

Comparación de la diversidad de tres parcelas y los cambios que presentan en sus estructuras en un bosque de manglar y un bosque aluvial de la costa del Urabá Antioqueño

Cristian Gañan T
Dep. Ciencias Forestales
U Nacional de Colombia
Medellín, Antioquia
ccganant@unal.edu.co

Camilo Cruz S
Dep. Ciencias Forestales
U Nacional de Colombia
Medellín, Antioquia
cacruzs@unal.edu.co

Juan Caicedo G
Dep. Ciencias Forestales
U Nacional de Colombia
Medellín, Antioquia
jpcaicedog@unal.edu.co

Resumen—La diversidad siendo uno de los parámetros más importantes que se usan para entender la dinámica de los ecosistemas y como está afecta a la estructura de los bosques, a partir de esto se analizó la diversidad y el cambio en las estructuras de 3 parcelas circulares (62, 69 y 70) de 500 m², ubicadas en el Urabá Antioqueño, con el fin de identificar si hacen parte de la misma comunidad o no; se utilizaron los índices de diversidad alfa y beta, y diferentes modelos como de riqueza esperada, de Valor de Importancia y diámetros. Según los resultados de los índices alfa se pudo llegar a la conclusión de que la parcela 69 tiene la mayor diversidad según las pruebas de Shannon, Simpson y Alfa; de igual forma se encontró que la parcela 69 es diferente a las parcelas 62 y 70 por medio de los índices beta (Morisita y Sorensen), por lo tanto se podría pensar que existe una zonación a través de las 3 parcelas, ubicando a la 62 y 70 más cercanas a la costa. Además se determinó que la especie con más peso en el índice de valor de importancia para las tres parcelas fue *Rhizophora Mangle*. Además se realizaron modelos de distribución diamétrica ajustando para la mayoría de las parcelas un modelo tipo “gamma” excepto la parcela 70 que se comportó mejor como “weibull”.

Index Terms—Diversidad; Zonación; Similitud; Manglar; Bosque aluvial

INTRODUCCIÓN

Los estudios de diversidad han sido catalogados desde el punto de vista científico como una ayuda enorme para entender la dinámica de los distintos

ecosistemas, también como sinónimo de “variedad de vida” (Gaston and Williams, 1996). Existen dos áreas principales en las cuales los estudios y medidas de diversidad han tenido una gran aplicación, se pueden ver entonces desde el punto de vista de la conservación la cual está basada en que las comunidades ricas en especies son mejores que las pobres, y desde el punto de vista de la supervisión ambiental, donde se tienen en cuenta los efectos adversos en la reducción de la diversidad o en un cambio de forma de la distribución de abundancia de las especies (Magurran, 1989). En los agrosistemas mantener o restaurar altos niveles de diversidad, aumenta su resistencia al cambio climático, apoya la provisión equilibrada de servicios ecosistémicos y contribuye a la conectividad del hábitat (Negiz and Ozkan, 2019).

La diversidad como una medida tangible es obtenida por medio de diversos índices que además de dar un valor en cualquier comunidad, también expresa comportamientos en las comunidades tales como la riqueza, dominancia, equidad, abundancia relativa, similitud y disimilitud, entre otros; los cuales son importantes de conocer, ya que pueden decir que tan resistente puede ser la comunidad a periodos de tensión como hídricos, de temperatura, enfermedades o cualquier otra causada de forma natural o antrópica (Odum et al., 2006). Por otra parte, (Guerra-Castro et al., 2011) formalizó matemáticamente el concepto de

diversidad de especies y planteó tres componentes cuantificables: alfa (α), beta (β) y gamma (γ), los cuales son importantes a la hora de querer conocer y diferenciar la diversidad y estructura de distintas comunidades. Los índices alfa cuantifican la diversidad dentro de una comunidad (en este caso parcela), los beta la comparan entre varias comunidades y corrobora el reemplazamiento de especies entre una y otra (García-de Jesús *et al.*, 2016).

La importancia de la determinación de los diferentes índices, está en diferenciar entre tipos de bosques y conocer los cambios ambientales para explicar el reemplazamiento de especies y el cambio en la estructura, la cual está relacionada con la diversidad, pero también con condiciones ambientales como el clima, el suelo (Ali *et al.*, 2019) y las exigencias de las especies (Urrego *et al.*, 2009) que hacen que esta cambie continuamente (Smith *et al.*, 2007); lo que da una idea acerca de qué tan diversos son y cual de ellos representa una mayor complejidad estructural, teniendo en cuenta tanto los factores bióticos como abióticos que la controlan. La estructura observada en cada situación particular es la mejor respuesta del ecosistema a sus propias características (ACOSTA *et al.*).

En este artículo se tiene como objetivo comparar la diversidad entre parcelas que vienen de dos tipos de bosques en el Urabá Antioqueño (manglares y bosques inundables) y cómo esta afecta la configuración de la comunidad y si las diferentes parcelas pertenecen a una misma comunidad o no, todo esto con la ayuda de los diferentes índices de diversidad y componentes de la estructura. Además de análisis como el índice de valor de importancia (IVI), que ayuda a cuantificar la relevancia de las diferentes especies en las parcelas y otros que permiten comparar y entender la zonación, es decir el cambio que presentan las especies más importantes a lo largo de un gradiente de las condiciones ambientales, teniendo en cuenta las preferencias ecológicas de dichas especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las parcelas que se comparan en el presente estudio fueron tomadas de una base de datos realizada por (Urrego *et al.*, 2014) pertenecientes

a dos tipos de bosques (Manglares y bosques Aluviales) en el Urabá Antioqueño, con el fin de determinar la variabilidad de la vegetación a lo largo de las costas, por medio de la evaluación de la estructura, composición florística y atributos ambientales de los manglares. Según los autores el trabajo de campo se realizó de septiembre de 2009 a enero 2010, y se trazaron 87 parcelas circulares de 500 m². Se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total de todos los árboles con DAP superior a 5 cm en cada parcela, y se identificó cada individuo con DAP entre 2.5 y 5 cm. Además se tomaron datos de salinidad e inundación de cada parcela. En este artículo solo se tendrán en cuenta las parcelas 62, 69 y 70, para la cuales se hallaron índices para diversidad Alfa y Beta con el fin de compararlas. Para el cálculo de la diversidad alfa se utilizaron los índices de Shannon, Simpson (1-D), alfa de fisher y el índice de riqueza de Margalef y para el cálculo de diversidad Beta se usaron los índices de Sorensen y Morishita. Además de esto se calculó la riqueza esperada por medio del modelo de Jackknife y rarefacción, también se calculó el número efectivo de especies por medio la fórmula propuesta por Jost y finalmente para entender el comportamiento de la estructura se calcula el IVI suponiendo las tres parcelas en una sola comunidad y se hallaron modelos de distribución diamétrica. Todos los Cálculos fueron realizados a través del software R versión 3.6.1

Índices de diversidad alfa. Las medidas de diversidad más ampliamente usadas son los índices de la teoría de la información. Estos se basan en la lógica de que la diversidad o la información en un sistema natural pueden ser medidos de un modo similar a la información contenida en un código o mensaje. Algunos de estos índices derivados de la teoría de la información son los de Shannon y Simpson (Magurran, 1989). Margalef. El índice de riqueza de Margalef transforma el número de especies por muestra a una proporción en las cuales son añadidas por expansión de la muestra (Moreno, 2001), es decir, a mayor número de muestras se espera mayor riqueza de especies. Para el cálculo se usa $S-1/\ln(N)=Dmr$, Donde $Dmr=0$ indica que solo existe una especie en la muestra (Moreno, 2001). **Shannon y Simpson.**

El índice de Shannon refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. La diversidad máxima ($H_{\max} = \ln S$) se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes. El Índice de Simpson es una medida de dominio, pero también puede ser convertido en medida de diversidad restándole a su resultado 1, este se puede establecer como la probabilidad de que dos especies tomadas al azar de una comunidad sean diferentes, entonces el criterio de diversidad está determinado por el número de pares de individuos que difieren en especie (Gregorius and Gillet, 2008), está fuertemente recargado hacia las especies más raras de la muestra (Magurran, 1989). Alfa de Fisher. Es un modelo de abundancia a partir de una serie logarítmica que solo toma en cuenta el número de especies (S) y el número total de individuos (N) (Agis et al., 2016). Este índice funciona mejor con datos donde todas las especies tienen una baja abundancia (Medianero et al., 2003). el alfa de Fisher es una herramienta muy eficaz para estimar la magnitud de las diferencias esperadas en términos de la riqueza entre regiones con tamaños de muestra más grandes, con base en un número limitado de individuos. (López and Duque, 2010). Para este caso se tomó un total de 100.

Índices beta. El concepto de diversidad β tiene gran relevancia en ecología y biogeografía para comprender, cuantificar y valorar la diversidad biológica, y puede considerarse como un concepto clave para entender el funcionamiento de los ecosistemas, para la conservación de la biodiversidad y para el manejo de estos (Calderón-Patrón et al., 2012), (Whittaker and RH, 1977) la define como “la magnitud de cambio en la composición de las especies a lo largo de un gradiente ambiental o entre diferentes comunidades en un paisaje”. La forma más sencilla de medir la diversidad Beta es mediante el uso de coeficientes de similaridad (Magurran, 1989), entre estos se pueden encontrar los índices de Sorensen y Morisita-Horn, que son medidas cuantitativas que tienen en cuenta la abundancia relativa.

Riqueza esperada. Cuando se hacen inventarios forestales con el fin de determinar la biodiversidad de algún tipo de sistema, siempre se tiene

el problema de no muestrear la cantidad total de especies que se pueden encontrar en dicho espacio, y al mismo tiempo para poder comparar entre comunidades se necesitan las mismas muestras en ambos sitios, por lo tanto la rarefacción se impuso como un método ampliamente utilizado (Guari-guata et al., 2002), y por otra parte los métodos no paramétricos como el Jackknife (Jimenez and Hortal, 2003) para dar solución a este problema y determinar la riqueza esperada de algún lugar en estudio.

Jackknife. Modelo usado para la estimación de la riqueza (Escalante, 2003), se basa en el número de especies raras, existen dos modelos Jack 1 y Jack 2, para este estudio se usa solo Jack 1 que tiene en cuenta el número de especies raras presentes en una sola unidad de muestreo (Oreja et al., 2010a) Rarefacción. Es un método que se usa para obtener las especies esperadas. Se estima en base a un número estándar de muestras, es decir, teniendo en cuenta que todas las comunidades tuvieran el mismo número de individuos (Magurran, 1989), para este estudio se toman 30 individuos debido a que fue este número mínimo de muestreo de las 3 parcelas, perteneciente a la parcela 70.

Número efectivo de especies. Los números efectivos de especies (medidas de diversidad verdadera) permiten obtener una interpretación intuitiva y fácilmente comparable de la diversidad de especies (Moreno et al., 2011). Desde el enfoque de la ecología, la diversidad puede definirse como el recíproco de un promedio de las abundancias relativas de las especies, el valor de este recíproco es el número máximo posible de especies que podrían coexistir en una comunidad, si todas ellas tuvieran la misma abundancia (García-Morales et al., 2011). Se halla con la fórmula propuesta por Jost, que cambia según el valor del parámetro q , determina qué tanto influyen las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad, y puede tomar cualquier valor que el usuario estime apropiado. Si $q=0$ el valor de la ecuación equivale a la riqueza de especies, si $q=1$ es equivalente al exponencial del índice de Shannon, y si $q=2$ es equivalente al índice de dominancia de Simpson.

Medidas para entender el comportamiento de la estructura. Índice de valor de impor-

tancia(IVI). Desarrollado por Curtis & McIntosh (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010), es un índice que permite comparar el peso o valor ecológico relativo de las especies dentro de la comunidad y consiste en la sumatoria de los valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia.(Soler *et al.*, 2012). Se asumió una sola comunidad entre las tres parcelas para este índice.

Modelos de distribución diamétrica. Las distribuciones diamétricas son las relaciones del diámetro con sus frecuencia absoluta respectiva, son muy importantes para la caracterización de por ejemplo las diferentes interacciones entre especies de luz y de sombra, así como irregularidades debidas a la historia del bosque, la geomorfología, topografía y al comportamiento de algunas especies (Lema, 2003), en este sentido, se eligieron algunas de los modelos más conocidos para ajustar los datos, estos fueron: Weibull y Gamma.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Índices alfa

En la **Tabla I** se pueden observar los resultados de los diferentes índices para la diversidad alfa. En el índice de riqueza de Margalef se ve que las tres parcelas tienen una baja riqueza de especies, ya que cuentan con un valor por debajo de 2 (Magurran, 1989), sin embargo al compararlas, la parcela 69 es la de mayor diversidad; esta tendencia a presentar baja riqueza de especies, era de esperarse ya que son comunidades que tienen unas restricciones ambientales importantes, ya sea por la salinidad en los manglares (Soto and Jiménez, 1982) o por los periodos de inundación a los que se ven sometidos los bosques aluviales (Guariguata *et al.*, 2002); en este caso se puede evidenciar con los datos que la parcela 62, la cual tiene una riqueza de especies muy baja y una diversidad dada por el índice de simpson igualmente baja, que es debido a la alta presencia y dominancia de la especie *Rhizophora Mangle*, según (Guariguata *et al.*, 2002) en los manglares esta es la especie mejor conocida, por lo tanto se puede pensar que la parcela 62 hace referencia a un bosque que posiblemente está más cerca a la costa y se podría catalogar como manglar.

Teniendo en cuenta lo anterior con la realización de los demás índices de diversidad (Shannon,

Tabla I
INDICES ALFA

Parcela	Margalef	Shannon	Simpson	Fisher
62	0.22	0.062	0.022	2.043
69	1.15	1.15	0.62	6.37
70	0.58	0.38	0.18	3.94

Simpson y alfa de fisher)(**Tabla I**) se puede verificar que la diversidad aumenta (sin ser alta) según el alfa fisher desde la parcela 62 que es la de más baja diversidad, hacia la parcela 70 y terminando con la parcela 69, esto debido al mayor número de especies y una dominancia no tan marcada en esta última, comprobando así que entre el índice de alfa y el índice de dominancia de Simpson hay una relación inversa, es decir, a mayor índice de diversidad alfa menor índice de dominancia de simpson, la parcela 69 cuenta con el índice más alto de alfa de fisher(6.37) y el índice más bajo de dominancia de Simpson($1-0.62=0.38$) entre las tres parcelas. Esto concuerda con lo expuesto por (Guariguata *et al.*, 2002) donde se dice que las comunidades más heterogéneas de ecosistemas en contacto directo con el agua, se encuentran más alejados del mar. Con lo cual se puede intuir que la parcela 69 es la que está más alejada de la acción salobre del agua, algo que afirma esta idea es la presencia de la especie *Pterocarpus officinalis*, una especie que es común en bosques inundables que no tienen contacto con el efecto salobre del mar (Oreja *et al.*, 2010a), se puede decir que la parcela 69 es la que está más alejada de la costa y que se podría catalogar como bosque aluvial o inundable.

Tabla II
ÍNDICES BETA

Comparación	Morisita-Horn (%)	Sorensen
62 vs 70	99.44	0.8
69 vs 70	0.00	0.0
62 vs 69	0.00	0.0

Índices Beta

En la **Tabla II** se pueden observar los índices de diversidad Beta, según esto la parcela 62 y 70 son muy similares, llegando a pensar que son de la misma comunidad, ya que el índice de Morisita

arroja un resultado del 99.43 % de similitud. Caso totalmente contrario en las comparaciones restantes (69 vs 70 y 62 vs 69) donde Morisita arroja un valor de similitud del 0 %, lo que puede atribuirse a que entre estas parcelas no hay especies en común. Se puede llegar a la misma conclusión si se analiza el índice de Sorensen que se mide de 0 a 1 donde 0 indica que las parcelas no tienen ninguna similitud; para la comparación entre la parcela 62 y 70 arroja un resultado de 0.80, teniendo concordancia con el índice de Morisita; caso mismo ocurre en las otras comparaciones donde el resultado es de 0. Con estos datos se puede afirmar que la parcela 62 es igual a la 70 y que la parcela 69 es totalmente diferente. Por lo tanto se podría concluir que las parcelas 70 y 62 hacen parte del manglar, se puede confirmar esta idea ya que las especies de la parcela 70 son comunes en ecosistemas de manglar, incluyendo la especie *Pelliciera rhizophorae* (Oreja *et al.*, 2010a) que no se encuentra en la parcela 62. Por último se puede catalogar a la parcela 69 como bosque aluvial, no solo por los resultados en los índices Beta, si no también por las especies pertenecientes a dicha parcela que son comunes de un bosque aluvial (Oreja *et al.*, 2010a).

Tabla III
ÍNDICES DE ESPECIES EFECTIVAS

Índice	Parcela 62	Parcela 69	Parcela 70
q= 0	2.00	6.00	3.00
q= 1	1.06	3.14	1.46
q= 2	0.97	0.37	0.82

Los resultados que se muestran en la **Tabla III** (Índice de especies efectivas) permiten comparar riqueza, dominancia y diversidad (Moreno *et al.*, 2011). Observando los resultados, se puede evidenciar que la tendencia de los diferentes índices en las parcelas siguen el mismo orden discutido anteriormente con los alfa (**Tabla I**), que también ubican a la parcela 62 con la mayor dominancia y a la parcela 69 como la más diversa. La diferencia más representativa entre los dos tipos de índices es cuando el parámetro q en la fórmula de especies efectivas es igual a 1 que hace referencia al exponencial de shannon, este valor explica las especies necesarias para alcanzar un

índice de diversidad de Shannon dado (Magurran, 1989). Para la parcela 69 tiene el índice de diversidad de shannon más alto (1.15), valor podría alcanzarse con tan solo 4 especies, por lo cual se podría decir que dos de las seis especies de la parcela 69 están muy poco representadas (*Prioria copaifera* y *Tabebuia chrysantha*). Con el índice de especies efectivas se puede intuir que a través de las tres parcelas se presenta una zonación que va desde la parcela 62, siendo ésta bosque de manglar, seguida de la parcela 70 y finalmente la parcela 69 la cual se clasificó como bosque aluvial. Conclusiones a las cuales ya se habían llegado anteriormente.

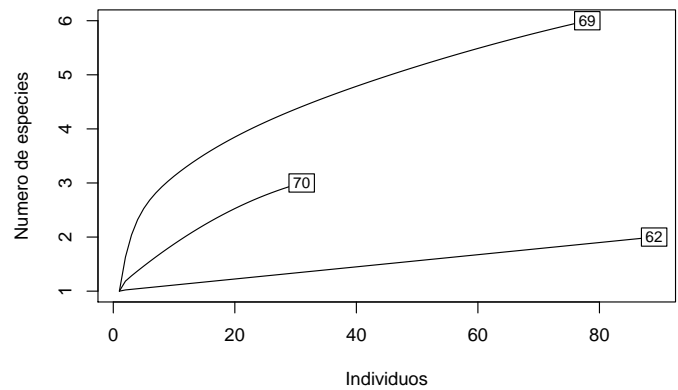


Figura 1. Rarefacción por Parcela

Rarefacción

En la **figura 1** se puede encontrar las curvas de rarefacción por separado de las 3 parcelas en estudio, donde se observa que la 62 y 70 muestran una tendencia más cercana a una asintota horizontal; dado que el método permite la comparación de la riqueza de especies entre los conjuntos de datos (Bacaro *et al.*, 2016) y que las estimaciones de riqueza de especies aumentan con el número de unidades de muestreo (Fairbanks and McGwire, 2004), se puede intuir que por la alta dominancia de estas parcelas, el número máximo de especies esperadas está muy cercano al observado, además es probable que como se encuentran en un entorno de salinidad considerable sean comunidades con condiciones ambientales especiales, es decir, al extremo de un gradiente ambiental; lo que no sucede en la parcela 69 donde la curva está aún en un comportamiento de alta pendiente, que sugiere más muestreos para alcanzar el máximo número

de especies esperadas, también la mayor heterogeneidad que presenta la parcela indicaría que no se encuentra al extremo de un gradiente. Esto refleja que la disposición de especies a lo largo de una variación ambiental, tienen un óptimo ecológico (Cuyckens *et al.*, 2015).

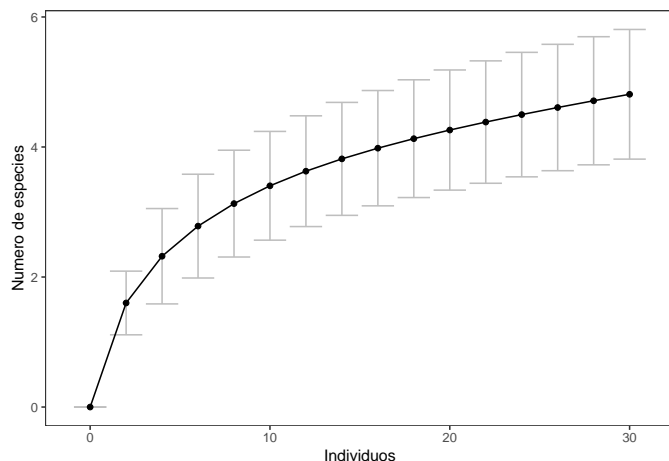


Figura 2. Rarefacción

En la **figura 2** se muestra el comportamiento de la curva de rarefacción de la comunidad; según esta se evidencia que se debería muestrear más para que esta alcance su asintota (número máximo esperado de especies), está gráfica también indica que con un muestreo de 30 individuos se espera encontrar entre 4 y 5 especies, idea que podría ser explicada por lo dominancia tan marcada de las especies en las parcelas 62 y 70 que hacen que la curva tienda a menos especies, recordando que el número total de especies muestreadas fue de 9. Según la aplicación del método de Jackknife se podrían esperar un total de 14 especies para toda la comunidad, número de especies muy diferente al encontrado con el método anterior. Dado que la rarefacción basada en individuos, genera una importante pérdida de la información por la toma de un tamaño general para todas las muestras basado en el tamaño de muestra más pequeño (Castroverde, 2007) y que el método de Jackknife, que suele ser estable con tamaños de muestras pequeños (?) y además ha sido catalogado por varios estudios Oreja *et al.* (2010b); Alfaro and Pizarro-Araya (2017); López-Gómez and Williams-Linera (2006) como el menos sesgado y más exacto, se cree que la

probabilidad de encontrar el mejor resultado para el número total de especies esperadas sería por medio del método de Jackknife.

Tabla IV
ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA

Especie	DR	IVI
<i>Rhizophora mangle</i>	37.52	114.28
<i>Raphia taedigera</i>	7.12	17.22
<i>Tabebuia chrysantha</i>	0.21	9.81

Índice de valor de importancia

En la **Tabla IV** se muestra el IVI para las tres especies más importantes de la comunidad, organizado en orden descendente, colocando a la especie *Rhizophora Mangle* como la más importante. Las otras 2 especies más importantes según el IVI fueron: *Pterocarpus Officinalis* y *Montrichardia arborescens*. Si se organizara en una zonación a estas tres especies según sus preferencias ecológicas, sería: primero empezando con *Rhizophora Mangle* que tiene una mayor dominancia en las parcelas 62 y 70, las cuales presentan unas condiciones de salinidad de 2.2 ppm y 4.6 ppm respectivamente y ausencia de la especie en la parcela 69. Esto puede deberse a que esta especie soporta ambientes con alta salinidad e inundación (Conafor), y presenta adaptaciones a estas condiciones, como las raíces fúlcreas, presencia de neumatóforos (Conafor) y lenticelas en las raíces para el intercambio gaseoso. Segundo, avanzando en el paisaje, se encuentra que *Pterocarpus Officinalis* tiene una mayor dominancia en la parcela 69 que cuenta con un nivel de salinidad de 0.8 ppm, esta especie es un árbol de hoja perenne de contrafuerte grande y relativamente tolerante a la sal (Medina *et al.*, 2007), según (Rivera-Ocasio *et al.*, 2007) es particularmente vulnerable al aumento de la salinidad, pues incrementa las tasas de mortalidad de adultos al tiempo que reduce el crecimiento, el reclutamiento; finalmente *Montrichardia arborescens*, que a pesar de que su dominancia relativa (6.9) es baja respecto a las otras dos especies mencionadas anteriormente, es la tercera especie más importante de la comunidad, lo que puede darse a que esta habita en ambientes con inundaciones temporales y baja influencia del mar (poca salinidad) (Colón *et al.*,

2013), pero según (Colón *et al.*, 2013) esta especie presenta adaptaciones morfológicas y fisiológicas que le permiten crecer en las condiciones de la parcela 69 (baja salinidad e inundación moderada). Se puede ver que los diferentes tipos de salinidad de las parcelas explican la distribución de las especies y se confirma una zonación en la comunidad, que va desde la parcela 70 y 62 hacia la 69; ya que unas especies están adaptadas a ambientes más salinos (las de las parcelas 62 y 70) y otras están adaptadas a lugares con una salinidad baja (las de la parcela 69).

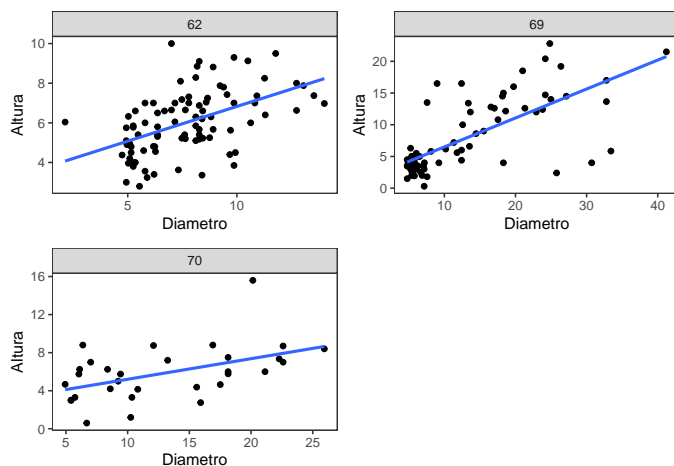


Figura 3. Relación diámetro altura en las tres parcelas

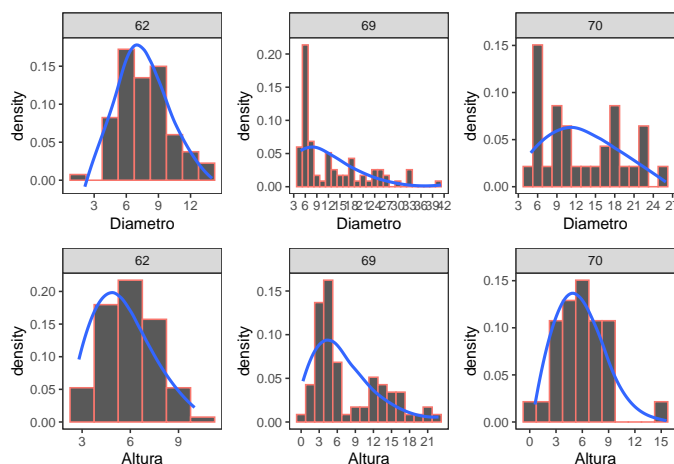


Figura 4. Distribuciones diamétricas y de alturas

Distribuciones diamétricas y de alturas

En la figura 4 se muestran las distribuciones de diámetro (D) y altura (A). Todas las parcelas ajustaron a un modelo tipo “gamma” excepto la

parcela 70 que se comportó mejor como “weibull” para ambos casos. Es evidente notar que hay alturas y diámetros pequeños para todas las parcelas, sin embargo hay ciertos valores variables que sugieren diferentes tipos de regeneración, donde la más temprana se presenta en la parcela 62, pues hay una acumulación en los rangos de 6 a 9 cm para D y unos pocos son más grandes, algo parecido ocurre con la A, esto quiere decir en este caso que el comportamiento es parecido a un bosque coetáneo común en plantaciones (wabo, 1999), lo que puede atribuirse a la gran dominancia de *Rhizophora Mangle*, si bien no es una plantación las características de dominancia hace que el comportamiento en cuanto a D y A sea parecido; la misma situación ocurre en la parcela 70, pero acá el patrón es más evidente en la distribución de A, parece ser que en este punto de regeneración hay una preferencia de las especies por aumentar de diámetro que en altura (figura 3), lo que podría indicar que no hay competencia por luz, pues la estructura del dosel está correlacionada con la luz del sotobosque (Wan and He, 2020) y ya que hay una gran dominancia no habría una gran competencia interespecífica. La tendencia descrita anteriormente no se cumple con la parcela 69 pues acá hay más variabilidad en los parámetros de altura y diámetro, lo que puede indicar la formación de estratos (agrupación de puntos al principio de la gráfica) (figura 3) es notable la asimetría positiva que presentan las distribuciones, muy propias de un modelo “gamma” (Arroyo *et al.*, 2014), la poca frecuencia que tienen los tamaños grandes indica que hay acceso a la luz para todas las especies, lo que precisamente hace pensar hay en el estratos bosque, muchos árboles pequeños y unos pocos altos o emergentes. Según esto, es posible intuir que a mayor dominancia de una especie, la probabilidad de encontrar estratos en el bosque será menor.

REFERENCIAS

ACOSTA V, ARAUJO P, ITURRE M (????). “Caracteres estructurales de las masas. Cátedra de Sociología vegetal y Fitogeografía forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad

- Nacional de Santiago del Estero. Argentina: 2006, pág. 9-19.”
- Agis AJ, Castro NDH, Martínez JL, Umaña MR (2016). “Diversidad y estructura de la selva mediana subperennifolia de Acapulco, Gro., México.” *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias: CIBA*, **5**(10), 1–20.
- Alfaro FM, Pizarro-Araya J (2017). “Estimación de la riqueza de coleópteros epigeos de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt (Regiones de Atacama y Coquimbo, Chile).” *Gayana (Concepción)*, **81**(2), 39–51.
- Ali A, Lin SL, He JK, Kong FM, Yu JH, Jiang HS (2019). “Climate and soils determine above-ground biomass indirectly via species diversity and stand structural complexity in tropical forests.” *Forest ecology and management*, **432**, 823–831.
- Arroyo I, Bravo LC, Llinás H, Muñoz FL (2014). “Poisson and Gamma Distributions: A Discrete and Continuous Relati.” *Prospectiva*, **12**(1), 99–107.
- Bacaro G, Altobelli A, Cameletti M, Ciccarelli D, Martellos S, Palmer MW, Ricotta C, Rocchini D, Scheiner SM, Tordoni E, *et al.* (2016). “Incorporating spatial autocorrelation in rarefaction methods: Implications for ecologists and conservation biologists.” *Ecological indicators*, **69**, 233–238.
- Calderón-Patrón JM, Moreno CE, Zuria I (2012). “La diversidad beta: medio siglo de avances.” *Revista mexicana de biodiversidad*, **83**(3), 879–891.
- Castroverde EDM (2007). *Evaluación y predicción de la biodiversidad: un modelo con arañidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró*. Ph.D. thesis.
- Colón EG, Suárez-Villasmil LM, Polanco L, Barreto-Pittol EM (2013). “DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA Y VARIACIÓN FOLIAR DE *Montrichardia arborescens* EN VENEZUELA.” *ACTA BIOLOGICA VENEZUELICA*, **33**, 1–2.
- Conafor (????). “*Rhizophora mangle* (L.) C.DC.” *Technical report*, Conafor.
- Cuyckens GAE, Malizia LR, Blundo C (2015). “Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina).” *Madera y bosques*, **21**(3), 137–148.
- Escalante T (2003). “¿ Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao.” *Elementos*, **52**, 53–56.
- Fairbanks DH, McGwire KC (2004). “Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal NDVI.” *Global Ecology and Biogeography*, **13**(3), 221–235.
- García-de Jesus S, Moreno CE, Angel Moron M, Castellanos I, Pavon NP (2016). “Integrating taxonomic structure in the analysis of the alpha and beta diversity of Melolonthidae scarabs in the Transmexican Volcanic Belt.” *REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD*, **87**(3), 1033–1044.
- García-Morales R, Moreno CE, Bello-Gutiérrez J (2011). “Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México.” *Therya*, **2**(3), 205–215.
- Gaston K, Williams P (1996). “A biology of numbers and difference.” *London, UK*.
- Gregorius HR, Gillet EM (2008). “Generalized Simpson-diversity.” *Ecological modelling*, **211**(1-2), 90–96.
- Guariguata MR, Kattan GH, Guariguata MR, *et al.* (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. 574.52642 E25.
- Guerra-Castro E, Cruz-Motta JJ, Conde JE (2011). “Cuantificación de la diversidad de especies incrustantes asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* L. en el Parque Nacional Laguna de la Restinga.” *Interciencia*, **36**(12), 923–930.
- Jimenez VA, Hortal J (2003). “Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la callidad de los inventario biológicos.”
- Lema A (2003). “Elementos estadísticos de dasometría y medición forestal.” *Medellín, Colombia: Silvano Ltda.*
- López W, Duque Á (2010). “Patrones de diversidad alfa en tres fragmentos de bosques montanos en la región norte de los Andes,

- Colombia." *Revista de Biología Tropical*, **58**(1), 483–498.
- López-Gómez AM, Williams-Linera G (2006). "Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales." *Botanical Sciences*, (78), 7–15.
- Magurran AE (1989). "Diversidad ecológica y su medición." *Technical report*.
- Medianero E, Valderrama A, Barrios H (2003). "Diversidad de insectos minadores de hojas y formadores de agallas en el dosel y sotobosque del bosque tropical." *Acta zoológica mexicana*, (89), 153–168.
- Medina E, Cuevas E, Lugo A (2007). "Nutrient and salt relations of *Pterocarpus officinalis* L. in coastal wetlands of the Caribbean: assessment through leaf and soil analyses." *Trees*, **21**(3), 321–327.
- Moreno CE (2001). "ORCYT-UNESCO Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)."
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011). "Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas." *Revista mexicana de biodiversidad*, **82**(4), 1249–1261.
- Negiz M, Ozkan K (2019). "Reproducing a Component Diversity Index for Regional Biodiversity Assessments."
- Odum EP, Ortega A, Teresatr M, *et al.* (2006). *Fundamentos de ecología*. 574.5 O35.
- Oreja JG, de la Fuente-Díaz-Ordaz A, Hernández-Santín L, Buzo-Franco D, Bonache-Regidor C (2010a). "Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México." *Animal biodiversity and conservation*, pp. 31–45.
- Oreja JG, de la Fuente-Díaz-Ordaz A, Hernández-Santín L, Buzo-Franco D, Bonache-Regidor C (2010b). "Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México." *Animal biodiversity and conservation*, pp. 31–45.
- Rivera-Ocasio E, Aide TM, Rios-López N (2007). "The effects of salinity on the dynamics of a *Pterocarpus officinalis* forest stand in Puerto Rico." *Journal of Tropical Ecology*, **23**(5), 559–568.
- Smith RL, Smith TM, Román ES (2007). *Ecología*. 577 577 SMI 2007 S6E2 2007. Pearson Educación Madrid, España.
- Soler P, Berroterán JL, Gil J, Acosta R (2012). "Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela." *Agronomía Trop*, **62**(1-4), 25–37.
- Soto R, Jiménez JA (1982). "Análisis fisonómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica." *Revista de Biología Tropical*, **30**(2), 161–168.
- Urrego L, Molina E, Suárez J (2014). "Environmental and anthropogenic influences on the distribution, structure, and floristic composition of mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean)." *Aquatic Botany*, **114**, 42–49.
- Urrego LE, Polanía J, Buitrago MF, Cuartas LF, Lema A (2009). "Distribution of mangroves along environmental gradients on San Andres Island (Colombian Caribbean)." *Bulletin of Marine Science*, **85**(1), 27–43.
- wabo E (1999). *Estructura y densidad*. Universidad Nacional de La Plata.
- Wan P, He R (2020). "Canopy structure and understory light characteristics of a natural *Quercus aliena* var. *acuteserrata* forest in China northwest: Influence of different forest management methods." *Ecological Engineering*, **153**, 105901.
- Whittaker RH, RH W (1977). "Evolution of species diversity in land communities."
- Zarco-Espinosa VM, Valdez-Hernández J, Ángeles-Pérez G, Castillo-Acosta O (2010). "Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco." *Universidad y ciencia*, **26**(1), 1–17.