaciones naturales y antrópicas (Wen et al. 2019).

Para tener un estudio más holístico de los procesos ecosistémicos ligados a la redistribución de la precipitación en los bosques del CSN, se debe tomar en cuenta la fisiología de la vegetación y la hidrología de la zona, estudiando los isotopos de vapor de agua para rastrear los flujos de agua (Dubbert y Werner 2019).

Debido a la naturaleza observacional de este estudio y la escasez de investigaciones en el neotrópico y en especial en el CSC y CSN, que puedan servir como comparación, resulta difícil brindar resultados que infieran significativamente en los procesos ecológicos ligados a la precipitación en los bosques del CSN. Para abordar estos vacíos, sería necesario hacer experimentos sobre el porcentaje de intercepción y flujo de follaje captado en campo, con el fin de estudiar, las medias ponderadas de la comunidad y los índices de diversidad en relación con las variables ambientales y observar sus interacciones. Esto podría brindar una comprensión más profunda de la influencia de los bosques en la redistribución de la precipitación dentro del CSN.

Se recomienda utilizar las especies indicadoras encontradas en este estudio para hacer investigaciones relacionadas a la modelación de la distribución potencial de los bosques. Así como la respuesta de estas especies ante eventos climáticos extremos.

5. Conclusiones

Nuestro estudio muestra el primer esfuerzo para conocer los bosques dentro de la zona norte del CSN. En este estudio se encontraron cuatro tipos de bosque: Bosque de Nebliselva, Bosque Submontano, Bosque de Pino Encino y Bosque Seco. La variabilidad encontrada a nivel taxonómico, estructural, funcional entre los tipos de bosques, y sus relaciones con las variables ambientales, sugieren que los bosques en el paisaje se desarrollan de manera heterogénea y por ende, contribuyen en diferente magnitud a la diversidad del paisaje y a los diferentes procesos ecosistémicos en la zona.

La notable riqueza y diversidad, principalmente atribuible a especies raras en el Bosque Submontano y Bosque Seco, destacan la necesidad de priorizar estos bosques como objetos de conservación, ya que se encuentran inmersos en una región de marcada estacionalidad y eventos extremos climáticos. Estos bosques enfrentan amenazas que podría comprometer el desarrollo de especies dependientes de ellos y los procesos ecosistémicos que garantizan la provisión de servicios ecosistémicos

Respecto a los rasgos asociados a diferentes procesos ecosistémicos relacionados al flujo hídrico, se logró observar que estos potencialmente distribuyen la precipitación de forma heterogénea en la zona norte del CSN, y que los bosques de las zonas más altas podrían estar potencialmente interceptando mayor precipitación. Los Bosques Submontano y de Nebliselva ubicados por encima de los 1,070 msnm, al tener mayor complejidad estructural, tienen mayor potencial de habilitar mecanismos de percolación del agua dentro del bosque, que se traducen en flujos de agua disponibles para el uso de la vegetación de la zona y para ser infiltrado, en eventos de precipitación continuos o intermitentes. Por lo tanto, el mantenimiento de la alta complejidad estructural en estos bosques puede contribuir a la regulación del ciclo hidrológico al modular la escorrentía en diferentes zonas.

Es importante realzar estos bosques por su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos, a través de sus procesos ecosistémicos, sobre todo porque es una zona con alta vulnerabilidad climática y constantemente amenazada por factores antrópicos. Es importante que los gestores integren el reconocimiento de estos bosques dentro de la matriz agropecuaria de la zona y destinen esfuerzos estratégicos orientados al manejo de estos bosques en pro del desarrollo socioeconómico de las comunidades rurales.

6. Bibliografía

- Alemán, R. (2021). Estudio del avance de las políticas públicas y estrategias centroamericanas y del impacto de los programas/proyectos de atención al riesgo de sequía en el corredor seco. S.l., s.e.
- Almazán-Núñez, RC; Corcuera, P; Parra-Juárez, L; Jiménez-Hernández, J; Charre, GM. 2016. Changes in Structure and Diversity of Woody Plants in a Secondary Mixed Pine-Oak Forest in the Sierra Madre del Sur of Mexico (en línea). DOI: <https://doi.org/10.3390/f7040090>.
- Anderson, TG; Anchukaitis, KJ; Pons, D; Taylor, M. 2019. Multiscale trends and precipitation extremes in the Central American Midsummer Drought. *Environmental Research Letters* 14(12). DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5023>.
- Atia, K; Rito, F; Ictor Arroyo-Rodríguez, V; Queiroz, RT; Leal, IR; Tabarelli, M. 2016. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation (en línea). DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>.
- Bacon, C; Griggs, K; Sundstrom, W; Gómez, M. 2022. Exposure to Hurricanes Eta and Iota in Farming Communities in Northern and Central Nicaragua (en línea). s.l., s.e. Consultado 24 nov. 2023. Disponible en <https://scholarcommons.scu.edu/ess/84>.
- Bacon, CM; Sundstrom, WA; Stewart, IT; Maurer, E; Kelley, LC. 2021. Towards smallholder food and water security: Climate variability in the context of multiple livelihood hazards in Nicaragua. *World Development* 143. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105468>.
- Baptiste, A; Anton, A. 2022. Package «gridExtra». s.l., s.e. Consultado 14 dic. 2023.
- Bates, D; Maechler, M; Bolker, B; Walke, S. 2023. Package «lme4» (en línea, sitio web). Consultado 17 mar. 2024.
- Bauman, D; Blanchet, G; Borcard, D; Clappe, S. 2023. *adespatial* (en línea). s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1183.1>.
- Beyer, M; Kühnhammer, K; Dubbert, M. 2020. In situ measurements of soil and plant water isotopes: A review of approaches, practical considerations and a vision for the future. *Hydrology and Earth System Sciences* 24(9):4413-4440. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-24-4413-2020>.
- Brun, P; Zimmermann, NE; Hari, C; Pellissier, L; Karger, DN. 2022. Global climate-related predictors at kilometre resolution for the past and future Earth System Science Data Discussions (en línea). DOI: <https://doi.org/10.16904/envidat.332>.
- Calvo-Alvarado, J; Jiménez-Rodríguez, C; de Saá-Quintana, M. 2012. Intercepción de precipitación en tres estadios de sucesión de un Bosque húmedo Tropical, Parque Nacional Guanacaste, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú (Costa Rica)* 9(22).

- Calvo-Solano, OD; Quesada-Hernández, LE; Hidalgo, H; Gotlieb, Y. 2018. Impactos de las sequías en el sector agropecuario del Corredor Seco Centroamericano. *Agronomía Mesoamericana* 29(3):695. DOI: <https://doi.org/10.15517/ma.v29i3.30828>.
- Camacho Calvo, M. (2000). Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical. Guía para el establecimiento y medición. s.l., s.e.
- Capulin-Grande, J; Suárez-Islas, A; Rodríguez-Laguna, R; Justo, J; -Sánchez, M; Razo-Zárate, R; Islas-Santillán, M. 2018. Influence of fire on soil and vegetation properties in two contrasting forest sites in Central México (en línea). *Cien. Inv. Agr* 45(2):128-137. DOI: <https://doi.org/10.7764/rcia.v45i2.1798>.
- Cardoza Ruiz, F sullyvan; Delgado, D; Finegan, B. 2011. Diversidad y composición florística y funcional de los bosques del parque nacional montecristo, El Salvador. Tesis Maestría. Turrialba, Costa Rica, Centro agronómico tropical De investigación y enseñanza Escuela de posgrado. 111p
- Carlos Almazán-Núñez, R; Corcuera, P; Parra-Juárez, L; Jiménez-Hernández, J; Charre, GM. 2016. Changes in Structure and Diversity of Woody Plants in a Secondary Mixed Pine-Oak Forest in the Sierra Madre del Sur of Mexico (en línea). DOI: <https://doi.org/10.3390/f7040090>.
- CATIE Centro agronómico tropical De investigación y enseñanza Escuela de posgrado. 2021. Usos de suelo en el área del proyecto Cosecha de Agua (Raster). Turrialba, Costa Rica
- Chain-Guadarrama, A; Finegan, B; Vilchez, S; Casanoves, F. 2012. Determinants of rain-forest floristic variation on an altitudinal gradient in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 28(5):463-481. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467412000521>.
- Chain-Guadarrama, A; Vierling, L; Finegan, B. (2014). A functional trait based approach to understand tropical forest composition and function in a Costa Rican landscape. Thesis. PhD, Idaho, University of Idaho and Centro agronómico tropical De investigación y enseñanza Escuela de posgrado. 125 p
- Chan-Dzul, A; Finegan, B; Casanoves, F; Delgado, D. (2010). Diversidad funcional en una cronosecuencia producto de la agricultura de roza-tumba quema de la selva mediana subperennifolia en Calakmul, Campeche, México. Tesis Maestría. Tesis Maestría. Turrialba, Costa Rica, Centro agronómico tropical De investigación y enseñanza Escuela de posgrado 145 p
- Chao, A; Gotelli, NJ; Hsieh, TC; Sander, EL; Ma, KH; Colwell, RK; Ellison, AM. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies (en línea). 84. s.l., s.e. Disponible en <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Chapin, FS; Matson, PA (Pamela A); Mooney, HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. s.l., Springer. 436 p.

- Cielo Filho, R; Martins, FR; Gneri, MA. 2002. Fitting abundance distribution models in tropical arboreal communities of SE Brazil (en línea). *Community Ecology* 3(2):169-180. DOI: <https://doi.org/10.1556/COMEC.3.2002.2.4/METRICS>.
- Clarke, KR. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. 18. s.l., s.e.
- Cooke, RSC; Bates, AE; Eigenbrod, F. 2019. Global trade-offs of functional redundancy and functional dispersion for birds and mammals. *Global Ecology and Biogeography* 28(4):484-495. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12869>.
- Coronado, I; González Cox, D; Gómez, CUS. 2022. *Damburneya miraflores*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022 (en línea). DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T32934A138501821.es>.
- Crespo-Mendes, N; Laurent, A; Bruun, HH; Hauschild, MZ. 2019. Relationships between plant species richness and soil pH at the level of biome and ecoregion in Brazil. *Ecological Indicators* 98:266-275. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.004>.
- Crockford, RH; Richardson, DP. 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological processes* 14:2903-2920.
- Da Conceição Bispo, P; Balzter, H; Malhi, Y; Slik, JWF; Dos Santos, JR; Rennó, CD; Espírito-Santo, FD; Aragão, LEOC; Ximenes, AC; Da Conceição Bispo, P. 2017. Drivers of metacommunity structure diverge for common and rare Amazonian tree species. *PLoS ONE* 12(11). DOI: <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0188300>.
- De Cáceres, M; Legendre, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Source: *Ecology* 90(12):3566-3574.
- De Cáceres, M De; Jansen, F; Dell, N. 2023. *indicspecies* (en línea). s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.1890/08>.
- Depsky, N; Pons, D. 2020. Meteorological droughts are projected to worsen in Central America's dry corridor throughout the 21st century (en línea). DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abc5e2>.
- Díaz, S; Lavorel, S; de Bello, F; Quétier Fabien; Grigulis, K; Robson Matthew. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments (en línea). 104. s.l., s.e. Disponible en www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0704716104.
- Díaz-Bolaños, RE. 2019. El Corredor Seco Centroamericano en perspectiva histórica. *Anuario de Estudios Centroamericanos* 45:297-322. DOI: <https://doi.org/10.15517/aeca.v45i0.40697>.
- Dietz, J; Hölscher, D; Leuschner, C; Hendrayanto. 2006. Rainfall partitioning in relation to forest structure in differently managed montane forest stands in Central Sulawesi, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 237(1-3):170-178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.044>.

- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, M; González, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2020. Infostat (en línea). s.l., s.e. Consultado 29 nov. 2023. Disponible en <https://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=15>.
- Dos Santos, GN; da Silva, AC; Higuchi, P. 2020. Impact of climate change on the geographical distribution of a cloud forest indicator tree species (en línea). *Revista Árvore* 44:e4432. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-908820200000032>.
- Dowle, M; Srinivasan, A; Gorecki, J; Chirico, M; Stetsenko, P; Short, T; Steve Lianoglou, S; Antonyan, E; Markus Bonsch, M; Parsonage, H; Ritchie, S; Ren, K; Tan, X; Saporta, R; Seiskari, R; Dong, X; Lang, M. 2023. *data.table*. s.l., s.e. p. 1-127. Consultado 28 nov. 2023.
- Dubbert, M; Werner, C. 2019. Research review Water fluxes mediated by vegetation: emerging isotopic insights at the soil and atmosphere interfaces (en línea). *New Phytologist* 221:1754-1763. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15547>.
- Esperón-Rodríguez, M; Barradas, VL. 2015. Ecophysiological vulnerability to climate change: water stress responses in four tree species from the central mountain region of Veracruz, Mexico. *Regional Environmental Change* 15(1):93-108. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0624-x>.
- FAO. (2010). EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES 2010 INFORME NACIONAL NICARAGUA FRA 2010-Informe nacional, Nicaragua. 2 El Programa de Evaluación de los Recursos Forestales (en línea). s.l., s.e. Disponible en www.fao.org/forestry/es.
- Finegan, B; Harvey, CA; Delgado, D. (2008). Tipos de bosques del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua (en línea). s.l., s.e. Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/325206235>.
- Flores-Pérez, MÁ; Finegan, B; Delgado, D; Louman, B. 2001. Composición y diversidad de los bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una base para el manejo sostenible. *Revista Forestal Centeoamericana*.
- Frontier, S. (1987). *Applications of fractal theory to Ecology*. s.l., s.e.
- Fox, J; Weisberg, S; Price, B. 2023. Package 'car'. (en línea, sitio web). Consultado 17 mar. 2024.
- Fujii, K; Shibata, M; Kitajima, K; Ichie, T; Kitayama, K; Turner, BL. 2018. Plant-soil interactions maintain biodiversity and functions of tropical forest ecosystems (en línea). *Ecological Research* 33:149-160. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-017-1511-y>.
- Gardon, FR; Toledo, RM de; Brentan, BM; Santos, RF dos. 2020. Rainfall interception and plant community in young forest restorations. *Ecological Indicators* 109. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105779>.
- Gei, M; Rozendaal, DMA; Poorter, L; Bongers, F; Sprent, JI; Garner, MD; Aide, TM; Andrade, JL; Balvanera, P; Becknell, JM; Brancalion, PHS; Cabral, GAL; César, RG; Chazdon, RL;

- Cole, RJ; Colletta, GD; De Jong, B; Denslow, JS; Dent, DH; Dewalt, SJ; Dupuy, JM; Durán, SM; Do Espírito Santo, MM; Fernandes, GW; Nunes, YRF; Finegan, B; Moser, VG; Hall, JS; Hernández-Stefanoni, JL; Junqueira, AB; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, SG; Lohbeck, M; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA; Menge, DNL; Mora, F; Muñoz, R; Muscarella, R; Ochoa-Gaona, S; Orihuela-Belmonte, E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, EA; Piotto, D; Reich, PB; Reyes-García, C; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Pérez, IE; Sanaphre-Villanueva, L; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, NB; De Almeida, AS; Almeida-Cortez, JS; Silver, W; De Souza Moreno, V; Sullivan, BW; Swenson, NG; Uriarte, M; Van Breugel, M; Van Der Wal, H; Veloso, MDDM; Vester, HFM; Vieira, ICG; Zimmerman, JK; Powers, JS. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology and Evolution* 2(7):1104-1111. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>.
- Geißler, C; Nadrowski, K; Kühn, P; Baruffol, M; Bruelheide, H. 2013. Kinetic Energy of Throughfall in Subtropical Forests of SE China-Effects of Tree Canopy Structure, Functional Traits, and Biodiversity (en línea). *PLoS ONE* 8(2):49618. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049618>.
- Gillespie, TW; Grijalva, A; Farris, CN. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147(1):37-47. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009848525399>.
- González-Rivas, B. 2005. Tree species Diversity and Regeneration of Tropical Dry Forests in Nicaragua. Consultado 4 ene. 2024.
- González-Tagle, MA; Schwendenmann, L; Pérez, JJ; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256(1-2):161-167. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.021>.
- Gotlieb, Y; García Girón, JD. 2020. The role of land use conversion in shaping the land cover of the Central American Dry Corridor. *Land Use Policy* 94. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104351>.
- Graterol-Matute, EJ; Pulver, E; Jaramillo Cardona, S; Urioste Daza, SA; Labarta, RA; Arana Salazar, JA; Reyes, B; Obando, M; Moreno, C; Saini, E. (2019). Estrategia de diversificación y aumento de la productividad agropecuaria en el Corredor Seco de Nicaragua con base en la gestión integral del recurso hídrico. s.l., s.e.
- Grenié, M; Gruson, H. 2023. fundiversity: a modular R package to compute functional diversity indices. *Ecography* 2023(3). DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.06585>.
- Grime, JP. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86(6):902-910. DOI: <https://doi.org/10.1046/J.1365-2745.1998.00306.X>.

- Griscom, HP; Ashton, MS. 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* 261(10):1564-1579. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027>.
- Grossiord, C. 2020. Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist* 228(1):42-49. DOI: <https://doi.org/10.1111/NPH.15667>.
- Gutiérrez-García, TA; Vázquez-Domínguez, E. 2013. Consensus between genes and stones in the biogeographic and evolutionary history of Central America. *s.l., s.e., vol.79. p. 311-324* DOI: <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2012.12.007>.
- Hadley Wickham. (2016). *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* Second edition (en línea). s.l., s.e. DOI: [https://doi.org/DOI 10.1007/978-3-319-24277-4](https://doi.org/DOI%2010.1007/978-3-319-24277-4).
- Hartig, F; Lohse, L. 2022. «DHARMA» . s.l., s.e. Consultado 29 dic. 2023.
- Herwitz', SR. 1987. Raindrop impact and water flow on the vegetative surfaces of trees and the effects on stemflow and throughfall generation. 12. S.l., s.e.
- Hesselbarth, MHK; Sciaini, M; With, KA; Wiegand, K; Nowosad, J. 2019. *landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics* (en línea, sitio web). Consultado 23 nov. 2023. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ecog.04617>.
- Hidalgo, HG; Amador, JA; Alfaro, EJ; Quesada, B. 2013. Hydrological climate change projections for Central America. *Journal of Hydrology* 495:94-112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.004>.
- Hilje, B; Calvo-Alvarado, J; Jiménez-Rodríguez, C; Sánchez-Azofeifa, A. (2015). Tree species composition, breeding systems, and pollination and dispersal syndromes in three forest successional stages in a tropical dry forest in Mesoamerica (en línea). 8. s.l., s.e. Disponible en www.tropicalconservationscience.org.
- Holwerda, F; Bruijnzeel, LA; Muñoz-Villers, LE; Equihua, M; Asbjornsen, H. 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 384(1-2):84-96. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.012>.
- Hsieh, TC; Ma, KH; Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7(12):1451-1456. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Huang, C; Xu, Y; Zang, R. 2022. Variations in Functional Richness and Assembly Mechanisms of the Subtropical Evergreen Broadleaved Forest Communities along Geographical and Environmental Gradients. *Forests* 13(8). DOI: <https://doi.org/10.3390/F13081206/S1>.
- Imbach, PA; Locatelli, B; Molina, LG; Ciais, P; Leadley, PW. 2013. Climate change and plant dispersal along corridors in fragmented landscapes of Mesoamerica. *Ecology and Evolution* 3(9):2917-2932. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.672>.

- INIDE. (2021). Instituto Nacional de Información de Desarrollo - INIDE (en línea). s.l., s.e. Consultado 24 nov. 2023. Disponible en <https://www.inide.gob.ni/Home/Anuarios>.
- Karger, DN; Brun, P; Zimmermann, NE. 2021. Climatologies at High resolution for the Earth Land Surface Areas CHELSA V2.1: Technical specification (en línea). DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>.
- Klos, PZ; Chain-Guadarrama, A; Link, TE; Finegan, B; Vierling, LA; Chazdon, R. 2014. Throughfall heterogeneity in tropical forested landscapes as a focal mechanism for deep percolation. *Journal of Hydrology* 519(PB):2180-2188. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.004>.
- Laliberté, E; Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits (en línea). 91. s.l., s.e. Disponible en <http://www.ecolag.univ-montp2.fr/softwarei>.
- Lanuza, OR; Casanoves, F; Vilchez-Mendoza, S; Espelta, JM; Peñuelas, J; Peguero, G. 2022. Structure, diversity and the conservation value of tropical dry forests in highly fragmented landscapes. *Journal of Plant Ecology* 16(1). DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac046>.
- Lavelle, P; Spain, A V. 2005. *Soil Ecology*. 2 ed. s.l., Springer. 654 p.
- Lenth, R V.; Bolker, B; Buerkne, P. 2024. Package ‘emmeans’. . (en línea, sitio web). Consultado 17 mar. 2024.
- Limpert, K; Siegert, C. 2019. Interspecific differences in canopy-derived water, carbon, and nitrogen in Upland Oak-Hickory forest. *Forests* 10(12):1-20. DOI: <https://doi.org/10.3390/F10121121>.
- Linares, J; Martínez - Salas. 2020. *Dalbergia tucurensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020 (en línea). DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020>.
- López-Mata, Lauro; Villaseñor, J-L; Cruz-Cárdenas, G; Ortiz, E; Ortiz-Solorio, C. 2011. Predictores ambientales de la riqueza de especies de plantas del bosque Húmedo de montaña de México. *Botanical Sciences* 90(1):27-36.
- Lyra, A; Imbach, P; Rodriguez, D; Chou, SC; Georgiou, S; Garofolo, L. 2017. Projections of climate change impacts on central America tropical rainforest. *Climatic Change* 141(1):93-105. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1790-2>.
- Magurran, AE. 2007. Species abundance distributions over time. s.l., s.e., vol.10. p. 347-354 DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01024.x>.
- Maia, VA; de Souza, CR; de Aguiar-Campos, N; Fagundes, NCA; Santos, ABM; de Paula, GGP; Santos, PF; Silva, WB; de Oliveira Menino, GC; dos Santos, RM. 2020. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. *Forest Ecology and Management* 474. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>.

- Mammola, S; Carmona, CP; Guillerme, T; Cardoso, P. 2021. Concepts and applications in functional diversity. s.l., John Wiley and Sons Inc, vol.35. p. 1869-1885 DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>.
- Manrique-Ascencio, A; De Ecología, I; David, AC; Prieto-Torres, A; Guevara, R. 2023. Climate change and low species drought tolerance will negatively impact plant richness in the Neotropical seasonally dry forests (en línea). DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2899371/v1>.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales,Nicaragua).2010. Estudio de ecosistemas y biodiversidad de Nicaragua y su representatividad en el sistema nacional de áreas protegidas Managua. s.l., s.e.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales,Nicaragua).2015. Ubicación Estado y Valor de las Especies, Formaciones Vegetales y Ecosistemas de Nicaragua (en línea). s.l., s.e. Consultado 25 nov. 2023. Disponible en https://docplayer.es/94924351-N-nicaragua-ministerio-del-ambiente-y-los-recursos-naturales.html#google_vignette.
- Martínez-Ramos, M; Ortiz-Rodríguez, IA; Piñero, D; Dirzo, R; Sarukhán, J. 2016. Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(19):5323-5328. DOI: <https://doi.org/10.1073/PNAS.1602893113/-/DCSUPPLEMENTAL>.
- Mason, NWH; Mouillot, D; Lee, WG; Wilson, JB; Setälä, H. (2005). Nordic Society Oikos Functional Richness, Functional Evenness and Functional Divergence: The Primary Components of Functional Diversity. 111. s.l., s.e.
- Matthews, TJ; Whittaker, RJ. 2014. Neutral theory and the species abundance distribution: Recent developments and prospects for unifying niche and neutral perspectives. *Ecology and Evolution* 4(11):2263-2277. DOI: <https://doi.org/10.1002/ECE3.1092>.
- Matthews, TJ; Whittaker, RJ. 2014. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management (en línea). DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12380>.
- McCain, CM; Grytnes, J. 2010. *Elevational Gradients in Species Richness*. s.l., Wiley. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0022548>.
- McGill, BJ; Etienne, RS; Gray, JS; Alonso, D; Anderson, MJ; Benecha, HK; Dornelas, M; Enquist, BJ; Green, JL; He, F; Hurlbert, AH; Magurran, AE; Marquet, PA; Maurer, BA; Ostling, A; Soykan, CU; Ugland, KI; White, EP. 2007. Species abundance distributions: Moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10(10):995-1015. DOI: <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01094.X>.
- Meyrat, AP. (2006). *Descripción de Ecosistemas y Formaciones Vegetales de Nicaragua*. s.l., s.e.

- Midolo, G; Alkemade, R; Schipper, AM; Benítez-López, A; Michael, |; Perring, P; De Vries, W. 2018. Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis (en línea). DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12856>.
- Ministerio Agropecuario y forestal. 2013. Plan de Adaptación a la variabilidad y el Cambio Climático en el Sector Agropecuario, Forestal y Pesca en Nicaragua.
- Morrissey, J; Guerinot, M Lou. 2009. Iron uptake and transport in plants: The good, the bad, and the ionome. NIH Public Access :1-29. DOI: <https://doi.org/10.1021/cr900112r>.
- Mouillot, D; Bellwood, DR; Baraloto, C; Chave, J; Galzin, R; Harmelin-Vivien, M; Kulbicki, M; Lavergne, S; Lavorel, S; Mouquet, N; Paine, CET; Renaud, J; Thuiller, W. 2013. Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems (en línea). PLOS Biology 11(5):e1001569. DOI: <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PBIO.1001569>.
- Mouillot, D; Lepretre, A. 2000. Introduction of relative abundance distribution (rad) indices, estimated from the rank-frequency diagrams (rfd), to assess changes in community diversity. Consultado 14 dic. 2023.
- Müller, M; Gailing, O. 2019. Abiotic genetic adaptation in the Fagaceae. s.l., Blackwell Publishing Ltd, vol.21. p. 783-795 DOI: <https://doi.org/10.1111/plb.13008>.
- Oksanen, J; Simpson, G; LBlanchet, FG; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, PR; O'Hara, RB; Solymos, P; Stevens, MHH; Szoecs, E; Wagner, H; Barbour, M. 2022. Vegan. s.l., s.e. Consultado 27 nov. 2023.
- Ortego, J; Bonal, R; Muñoz, A; Espelta, JM. 2015. Living on the edge: the role of geography and environment in structuring genetic variation in the southernmost populations of a tropical oak (en línea). Plant Biology 17(3):676-683. DOI: <https://doi.org/10.1111/PLB.12272>.
- Pennington, RT; Lavin, M; Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40:437-457. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.
- Pérez-Harguindeguy, N; Díaz, S; Garnier, E; Lavorel, S; Poorter, H; Jaureguiberry, P; Bret-Harte, MS; Cornwell, WK; Craine, JM; Gurvich, DE; Urcelay, C; Veneklaas, EJ; Reich, PB; Poorter, L; Wright, IJ; Ray, P; Enrico, L; Pausas, JG; De Vos, AC; Buchmann, N; Funes, G; Quétier, F; Hodgson, JG; Thompson, K; Morgan, HD; Ter Steege, H; Van Der Heijden, MGA; Sack, L; Blonder, B; Poschlod, P; Vaieretti, M V.; Conti, G; Staver, AC; Aquino, S; Cornelissen, JHC. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany 61(3):167-234. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT12225>.
- Pérez-Suárez, M; Arredondo-Moreno, JT; Huber-Sannwald, E; Serna-Pérez, A. 2014. Forest structure, species traits and rain characteristics influences on horizontal and vertical rainfall partitioning in a semiarid pine-oak forest from Central Mexico. Ecohydrology 7(2):532-543. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1372>.

- Picard, N. 2019. Asymmetric Competition Can Shape the Size Distribution of Trees in a Natural Tropical Forest (en línea). *Forest Science* 65(5):562-569. DOI: <https://doi.org/10.1093/FORSCI/FXZ018>.
- Pinheiro, J; Bates, D; DebRoy, S; Sarkar, D; Heisterkamp, S; Van Willigen, B; Ranke, J. 2023. nlme (en línea, sitio web). Consultado 26 feb. 2024. Disponible en <https://r-universe.dev/manuals/nlme.html>.
- Pinho, BX; de Melo, FPL; Arroyo-Rodríguez, V; Pierce, S; Lohbeck, M; Tabarelli, M. 2018. Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. *Journal of Ecology* 106(1):137-147. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12843>.
- Poorter, L; Craven, D; Jakovac, CC; van der Sande, MT; Amissah, L; Bongers, F; Chazdon, RL; Farrior, CE; Kambach, S; Meave, JA; Muñoz, R; Norden, N; Rüger, N; van Breugel, M; Zambrano, AMA; Amani, B; Andrade, JL; Brancalion, PHS; Broadbent, EN; de Foresta, H; Dent, DH; Derroire, G; DeWalt, SJ; Dupuy, JM; Durán, SM; Fantini, AC; Finegan, B; Hernández-Jaramillo, A; Hernández-Stefanoni, JL; Hietz, P; Junqueira, AB; N'dja, JK; Letcher, SG; Lohbeck, M; López-Camacho, R; Martínez-Ramos, M; Melo, FPL; Mora, F; Müller, SC; N'Guessan, AE; Oberleitner, F; Ortiz-Malavassi, E; Pérez-García, EA; Pinho, BX; Piotto, D; Powers, JS; Rodríguez-Buritica, S; Rozendaal, DMA; Ruíz, J; Tabarelli, M; Teixeira, HM; de Sá Barretto Sampaio, EV; van der Wal, H; Villa, PM; Fernandes, GW; Santos, BA; Aguilar-Cano, J; de Almeida-Cortez, JS; Alvarez-Davila, E; Arreola-Villa, F; Balvanera, P; Becknell, JM; Cabral, GAL; Castellanos-Castro, C; de Jong, BHJ; Nieto, JE; Espírito-Santo, MM; Fandino, MC; García, H; García-Villalobos, D; Hall, JS; Idárraga, A; Jiménez-Montoya, J; Kennard, D; Marín-Spiotta, E; Mesquita, R; Nunes, YRF; Ochoa-Gaona, S; Peña-Claros, M; Pérez-Cárdenas, N; Rodríguez-Velázquez, J; Villanueva, LS; Schwartz, NB; Steininger, MK; Veloso, MDM; Vester, HFM; Vieira, ICG; Williamson, GB; Zanini, K; Hérault, B. 2021. Multidimensional tropical forest recovery. *Science* 374(6573):1370-1376. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>.
- Ravera, F; Tarrasón, D; Simelton, E. (2011). Envisioning Adaptive Strategies to Change: Participatory Scenarios for Agropastoral Semiarid Systems in Nicaragua (en línea). 16. s.l., and Society. Disponible en <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art20/>.
- Ray, DK; Welch, RM; Lawton, RO; Nair, US. 2006. Dry season clouds and rainfall in northern Central America: Implications for the Mesoamerican Biological Corridor. *Global and Planetary Change* 54(1-2):150-162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2005.09.004>.
- Ricotta, C; Moretti, M. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167(1):181-188. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>.
- Robert, M; Hijmans, J. 2023. Package «terra» Type Package Title Spatial Data Analysis (en línea). Consultado 23 nov. 2023. Disponible en <https://github.com/rsatial/terra/issues/>.
- Rodríguez-Correa, H; Oyama, K; Macgregor-Fors, I; González-Rodríguez, A. 2015. How are oaks distributed in the neotropics? A perspective from species turnover, areas of endemism, and

- climatic niches. *International Journal of Plant Sciences* 176(3):222-231. DOI: <https://doi.org/10.1086/679904>.
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- RStudio Team 2023. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Salgado-Negret, B. 2015. *La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. I. s.l., s.e. 236 p.
- Sánchez-Falfan, A; Esperón-Rodríguez, M; Cervantes-Pérez, J; Ballinas, M; Barradas, VL. 2023. How Important Are Fog and the Cloud Forest as a Water Supply in Eastern Mexico? *Water (Switzerland)* 15(7). DOI: <https://doi.org/10.3390/W15071286/S1>.
- Sánchez-Murillo, R; Esquivel-Hernández, G; Corrales-Salazar, JL; Castro-Chacón, L; Durán-Quesada, AM; Guerrero-Hernández, M; Delgado, V; Barberena, J; Montenegro-Rayó, K; Calderón, H; Chevez, C; Peña-Paz, T; García-Santos, S; Ortiz-Roque, P; Alvarado-Callejas, Y; Benegas, L; Hernández-Antonio, A; Matamoros-Ortega, M; Ortega, L; Terzer-Wassmuth, S. 2020. Tracer hydrology of the data-scarce and heterogeneous Central American Isthmus. *Hydrological Processes* 34(11):2660-2675. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.13758>.
- Sesnie, SE; Finegan, B; Gessler, PE; Ramos, Z. 2009. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old-growth rain forest remnants. *Biotropica* 41(1):16-26. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00451.x>.
- SICA. 2023. Zonas de Vida1 en Centroamérica y República Dominicana (en línea, sitio web). Consultado 24 nov. 2023. Disponible en <https://sigportal.sica.int/portal/apps/View/index.html?appid=f3c4ee5eb32d4daba262991f18566b6d>.
- Siles, P; Talavera, P; Rugama, FA; Alaniz, L; Ortiz González, W. (2017). Composición florística, estructura y biomasa de los bosques de pino-encino en la reserva Santa Rosa, Tisey, Estelí, Nicaragua. 65. s.l., s.e.
- Solé, JM; Arasa, R; Picanyol, M; González, MÁ; Domingo-Dalmau, A; Masdeu, M; Porras, I; Codina, B. 2016. Assessment of Climate Change in Nicaragua: Analysis of Precipitation and Temperature by Dynamical Downscaling over a 30-Year Horizon. *Atmospheric and Climate Sciences* 06(03):445-474. DOI: <https://doi.org/10.4236/acs.2016.63036>.
- Stan, K; Sanchez-Azofeifa, A. 2019. Tropical Dry Forest Diversity, Climatic Response, and Resilience in a Changing Climate (en línea). forests. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10050443>.
- Tarrasón, D; Urrutia, JT; Ravera, F; Herrera, E; Andrés, P; Josep, •; Espelta, M; Tarrasón, D; Andrés, ÁP; Espelta, ÁJM; Urrutia, JT; Herrera, ÁE; Ravera, F. 2010. Conservation status

- of tropical dry forest remnants in Nicaragua: Do ecological indicators and social perception tally? *Biodivers Conserv* 19:813-827. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9736-x>.
- Taylor, M.; Alfaro, E. (2013). *Central America and the Caribbean, climate of*. s.l., s.e.
- Thiollay, JM. 1992. Influence of selective logging on Bird Species. *Diversity in a Guianan Rain Forest*.
- Tiansawat, P; Elliott, SD; Wangpakapattanawong, P. 2022. Climate Niche Modelling for Mapping Potential Distributions of Four Framework Tree Species: Implications for Planning Forest Restoration in Tropical and Subtropical Asia (en línea). DOI: <https://doi.org/10.3390/f13070993>.
- Toledo-Garibaldi, M; Williams-Linera, G. 2014. Tree diversity patterns in successive vegetation types along an elevation gradient in the Mountains of Eastern Mexico. *Ecological Research* 29(6):1097-1104. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1196-4>.
- Tobón-Marín, C; Bouten, W; Sevink, J. (2000). Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia (en línea). s.l., s.e. Disponible en www.elsevier.com/locate/jhydrol.
- Tonello, KC; Campos, SD; de Menezes, AJ; Bramorski, J; Mathias, SL; Lima, MT. 2021. How Is Bark Absorbability and Wettability Related to Stemflow Yield? Observations From Isolated Trees in the Brazilian Cerrado. *Frontiers in Forests and Global Change* 4. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.650665>.
- Tropicos. 2023. Flora de Nicaragua (en línea, sitio web). Consultado 4 dic. 2023. Disponible en <http://legacy.tropicos.org/projectwebportal.aspx?pagename=Home&projectid=7>.
- Van Der Sande, MT; Powers, JS; Kuyper, TW; Norden, N; Salgado-Negret, B; Silva De Almeida, J; Bongers, F; Delgado, D; Dent, DH; Derroire, G; Do Espirito Santo, MM; Dupuy, JM; Fernandes, GW; Finegan, B; Gavito, ME; Hernández-Stefanoni, JL; Jakovac, CC; Jones, IL; Das Dores Magalhães Veloso, M; Meave, JA; Mora, F; Muñoz, R; Pérez-Cárdenas, N; Piotto, D; Álvarez-Dávila, E; Caceres-Siani, Y; Dalban-Pilon, C; Dourdain, A; Du, D V.; García Villalobos, D; Nunes, YRF; Sanchez-Azofeifa, A; Poorter, L. 2021. Soil resistance and recovery during neotropical forest succession. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 378(1867). DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0074>.
- Vammen, K; Peña, E. (2022). Water and climate: Global environmental sustainability and the current state in a developing country, Nicaragua (en línea). s.l., s.e. Disponible en <https://www.fao.org/aquastat/en/>.
- Veintimilla Ramos, DA; Finegan, B; Imbach, P; Delgado, D; Vílchez, S; Zamora, N. 2013. Identificación y caracterización de tipos de bosque tropical sobre un gradiente altitudinal en Costa Rica: el caso “Caribe- Villa Mills”. Tesis Máster. Turrialba, Costa Rica, Centro agronómico tropical De investigación y enseñanza Escuela de posgrado. 125 p

- Veintimilla, D; Ngo Bieng, MA; Delgado, D; Vilchez-Mendoza, S; Zamora, N; Finegan, B. 2019. Drivers of tropical rainforest composition and alpha diversity patterns over a 2,520 m altitudinal gradient. *Ecology and Evolution* 9(10):5720-5730. DOI: <https://doi.org/10.1002/ECE3.5155>.
- Villéger, S; Mason, NWH; Mouillot, D; Bastien Vill, S; Mouillot1, D. (2008). New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. 89. s.l., s.e.
- Wen, Z; Zheng, H; Smith, JR; Zhao, H; Liu, L; Ouyang, Z. 2019. Functional diversity overrides community-weighted mean traits in linking land-use intensity to hydrological ecosystem services. *Science of the Total Environment* 682:583-590. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.160>.
- Wickham, H; François, R; Henry, L; Müller, K; Vaughan, D. 2023. dplyr (en línea). s.l., s.e. Consultado 28 nov. 2023. Disponible en <https://dplyr.tidyverse.org/>.
- Wilson, JB. 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* 2(1):35-46. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235896>.
- Wölfling, M; Uhl, B; Fiedler, K. 2020. Ecological drift and directional community change in an isolated mediterranean forest reserve-larger moth species under higher threat. *Journal of Insect Science* 20(5):1-10. DOI: <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieaa097>.
- World Bank. (2015). *Agriculture in Nicaragua: Performance, Challenges, and Options* (en línea). s.l., s.e. Disponible en <http://www.copyright.com/>.
- Wright, CL; de Lima, ALA; de Souza, ES; West, JB; Wilcox, BP. 2021. Plant functional types broadly describe water use strategies in the Caatinga, a seasonally dry tropical forest in northeast Brazil. *Ecology and Evolution* 11(17):11808-11825. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.7949>.
- Wullaert, H; Pohlert, T; Boy, J; Valarezo, C; Wilcke, W. 2009. Spatial throughfall heterogeneity in a montane rain forest in Ecuador: Extent, temporal stability and drivers. *Journal of Hydrology* 377(1-2):71-79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.001>.
- Zamora; N.A. 2022. *Styrax nicaraguensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: (en línea). DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022>.
- Zelazowski, P; Malhi, Y; Huntingford, C; Sitch, S; Fisher, JB. 2011. Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. In *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. s.l., Royal Society. p. 137-160 DOI: <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0238>.
- Zimmermann, A; Zimmermann, B. 2014. Requirements for throughfall monitoring: The roles of temporal scale and canopy complexity. *Agricultural and Forest Meteorology* 189-190:125-139. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.014>.

7. Anexos

Anexo 1. Especies identificadas y familias en la zona norte del CSN.

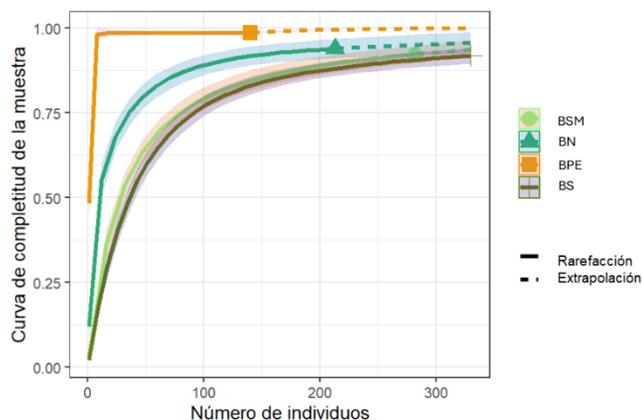
No	<i>Especie</i>	Familia
1	<i>Aegiphilla sp</i>	Lamiaceae
2	<i>Albizia adinocephala</i>	Fabaceae
3	<i>Alsophila firma</i>	Cyatheaceae
4	<i>Arachnothryx buddleioides</i>	Rubiaceae
5	<i>Ardisia revoluta</i>	Primulaceae
6	<i>Beilschmiedia riparia</i>	Lauraceae
7	<i>Bouyeria andrieuxii</i>	Boraginaceae
8	<i>Bunchosia mesoamericana</i>	Malpighiaceae
9	<i>Bunchosia sp</i>	Malpighiaceae
10	<i>Bursera Permollis</i>	Burseraceae
11	<i>Bursera graveolens</i>	Burseraceae
12	<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae
13	<i>Caesalpinia velutina</i>	Fabaceae
14	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	Rubiaceae
15	<i>Carpinus tropicalis</i>	Betulaceae
16	<i>Cascabela gaumeri</i>	Apocynaceae
17	<i>Cascabela ovata</i>	Apocynaceae
18	<i>Casearia arguta</i>	Salicaceae
19	<i>Casearia corymbosa</i>	Salicaceae
20	<i>Casearia tremula</i>	Salicaceae
21	<i>Cassia grandis</i>	Fabaceae
22	<i>Cecropia peltata</i>	Urticaceae
23	<i>Cedrela Odorata</i>	Meliaceae
24	<i>Chloroleucon mangense</i>	Fabaceae
25	<i>Cinnamomum costaricanum</i>	Lauraceae
26	<i>Cinnamomum padiforme</i>	Lauraceae
27	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	Lauraceae
28	<i>Clethra Vicentina</i>	Clethraceae
29	<i>Clusia croatii</i>	Clusiaceae
30	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Bixaceae
31	<i>Conostegia Xalapensis</i>	Melastomataceae
32	<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae
33	<i>Cordia gerascanthus</i>	Boraginaceae
34	<i>Cordia panamensis</i>	Euphorbiaceae
35	<i>Cordia sp</i>	Boraginaceae
36	<i>Cornutia pyramidata</i>	Lamiaceae
37	<i>Croton draco</i>	Euphorbiaceae

38	<i>Cupania dentata</i>	Sapindaceae
39	<i>Cupania glabra</i>	Sapindaceae
40	<i>Dalbergia tucurensis</i>	Fabaceae
41	<i>Damburneya miraflores</i>	Lauraceae
42	<i>Damburneya salicifolia</i>	Lauraceae
43	<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae
44	<i>Diospyros acapulcensis</i>	Ebenaceae
45	<i>Diospyros morenoi</i>	Ebenaceae
46	<i>Ehretia latifolia</i>	Ehretiaceae
47	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Fabaceae
48	<i>Eugenia costaricensis</i>	Myrtaceae
49	<i>Eugenia farinacea</i>	Myrtaceae
50	<i>Eugenia salamensis</i>	Myrtaceae
51	<i>Eugenia Sp</i>	Myrtaceae
52	<i>Euonymus costaricensis</i>	Celastraceae
53	<i>Exostema mexicanum</i>	Rubiaceae
54	<i>Ficus aurea</i>	Moraceae
55	<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae
56	<i>Guarea microcarpa</i>	Meliaceae
57	<i>Guazuma ulmifolia</i>	malvaceae
58	<i>Guettarda macrocarpa</i>	Rubiaceae
59	<i>Gyrocarpus americanus</i>	Hernandiaceae
60	<i>Haematoxylum brasiletto</i>	Fabaceae
61	<i>Handroanthus ochraceus</i>	Bignoniaceae
62	<i>Heliocarpus americanus</i>	Malvaceae
63	<i>Heliocarpus appendiculatus</i>	Malvaceae
64	<i>Homalium racemosum</i>	Salicaceae
65	<i>Hymenaea courbaril</i>	Fabaceae
66	<i>Inga oerstediana</i>	Fabaceae
67	<i>Juglans olancha</i>	Juglandaceae
68	<i>Karwinskia calderonii</i>	Rhamnaceae
69	<i>Lasianthaea fruticosa</i>	Asteraceae
70	<i>Leucaena sp</i>	Fabaceae
71	<i>Liquidambar styraciflua</i>	Altingiaceae
72	<i>Lonchocarpus macrophy</i>	Fabaceae
73	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Fabaceae
74	<i>Luehea candida</i>	Malvaceae
75	<i>Lysiloma auritium</i>	Fabaceae
76	<i>Lysiloma divaricatum</i>	Fabaceae
77	<i>Macrohasseltia macroterantha</i>	Salicaceae
78	<i>Mariosousa centralis</i>	Fabaceae
79	<i>Matudaea trinervia</i>	Hamamelidaceae
80	<i>Maytenus segoviarum</i>	Celastraceae

81	<i>Meliosma glabrata</i>	Sabiaceae
82	<i>Meliosma sp</i>	Sabiaceae
83	<i>Miconia Sp</i>	Melastomataceae
84	<i>Morisonia heydeana</i>	Capparaceae
85	<i>Myrsine Coriacea</i>	Primulaceae
86	<i>Ocotea jorge-escobarii</i>	Lauraceae
87	<i>Ocotea macrophylla</i>	Lauraceae
88	<i>Opuntia lutea</i>	Cactaceae
89	<i>Oreopanax xalapensis</i>	Araliaceae
90	<i>Palicourea padifolia</i>	Rubiaceae
91	<i>Parathesis Trichogyne</i>	Primulaceae
92	<i>Persea americana</i>	Lauraceae
93	<i>Persea caerulea</i>	Lauraceae
94	<i>Photinia microcarpa</i>	Rosaceae
95	<i>Pilosocereus leucocephalus</i>	Cactaceae
96	<i>Pinus Oocarpa</i>	Pinaceae
97	<i>Piscidia carthagenensis</i>	Fabaceae
98	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Fabaceae
99	<i>Pochota fendleri</i>	Malvaceae
100	<i>Pouteria viridis</i>	Sapotaceae
101	<i>Prunus capuli</i>	Rosaceae
102	<i>Prunus Occidentalis</i>	Rubiaceae
103	<i>Prunus rhamnoides Koehne</i>	Rosaceae
104	<i>Prunus sp</i>	Rosaceae
105	<i>Piscidia grandifolia</i>	Fabaceae
106	<i>Psychotria costivenia</i>	Rubiaceae
107	<i>Psychotria grandis</i>	Rubiaceae
108	<i>Pterocarpus Rohrii</i>	Fabaceae
109	<i>Quararibea funebris subsp. Nicaraguensis</i>	Malvaceae
110	<i>Quercus Cortesii</i>	Fagaceae
111	<i>Quercus insignis</i>	Fagaceae
112	<i>Quercus Lancifolia</i>	Fagaceae
113	<i>Quercus Sapotifolia</i>	Fagaceae
114	<i>Quercus segoviensis</i>	Fagaceae
115	<i>Quercus Xalapensis</i>	Fagaceae
116	<i>Rehdera trinervis</i>	Verbenaceae
117	<i>Robinsonella lindeniana</i>	Malvaceae
118	<i>Robinsonella pilosa</i>	Malvaceae
119	<i>Rogiera amoena</i>	Rubiaceae
120	<i>Roupala montana</i>	Proteaceae
121	<i>Ruprechtia costata</i>	Polygonaceae
122	<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae

123	<i>Sapium glandulosum</i>	Euphorbiaceae
124	<i>Sapium macrocarpum</i>	Euphorbiaceae
125	<i>Saurauia montana</i>	Actinidiaceae
126	<i>Schoepfia schereberi</i>	Schoepfiaceae
127	<i>Senna hayesiana</i>	Fabaceae
128	<i>Senna spectabilis</i>	Fabaceae
129	<i>Sideroxylon portoricense subsp. Minutiflorum</i>	Sapotaceae
130	<i>Siparuna thecaphora</i>	Siparunaceae
131	<i>Solenandra mexicana</i>	Rubiaceae
132	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae
133	<i>Spondias purpurea</i>	Anacardiaceae
134	<i>Staphylea occidentalis</i>	Staphyleaceae
135	<i>Styrax nicaraguensis</i>	Styracaceae
136	<i>Tapirira mexicana</i>	Anacardiaceae
137	<i>Tecoma stans</i>	Bignoniaceae
138	<i>Thouinia acuminata</i>	Sapindaceae
139	<i>Thouinia brachybotrya</i>	Sapindaceae
140	<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae
141	<i>Trichilia glabra</i>	Meliaceae
142	<i>Trichilia havanensis</i>	Meliaceae
143	<i>Trophis mexicana</i>	Moraceae
144	<i>Trophis racemosa</i>	Moraceae
145	<i>Ulmus mexicana</i>	Ulmaceae
146	<i>Urera caracasana</i>	Urticaceae
147	<i>Vachellia pennatula</i>	Fabaceae
148	<i>Vernonia patens</i>	Asteraceae
149	<i>Viburnum hartwegii</i>	Adoxaceae
150	<i>Vismia baccifera</i>	Hypericaceae
151	<i>Vitex cooperi</i>	Lamiaceae
152	<i>Vitex gaumeri</i>	Lamiaceae
153	<i>Zanthoxylum culantrilo</i>	Rutaceae

Anexo 2. Curva de completitud de la muestra. Las curvas representan el porcentaje de completitud de la muestra alcanzado, con base a 330 individuos. Las áreas coloreadas alrededor de la curva representan los límites de confianza al 95%, el traslape de estas significa que no hay diferencias significativas en las riquezas efectivas. Las líneas continuas representan la estimación calculada y las discontinuas la extrapolación.



Anexo 3 Medias ajustadas y errores estándares de las distribuciones por clase diamétrica de individuos por hectáreas y áreas basales por hectáreas con respecto a los cuatro tipos de bosques. Las medias con una letra común no son significativamente diferentes en las respectivas distribuciones de las clases diamétricas entre los tipos de bosques ($P < 0.05$) Fila DPB= Distribución promedio de individuos por hectárea por el tipo de bosque* Total corresponde al total de (A) de individuos por hectárea y (B) área basal por hectárea. BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, y BS = Bosque Seco. Letras denotan diferencias en las respectivas distribuciones en las clases diamétricas entre los tipos de bosques.

A	BN	BSM	BPE	BS
Clase	(N/ha)	(N/ha)	(N/ha)	(N/ha)
10-19.9 cm	333.33±75.33 ab	316.44±58.41 ab	323.2±80.03 abc	436.36±72.75 a
20-29.9cm	136±30.95 bcd	112±20.86 cd	86.4±21.68	94.54±15.97 d
30-39.9 cm	85.33±19.55 de	54±10.83 de	39.99±11.46 de	32±5.85 e
40> cm	69.33±15.95 de	72±14.34 de	48±19.32 de	31.99±8.27 e
Total	623.78±78.21 a	540.48±54.68 a	460.86±62.57 a	574.87±56.86 a
B	AB (ha)	AB (ha)	AB (ha)	AB (ha)
10-19.9 cm	9±2.57 abc	5.79±2.3 abc	4.59±2.8 abc	6.01±1.97 abc
20-29.9cm	5.9±2.57 abc	4.47±2.3 bc	3.05±2.8 bc	4.47±1.97 c
30-39.9 cm	7.55±2.57 abc	4.98±2.4 bc	2.85±3.13 abc	3.08±2.06 c
40> cm	15.57±2.57 ab	15.53±2.4 a	15.88±4.41 abc	7.39±2.8 abc
Total	37.78±6.37 b	30.32±6.44 ab	16.39±6.87 ab	15.82±5.16 a

Anexo 4. Modelos resultantes de los rangos de distribución de la abundancia.

Tipo de Bosque	Model	Deviance	AIC	BIC
BSM	Null	21.71976	211.5128	211.5128
BSM	Preemption	7.545251	201.3383	205.6871
BSM	Lognormal	19.6976	211.4907	213.6651
BSM	Zipf	18.42245	212.2155	216.5643
BSM	Mandelbrot	4.779777	200.5729	207.096
BN	Null	65.68091	170.7568	170.7568
BN	Preemption	11.34646	120.4224	123.5331
BN	Lognormal	54.73227	161.8082	163.3635
BN	Zipf	4.711352	113.7873	116.898
BN	Mandelbrot	4.711363	115.7873	120.4533
BPE	Null	60.97027	77.11719	77.11719
BPE	Preemption	56.92361	77.07052	75.84311
BPE	Lognormal	50.51458	68.66149	68.04779
BPE	Zipf	73.05479	93.20171	91.9743
BPE	Mandelbrot	50.46758	72.6145	70.77338
BS	Null	19.21205	243.1493	243.1493
BS	Preemption	14.19645	242.1337	246.7952
BS	Lognormal	9.540081	235.4773	237.8081
BS	Zipf	40.51096	268.4482	273.1097
BS	Mandelbrot	6.187361	236.1246	243.1168

Anexo 5 Medias ajustadas y error estándar de los números de Hill entre los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense q_0 =número efectivo de especies comunes q_1 = el número efectivo de especies comunes, q_2 =número efectivo de especies dominantes. BM = Bosque Submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, y BS = Bosque Seco. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre los números de Hill. ($P < 0.05$)

Medición	BN	BSM	BPE	BS	P
Abundancia	213	282	140	330	
Riqueza	35	65	4	76	
q0	12.5 ±1.77 A	15.33 ±1.67 A	1.8±0.62 B	12.91 ±1.34 A	<0.001
q1	9 ±1.52 A	10.44 ± 1.37 A	1.2 ±0.51 B	10.09 ±1.21 A	0.0005
q2	7 ±1.32 A	7.67 ±1.15 A	1.2±0.51 B	8.18 ±1.08 A	0.0022

Anexo 6 Comparaciones de medias de los índices de diversidad entre los tipos de bosques de la zona norte del Corredor Seco Nicaragüense. FEve=Índices de equidad funcional, FRic=Índice de riqueza funcional, FDis=Índice de dispersión funcional. N=Ponderado por individuos, AB=Ponderados por área basal. BM = Bosque submontano, BN = Bosque de Nebliselva, BPE = Bosque de Pino Encino, y BS = Bosque Seco. Las medias con una letra en común no son significativamente diferentes (P<0.05)

Índices	Ponderador	BN	BSM	BPE	BS	F	P
FDiv	IND	0.73 ±0.04 A	0.65 ±0.08 A	0.79 ±0.2 A	0.72 ±0.05 A	1.18	0.7569
	AB	0.75 ±0.06 B	0.57 ±0.06 C	1 ±0.08 A	0.7 ±0.05 BC	5.3	0.1507
FDis	IND	0.39 ±0.02 A	0.35 ±0.04 A	0.07 ±0.02 B	0.4 ±0.03 A	164.29	< 0.0001
	AB	0.37 ±0.07 A	0.24 ±0.04 A	0.04 ±0.02 B	0.34 ±0.05 A	52.39	< 0.0001
FRic	IND	0.01 ±0.0013 A	0.0026 ±0.0011 AB	0.001 ±0.0014 B	0.0022 0.0001 B	8.7234	0.0332
	AB	0.02 ±0.0038 A	0.0038 ±0.0033 B	0.00028 ±0.0041 B	0.0044 ±0.0029 B	14.58	0.0022
FEve	IND	0.58 ±0.06 A	0.44 ±0.06 A	0.01 ±0.07 B	0.51 ±0.05 A	52.31	< 0.0001
	AB	0.27 ±0.08 A	0.23 ±0.07 AB	0.01 ±0.09 B	0.22 ±0.06 AB	5.78	0.1532

Anexo 7 Comparaciones de media de los índices de potencial de intercepción (IPI) e índice de complejidad estructural (ICE). BM=Bosque submontano, BN=Bosque de nebliselva, BPE=Bosque de pino encino, BS=Bosque seco, Las medias con una letra en común no son significativamente diferentes (P<0.05).

ÍNDICE	BN	BM	BPE	BS	F	P
IPI	4.02 ±0.3175 B	3.26 ± 0.3303 AB	2.22 ±0.4638 A	2.52 ±0.0911 A	24.675	0.0007
ICE	2.34 ±0.253 A	2.17 ± 0.207 A	1.3 ±0.277 A	1.61 ±0.187 A	11.589	0.0089

Anexo 8 Matriz de correlación/Probabilidades

	pH	MO	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Mn	DA	Arcilla	Limo	Arena
pH															
MO	0.764														
N	0.355	0.0626													
P	0.7432	0.248	0.4671												
K	0.1182	0.0993	0.5103	0.9565											
Ca	0.0044	0.8197	0.4058	0.4026	0.0607										
Mg	0.228	0.7476	0.2468	0.2082	0.1309	<0.0001									
Fe	0.008	0.7457	0.2116	0.5071	0.7285	0.0058	0.0129								
Cu	0.6474	0.741	0.5787	0.377	0.3449	0.3205	0.2597	0.0484							
Zn	0.0008	0.7004	0.2471	0.8604	0.7961	0.5199	0.4252	0.4272	0.0361						
Mn	0.0888	0.7157	0.4309	0.6886	0.5623	0.8559	0.8107	0.1622	0.5834	0.0727					
DA	0.4145	0.0465	0.0001	0.2478	0.0506	0.0443	0.0391	0.3994	0.6307	0.1593	0.2899				
Arcilla	0.1133	0.4836	0.1138	0.9273	0.0033	0.0004	0.0007	0.1225	0.8526	0.4391	0.6781	0.2783			
Limo	0.4581	0.3721	0.3466	0.287	0.4222	0.3584	0.1186	0.0506	0.7314	0.2209	0.0006	0.2484	0.0991		
Arena	0.6309	0.8942	0.1177	0.4697	0.0236	0.0077	0.0021	0.7879	0.7417	0.7704	0.0209	0.1627	<0.0001	<0.0001	

Anexo 9 Variables de suelo Peso de autovector

Variables	e1	e2
pH	0.19	0.42
MO	0.05	-0.1
N	-0.1	-0.27
P	-0.09	0.13
K	0.29	-0.04
Ca	0.42	0.17
Mg	0.42	0.05
Fe	-0.17	-0.4
Cu	-0.08	-0.01
Zn	2.80E-03	0.37
Mn	0.11	-0.39
DA	-0.21	0.31
Arcilla	0.42	0.07
Limo	0.25	-0.34
Arena	-0.42	0.17

Anexo 10 Variables climáticas, matriz de correlación/Probabilidades

	TMediaAnual	pet	PrecAnual	swb2	Es_Preci	Tri_menos lluvioso	Tri_lluvioso	Mes_lluvioso	Elevacion
TMediaAnual									
pet	<0.0001								
PrecAnual	0.5434	0.8298							
swb2	<0.0001	<0.0001	0.1029						
Es_Preci	0.0345	0.0113	0.002	0.7824					
Tri_menos lluvioso	0.0008	<0.0001	0.0274	0.0317	<0.0001				
Tri_lluvioso	0.8006	0.9393	<0.0001	0.0104	<0.0001	0.0011			
Mes_lluvioso	0.8943	0.8935	<0.0001	0.0054	<0.0001	0.0039	<0.0001		
Elevacion	<0.0001	<0.0001	0.5553	0.0002	0.1254	0.01	0.9936	0.9374	

Anexo 11 Variables climáticas, Autovectores

Variables	e1	e2
TMediaAnual	-0.36	0.3
pet	-0.36	0.32
PrecAnual	-0.26	-0.32
swb2	-0.18	0.48
Es_Preci	-0.42	-0.19
Tri_menos lluvioso	0.44	0.01
Tri_lluvioso	-0.3	-0.41
Mes_lluvioso	-0.28	-0.42
Elevacion	0.32	-0.3

Anexo 12 Variables RDA, Autovectores

Variable	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4	RDA5	RDA6
Prec_trimestreseco	-0.48256	-0.61071	-0.1304	-0.03503	-0.04363	0.324561
Tri_lluvioso	0.09122	0.51405	-0.5435	-0.35574	0.07694	0.008242
Mes_lluvioso	0.10447	0.46687	-0.6048	-0.37369	0.08095	0.019573
pH	-0.34809	0.70972	0.0161	-0.17761	-0.23163	0.075339
N	-0.58787	-0.24952	-0.1232	0.38316	0.42516	0.049544
Arena	0.12664	0.024	0.058	0.78581	0.12216	0.578513
MEM26	0.16552	-0.24874	-0.24245	0.29138	-0.78783	-0.06724
MEM17	-0.23334	-0.08332	-0.3592	0.42572	0.1647	-0.60517

Identificación de los Tipos de bosques

Sergio Vílchez, María Alejandra Rivera Amador

2023-10-13

I. Llamamos las librerías

```
library(vegan)
library(dplyr)
library(data.table)
library(indicspecies)
library(ggplot2)
library(cowplot)
library(ggdendro)
library(factoextra)
library(tidyverse)
library(dendextend)
library(cluster)
library(rlang)
library(vctrs)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Estableces un área de trabajo y lees los datos

```
setwd("c:/R_R/indi")
Dcomp<-fread('IVI_CSN_TESIS_ALE.txt')[,c(2:154)] #Valores IVI
Dcova<-fread('IVI_CSN_TESIS_ALE.txt')[,1] #Parcelas
```

A. Composición -Dendrograma

```
distanComp<-vegdist(decostand(Dcomp, 'hellinger'), 'euc') #con distancia eucl
idea transformacion de Hellinger
TBcluster<-hclust(distanComp, 'ward.D2')
plot(TBcluster, labels =Dcova$P)
Dcova$GR4<-cutree(TBcluster, 4)
```

B. Dendrograma con los 4 grupos

```
#abLine(a=0.77, 0) LINEA DIVISORIA
#INDICAR NUMERO DE GRUPOS plot(TBcluster, labels = Dcova[,paste(P, '_', GR4)])
plot(TBcluster, labels =Dcova$P)
```

```
coloressss <- c("red", "blue2", "green", "black")
dendro<-rect.hclust(TBcluster , k = 4, border = coloressss)
```

C. Elevaciones de cada parcela en orden de la P1 hasta la P31

```
Elevacion = c(1392,1208.68,1411,1428.56,1190.93,1370.58,1329.48,
628.34,630.59,826.91,810.22,1253.49,1278.07,882.26,
1114.94,897.19,920.45,883.82,1288.98,1095.7,1240.5,
1339.97,1273.66,1381,1286.83,1078,700,1223.81,1138.61
,1072.04,722.68)
```

```
Dcov2 <- cbind(Dcova,Elevacion)#Union parcela y elevación
```

D. Especies indicadoras

```
sal<-multipatt(Dcomp, Dcova$GR4, fun='IndVal.g',duleg=TRUE, control=how(nperm
=10000))
salp<-data.table(codalp=rownames(sal$sign), sal$sign)
salp[p.value<0.05,][, .N, by=index]

salp[p.value<0.05,]
salpvalue<-salp[p.value<0.05,]
indicadoras<-as.data.frame(salpvalue)
```

E. Ordenación NMDS

```
salida<-metaMDS(distanComp, k=2, trymax=100)
spScore<-data.table(sp=rownames(wascores(salida$points, Dcomp)), wascores(sal
ida$points, Dcomp))
spScore
```

F. Graficar NMDS

```
#spScore<-spScore[sp%in%sal[p.value<0.05,]$codalp,]
plot(salida$ points, col=Dcova$GR4, pch=15, cex=1.2)
legend("topleft", "stress = 0.061", bty = "n", cex = 1) # displays Legend tex
t of stress value

#####NMDS Y ELEVACIONES
ordiplot(salida, type = "n", main = "")
ordisurf(salida, Dcov2$Elevacion,main= "")
orditorp(salida, display = "sites", labels = F, pch=15,col=Dcova$GR4, cex = 1
)
NMDSTODO<-ordihull(salida, groups = Dcova$GR4, draw = "polygon", lty = 1, col
= "grey90")

legend("bottomright", "stress = 0.06", bty = "n", cex = 1)#Agregar Leyenda st
ress

legend(x="topleft", legend = c('Bosque Submontano', 'Bosque de Pino Encino', 'Bo
```

```
sque de Nebliselva', "Bosque Seco")
  ,fill=unique(Dcova$GR4),cex=0.7) #Agregar bosques
###PLOTEAR NMDS
NMDSTODO
```

Individuos y área basal por hectáreas

Sergio Vílchez, María Alejandra Rivera Amador

2024-02-29

I. Llamamos las librerías

```
library(vegan)
library(dplyr)
library(data.table)
library(lme4)
library(nlme)
library(car)
library(ggplot2)
library(Matrix)
library(emmeans)
library(multcomp)
library(multcompView)
library(cowplot)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Carga tu directorio

```
setwd("c:/R_R/DAP")
```

IV. Primero se calcula la distribución por clases diamétricas

```
dap_general<-fread("dapMARA.txt")
dap_general[,DAPC:=ifelse(Dap<20,"10-19.9 cm",
  ifelse(Dap>=20 & Dap<30,"20-29.9cm",
    ifelse(Dap>=30 & Dap<40,"30-39.9 cm",
      "40> cm")))]
```

A. INDIVIDUOS POR HECTAREAS

1. Suma de los individuos por zona, DAPC, Tipo de bosque y parcela, luego divides el resultado entre el área de la parcela en hectáreas.

```
PP<-dap_general[,.N, by=.(ID,TB,DAPC,Zona)]
PP$N <- PP$N/0.0625
PP
```

2. Modelo- Utilizamos los datos en el modelo-familia binomial negativa

```
modelo <- glmer.nb(N ~ TB:DAPC +(1|Zona), PP,nAGQ=1)
Anova(modelo)
Anova(modelo,type=3)
summary(modelo)
```

3. Se ajustan las medias y se agregan las letras que indican las diferencias significativas

```
mm<-emmeans(modelo, specs = ~ TB:DAPC, type = "response")
mm
LETRASmm <- multcomp::cld(mm,alpha = 0.05,decreasing=T, Letters = letters)
LETRASmm
```

4. Graficar resultados-Distribución por individuos/ha

```
LETRASmm$TB <- factor(LETRASmm$TB, levels = c("Bosque seco", "Bosque Mixto",
"Bosque Nebliselva", "Bosque Pino-encino"))

p <- ggplot(LETRASmm, aes(x = DAPC, y = response, fill = TB)) +
  geom_bar(stat = "identity", position=position_dodge(width = 0.8), width
h = 0.6,color = "black") +
  geom_errorbar(aes(ymin = asymp.LCL, ymax = asymp.UCL), position = posi
tion_dodge(0.7), width = 0.1, size = 0.3) +
  geom_text(aes(label = .group, y = asymp.UCL), position = position_dodge
e(width = 0.9), vjust = -0.1, size = 3) +
  xlab("") + ylab('Individuos/ha') +theme_classic()+scale_x_discrete(lab
els = NULL)+
  theme(legend.position = "",legend.title = element_blank()+
  scale_fill_manual("legend", values = c("Bosque Mixto" = "palegreen",
"      "Bosque Pino-encino" = "orange2
",
"      "Bosque Nebliselva" = "mediumse
agreen",
"      "Bosque seco" = "olivedrab4")))+
theme(legend.position = "none")
p
```

6. Totales de distribución por individuos/ha

```
PP2<-dap_general[,.N, by=.(TB,ID,Zona)]
PP2$N <- PP2$N/0.0625
PP2
```

7. Modelo

```
modelo2 <- glmer.nb(N ~ TB +(1|Zona), PP2,nAGQ=1)
Anova(modelo2)
```

```
Anova(modelo2,type=3)
summary(modelo2)
```

8. Se ajustan medias y agregan letras

```
mm2<-emmeans(modelo2, specs = ~ TB, type = "response")
mm2
LETRASmm2 <- multcomp::cld(mm2,alpha = 0.05,decreasing=T, Letters = letters)
LETRASmm2
```

9. Agregar columnas totales

```
LETRASmm2 <- mutate(LETRASmm2, Total = "total")
LETRASmm2
```

10. Graficar resultados-Totales de distribucion por individuos/ha

```
LETRASmm2$TB <- factor(LETRASmm2$TB, levels = c("Bosque seco", "Bosque Mixto",
, "Bosque Nebliselva", "Bosque Pino-encino"))

p2<- ggplot(LETRASmm2, aes(x = Total, y = response, fill = TB)) +
  geom_bar(stat = "identity", position=position_dodge(width = 0.8), width
h = 0.6, color = "black") +
  geom_errorbar(aes(ymin = asymp.LCL, ymax = asymp.UCL), position = posi
tion_dodge(0.7), width = 0.2, size = 0.3) +
  geom_text(aes(label = .group, y = asymp.UCL), position = position_dodge
e(width = 0.7), vjust = -0.4) +
  xlab("") + ylab("") +theme_classic()+scale_x_discrete(labels = NULL)+
  scale_fill_manual("legend", values = c("Bosque Mixto" = "palegreen",
                                         "Bosque Pino-encino" = "orange2
",
                                         "Bosque Nebliselva" = "mediumse
agreen",
                                         "Bosque seco" = "olivedrab4"))+
  theme(legend.position = "none")
```

B. ÁREAS BASALES POR HECTÁREAS

11. Distribución de áreas basales por hectárea

```
Pab<-dap_general[, .N, by=.(ID,TB,AB,DAPC,Zona)]
Pab
```

12. Suma de ab por DAPC, Zona, tipo de bosque y parcela

```
Pass <- Pab[, .(AB = sum(AB)), by = .(ID,TB,DAPC,Zona)]
Pass
```

13. Modelo

```
modeloab <- lmer(AB ~ TB:DAPC + (1|Zona), data = Pass)
modeloab
Anova(modeloab)
```

```
Anova(modeloab,type=3)
summary(modeloab)
```

14. Se ajustan las medias y se agregan las letras

```
mmAB<-emmeans(modeloab, specs = ~ TB:DAPC,type = "response")
mmAB
LETRASmmab <- multcomp::cld(mmAB,alpha = 0.05,decreasing=T, Letters = letters
)
LETRASmmab
```

15. GRAFICAR DISTRIBUCION AB/HA

```
LETRASmmab$TB <- factor(LETRASmmab$TB, levels = c("Bosque seco", "Bosque Mixto", "Bosque Nebliselva", "Bosque Pino-encino"))

pab <- ggplot(LETRASmmab, aes(x = DAPC, y = emmean, fill = TB)) +
  geom_bar(stat = "identity", position=position_dodge(width = 0.8), width = 0.6, color = "black") +
  geom_errorbar(aes(ymin = lower.CL, ymax = upper.CL), position = position_dodge(0.7), width = 0.1, size = 0.3) +
  geom_text(aes(label = .group, y = upper.CL), position = position_dodge(width = 0.9), vjust = -0.1, size = 3) +
  xlab("") + ylab('Área basal (m2/ha)') +theme_classic()+ theme(legend.position = "",legend.title = element_blank())+
  scale_fill_manual("legend", values = c("Bosque Mixto" = "palegreen",
    "Bosque Pino-encino" = "orange2",
    "Bosque Nebliselva" = "mediumseagreen",
    "Bosque seco" = "olivedrab4"))+
  theme(legend.position = "none") +coord_cartesian(ylim = c(0, max(LETRASmmab$upper.CL) * 1.1)) + scale_y_continuous(expand = c(0, 0)) # Establecer Los Límites del eje y manualmente
```

```
pab
```

```
pab + expand_limits(y = 0)
```

16. Areas basales totales

```
Pab2<-dap_general[, .N, by=.(ID,Dap,DAPC,TB,AB,Zona)]
Pab2
```

```
Pab2$AB <- Pab2$AB/0.0625
Pab2
```

```
Pass2 <- Pab2[, .(Suma_AB = sum(AB)), by = .(TB,ID,Zona)]
Pass2
```

17. Modelo

```
modeloab2 <- lmer(Suma_AB ~ TB+ (1|Zona), data = Pass2)
modeloab2
```

18. Se ajustan medias, agregan letras y se agrega una columna de totales

```
mmAB2<-emmeans(modeloab2, specs = ~ TB,type = "response")
mmAB2
LETRASmmab2 <- multcomp::cld(mmAB2,alpha = 0.05,decreasing=F, Letters = lette
rs)
LETRASmmab2
#####agregar columna totales
LETRASmmab2 <- mutate(LETRASmmab2, Total = "total")
LETRASmmab2
```

19. Graficar ab/ha totales

```
LETRASmmab2$TB <- factor(LETRASmmab2$TB, levels = c("Bosque seco", "Bosque Mi
xto", "Bosque Nebliselva", "Bosque Pino-encino"))

pab2 <- ggplot(LETRASmmab2, aes(x = Total, y = emmean, fill = TB)) +
  geom_bar(stat = "identity", position =position_dodge(width = 0.8), wid
th = 0.6, color = "black") +
  geom_errorbar(aes(ymin = lower.CL, ymax = upper.CL), position = positi
on_dodge(0.7), width = 0.2, size = 0.5) +
  geom_text(aes(label = .group, y = upper.CL), position = position_dodge
(width = 0.7), vjust = -0.4, size = 3) +
  xlab("") + ylab("") +theme_classic()+theme(legend.position = "right",
  legend.title = element_blank(),
  axis.title.x = element_blank(),
  axis.text.x = element_text(angle = 45, hjust = 1),
  axis.ticks.x = element_blank())+scale_fill_manual("legend", valu
es = c("Bosque Mixto" = "palegreen",
      "Bosque Pino-encino" = "orange2
",
      "Bosque Nebliselva" = "mediumse
agreen",
      "Bosque seco" = "olivedrab4"))
pab2<-pab2+theme(legend.position = "none")
pab2
```

20. Graficar las cuatro imágenes generadas

```
todos<-plot_grid(p, p2, pab, pab2, labels=c("A", "B", "C", "D"), ncol = 2, nro
w = 2)
todos
```

Rango abundancia

Sergio Vílchez, María Alejandra Rivera Amador

2023-09-13

I. Llamamos a las librerías

```
library(data.table)
library(vegan)
library(ggplot2)
library(gtable)
library(grid)
library(gridExtra)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Carga tu directorio

A. Lee tus datos, con la información -frecuencia de especies por tipo de bosque

```
comp<-fread("C:/R_R/C_Abun/TRanAbun.txt")
```

B. Correr modelos

```
mod<-list()
for(i in 1:4) mod[[i]] <- radfit(comp[i,-c(1)])
salida<-plot(rad.null(comp[i,-1], family=poisson))

Tab_CUR_RA<-list()
dt.curv<-list()
for(i in 1:4) {
  Tab_CUR_RA[[i]]<-data.frame(TB=comp[i,'TB'], Model=c('Null','Preemption','Lognormal','Zipf','Mandelbrot'),
  deviance=c(mod[[i]]$models$Null$deviance, mod[[i]]$models$Lognormal$deviance,
  mod[[i]]$models$Preemption$deviance,mod[[i]]$models$Zipf$deviance, mod[[i]]$models$Mandelbrot$deviance),AIC=c(mod[[i]]$models$Null$aic, mod[[i]]$models$Lognormal$aic,mod[[i]]$models$Preemption$aic,mod[[i]]$models$Zipf$aic, mod[[i]]$models$Mandelbrot$aic),
  BIC=c(BIC(mod[[i]]$models$Null),BIC(mod[[i]]$models$Lognormal),BIC(mod[[i]]$models$Preemption),BIC(mod[[i]]$models$Zipf), BIC(mod[[i]]$models$Mandelbrot))
  dt.curv[[i]]<-data.frame(TB=comp[i,'TB'],'Null'=mod[[i]]$models$Null$fitted.values,'Lognormal'=mod[[i]]$models$Lognormal$fitted.values,'Preemption'=mod[[i]]$models$Preemption$fitted.values,'Zipf'=mod[[i]]$models$Zipf$fitted.values,'Mandelbrot'=mod[[i]]$models$Mandelbrot$fitted.values,Y=as.vector(mod[[i]]$y),Ind=seq(from=0,to=(length(as.vector(mod[[i]]$y))-1),by=1),spp=names(mod[[i]]
```

```
$models$Mandelbrot$fitted.values))
}
```

C. AIC de todos los modelos

```
Tab_CUR_RA<-do.call(rbind, Tab_CUR_RA)
Tab_CUR_RA
DATAFRAME<-as.data.frame(Tab_CUR_RA)

#write.csv(DATAFRAME,"c:/R_R/C_Abun/MODELOS_RANGO.txt")
```

D. Graficar modelos elegidos

```
dt.curv1<-do.call(rbind, dt.curv)
dt.div<-list()
for(i in c(2:6)) {dt.div[[i]]<-data.table(nam=names(dt.curv1)[i], dt.curv1[,c
(1,i,7:9)])
names(dt.div[[i]])<-c('Model', 'TB', 'fitted', 'Observe', 'Especies', 'Nam')
}

dt.div<-data.table(do.call(rbind, dt.div))
dt.div[, MEJOR:=ifelse(Model=='Mandelbrot' & TB=='BM', 1,
ifelse(Model=='Lognormal' & TB=='BPE', 1,
ifelse(Model=='Zipf' & TB=='BN', 1,
ifelse(Model=='Lognormal' & TB=='BS', 1, NA)))]
DT.SUB<-subset(dt.div, MEJOR>=1)

DT.SUB$TB<-DT.SUB$TB
DT.SUB$LU<-factor(DT.SUB$TB)

IMAGEN<-ggplot(DT.SUB, aes(x=Especies, y=log(1+fitted), group=TB))+
geom_line(aes(color=TB), size=1.4)+scale_color_manual(values = c("orange", "c
hartreuse", "forestgreen", "green"))+
ylab('Log(Abudancia)')+xlab('Número de especies')+
theme(strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10), size=16),
legend.position = c(.95, .95),
legend.title = element_blank(),
axis.title = element_text(size = 16),
axis.text = element_text(size = 12))+theme_bw()+ theme_classic()+theme(legend
.title=element_blank())
IMAGEN
```

Números de Hill

Sergio Vílchez, María Alejandra Rivera Amador

2023-11-04

I. Llamamos a las librerías

```
library(ggplot2)
library(gtable)
library(grid)
library(gridExtra)
library(iNEXT)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Carga tu directorio y tus datos

```
setwd("c:/R_R/C_Abun")
curva_abundanciaP <- read.csv(file = "TB_SPP2.txt", header = T, sep = ";")
```

A. Rarefacción y extrapolación

```
out.GT<-iNEXT(curva_abundanciaP, q=c(0,1,2), datatype="abundance", endpoint= 3
50, knots=40, se=TRUE, conf=0.95, nboot=50)
out.GT
```

B. Extrae datos y grafica con ggplot

```
### Extrae datos
sal.curv<-data.frame(ggplot2::fortify(out.GT,type=1))
sal.curv$Order.q<-as.factor(sal.curv$Order.q)
df.point<- sal.curv[which(sal.curv$Method=="Observed"),]

ggplot(sal.curv,aes(x=x, y=y,ymin=y.lwr,ymax=y.upr, fill=Assemblage)) + geom_
line()+
  geom_ribbon() +geom_point(aes(shape=Assemblage), size=5, data=df.point) +
  facet_grid(.~Order.q, labeller = label_bquote(cols=paste(' ' ^ .(Order.q), '
D')), scale='free')+
  scale_fill_manual(values = alpha(c("orange", "chartreuse", "forestgreen", "gr
een"), .5))+
  theme_classic()+
  ylab('Especies efectivas')+xlab('Número de individuos')+
  theme(strip.text = element_text(margin = margin(10, 10, 10, 10), size=16),
  legend.title = element_blank(),
  legend.position = "bottom",
  axis.title = element_text(size = 16),
  axis.text = element_text(size = 12))
```

C. Utilizando gginext mejorado q0, q1 y q2 en una misma figura

```
curva_abundancia <- read.csv(file = "TB_SPP2.txt", header = T, sep =";")
as.data.frame(curva_abundancia)
str(curva_abundancia)
```

```
scale_colour_manual( values = c("8" = "red", "4" = "blue", "6" = "green"))
out2 <- iNEXT(curva_abundancia, q=c(0, 1, 2), datatype="abundance", endpoint=330)
out2$DataInfo
hill_TB<-as.data.frame(out2$DataInfo)
```

Type 1

```
ggiNEXT(out2, type=1, facet.var="Order.q") + theme_bw(base_size=14)+
scale_colour_manual( values = c("Bosque.Mixto" = "palegreen",
"Bosque.Pino.Encino" = "orange2",
"Bosque.Nebliselva" = "mediumseagreen",
"Bosque.Seco"= "olivedrab4"))+
labs (x = "Número de individuos",
      y = "Diversidad de especies")
```

Type 2

```
ggiNEXT(out2, type=2, facet.var="None") + theme_bw(base_size=14)+
scale_colour_manual( values = c("Bosque.Mixto" = "palegreen",
"Bosque.Pino.Encino" = "orange2",
"Bosque.Nebliselva" = "mediumseagreen",
"Bosque.Seco"= "olivedrab4"))+
labs (x = "Número de individuos",
      y = "Curva de completitud de la muestra")
```

Type 3

```
ggiNEXT(out2, type=3, facet.var="Order.q") + theme_bw(base_size=14)+
scale_colour_manual( values = c("Bosque.Mixto" = "palegreen",
"Bosque.Pino.Encino" = "orange2",
"Bosque.Nebliselva" = "mediumseagreen",
"Bosque.Seco"= "olivedrab4"))+
labs (x = "Cobertura de la muestra",
      y = "Diversidad de especies")
```

Números de Hill-Parcelas

Sergio Vílchez, Maria Alejandra Rivera Amador

2024-03-08

I. Llamamos a las librerías

```
library(ggplot2)
library(gtable)
library(grid)
library(gridExtra)
library(iNEXT)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Carga tu directorio y tus datos

```
setwd("c:/R_R/C_Abun")
curva_abundanciaPLOT<- read.csv(file = "SPP_Parcela.txt", header = T, sep = ";")
```

A. Rarefacción y extrapolación por parcela

```
out.Plot<-iNEXT(curva_abundanciaPLOT, q=c(0,1,2), datatype="abundance", endpoint= 48, knots=40, se=TRUE, conf=0.95, nboot=50)
out.Plot
out.Plot$DataInfo
hill_P<-as.data.frame(out.Plot$DataInfo)
```

B. Extrae datos para tu modelo

```
sal.curvP<-data.frame(ggplot2::fortify(out.Plot, type=1))
sal.curvP$Order.q<-as.factor(sal.curvP$Order.q)
df.point<- sal.curvP[which(sal.curvP$Method=="Observed"),]
```

RDA

Sergio Vílchez, María Alejandra Rivera Amador,

2023-12-18

I. Llamamos a las librerías

```
library(data.table)
library(vegan)
library(adespatial)
library(ggplot2)
library(gridExtra)
```

II. Asegura entorno limpio

```
rm(list=ls())
```

III. Cargamos los datos

```
dts<-fread('C:/R_R/RDA/base_rda.txt')
comp<-dts[,2:154]#valores IVI
covas<-dts[,161:186] #Covariables
XY<-dts[,156:157]# Coordenadas de Las parcelas
XY<-log(XY)
dist(XY)
```

1.PCNM

```
xyPCNM<-dbmem(XY, thresh=1.016, MEM.autocor = "non-null", silent = FALSE)
PCNM<-data.table(xyPCNM)
PCNM
#Seleccionar Los PCNM

forward.sel(comp, PCNM,nperm=10000, alpha = 0.05)
```

2.Convertir todas las covariables en un rango de 0 a 1

```
f<-function(x) (x-min(x)) / (max(x)-min(x))
covas<-dts[,161:186]
covas<-data.table(covas[,lapply(.SD, f)], dts[,187:189])
covas
```

3. Variables significativas

```
forward.sel(comp, data.table(covas,PCNM),nperm=1000, alpha = 0.05)
covaAll<-data.table(covas,PCNM)
covaAll
forward.sel(comp, data.table(dts[,187:189],PCNM),nperm=1000, alpha = 0.05)
```

4. Modelo utilizando variables significativas

```
m<-rda(comp~.,covaAll[,c('Prec_trimestreseco', 'Tri_lluvioso', 'Mes_lluvioso', '
pH', 'N', 'Arena', 'MEM26', 'MEM17')])
anova(m)
anova(m, by='axis', strata=dts$zona)
anova(m, by='margin')
plot(m)

summary(m)
```

5. Extraer datos para graficarlos

```
xyz<-data.frame(m$CCA$u[,1:3], dts$TB)
sp<-data.frame(m$CCA$v[,1:3])
cov<-data.frame(m$CCA$biplot[,1:3])
```

6.Agregar especies indicadoras

```
spp<-fread('C:\\R_R\\RDA\\Especies_inidcadoras.txt')
nam<-rownames(sp)
```

```
n<-c()
for(i in 1:length(nam)) n[i]<-strsplit(nam, split='_')[[i]][1]
sp$sp<-n
sp[n%in%spp$codalp,]
```

7. Graficar eje 1 y 2

```
P0<-ggplot()+
  geom_point(data=xyz,aes(RDA1,RDA2, shape=dts.TB,color=dts.TB),size=4)+scale_
_shape_manual(values=c(15,18,17,25))+
  scale_color_manual(values = c("BN" = "mediumseagreen", "BSM"= "olivedrab4",
"BPE"= "orange2","BS"= "bisque4"))+
  geom_point(data=sp, aes(RDA1, RDA2), shape=8, color="blue", size=0.6)+
  annotate("text",x=sp[n%in%spp$codalp,]$RDA1, y=sp[n%in%spp$codalp,]$RDA2, l
abel=sp[n%in%spp$codalp,]$sp,vjust=-1,
  col='grey4', size=2)+
  annotate("segment", x = c(0,0,0,0,0,0,0,0), xend = cov[, 'RDA1']/2, y = c(
0,0,0,0,0,0,0,0),
  yend = cov[, 'RDA2']/2, arrow = arrow(length = unit(0.3, "cm")))+
  annotate("text",
  x =cov[, 'RDA1']/2, y = cov[, 'RDA2']/2,
  label=rownames(cov), vjust=0, col='blue', size=4)+theme_classic()+
  xlab('RDA1 (29.39% )')+ylab('RDA 2 (18.92% )')+
  guides(fill = guide_legend(title = NULL))+
  theme(legend.title = element_blank())
P0
P0<-P0+theme(legend.position = "none")
P0
```

8. Graficar eje 1 y 3

```
P1<-ggplot()+
  geom_point(data=xyz,aes(RDA1,RDA3, shape=dts.TB, color=dts.TB),size=4)+scal
e_shape_manual(values=c(15,18,17,25))+
  scale_color_manual(values = c("BN" = "mediumseagreen", "BSM"= "olivedrab4",
"BPE"= "orange2","BS"= "bisque4"))+
  geom_point(data=sp, aes(RDA1, RDA3), shape=8, color="blue", size=0.6)+
  annotate("text",x=sp[n%in%spp$codalp,]$RDA1, y=sp[n%in%spp$codalp,]$RDA3, l
abel=sp[n%in%spp$codalp,]$sp,vjust=-1,
  col='grey4', size=2)+
  annotate("segment", x = c(0,0,0,0,0,0,0,0), xend = cov[, 'RDA1']/2, y = c(
0,0,0,0,0,0,0,0),
  yend = cov[, 'RDA3']/2, arrow = arrow(length = unit(0.3, "cm")))+
  annotate("text",
  x =cov[, 'RDA1']/2, y = cov[, 'RDA3']/2,label=rownames(cov), vjust=0,
col='blue', size=4)+
  theme_classic()+xlab('RDA 1 (29.39% )')+ylab('RDA 3 (13.73% )')+
  theme(legend.title = element_blank())
P1
P1<-P1+theme(legend.position = "bottom")
P1
```

9. Combinar imágenes, agregar letras y guardar

```
my_grid2<-grid.arrange(P0,P1, ncol=1, left="")  
  
#rda12<-plot_grid(P0, P1, labels=c("A", "B"), ncol = 1, nrow = 2)  
#rda12  
#ggsave("C:\\R_R\\RDA\\rda_tesis_mara2.png", rda12,width = 20, height = 20, u  
nits = "cm")
```