

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/385854378>

Diversidad y estructura horizontal a lo largo de un gradiente altitudinal en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua

Article in REVISTA CHAPINGO SERIE CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE · November 2024

DOI: 10.5154/r.rchscfa.2024.06.018

CITATIONS

0

READS

422

5 authors, including:



Emanuel Molina Marchan

Autonomous University of Nuevo León

5 PUBLICATIONS 3 CITATIONS

SEE PROFILE



José Israel Yereña Yamallel

Autonomous University of Nuevo León

63 PUBLICATIONS 490 CITATIONS

SEE PROFILE



Eduardo Alanís Rodríguez

Autonomous University of Nuevo León

253 PUBLICATIONS 1,951 CITATIONS

SEE PROFILE



Raúl Narváez Flores

Autonomous University of Chihuahua

11 PUBLICATIONS 43 CITATIONS

SEE PROFILE

Diversity and horizontal structure along an altitudinal gradient at the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua

Diversidad y estructura horizontal a lo largo de un gradiente altitudinal en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua

Emanuel Molina-Marchan¹; José I. Yerena-Yamallel^{1*}; Andrés E. Estrada-Castillón¹; Eduardo Alanís-Rodríguez¹; Raúl Narváez-Flores²

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Carretera Nacional km 145. C. P. 67700. Linares, Nuevo León, México.

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales. km 2.5 carretera Delicias-Rosales. C. P. 33000. Delicias, Chihuahua, México.

*Corresponding author: jose.yerenaym@uanl.edu.mx; tel.: +52 826 103 0073.

Abstract

Introduction. Altitude variation can influence the diversity and structure of a forest.

Objective. To assess the diversity, horizontal structure, and tree associations of a conserved temperate forest using an elevation gradient.

Materials and methods. The research was conducted at the Thick-billed Parrot Sanctuary at three altitudinal intervals: 1) 2307 to 2466 m, 2) 2466 to 2625 m and 3) 2625 to 2785 m. Horizontal structure was determined with the importance value index (IVI); analysis of variance and Tukey's test ($p < 0.05$) were performed for the Shannon-Wiener diversity index, Pielou's evenness and Margalef's richness. Similarity was determined with the Morisita-Horn index.

Results and discussion. Three families, five genera and seven species were recorded; *Pinus strobiformis* Engelm. had the highest IVI with values above 25 %. The Pinaceae family is the most representative with three species in risk category. Abundance decreased as altitude increased ($p < 0.05$). Dominance showed an upward trend in relation to altitude, in contrast to true diversity and evenness; however, there were no significant differences between intervals ($p > 0.05$). Richness was not related to altitude and floristic similarity was high (75 to 93 %) among the three intervals.

Conclusions. Dominance, diversity and evenness indices were similar in the three intervals. Floristic similarity suggests that altitude variation may lead to a gradual change in composition.

Keywords: protected natural area; ecological indicators; *Pinus strobiformis*; *Rhynchopsitta pachyrhyncha*; floristic similarity.

Resumen

Introducción. La variación en altitud puede influir en la diversidad y estructura de un bosque.

Objetivo. Determinar la diversidad, estructura horizontal y afinidad arbórea de un bosque templado bajo conservación a través de un gradiente altitudinal.

Materiales y métodos. La investigación se realizó en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en tres intervalos altitudinales: 1) 2307 a 2466 m, 2) 2466 a 2625 m y 3) 2625 a 2785 m. La estructura horizontal se obtuvo mediante el índice de valor de importancia (IVI); se realizó análisis de varianza y prueba de Tukey ($p < 0.05$) para el índice de diversidad de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y riqueza de Margalef. La similitud se determinó con el índice de Morisita-Horn.

Resultados y discusión. Se registraron tres familias, cinco géneros y siete especies; *Pinus strobiformis* Engelm. tuvo el mayor IVI con valores superiores al 25 %. La familia Pinaceae es la más representativa con tres especies en categoría de riesgo. La abundancia disminuyó conforme la altitud aumentó ($p < 0.05$). La dominancia mostró tendencia ascendente respecto a la altitud, a diferencia de la equidad y diversidad verdadera; sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los intervalos ($p > 0.05$). La riqueza no mostró comportamiento relacionado con la altitud y la semejanza florística fue alta (75 a 93 %) entre los tres intervalos.

Conclusiones. La dominancia y los índices de diversidad y equidad fueron similares en los tres intervalos. La semejanza florística indica que la variación en altitud puede ocasionar un cambio gradual en la composición.

Palabras clave: área natural protegida; indicadores ecológicos; *Pinus strobiformis*; *Rhynchopsitta pachyrhyncha*; semejanza florística.

Introduction

Mexico is home to a wide variety of ecosystems, a rich diversity of species, and high levels of endemism (Hernández-López et al., 2020). The state of Chihuahua, located in the northwest of the country, is notable for its wealth of gymnosperms and angiosperms, including over 16 taxa from the genus *Pinus* (Sánchez-González, 2016) and 34 species with six hybrids from the genus *Quercus* (Lebgue-Keleng et al., 2015).

Pine-oak forests are globally recognized for their rich biodiversity (Martin et al., 2021); however, both natural and human-related factors contribute to species loss (Singh et al., 2021). In response to this issue, Natural Protected Areas (NPA) have been established with the goal of preserving biodiversity, providing ecosystem services, and maintaining ecosystem representativeness (Tlapa-Almonte et al., 2020). These areas, like the Thick-billed Parrot Sanctuary, are considered biologically significant due to the vital relationship between flora and fauna. The thick-billed parrot (*Rhynchopsitta pachyrhyncha* Swainson), an endangered species, typically nests in standing dead trees of *Populus tremuloides* (Michx) as well as in species like *Pinus strobiformis* Engelm., *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco and *Abies concolor* (Gordon) Lindl. ex Hildebr. (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2023). These conifers fall under the “subject to special protection” category in NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010). These conifers are located in the higher mountain regions, within areas classified as relict forests (Martínez-Sifuentes et al., 2022; Requena-Lara et al., 2020).

Altitude is one of the main variables driving changes in the diversity of a community, as it is related to the adaptation of each species and influences structural complexity due to resource availability (Sharma & Kala, 2022). For these reasons, evaluating these changes along an altitudinal gradient is crucial for understanding the ecology of forests (Bhat et al., 2020), especially in NPA, where there is often a strong correlation between structural heterogeneity, biodiversity, and the level of conservation (Duncanson et al., 2023). However, this field has seen limited analysis (Malhi et al., 2018). This is the case with the Thick-billed Parrot Sanctuary, which has studies like those by González-Gaona et al. (2021) and Miranda-Briones et al. (2022); nonetheless, it lacks research focused specifically on the tree layer. For this reason, the objectives were to analyze diversity, structure, and similarity along an altitudinal gradient within the NPA, aiming to understand how changes in altitude can affect a community where relic and endemic species primarily coexist.

Introducción

México alberga una gran diversidad de ecosistemas, riqueza de especies y niveles altos de endemismo (Hernández-López et al., 2020). El estado de Chihuahua, al noroeste del país, destaca por su riqueza de gimnospermas y angiospermas, con más de 16 taxones del género *Pinus* (Sánchez-González, 2016) y 34 especies con seis híbridos del género *Quercus* (Lebgue-Keleng et al., 2015).

Los bosques de pino-encino poseen amplia biodiversidad a nivel mundial (Martin et al., 2021); sin embargo, factores naturales y antropogénicos contribuyen a la pérdida de especies (Singh et al., 2021). Ante esta problemática se han establecido Áreas Naturales Protegidas (ANP) con el objetivo de preservar la biodiversidad, generar servicios ambientales, así como salvaguardar y mantener la representatividad de los ecosistemas (Tlapa-Almonte et al., 2020). Estas zonas, como el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental, se consideran de importancia biológica principalmente por la vital relación entre la flora y fauna. La cotorra serrana occidental (*Rhynchopsitta pachyrhyncha* Swainson), especie en peligro de extinción, anida generalmente en árboles muertos en pie de *Populus tremuloides* (Michx) y en las especies *Pinus strobiformis* Engelm., *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco y *Abies concolor* (Gordon) Lindl. ex Hildebr. (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2023) que están en la categoría sujetas a protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010). Las dos coníferas antes mencionadas habitan en las partes altas de las montañas, en lo que se consideran bosques relictos (Martínez-Sifuentes et al., 2022; Requena-Lara et al., 2020).

La altitud es una de las variables principales que generan cambios en la diversidad de una comunidad, se relaciona con la adaptación de cada especie e influye en la complejidad estructural, debido a la disposición de recursos (Sharma & Kala, 2022). Por tales razones, la evaluación de dichos cambios con base en un gradiente altitudinal es relevante para la comprensión ecológica de los bosques (Bhat et al., 2020), principalmente, en ANP en las que existe fuerte correlación entre la heterogeneidad estructural y la biodiversidad con el grado de conservación (Duncanson et al., 2023); sin embargo, es un campo que registra análisis escasos (Malhi et al., 2018). Es el caso del Santuario de la Cotorra Serrana que presenta estudios como los generados por González-Gaona et al. (2021) y Miranda-Briones et al. (2022); no obstante, carece de investigaciones con enfoque particular del estrato arbóreo. Por esta razón, los objetivos consistieron en analizar la diversidad, estructura y similitud a través de un gradiente altitudinal dentro del ANP, con el fin

Materials and Methods

Study area

The study was conducted along an altitudinal gradient ranging from 2307 to 2785 m within the core zone of the Thick-billed Parrot Sanctuary. This area was chosen due to the high biodiversity concentrated within small spaces, where endemic and ecologically important species are distributed, threatened by both natural and human activities (Fattorini et al., 2020). Additionally, one of the most significant factors in mountainous regions is altitude, which causes a temperature decrease of 1 °C for every 150 m. This directly affects the distribution of species in distinct zones, where populations are adapted to specific environmental requirements based on the conditions and landforms in which they live (Fattorini, 2014). The sanctuary is located in the southern part of El Largo y Anexos, municipality of Madera in western Chihuahua (Figure 1). The area has a Cb'(w2)x' climate, classified as semi-cold sub-humid (García, 2004), with an average annual temperature ranging between 5 and 12 °C and average annual precipitation ranging from 400 to 1200 mm (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017a). The sanctuary covers an area of 420 ha and, according to CONANP (2023), the soil is classified as Umbrisol.

Sampling design

Altitudes were classified using the Mexican Elevation Continuum with a resolution of 15 m (INEGI, 2017b). In the core zone comprising the nesting area, three altitudinal intervals were established: 1) 2307 to 2466 m, 2) 2466 to 2625 m and 3) 2625 to 2785 m. At

de comprender como la variabilidad en la altura puede generar cambios en una comunidad en la que cohabitan principalmente especies relicto y endémicas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en un gradiente altitudinal entre 2307 y 2785 m dentro de la zona núcleo del Santuario de la Cotorra Serrana Occidental, debido a la biodiversidad alta que concentra este ecosistema en espacios reducidos, donde se distribuyen especies endémicas y de importancia ecológica, amenazadas por actividades naturales y antrópicas (Fattorini et al., 2020). Además, uno de los factores de mayor importancia en las zonas montañosas es la altitud, la cual ocasiona el descenso de 1 °C por cada 150 m; esto influye directamente con los cinturones definidos por poblaciones adaptadas a requerimientos específicos de acuerdo con las condiciones ambientales y topografías en las que habitan (Fattorini, 2014). El santuario se localiza en la zona sur del ejido El Largo y Anexos, municipio de Madera en el oeste de Chihuahua (Figura 1). La zona presenta un clima Cb'(w2)x' que se clasifica como semifrío subhúmedo (García, 2004), la temperatura promedio anual oscila entre 5 y 12 °C y la precipitación media anual fluctúa entre 400 a 1200 mm (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017a). El santuario cubre una superficie de 420 ha y, de acuerdo con la CONANP (2023), el suelo es de tipo Umbrisol.

Diseño de muestreo

Las altitudes se clasificaron mediante el Continuo de Elevaciones Mexicano con una resolución de 15 m (INEGI,

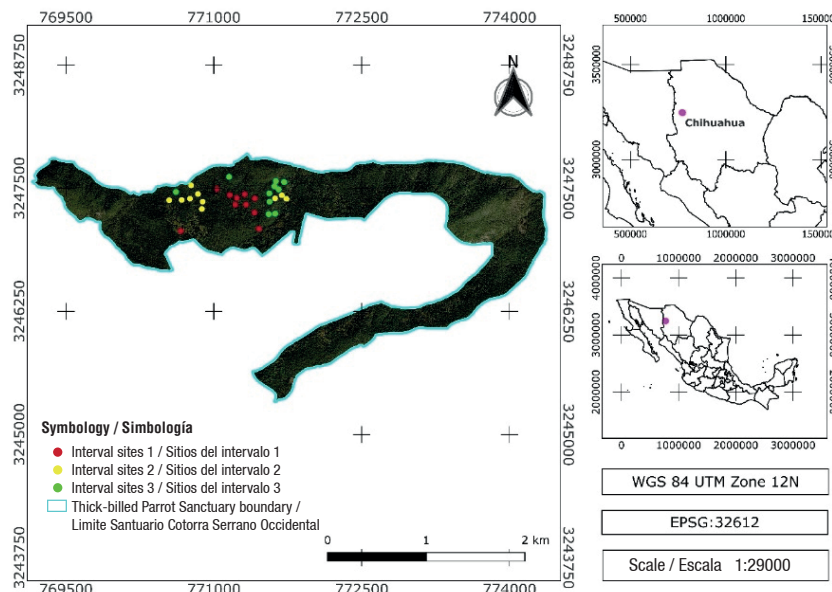


Figure 1. Location of sampled sites at the Thick-billed Parrot Sanctuary, Madera, Chihuahua.

Figura 1. Ubicación de los sitios muestreados en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental, Madera, Chihuahua.

each elevation interval, 10 circular plots, each covering an area of 500 m², were randomly distributed on north-facing slopes. These slopes, with their higher moisture levels, are primarily inhabited by *P. tremuloides*, *P. menziesii*, *A. concolor*, and *P. strobiformis* – species that are ecologically important and essential for the nesting and feeding of the thick-billed parrot, the flagship species of this NPA (CONANP, 2023).

Coordinates were recorded at the center of each plot using a Garmin® eTrex 20 GPS. Tree measurement data for individuals with a diameter at breast height ($d_{1.30}$) ≥ 7.5 cm were recorded using a Haglöf Mantax Blue® caliper, and total height (h) was measured using a Suunto® PM5-15 hypsometer. Genus and species of each individual were also identified

Data analysis

The horizontal structure was evaluated by the distribution of individuals by diameter category with a range of 5 cm; in addition, the importance value index (IVI; Curtis & McIntosh, 1951) was calculated for each altitudinal interval (Table 1).

The Shannon index (H') is frequently used to study species diversity; however, according to the parameters

2017b). En la zona núcleo que comprende el área de anidación, se establecieron tres intervalos altitudinales: 1) 2307 a 2466 m, 2) 2466 a 2625 m y 3) 2625 a 2785 m. En cada intervalo se distribuyeron 10 sitios circulares de manera aleatoria con una superficie de 500 m² con exposición norte, puesto que, en esas laderas, por las condiciones de humedad, habitan principalmente *P. tremuloides*, *P. menziesii*, *A. concolor* y *P. strobiformis*, especies de importancia ecológica y esenciales para la anidación y alimentación de la cotorra serrana occidental, especie bandera del ANP (CONANP, 2023).

En la parte central de cada sitio se capturó la coordenada con un GPS Garmin® eTrex 20. La información dasométrica de los individuos con diámetro a la altura de pecho ($d_{1.30}$) ≥ 7.5 cm se obtuvo con una forcípula Haglöf Mantax Blue® y la altura total (h) se calculó mediante el hipsómetro Suunto® PM5-15. Asimismo, el género y especie de cada individuo se identificaron.

Análisis de la información

La estructura horizontal se evaluó por medio de la distribución de individuos por categoría diamétrica con un rango de 5 cm; además, se calculó el índice de valor de importancia (IVI; Curtis & McIntosh, 1951) para cada intervalo altitudinal (Cuadro 1).

Table 1. Ecological parameters and importance value index to determine horizontal tree structure.
Cuadro 1. Parámetros ecológicos e índice de valor de importancia para determinar la estructura horizontal arbórea.

Parameter and index / Parámetros e índice	Equation / Ecuación	Variables / Variables
Relative abundance / Abundancia relativa	$Ar = \left(\frac{n_i}{N}\right) * 100$	n_i = number of individuals recorded for species i N = total number of individuals / n_i = número de individuos registrados para la especie i N = total de individuos
Relative dominance / Dominancia relativa	$Dr = \left(\frac{g_i}{G}\right) * 100$ $G = \sum_{i=1}^N g_i$	g_i = basal area of species i G = total basal area / g_i = área basal de la especie i G = área basal total
Relative frequency / Frecuencia relativa	$Fr = \left(\frac{m_i}{M}\right) * 100$	m_i = frequency of the presence of species i at the sites M = total number of sites sampled / m_i = frecuencia de la presencia de la especie i en los sitios M = total de sitios muestreados
Importance value index / Índice de valor de importancia	$IVI = \frac{Ar + Dr + Fr}{3}$	Ar = relative abundance Dr = relative dominance Fr = relative frequency / Ar = abundancia relativa Dr = dominancia relativa Fr = frecuencia relativa

used, structural diversity can be evaluated (Morgenroth et al., 2020). In this regard, the maximum value of H' is reached when abundances are equally distributed in each diameter category:

$$H' = - \sum_{i=1}^d p_i \ln p_i$$

where,

$\ln$ = natural logarithm

p_i = proportion of trees of the i -th diameter class

d = number of diameter classes

Species diversity was determined from the Shannon-Wiener (H') (Shannon, 1948):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

where,

$\ln$ = natural logarithm

S = number or richness of species

p_i = relative abundance of species i (quotient of n_i/N)

n_i = total number of individuals of the i -th species

N = sum of all individuals recorded

Relative abundance evenness was generated with the Pielou index (J') (Magurran, 1988):

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

where,

H' = Shannon-Wiener index

$\ln$ = natural logarithm

S = species richness

To determine the difference between diversity values, the exponential of the Shannon index $\exp(H')$ representing the true diversity of order 1 (qD) was used (Jost, 2006): ${}^qD = \exp(H')$.

Species richness was analyzed with the Margalef index (D_{mg}) (Margalef, 1972):

$$D_{mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

where,

N = total number of individuals in the community

$\ln$ = natural logarithm

S = total number of species present

Floristic similarity was evaluated using the quantitative Morisita-Horn index (Magurran, 1988):

El índice de Shannon (H') se emplea frecuentemente para estudiar la diversidad de especies; no obstante, de acuerdo con los parámetros utilizados se puede evaluar la diversidad estructural (Morgenroth et al., 2020). En este sentido, el valor máximo de H' se alcanza cuando las abundancias se distribuyen de forma equitativa en cada categoría diamétrica:

$$H' = - \sum_{i=1}^d p_i \ln p_i$$

donde,

$\ln$ = logaritmo natural

p_i = proporción de árboles de la i -ésima clase diamétrica

d = número de categorías diamétricas

La diversidad de especies se obtuvo a partir del índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon, 1948):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

donde,

$\ln$ = logaritmo natural

S = número o riqueza de especies

p_i = abundancia relativa de la especie i (cociente de n_i/N)

n_i = total de individuos de la i -ésima especie

N = suma de todos los individuos registrados

La equidad de las abundancias relativas se generó con el índice de Pielou (J') (Magurran, 1988):

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

donde,

H' = índice de Shannon-Wiener

$\ln$ = logaritmo natural

S = riqueza de especies

Para determinar la diferencia entre los valores de diversidad se utilizó el exponencial del índice de Shannon $\exp(H')$ que representa la diversidad verdadera de orden 1 (qD) (Jost, 2006): ${}^qD = \exp(H')$.

La riqueza de especies se analizó a través del índice de Margalef (D_{mg}) (Margalef, 1972):

$$D_{mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

donde,

N = número total de individuos de la comunidad

$\ln$ = logaritmo natural

S = total de especies presentes

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_{ni} * b_{nj})}{(da + db)aN * bN}$$

where,

a_{ni} = number of individuals of the i -th species of sample A

b_{nj} = number of individuals of the j -th species of sample B

$da = \sum a_{ni}^2 / aN^2$

$db = \sum b_{nj}^2 / bN^2$

aN = number of individuals in sample A

bN = number of individuals in sample B

The validity of the sampling intensity was verified with species accumulation curves; the number of estimated species was generated from the ACE (Abundance-based Coverage Estimator), ICE (Incidence-based Coverage Estimator), Chao 1, Chao 2, Jackknife 1 and bootstrap nonparametric models in the EstimateS 9.1.0 program (Colwell, 2013).

The Shapiro-Wilk test and Levene's homoscedasticity test determined the normality of the data distribution. Subsequently, a one-way ANOVA ($p < 0.05$) was carried out to check for significant differences in diversity, true diversity, evenness, richness, abundance, and dominance among altitudinal intervals. For the variables that showed differences, Tukey's post hoc mean comparison ($\alpha = 0.05$) was applied using IBM SPSS Statistics 23 (Zar, 2010).

Results and Discussion

Species accumulation curve

Figure 2 shows that the accumulation curves had similar results, estimating between five to six species, with a defined asymptote in all three altitudinal intervals. Stabilization was achieved starting from the third site. The average coverage values of the species, compared to the non-parametric models, were 100 % for intervals 2 and 3, while interval 1 recorded 99.7 %.

Floristic composition

Three families were recorded in the locality; the most representative was Pinaceae with three genera and five species, while Fagaceae and Salicaceae only presented one genus and one species. The conifers *A. concolor*, *P. strobiformis* and *P. menziesii* are the only ones listed in NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) under the category subject to special protection. In addition, *Pinus durangensis* Martínez and *Quercus sideroxyla* Bonpl. are classified as endemic species (Jin et al., 2021; Rodríguez-Acosta & Coombes, 2020), which generates additional biological importance for the floristic and genetic diversity of Mexico represented in the area.

La similitud florística se evaluó mediante el índice cuantitativo de Morisita-Horn (Magurran, 1988):

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_{ni} * b_{nj})}{(da + db)aN * bN}$$

donde,

a_{ni} = número de individuos de la i -ésima especie de la muestra A

b_{nj} = número de individuos de la j -ésima especie de la muestra B

$da = \sum a_{ni}^2 / aN^2$

$db = \sum b_{nj}^2 / bN^2$

aN = número de individuos en la muestra A

bN = número de individuos en la muestra B

La validez de la intensidad de muestreo se verificó con curvas de acumulación de especies; el número de especies estimadas se generó a partir de los modelos no paramétricos ACE (Abundance-based Coverage Estimator), ICE (Incidence-based Coverage Estimator), Chao 1, Chao 2, Jackknife 1 y *bootstrap* en el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

La prueba de Shapiro-Wilk y de homocedasticidad de Levene determinaron la normalidad en la distribución de los datos; posteriormente, se generó un análisis de varianza (ANOVA) de una entrada ($p < 0.05$) para comprobar si existen diferencias significativas en diversidad, diversidad verdadera, equidad, riqueza, abundancia y dominancia entre intervalos altitudinales. En las variables que presentaron diferencias, se aplicó la comparación de medias *post hoc* de Tukey ($\alpha = 0.05$) mediante el programa IBM SPSS Statistics 23 (Zar, 2010).

Resultados y discusión

Curva de acumulación de especies

La Figura 2 muestra que las curvas de acumulación presentaron resultados similares con valores entre cinco a seis especies estimadas, con una asíntota definida en los tres intervalos de altura. En general, la estabilización se obtuvo a partir del tercer sitio. Los valores de cobertura promedio de las especies en comparación con los modelos no paramétricos son del 100 % para el intervalo 2 y 3; el intervalo 1 registró 99.7 %.

Composición florística

En la localidad se registraron tres familias; la más representativa fue Pinaceae con tres géneros y cinco especies, mientras que Fagaceae y Salicaceae solo presentaron un género y una especie. Las coníferas *A. concolor*, *P. strobiformis* y *P. menziesii* son las únicas que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT,

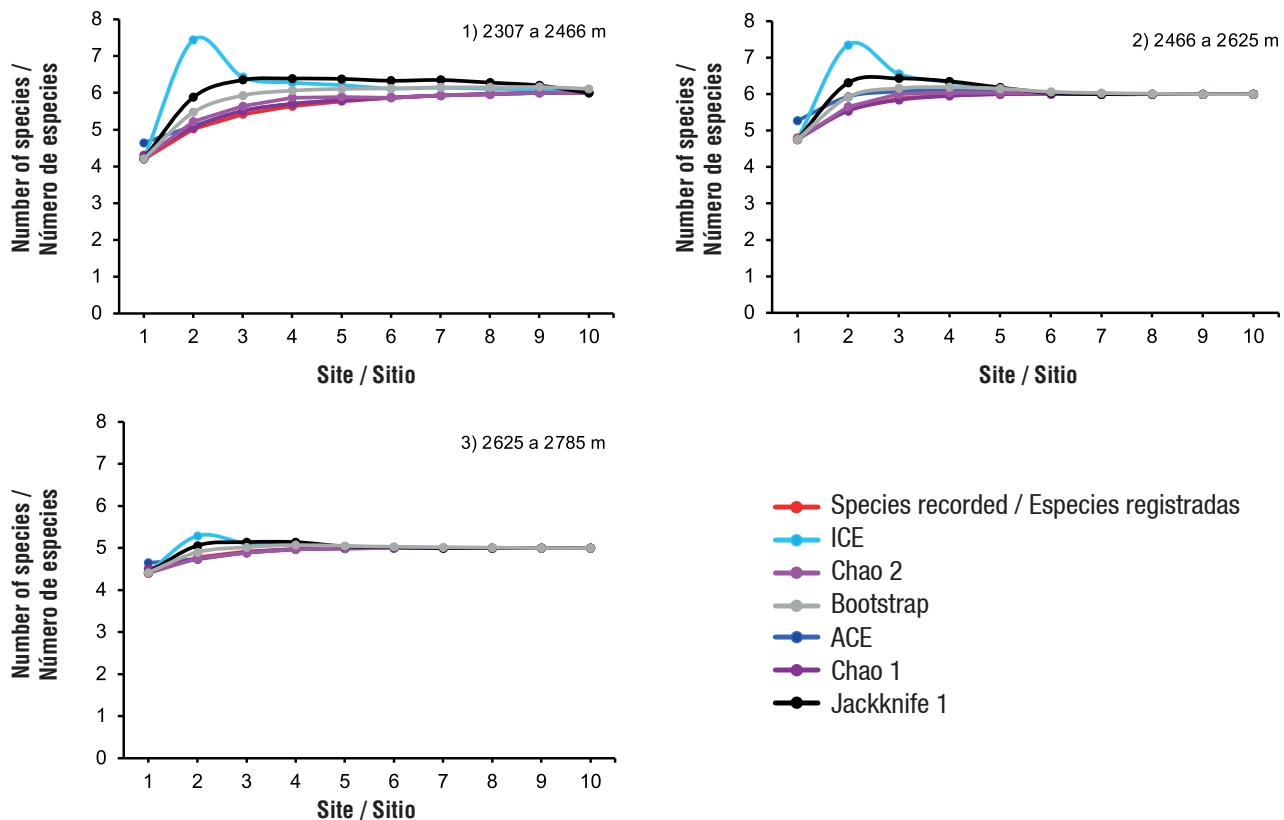


Figure 2. Accumulation curves of tree stratum species, generated with non-parametric models, at three altitudinal intervals of the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua. ICE: Incidence-based Coverage Estimator, ACE: Abundance-based Coverage Estimator.

Figura 2. Curvas de acumulación de especies del estrato arbóreo, generadas con modelos no paramétricos, en tres intervalos altitudinales del Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua. ICE: Incidence-based Coverage Estimator, ACE: Abundance-based Coverage Estimator.

According to Table 2, intervals 1 (2307 to 2466 m) and 2 (2466 to 2625 m) showed six taxa compared to interval 3 (2625 to 2785 m) which harbored five species. This is probably due to the decrease in available habitable surface area due to the topography of the mountains, as well as the decrease in temperature, strong winds, steep slopes and soil creep. However, due to climate change, there is the option that lowland vegetation will migrate upwards (Fattorini et al., 2020) and taxa with fragmented distribution, specialized habitat or endemics will be suppressed because of environmental pressure (Mendoza-Fernandez et al., 2022) and low genetic diversity (Salgotra & Chauhan, 2023), as could be the case of *Abies* and *Pseudotsuga* cohabiting in cold and humid areas in the mountains (Chang et al., 2021).

Although the sanctuary is located in northwestern Mexico, a region of greater conifer richness (Gernandt & Pérez-De la Rosa, 2014), NPA had lower values in richness compared to those indicated in other studies conducted within the same physiographic province of

2010) en la categoría sujetas a protección especial. Por otra parte, *Pinus durangensis* Martínez y *Quercus sideroxyla* Bonpl. se clasifican como especies endémicas (Jin et al., 2021; Rodríguez-Acosta & Coombes, 2020), lo que genera importancia biológica adicional para la diversidad florística y genética de México representada en el área.

De acuerdo con el Cuadro 2, los intervalos 1 (2307 a 2466 m) y 2 (2466 a 2625 m) presentaron seis taxones a diferencia del intervalo 3 (2625 a 2785 m) que albergó cinco especies. Esto probablemente se debe a la disminución de superficie disponible habitable por la topografía de las montañas, así como a la disminución de temperatura, vientos fuertes, laderas escarpadas y arrastre del suelo. No obstante, debido al cambio climático, existe la opción que la vegetación de las partes bajas migre hacia arriba (Fattorini et al., 2020) y los taxones de distribución fragmentada, hábitat especializado o endémicos sean suprimidos a causa de la presión ambiental (Mendoza-Fernández et al., 2022) y la diversidad genética baja (Salgotra & Chauhan, 2023), como podría ser el caso de *Abies* y *Pseudotsuga* que

Table 2. Floristic composition at three elevation intervals (I1 = 2 307 to 2 466 m, I2 = 2 466 to 2 625 m, I3 = 2 625 to 2 785 m) at the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua.

Cuadro 2. Composición florística en tres intervalos de altura (I1 = 2 307 a 2 466 m, I2 = 2 466 a 2 625 m, I3 = 2 625 a 2 785 m) del Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua.

Species / Especie	Common name / Nombre común	Presence / Presencia	Family / Familia
<i>Abies concolor</i> (Gordon & Glend.) Lindl. ex Hildebr.	White fir / Oyamel	I1, I2, I3	Pinaceae
<i>Pinus arizonica</i> Engelm.	Arizona pine / Pino blanco	I1, I2, I3	Pinaceae
<i>Pinus durangensis</i> Martínez	Durango pine / Ocote	I1	Pinaceae
<i>Pinus strobiformis</i> Engelm.	White pine / Pino huiyoco	I1, I2, I3	Pinaceae
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Golden aspen / Álamo temblón	I2, I3	Salicaceae
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	Douglas-fir / Ayarín	I1, I2, I3	Pinaceae
<i>Quercus sideroxyla</i> Bonpl.	Santa rosa oak / Encino colorado	I1, I2	Fagaceae

the Sierra Madre Occidental (Flores-Morales et al., 2022; Rascón-Solano et al., 2022).

cohabitan en zonas frías y húmedas en las montañas (Chang et al., 2021).

Abundance

According to Table 3, the species *P. strobiformis*, *A. concolor*, and *P. arizonica* had the highest abundance in intervals 2 (2 466 to 2 625 m) and 3 (2 625 to 2 785 m), collectively representing 72.02 % and 91.57 %, respectively, in each interval. In contrast, *P. tremuloides* had the lowest relative abundance in both intervals, with values below 6 %. On the other hand, in interval 1 (2 307 to 2 466 m), *P. strobiformis* (35.71 %) and *P. arizonica* (24.73 %) made up 60.44 %, while *A. concolor* had the lowest percentage at 0.55 %. These results are consistent with the Land Use and Vegetation Map Series VII (INEGI, 2021), which reports that about 40 % (98 695 ha) of El Largo and Anexos ejido is covered by pine vegetation.

Figure 3 shows that abundance decreased as altitude increased. Interval 1 had 728 trees·ha⁻¹, interval 2 had 672 trees·ha⁻¹, and interval 3 recorded 664 trees·ha⁻¹ (Table 3). The ANOVA showed a significant difference at least between two intervals (*df* = 29, *F* = 7.54, and *p* = 0.003), and Tukey’s test demonstrated that abundance was significantly higher in the lower interval compared to the upper (*p* = 0.0038) and middle intervals (*p* = 0.0116). However, there was no significant difference between intervals 2 and 3 (*p* = 0.8969).

Horizontal distribution

The distribution of individuals by diameter class in intervals 1 (2 307 to 2 466 m) and 2 (2 466 to 2 625 m) presented an inverted ‘J’ shape and the 10, 15 and 20 cm classes recorded more than 55 % of their individuals; interval 3 (2 625 to 2 785 m) also has the characteristic distribution of an irregular forest with

Aunque el santuario se encuentra al noroeste de México, región de mayor riqueza de coníferas (Gernandt & Pérez-De la Rosa, 2014), el ANP presentó valores inferiores en riqueza respecto a los señalados en otros estudios realizados dentro la misma provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental (Flores-Morales et al., 2022; Rascón-Solano et al., 2022).

Abundancia

Acorde con el Cuadro 3, las especies *P. strobiformis*, *A. concolor* y *P. arizonica* fueron las de mayor abundancia en los intervalos 2 (2 466 a 2 625 m) y 3 (2 625 a 2 785 m) y en conjunto, por intervalo, representaron 72.02 y 91.57 %, respectivamente. En contraste, *P. tremuloides* fue la especie de menor abundancia relativa en ambos intervalos con valores inferiores a 6 %. Por otra parte, en el intervalo 1 (2 307 a 2 466 m), *P. strobiformis* (35.71 %) y *P. arizonica* (24.73 %) concentran 60.44 % y *A. concolor* presentó el porcentaje más bajo con 0.55 %. Estos resultados coinciden con la Carta de Uso de Suelo y Vegetación Serie VII (INEGI, 2021), la cual reporta que aproximadamente 40 % (98 695 ha) del ejido El Largo y Anexos está cubierto por vegetación de pino.

La Figura 3 muestra que la abundancia disminuyó conforme la altitud aumentó. El intervalo 1 tuvo 728 árboles·ha⁻¹, en el intervalo 2 hubo 672 árboles·ha⁻¹, mientras que en el intervalo 3 se registraron 664 árboles·ha⁻¹ (Cuadro 3). El ANOVA indicó diferencia significativa entre al menos dos intervalos (*gl* = 29, *F* = 7.54 y *p* = 0.003) y la prueba de Tukey demostró que la abundancia fue significativamente mayor en el intervalo inferior con respecto al superior (*p* = 0.0038) y medio (*p* = 0.0116), pero entre el intervalo 2 y 3 no existió diferencia significativa (*p* = 0.8969).

Table 3. Abundance, dominance, frequency, and importance value index (IVI) by altitudinal interval in the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua.**Cuadro 3. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) por intervalo altitudinal en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua.**

Species/ Especie	Abundance (trees·ha ⁻¹)/ Abundancia (árboles·ha ⁻¹)	RA (%)/ AR (%)	Basal area (m ² ·ha ⁻¹)/ Área basal (m ² ·ha ⁻¹)	BA (%)/ AB (%)	Frequency/ Frecuencia	RF (%)/ FR (%)	IVI (%)
Interval 1 (2 307 to 2 466 m)/Intervalo 1 (2 307 a 2 466 m)							
<i>Pinus strobiformis</i>	260	35.71	8.26	26.89	10	23.81	28.80
<i>Pinus arizonica</i>	180	24.73	9.70	31.57	10	23.81	26.70
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	140	19.23	8.39	27.28	5	11.90	19.47
<i>Quercus sideroxyla</i>	100	13.74	3.35	10.91	9	21.43	15.36
<i>Abies concolor</i>	4	0.55	0.25	0.80	6	14.29	5.21
<i>Pinus durangensis</i>	44	6.04	0.78	2.55	2	4.76	4.45
Total	728	100	30.73	100	42	100	100
Interval 2 (2 466 to 2 625 m)/Intervalo 2 (2 466 a 2 625 m)							
<i>Pinus strobiformis</i>	228	33.93	7.32	22.84	9	21.95	26.24
<i>Pinus arizonica</i>	156	23.21	8.34	26.04	10	24.39	24.55
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	92	13.69	6.86	21.43	6	14.63	16.58
<i>Abies concolor</i>	100	14.88	3.49	10.91	9	21.95	15.91
<i>Populus tremuloides</i>	40	5.95	4.28	13.37	4	9.76	9.69
<i>Quercus sideroxyla</i>	56	8.33	1.73	5.41	3	7.32	7.02
Total	672	100	32.03	100	41	100	100
Interval 3 (2 625 to 2 785 m)/Intervalo 3 (2 625 a 2 785 m)							
<i>Pinus strobiformis</i>	248	37.35	10.42	31.13	10	22.73	30.40
<i>Abies concolor</i>	208	31.33	11.98	35.78	10	22.73	29.94
<i>Pinus arizonica</i>	152	22.89	8.83	26.37	10	22.73	24.00
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	44	6.63	2.04	6.09	9	20.45	11.06
<i>Populus tremuloides</i>	12	1.81	0.21	0.64	5	11.36	4.60
Total	664	100	33.47	100	44	100	100

RA: relative abundance, BA: Relative basal area and RF: Relative frequency.

AR: abundancia relativa, AB: área basal relativa y FR: frecuencia relativa.

a bias to the right and 54.82 % of its abundance in the 20, 25 and 30 cm classes (Figure 4). These results are similar to those reported by Hernández-Moreno et al. (2020) in irregular forest stands with and without management with a Liocurt curve distribution in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve.

This behavior generally suggests efficient regeneration, because young individuals will potentially replace mature trees in the community and the high proportion of young trees may be related to the silvicultural inactivity that ceased approximately two decades ago in the sanctuary (CONANP, 2023). It should be noted that forest management generates a shortage of mature trees due to extraction when they reach a certain size (Addo-Fordjour et al., 2022) and reduces the presence of standing dead trees that provide microhabitats

Distribución horizontal

La distribución de individuos por clase diamétrica en los intervalos 1 (2 307 a 2 466 m) y 2 (2 466 a 2 625 m) presentaron forma de 'J' invertida y las clases 10, 15 y 20 cm registraron más del 55 % de sus individuos; el intervalo 3 (2 625 a 2 785 m) también posee la distribución característica de un bosque irregular con un sesgo a la derecha y 54.82 % de su abundancia se registró en las clases de 20, 25 y 30 cm (Figura 4). Estos resultados son similares a los referidos por Hernández-Moreno et al. (2020) en masas forestales irregulares con y sin manejo con una distribución en curva de Liocurt en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

En general, dicho comportamiento sugiere regeneración eficiente, debido a que individuos jóvenes remplazarán

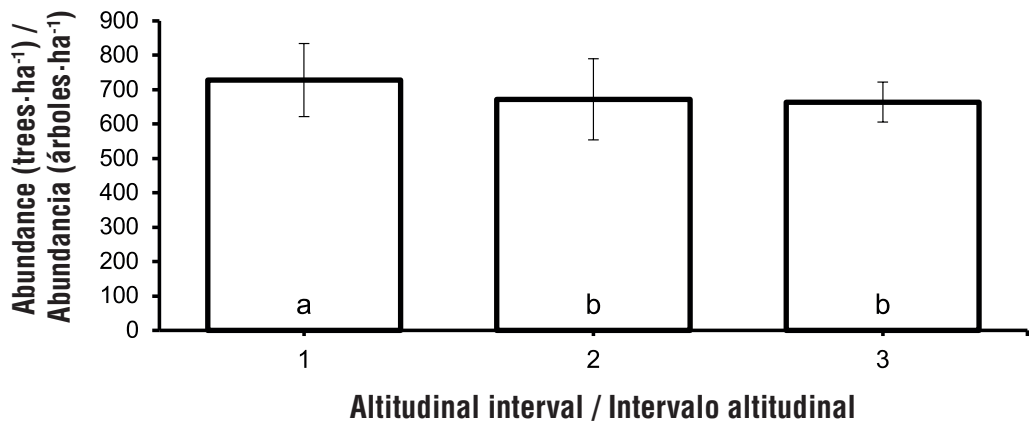


Figure 3. Mean abundance and standard error by altitudinal interval (1 = 2307 to 2466 m, 2 = 2466 to 2625 m, 3 = 2625 to 2785 m) at the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua. Altitudinal intervals with different letters are significantly different in abundance according to Tukey's test ($p < 0.05$).

Figura 3. Abundancia promedio y error estándar por intervalo altitudinal (1 = 2307 a 2466 m, 2 = 2466 a 2625 m, 3 = 2625 a 2785 m) del Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua. Intervalos altitudinales con letra distinta son significativamente diferentes en abundancia de acuerdo con la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

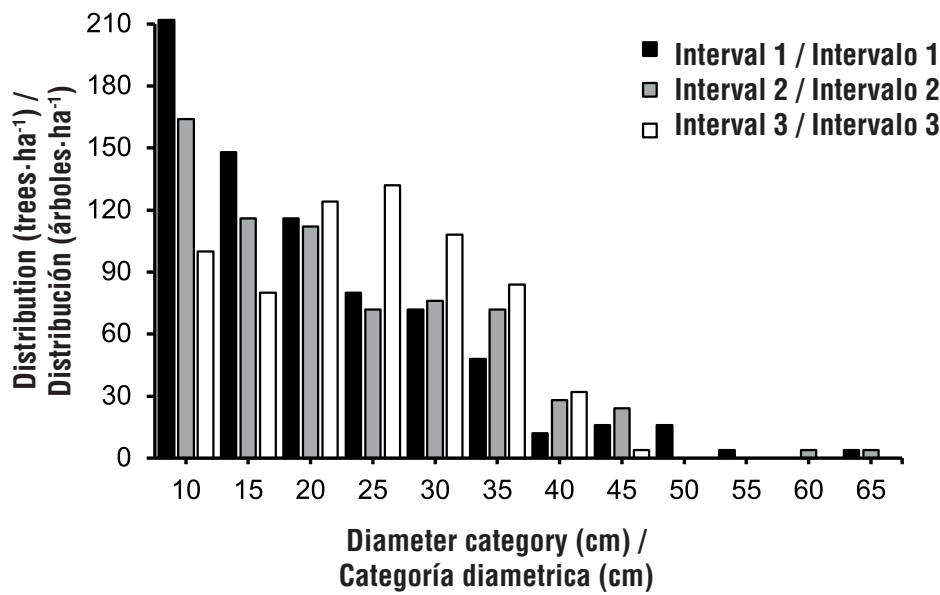


Figure 4. Distribution of individuals by diameter category at three altitudinal intervals (1 = 2307 to 2466 m, 2 = 2466 to 2625 m, 3 = 2625 to 2785 m) at the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua.

Figura 4. Distribución de individuos por categoría diamétrica en tres intervalos altitudinales (1 = 2307 a 2466 m, 2 = 2466 a 2625 m, 3 = 2625 a 2785 m) del Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua.

(Tavankar et al., 2021) and environmental services (Lutz et al., 2021).

Structural complexity is the result of the variety of species, ages and sizes that a community possesses and directly influences the availability of microhabitats for animals, plants and microorganisms (Zhao et al., 2022). According to the structural diversity analysis with H' , the highest value was found in interval 2 with 1.99, followed by interval 1 with 1.93 and interval 3 with

potencialmente a los árboles maduros de la comunidad y la alta proporción de arbolado joven puede estar relacionada con la inactividad silvícola que cesó hace aproximadamente dos décadas en el santuario (CONANP, 2023). Cabe señalar que el manejo forestal genera desabasto de árboles maduros por la extracción cuando se alcanzan ciertas dimensiones (Addo-Fordjour et al., 2022) y reduce la presencia de árboles muertos en pie que proporcionan microhábitats (Tavankar et al., 2021) y servicios ambientales (Lutz et al., 2021).

1.91. The maximum value is due to the homogeneous distribution in the diameter classes (Figure 4) and, consequently, the lower values were generated by the unequal distribution in the categories, which may allow the shelter of a higher diversity of associated organisms, because a greater differentiation in the structure increases the development of niches (Stein et al., 2014).

Dominance

Table 3 shows the information on dominance by interval. In the upper interval (2625 to 2785 m), *A. concolor* had the highest dominance value with $11.98 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, followed by *P. strobiformis* with $10.42 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, while *P. tremuloides* has the lowest dominance with $0.21 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. For interval 2 (2466 to 2625 m), *P. arizonica* showed the highest basal area with $8.34 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; on the other hand, *Q. sideroxyla* recorded the lowest figure with $1.73 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. For interval 1 (2307 to 2466 m), *P. arizonica* with $9.70 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ and *P. menziesii* with $8.39 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ were the highest taxa in dominance.

Figure 5 indicates that dominance showed no significant difference in the three altitudinal intervals ($df = 29$, $F = 2.05$ and $p = 0.154$). Other authors such as Khadanga et al. (2023) recorded a positive relationship between dominance and altitude, which can be attributed to the extraction of large trees through logging activities that are more frequent in the lower parts of the mountain. These practices were conducted in the area until the year 2000 (CONANP, 2023).

La complejidad estructural es resultado de la variedad de especies, edades y tamaños que posee una comunidad e influye directamente en la disponibilidad de microhábitats para animales, plantas y microorganismos (Zhao et al., 2022). De acuerdo con el análisis de diversidad estructural con H' , el mayor valor se presentó en el intervalo 2 con 1.99, seguido del intervalo 1 con 1.93 y el 3 con 1.91. El valor máximo se debe a la distribución homogénea en las clases diamétricas (Figura 4) y, por consiguiente, los valores menores se generaron a causa de la distribución desigual en las categorías, lo cual puede permitir el albergue de una diversidad superior de organismos asociados, debido a que una mayor diferenciación en la estructura incrementa el desarrollo de nichos (Stein et al., 2014).

Dominancia

El Cuadro 3 contiene la información de dominancia por intervalo. En el superior (2625 a 2785 m), *A. concolor* presentó el mayor valor de dominancia con $11.98 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, seguido de *P. strobiformis* con $10.42 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, mientras que *P. tremuloides* es la de menor dominancia con $0.21 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. Para el intervalo 2 (2466 a 2625 m), *P. arizonica* mostró la mayor área basal con $8.34 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; por otra parte, *Q. sideroxyla* registró la cifra inferior con $1.73 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. En el intervalo 1 (2307 a 2466 m), *P. arizonica* con $9.70 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ y *P. menziesii* con $8.39 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ fueron los taxones más altos en dominancia.

La Figura 5 indica que la dominancia no mostró diferencia significativa en los tres intervalos altitudinales ($gl = 29$, $F = 2.05$ y $p = 0.154$). Otros autores

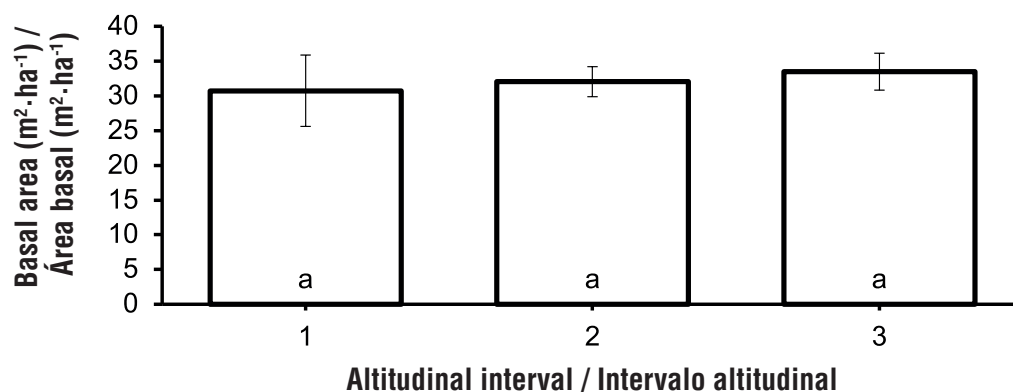


Figure 5. Average basal area and standard error by altitudinal interval (1 = 2307 to 2466 m, 2 = 2466 to 2625 m, 3 = 2625 to 2785 m) in the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua. Altitudinal intervals with the same letter indicate statistical similarity in basal area according to Tukey's test ($p > 0.05$)

Figura 5. Área basal promedio y error estándar por intervalo altitudinal (1 = 2307 a 2466 m, 2 = 2466 a 2625 m, 3 = 2625 a 2785 m) en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua. Intervalos altitudinales con la misma letra indican similitud estadística en el área basal de acuerdo con la prueba de Tukey ($p > 0.05$)

Importance value index

According to Table 3, all species had an IVI lower than 50 % for the three altitudinal intervals. This suggests that at the current successional stage of the forest, no single taxon dominates, contrasting with the findings of Quintero-Gradilla et al. (2019) and Rodríguez-Pacheco et al. (2023), who reported that a species from the *Pinus* genus accounted for approximately 50 % of the ecological weight in each community in disturbed areas.

In the upper interval (2 625 to 2 785 m), *P. strobiformis* and *A. concolor*, with values close to 30 %, had the highest ecological weight. This may be due to the inclusion of these species in the NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), and because, being at the highest elevation, they have experienced less anthropogenic impact, leading to greater preservation. Similar results have been reported by Holguín-Estrada et al. (2021) and Matiullah et al. (2022), where *Pinus* and *Abies* recorded the highest IVI in temperate forests.

For the middle interval (2 466 to 2 625 m), the species with the highest IVI were *P. strobiformis* and *P. arizonica*, each with values around 25 %. Similarly, in the lower interval (2 307 to 2 466 m), *P. strobiformis* had the highest percentage at 28.8%, followed by *P. arizonica* at 26.7 %. These results demonstrate the importance of the *Pinus* genus, likely due to silvicultural activities that altered the structure to favor commercially valuable species (Rendón-Pérez et al., 2021), such as *P. arizonica*, which holds significant economic interest in Chihuahua (Rascón-Solano et al., 2021).

Diversity indices

Species diversity along an altitudinal gradient is related to changes in temperature, precipitation, productivity, and soil characteristics (Fattorini et al., 2020). The Shannon-Wiener index, with values below 2, indicated low diversity in the tree stratum for the three intervals (Table 4). The H' results are lower than those recorded by García-García et al. (2019) and López-Serrano et al. (2022) in temperate forests excluded from forestry activities. Although diversity decreased as altitude increased, no significant differences were found between intervals ($df = 29$, $F = 0.95$, and $p = 0.401$). It is important to note that several authors report a decrease in diversity as the altitudinal gradient increases (Lee et al., 2021; Rana et al., 2020).

The analysis of true diversity showed that interval 1 (2 307 to 2 466 m), with 3.57 effective species, is 1.05 and 1.12 times more diverse than intervals 2 (2 466 to 2 625 m) and 3 (2 625 to 2 785 m), respectively. Additionally, interval 2 is 1.07 times more

como Khadanga et al. (2023) registraron una relación positiva entre la dominancia y altitud, lo que se puede atribuir a la extracción de árboles de dimensiones grandes mediante actividades de aprovechamiento forestal que son más frecuentes en las partes bajas de la montaña; hasta el año 2000 se realizaban este tipo de prácticas en el área (CONANP, 2023).

Índice de valor de importancia

De acuerdo con el Cuadro 3, todas las especies presentaron IVI inferior al 50 % en los tres intervalos altitudinales. Esto indica que en la etapa de sucesión en la que el bosque se encuentra no existe dominancia de un solo taxón, lo que contrasta con los resultados de Quintero-Gradilla et al. (2019) y Rodríguez-Pacheco et al. (2023), quienes señalan que una especie del género *Pinus* registró aproximadamente 50 % del peso ecológico en cada comunidad en zonas perturbadas.

En el intervalo superior (2 625 a 2 785 m), *P. strobiformis* y *A. concolor* con valores cercanos al 30 % presentaron el mayor peso ecológico. Esto puede deberse a la inclusión de dichas especies en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) y a que, al estar en la parte más alta, hayan sufrido menor impacto antropogénico, lo que genera mayor preservación. Resultados similares han sido expuestos por Holguín-Estrada et al. (2021) y Matiullah et al. (2022) en los que *Pinus* y *Abies* registraron el IVI superior en bosques templados.

Para el intervalo medio (2 466 a 2 625 m), las especies de mayor IVI fueron *P. strobiformis* y *P. arizonica* con valores aproximados al 25 %; de forma similar, en el intervalo inferior (2 307 a 2 466 m), *P. strobiformis* obtuvo el más alto porcentaje con 28.8 % seguido de *P. arizonica* con 26.7 %. Estos resultados demuestran la relevancia del género *Pinus*, lo que posiblemente se deba a las actividades silvícolas que alteraron la estructura con el objetivo de favorecer especies de interés maderable (Rendón-Pérez et al., 2021) como ocurre con *P. arizonica* que es de gran interés económico en Chihuahua (Rascón-Solano et al., 2021).

Índices de diversidad

La diversidad de especies en un gradiente altitudinal se relaciona con las alteraciones en temperatura, precipitación, productividad y edafología (Fattorini et al., 2020). El índice de Shannon-Wiener con valores inferiores a 2 indicó baja diversidad en el estrato arbóreo de los tres intervalos (Cuadro 4). Los resultados de H' son inferiores a los registrados por García-García et al. (2019) y López-Serrano et al. (2022) en bosques templados excluidos de actividades forestales. Aunque la diversidad disminuyó conforme la altitud aumentó, no se obtuvieron diferencias significativas entre intervalos ($gl = 29$, $F = 0.95$ y $p = 0.401$). Es importante

Table 4. Diversity and richness indices at each altitudinal interval in the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua.
Cuadro 4. Índices de diversidad y riqueza en cada intervalo altitudinal en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua.

Interval / Intervalo	Shannon (H')	Pielou (J')	True diversity (qD) / Diversidad verdadera (qD)	Margalef (D_{mg})
1 (2 307 to 2 466 m)	1.26 ± 0.05 a	0.85 ± 0.03 a	3.57 ± 0.20 a	0.68 ± 0.04 a
2 (2 466 to 2 625 m)	1.22 ± 0.04 a	0.77 ± 0.03 a	3.40 ± 0.15 a	0.74 ± 0.05 a
3 (2 625 to 2 785 m)	1.13 ± 0.08 a	0.73 ± 0.05 a	3.18 ± 0.26 a	0.68 ± 0.04 a

Means ± standard error with the same letter in each column indicate no significant differences between altitudinal intervals according to Tukey's test ($p > 0.05$).

Medias ± error estándar con la misma letra en cada columna indican que no existen diferencias significativas entre intervalos altitudinales de acuerdo con la prueba de Tukey ($p > 0.05$).

diverse than interval 3. While there is some variability in the number of effective species, this variation was not statistically significant ($df = 29$, $F = 0.872$, $p = 0.433$; Table 4).

Pielou's evenness index highlights the uniformity level within the community (Useni-Sikuzani et al., 2022). The three intervals showed high evenness with an average value above 0.70, but no significant differences were found ($df = 29$, $F = 2.68$ and $p = 0.092$) (Table 4).

Species richness is an important parameter for assessing anthropogenic and natural impacts, developing conservation strategies (Lelli et al., 2019), and monitoring areas of interest due to variety of organisms (Perrin & Waldren, 2020). The Margalef richness index did not reveal a pattern of increasing or decreasing richness associated with the altitudinal intervals, showing values of 0.68 for the lower and upper intervals, and 0.74 for the middle interval (Table 4). These results are classified as low richness, as they are below 2 (Margalef, 1972). Based on ANOVA, no significant differences were found between the three intervals ($df = 29$, $F = 0.48$ and $p = 0.626$).

Floristic similarity

Figure 6 illustrates the dendrogram generated using the Morisita-Horn index, which shows high similarity in the clustering of the three intervals. The greatest affinity was observed between intervals 1 (2 307 to 2 466 m) and 2 (2 466 to 2 625 m), with a value of 93 %, as both shared five species, excluding *P. durangensis* and *P. tremuloides*, which were the least abundant in their respective intervals. Intervals 2 and 3 (2 625 to 2 785 m) are 92 % similar, sharing five species; *P. strobiformis* is the most abundant, differing only in the presence of *Q. sideroxylla*, which was recorded in interval 2. The upper and lower intervals showed the least similarity at 75 %, as they share four taxa.

Differences in species composition along an altitudinal gradient are related to environmental, edaphic, and physiological processes (Murga-Orrillo et al., 2021). For

señalar que diversos autores indican disminución en la diversidad al incrementar el gradiente altitudinal (Lee et al., 2021; Rana et al., 2020).

Mediante el análisis de la diversidad verdadera se observó que el intervalo 1 (2 307 a 2 466 m) con 3.57 especies efectivas, es 1.05 y 1.12 veces más diverso que los intervalos 2 (2 466 a 2 625 m) y 3 (2 625 a 2 785 m), respectivamente, y el intervalo 2 es 1.07 superior respecto al intervalo 3. Aunque existe cierta variabilidad en las especies efectivas, esta oscilación no generó significancia estadística ($gl = 29$, $F = 0.872$, $p = 0.433$; Cuadro 4).

El índice de equidad de Pielou resalta el nivel de uniformidad de la comunidad (Useni-Sikuzani et al., 2022). En los tres intervalos se obtuvo alta equidad con un valor promedio superior a 0.70, pero no se presentaron diferencias significativas ($gl = 29$, $F = 2.68$ y $p = 0.092$) (Cuadro 4).

La riqueza de especies es un parámetro de importancia para evaluar afectaciones antrópicas y naturales, generar estrategias de conservación (Lelli et al., 2019) y monitorear zonas de interés por su variedad de organismos (Perrin & Waldren, 2020). A través del índice de riqueza de Margalef no se generó un patrón de incremento o disminución de riqueza relacionado con los intervalos altitudinales con un valor de 0.68 para los intervalos inferior y superior, y 0.74 en el intervalo medio (Cuadro 4); estos resultados se clasifican de baja riqueza al ser inferiores a 2 (Margalef, 1972). Con base en el ANOVA, los tres intervalos no mostraron diferencia significativa entre ellos ($gl = 29$, $F = 0.48$ y $p = 0.626$).

Semejanza florística

La Figura 6 ilustra el dendrograma generado con el índice de Morisita-Horn, el cual muestra alta similitud en la agrupación de los tres intervalos. La mayor afinidad se presentó entre los intervalos 1 (2 307 a 2 466 m) y 2 (2 466 a 2 625 m) con un valor de 93 %, ya que ambos comparten cinco especies con excepción de *P. durangensis* y *P. tremuloides* que fueron los menos

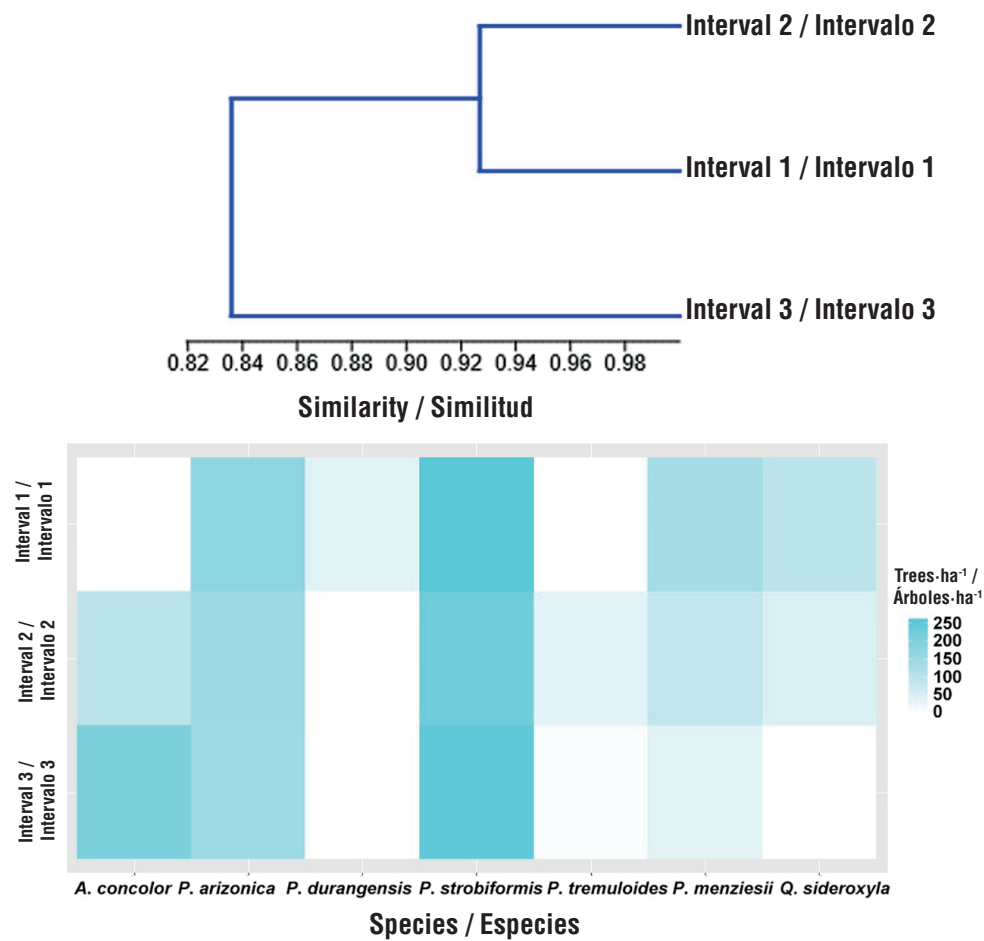


Figure 6. Dendrogram of the cluster generated by the quantitative Morisita-Horn index and abundance for the three altitude intervals (1 = 2 307 to 2 466 m, 2 = 2 466 to 2 625 m, 3 = 2 625 to 2 785 m) at the Thick-billed Parrot Sanctuary in Madera, Chihuahua

Figura 6. Dendrograma de la agrupación generada por el índice cuantitativo de Morisita-Horn y abundancia en los tres intervalos de altura (1 = 2 307 a 2 466 m, 2 = 2 466 a 2 625 m, 3 = 2 625 a 2 785 m) en el Santuario de la Cotorra Serrana Occidental en Madera, Chihuahua.

instance, in the lower interval, *Q. sideroxyla* was one of the most abundant species, primarily found at altitudes between 2 000 and 2 500 m (Lebgue-Keleng et al., 2015). In contrast, *A. concolor* became more abundant as the gradient increased, because it mainly dominates in high, cold areas with steep slopes that experience snow accumulation (Werner et al., 2019). Meanwhile, *P. durangensis* may indicate deep soils rich in nitrogen, calcium, and potassium (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] & Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2014).

Species affinity agrees with Bhat et al. (2020) and Song et al. (2021), who report a linear reduction in species similarity with increasing altitude. Moreover, the floristic similarity of the present study is higher than that reported by Rosaliano Evaristo et al. (2022)

abundantes en su intervalo correspondiente. Los intervalos 2 y 3 (2 625 a 2 785 m) son 92 % semejantes al compartir cinco especies; *P. strobiformis* es la más abundante y solo difieren con *Q. sideroxyla* que se registró en el intervalo 2. El intervalo superior e inferior presentaron la menor similitud con 75 %, debido a que comparten cuatro taxones.

Las diferencias en la composición de especies en un gradiente altitudinal se relacionan con las condiciones ambientales, edafológicas y procesos fisiológicos (Murga-Orrillo et al., 2021). Por ejemplo, en el intervalo inferior *Q. sideroxyla* fue una de las especies más abundantes y esta habita principalmente en altitudes entre 2 000 a 2 500 m (Lebgue-Keleng et al., 2015), a diferencia de *A. concolor* que fue más abundante conforme el gradiente aumentó, ya que domina

in oak forests in the physiographic province of the Transmexican Volcanic Belt and that of Ramos-Hernández et al. (2024) between a pine, pine-oak and an altered forest in Nuevo León with a similarity lower than 60 %.

Conclusions

The Thick-billed Parrot Sanctuary is of great ecological importance due to the endemic, relict, and specially protected species it hosts, primarily from the Pinaceae family. Dominance, diversity, and evenness indices were statistically similar among altitudinal intervals; however, dominance showed an upward trend with increasing elevation, in contrast to the indices and effective species, which decreased. Additionally, the altitudinal gradient showed a high similarity, with the lowest value recorded at the extremes, indicating that changes in habitat conditions may lead to a gradual turnover in species composition. This study in the Natural Protected Area provides crucial information for developing management programs and evaluating the relict forest, which is beneficial both for society and for the conservation of the national vegetation.

Acknowledgments

We would like to thank the Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) for the scholarship awarded to the first author for the master's program at the Faculty of Forestry Sciences at Universidad Autónoma de Nuevo León. We also extend our gratitude to the staff of CONANP and CONAFOR in Madera, Chihuahua, for their assistance in field activities, as well as to the reviewers whose ideas and comments helped enhance the quality of this manuscript.

End of English version

References / Referencias

- Addo-Fordjour, P., Afram, I. S., & Oppong, J. (2022). Selective and clear-cut logging have varied imprints on tree community structure in a moist semi-deciduous forest in Ghana. *Heliyon*, 8(11), e11393. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11393>
- Bhat, J. A., Kumar, M., Negi, A. K., Todaria, N. P., Malik, Z. A., Pala, N. A., Kumar, A., & Shukla, G. (2020). Species diversity of woody vegetation along altitudinal gradient of the Western Himalayas. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01302. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01302>
- Chang, C. Y. Y., Bräutigam, K., Hüner, N. P. A., & Ensminger, I. (2021). Champions of winter survival: cold acclimation and molecular regulation of cold hardiness in evergreen conifers.

principalmente en las partes altas y frías en laderas fuertes con acumulaciones de nieve (Werner et al., 2019), mientras que *P. durangensis* puede ser indicadora de suelos profundos ricos en nitrógeno, calcio y potasio (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] & Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2014).

La afinidad de especies coincide con lo indicado por Bhat et al. (2020) y Song et al. (2021), quienes refieren reducción lineal en la similitud de especies con el aumento altitudinal. Asimismo, la semejanza florística del presente estudio es superior a la reportada por Rosalio Evaristo et al. (2022) en bosques de encino en la provincia fisiográfica de la Faja Volcánica Transmexicana y a la de Ramos-Hernández et al. (2024) entre un bosque de pino, pino-encino y un bosque alterado en Nuevo León con semejanza inferior al 60 %.

Conclusiones

El Santuario de la Cotorra Serrana Occidental es de gran importancia ecológica por las especies endémicas, relictas y sujetas a protección especial que alberga, principalmente pertenecientes a la familia Pinaceae. La dominancia y los índices de diversidad y equidad fueron estadísticamente similares entre intervalos altitudinales; sin embargo, la dominancia presentó una tendencia ascendente con el incremento de elevación, a diferencia de los índices y especies efectivas que disminuyeron. Por otra parte, en el gradiente altitudinal se presentó una alta similitud; el valor más bajo se registró en los extremos, lo que indica que pueden existir cambios en las condiciones del hábitat que ocasionan un recambio gradual en la composición de especies. El presente estudio en el Área Natural Protegida proporciona información crucial para la elaboración del programa de manejo y la evaluación del bosque relictos, lo que resulta de beneficio tanto para la sociedad como para la conservación de la vegetación nacional.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada al primer autor para el estudio del programa de maestría en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. De igual forma se agradece al personal de la CONANP y la CONAFOR en Madera, Chihuahua, por el apoyo en las actividades de campo, así como a los revisores que mediante sus ideas y comentarios contribuyeron a mejorar la calidad del manuscrito.

Fin de la versión en español

- The New Phytologist*, 229(2), 675–691. <https://doi.org/10.1111/nph.16904>
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's guide and application*. <http://purl.oclc.org/estimates>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2023). *Estudio previo justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Santuario Cotorra Serrana*. <https://www.conanp.gob.mx/pdf/separata/EPJ-S-CotorraSerranaOccidental.pdf>
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496.
- Duncanson, L., Liang, M., Leitold, V., Armston, J., Moorthy, S. M. K., Dubayah, R., Costedoat, S., Enquist, B. J., Fatoyinbo, L., Goetz, S. J., Gonzalez-Roglich, M., Merow, C., Roehrdanz, P. R., Tabor, K., & Zvoleff, A. (2023). The effectiveness of global protected areas for climate change mitigation. *Nature Communications*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38073-9>
- Fattorini, S., Mantoni, C., Di Biase, L., & Pace, L. (2020). Mountain biodiversity and sustainable development. In W. Leal Filho, A. Azul, L. Brandli, A. Lange Salvia, T. Wall (Eds.), *Life on land. Encyclopedia of the UN sustainable development goals* (pp. 1–21). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_144-1
- Fattorini, S. (2014). Disentangling the effects of available area, mid-domain constraints, and species environmental tolerance on the altitudinal distribution of tenebrionid beetles in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation*, 23(10), 2545–2560. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0738-y>
- Flores-Morales, E. A., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Alanís-Rodríguez, E., Ángeles-Pérez, G., & Huizar-Amezcu, F. (2022). Diversidad y estructura arbórea de un bosque templado bajo manejo en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango, México. *Polibotánica*, (54), 11–26. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.54.2>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM.
- García-García, S. A., Narváez-Flores, R., Olivas-García, J. M., & Hernández-Salas, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>
- Gernandt, D. S., & Pérez-De la Rosa, J. A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 126–133. <https://doi.org/10.7550/rmb.32195>
- González-Gaona, E., Gómez-Nisino, A., De Lira-Ramos, K. V., Rodríguez-Cruz, Y. E., Olivo-Martínez, J. A., Rascón-Mendoza, A. A., & Martínez, G. S. (2021). Primer registro documentado de *Neodiprion abietis* (Harris, 1841) (Hymenoptera: Diprionidae) para México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(64). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i64.837>
- Hernández-López, L., Alcántar, O. R., Figueroa-García, D., Dueñas, J. J. R., & Arias, A. (2020). Flora y micobiota en riesgo y endémicas en el municipio San Sebastián del Oeste, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*, (128). <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1771>
- Hernández-Moreno, J. A., Velázquez-Martínez, A., Fierros-González, A. M., Gómez-Guerrero, A., Reyes-Hernández, V. J., & Vera-Castillo, J. A. G. (2020). Estimación de biomasa aérea y carbono, en rodales con y sin manejo forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Madera y Bosques*, 26(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2611802>
- Holguín-Estrada, V. A., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., Yerena-Yamallel, J. I., & Pequeño-Ledezma, M. Á. (2021). Estructura y composición florística de un bosque de galería en un gradiente altitudinal en el noroeste de México. *Madera y Bosques*, 27(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722123>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017a). *Compendios de información geográfica municipal*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/compendio.aspx>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017b). *Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0)*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/#:~:text=El%20Continuo%20de%20Elevaciones%20Mexicano,le%20integran%20valores%20que%20representan>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional)*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Jin, W., Gernandt, D. S., Wehenkel, C., Xia, X., Wei, X., & Wang, X. (2021). Phylogenomic and ecological analyses reveal the spatiotemporal evolution of global pines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(20), e2022302118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022302118>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Khadanga, S. S., Dar, A. A., Jaiswal, N., Dash, P. K., & Jayakumar, S. (2023). Elevation patterns of tree diversity, composition and stand structure in Mahendragiri Hill Forest, eastern Ghats of Odisha, India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 16(3), 391–405. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2023.04.004>
- Lebgue-Keleng, T., Soto-Cruz, R., Quintana-Martínez, G., Quiñonez-Martínez, M., Balderrama-Castañeda, S., Melgoza-Castillo, A., Morales-Nieto, C., & Cortés-Palacios, L. (2015). Árboles y arbustos templados de Chihuahua, México: Temperate trees and shrubs of Chihuahua, Mexico. *Tecnociencia Chihuahua*, 9(1), 49–57. <https://doi.org/10.54167/tch.v9i1.602>
- Lee, M. A., Burger, G., Green, E. R., & Kooij, P. W. (2021). Relationships between resource availability and elevation vary between metrics creating gradients of nutritional complexity. *Oecologia*, 195(1), 213–223. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04824-4>
- Lelli, C., Bruun, H. H., Chiarucci, A., Donati, D., Frascaroli, F., Fritz, Ö., Goldberg, I., Nascimbene, J., Tøttrup, A. P., Rahbek, C., & Heilmann-Clausen, J. (2019). Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation. *Forest Ecology and Management*, 432, 707–717. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.057>
- López-Serrano, P. M., Vega-Nieva, D. J., Corral-Rivas, J. J., Briseño-Reyes, J., & Antúnez, P. (2022). Diversidad e importancia

- ecológica de la vegetación arbórea en el Parque El Tecuán, Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(74), 34–53. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i74.1273>
- Lutz, J. A., Struckman, S., Germain, S. J., & Furniss, T. J. (2021). The importance of large-diameter trees to the creation of snag and deadwood biomass. *Ecological Processes*, 10, 28. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00299-0>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Malhi, Y., Jackson, T., Bentley, L. P., Lau, A., Shenkin, A., Herold, M., Calders, K., Bartholomeus, H., & Disney, M. (2018). New perspectives on the ecology of tree structure and tree communities through terrestrial laser scanning. *Interface Focus*, 8(2). <https://doi.org/10.1098/rsfs.2017.0052>
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211–235.
- Martin, M. P., Peters, C. M., Asbjornsen, H., & Ashton, M. S. (2021). Diversity and niche differentiation of a mixed pine-oak forest in the Sierra Norte, Oaxaca, Mexico. *Ecosphere*, 12(4), e03475. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3475>
- Martínez-Sifuentes, A. R., Hernández-Herrera, J. A., Valenzuela-Núñez, L. M., Briceño-Contreras, E. A., Manzanilla-Quinones, U., Gastélum-Arelláñez, A., Trucíos-Caciano, R., & López-Calderón, M. J. (2022). Climate change impact on the habitat suitability of *Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco in Mexico: An approach for its conservation. *Sustainability*, 14(14), 8888. <https://doi.org/10.3390/su14148888>
- Matiullah, N., Rahman, A. U., Ullah, Z., Qureshi, R., Burslem, D. F. R. P., & Mashwani, Z. U. R. (2022). Composition and structure of plant communities in the Moist Temperate Forest Ecosystem of the Hindukush Mountains, Pakistan. *Brazilian Journal of Biology*, 82. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.266637>
- Mendoza-Fernández, A. J., Fernández-Ceular, Á., Alcaraz-Segura, D., Ballesteros, M., & Peñas, J. (2022). The fate of endemic species specialized in island habitat under climate change in a Mediterranean high mountain. *Plants*, 11(23), 3193. <https://doi.org/10.3390/plants11233193>
- Miranda-Briones, R., Cerano-Paredes, J., Esquivel-Arriaga, G., Morató-Farreras, J., Cervantes-Martínez, R., Sánchez-Cohen, I., & Gómez-Nisino, A. (2022). Precipitation variability (1660-2018) for the western part of Chihuahua induced with tree rings. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 28(3), 349–366. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2021.08.052>
- Morgenroth, J., Nowak, D. J., & Koeser, A. K. (2020). DBH distributions in America's urban forests—An overview of structural diversity. *Forests*, 11(2), 135. <https://doi.org/10.3390/f11020135>
- Murga-Orrillo, H., Jorge, M., Abanto-Rodríguez, C., & De Almeida-Lobo, F. (2021). Gradiente altitudinal y su influencia en las características edafoclimáticas de los bosques tropicales. *Madera y Bosques*, 27(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732271>
- Perrin, P. M., & Waldren, S. (2020). Vegetation richness and rarity in habitats of European conservation value in Ireland. *Ecological Indicators*, 117, 106387. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106387>
- Quintero-Gradilla, S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., Oliva, F. G., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Ramos-Hernández, C., González-Rodríguez, H., López-Hernández, J., Cantú-Silva, I., & Gómez-Meza, M. (2024). Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del Noreste de México. *Polibotánica*, (57). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.3>
- Rana, D., Kapoor, K. S., Samant, S. S., & Bhatt, A. (2020). Plant species conservation priority index for preparing management strategies: A case study from the western Himalayas of India. *Small Scale Forestry*, 19(4), 461–481. <https://doi.org/10.1007/s11842-020-09447-4>
- Rascón-Solano, J., Galván-Moreno, V. S., Aguirre-Calderón, Ó. A., & García-García, S. A. (2022). Caracterización estructural y carbono almacenado en un bosque templado frío censado en el noroeste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(70), 136–165. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i70.1123>
- Rascón-Solano, J., Magaña-Magaña, J. E., Kiessling-Davison, C. M., Licón-Trillo, L. P., Portillo-Vázquez, M., & Galván-Moreno, V. S. (2021). Viabilidad técnica, financiera y económica de establecer un aserradero privado en el Noroeste de México. *Custos e @gronegocio online*, 17(4), 332–357. <http://www.custoseagronegocioonline.com.br/numero4v17/OK%2016%20aserradero.pdf>
- Rendón-Pérez, M. A., Hernández-de la Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Alcántara-Carbajal, J. L., & Reyes-Hernández, V. J. (2021). Composición, diversidad y estructura de un bosque manejado del centro de México. *Madera y Bosques*, 27(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712127>
- Requena-Lara, G., Sandoval, P. O., Morales-Pacheco, J., Garza-Torres, H., Zamora-Tovar, C., González-Romo, C., Guerra-Pérez, A., Manzano-Banda, J., & Treviño-Carreón, J. (2020). Distribución y condiciones ecogeográficas del bosque relicto de *Abies* en zonas montañosas de Tamaulipas. *Polibotánica*, (49). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.49.4>
- Rodríguez-Acosta, M., & Coombes, A. J. (2020). *Manual para la propagación de Quercus: Una guía fácil y rápida para cultivar encinos en México y América Central*. Jardín Botánico Universitario de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Rodríguez-Pacheco, A., Palacios-Rangel, M. I., Mohedano-Caballero, L., & Villanueva Morales, A. (2023). Estructura y diversidad arbórea de un bosque de pino-encino en Huiztlatzala, Guerrero, México. *Polibotánica*, (55), 25–40. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.55.3>
- Rosaliano Evaristo, R., Ávila-Akerberg, V., Franco-Maass, S., Valencia-A., S., & López Mathamba, L. A. (2022). Estructura y diversidad arbórea en bosques de encino del centro de México. *Madera y Bosques*, 28(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2822449>
- Salgotra, R. K., & Chauhan, B. S. (2023). Genetic diversity, conservation, and utilization of plant genetic resources. *Genes*, 14(1), 174. <https://doi.org/10.3390/genes14010174>

- Sánchez-González, A. (2016). Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*, 14(1), 107 – 120. <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1411222>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. México: DOF. https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) & Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2014). *Inventario estatal forestal y de suelos – Chihuahua 2013*. Author. https://transparencia.cnf.gob.mx/filesconafor/userfiles/IEFYS/IEFYS_Chihuahua_2013/IEFYS_Chihuahua_2013.pdf
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379 – 423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Sharma, N., & Kala, C. P. (2022). Patterns in plant species diversity along the altitudinal gradient in Dhauladhar mountain range of the North-West Himalaya in India. *Trees Forests and People*, 7, 100196. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100196>
- Singh, V., Shukla, S., & Singh, A. (2021). The principal factors responsible for biodiversity loss. *Open Journal of Plant Science*, 6(1), 11 – 14. <https://doi.org/10.17352/ojps.000026>
- Song, X., Cao, M., Li, J., Kitching, R. L., Nakamura, A., Laidlaw, M. J., Tang, Y., Sun, Z., Zhang, W., & Yang, J. (2021). Different environmental factors drive tree species diversity along elevation gradients in three climatic zones in Yunnan, southern China. *Plant Diversity*, 43(6), 433 – 443. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2021.04.006>
- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866 – 880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- Tavankar, F., Latterini, F., Nikooy, M., Venanzi, R., Naghdi, R., & Picchio, R. (2021). Influence of forest management and silvicultural treatments on abundance of snags and tree cavities in mountain mixed beech forests. *Environments*, 8(6), 55. <https://doi.org/10.3390/environments8060055>
- Tlapa-Almonte, M., Bustamante-González, A., Vargas-López, S., Ramírez-Valverde, B., Cervantes-Gutiérrez, V., & Cruz Bello, G. (2020). Factores del deterioro de las áreas naturales protegidas periurbanas del Valle de Puebla, México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 35(1), 51 – 82. <https://doi.org/doi:10.24201/edu.v35i1.1828>
- Useni-Sikuzani, Y., Mpibwe-Kalenga, A., Yona-Mleci, J., N'Tambwe-Nghonda, D., Malaisse, F., & Bogaert, J. (2022). Assessment of street tree diversity, structure and protection in planned and unplanned neighborhoods of Lubumbashi city (DR Congo). *Sustainability*, 14(7), 3830. <https://doi.org/doi:10.3390/su14073830>
- Werner, C. M., Young, D. J. N., Safford, H. D., & Young, T. P. (2019). Decreased snowpack and warmer temperatures reduce the negative effects of interspecific competitors on regenerating conifers. *Oecologia*, 191(4), 731 – 743. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04536-4>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed.). Prentice Hall.
- Zhao, Z., Gao, H., Liu, W., Hu, Y., & Zhang, G. (2022). A novel method for calculating stand structural diversity based on the relationship of adjacent trees. *Forests*, 13(2), 343. <https://doi.org/10.3390/f13020343>