

“Asociación y abundancia relativa de especies de la familia Rubiaceae en la parcela permanente Isla Barro Colorado”

Subtítulo

Subtítulo

J. Alberto Meléndez Juan *Universidad Autónoma de Santo Domingo (UASD)*

Resumen del manuscrito

Keywords: palabra clave 1, palabra clave 2

1 Introducción

Las comunidades vegetales de los bosques neotropicales ejemplifican la diversidad y complejidad ecológica de la región tropical. El estudio continuo de su riqueza y abundancia relativa permite identificar las especies raras, las cuales son más vulnerables a los cambios en su hábitat y por lo tanto propensas a extinguirse localmente (Volkov, Banavar, Hubbell, & Maritan, 2003). Claramente existe entonces la necesidad de conocer como se encuentran asociadas estas especies entre sí dentro de las comunidades ecológicas para ayudar a comprender los factores que inciden en su conservación (Moreno, 2001).

La familia Rubiaceae es un importante grupo de plantas vasculares de distribución cosmopolita con una marcada diversidad en regiones tropicales y subtropicales (Davis et al., 2009). Muchas de las especies que componen esta familia se encuentran adaptadas a la vida en la penumbra, y prosperan bajo la sombra del dosel selvático. En estas selvas tropicales, el grado de ordenación y riqueza de las comunidades que componen el sotobosque dependen en gran medida de interacciones entre las distintas especies (Torres-Leite et al., 2019), además de factores ambientales de su hábitat, ya que muchas de estas especies están adaptadas a rangos elevados de acidez y otras condiciones específicas de los componentes del suelo, como la concentración de distintos metales (Jansen, Robbrecht, Beeckman, & Smets, 2000). Es preciso señalar que trabajos anteriores (Condit et al., 2002) sobre el bosque tropical panameño y el grado de reemplazo entre especies de distintas comunidades o diversidad beta, sugieren que la disimilaridad tiende a aumentar en función de la distancia a la cual se encuentran separadas en el espacio. Sin embargo, estos trabajos no restan importancia a la variabilidad del hábitat y se toman en cuenta en este estudio, ya que un acercamiento inicial a los datos de abundancia de las distintas especies de Rubiaceae en Barro Colorado arrojó indicios de posibles patrones acerca de su distribución, y se plantea la posibilidad de que existan especies con algún grado de asociación respecto a las variables ambientales que allí imperan. Actualmente, la distribución de la abundancia de las especies puede explicarse por medio de distintos mecanismos los cuales definen una comunidad en particular. Pudiendo existir en esta una proporción variable de especies dominantes, con una abundancia alta en comparación con las especies raras y menos abundantes, las medidas para la distribución de la abundancia relativa se encuentran sujetas a interacciones que aún no se conocen del todo ni en qué grado inciden en la estructura de la comunidad (Néda, Horvat, Toháti, Derzsi, & Balogh, 2008). El presente estudio intenta la relación entre abundancia relativa de especies de la familia Rubiaceae y su distribución en una porción de bosque tropical en la parcela permanente Barro Colorado Island (en lo adelante

BCI), Colón, Panamá. Las parcelas permanentes como BCI son una excelente fuente de datos demográficos y posibilitan el estudio continuo de la diversidad a nivel local y contribuyen a medir el aporte de la familia Rubiaceae a la diversidad de su comunidad. En ese sentido, este trabajo aprovecha la información disponible (Hubbell, Condit, & Foster, 2021) y herramientas de libre acceso (Martínez Batlle, 2020) para conocer posibles patrones de asociación entre estas especies, y como varía la diversidad con respecto a las características del hábitat en el cual crecen estas poblaciones de plantas y otras condiciones ambientales mediante análisis estadístico de datos de los censos realizados en Barro Colorado.

2 Metodología

La parcela permanente BCI es una estación de censo permanente administrada por el Center for Tropical Forest Science ubicada en el centro de la isla artificial Barro Colorado, con las coordenadas 09° 09'N, 079° 50'O. La parcela consiste en un polígono de 50 hectáreas cuadradas en el cual se han contabilizado todos los árboles con más de 10 mm de diámetro a la altura del pecho cada cinco años desde 1985 (Hubbell & Foster, 1983, Hubbell et al. (1990), Condit, Chisholm, & Hubbell (2012), Condit, Pérez, Lao, Aguilar, & Hubbell (2017)); en este estudio se utilizaron los datos del censo realizado en 2015.

Los datos referentes a estos censos fueron manejados en R (R Core Team (2020)) partiendo de su disposición en dos matrices de comunidad y ambiental de cada uno de los 50 cuadrantes de una hectárea que componen BCI (Martínez Batlle, 2020). Estas matrices contienen datos de las variables ambientales como condiciones edáficas, tipo de hábitat, variación topográfica y clasificación etaria del bosque, y datos demográficos y georeferenciación espacial de todos los individuos censados. Se adaptaron *scripts* reproducibles recuperados de Martínez Batlle (2020), utilizando la colección de paquetes multifuncionales *Tidyverse* (Wickham, 2017), paquetes gráficos y de procesamiento de datos espaciales para la representación de mapas y figuras como *mapview* (Appelhans, Detsch, Reudenbach, & Woellauer, 2019) y *simplefeatures* (Pebesma, 2018); y herramientas de análisis estadístico como *vegan* (Oksanen et al., 2019), *indicspecies* (De Caceres & Legendre, 2009), entre otros (ver ??).

A fin de conocer las características distintivas de los datos conservados en las matrices de comunidad y ambiental, se realizó un análisis exploratorio de los mismos que incluyó la visualización de gráficos, tablas, mapas de los cuadrantes de una hectárea y paneles de correlación lineal entre variables de ambas matrices, esto permitió obtener una perspectiva general y ayudó a determinar los procedimientos posteriores que se detallan a continuación.

3 Medición de asociación

Para las pruebas de medición de asociación, se calculó la distancia Euclídea entre los cuadrantes considerados como objetos. Para esto, fue requerida la transformada de la matriz de comunidad por el método de Hellinger, el cual consiste en la radicación al cuadrado de la abundancia relativa y_{ij} (cociente resultante de cada valor de abundancia entre la suma de los sitios) como muestra la fórmula 1. Donde j refiere a cada especie o columna en la matriz, i es la fila o cuadrante e $i+$ representa la suma de filas de la matriz de la i -ésima fila (Legendre & Gallagher, 2001). Además, la distancia euclídea entre cuadrantes en cuanto a la presencia de especies fue evaluada aplicando el índice de disimilaridad de Jaccard de la matriz normalizada, con valores de abundancia convertidos en valores binarios (Borcard, Gillet, & Legendre, 2018). De la misma manera, se

utiliza la métrica de Jaccard aplicada a la matriz de comunidad transpuesta y convertida a datos de presencia/ausencia para medir el grado de asociación entre especies.

$$y' = \sqrt{\frac{y_{ij}}{y_{i+}}} \quad (1)$$

Para poder comparar la relación entre las especies según su abundancia numérica, se utilizó estandarización chi-cuadrado de la matriz de comunidad transpuesta (Legendre & Gallagher, 2001). La ocurrencia entre las especies y su distribución en BCI fué examinada por medio de el coeficiente de correlación entre rangos de Spearman para medir el grado de asociación entre las variables riqueza numérica de especies y la abundancia con las variables ambientales geomorfológicas y la composición química del suelo (Borcard et al., 2018).

4 Análisis de agrupamiento

Tanto el método jerárquico aglomerativo de asociación entre pares de cuadrantes (según su composición de especies) bajo el criterio de enlace completo y el método Ward basado en la varianza mínima fueron utilizados en el análisis de agrupamiento para contrastar su eficacia y lograr conseguir grupos consistentes entre ambos (Borcard et al., 2018). Estos generaron dendrogramas que posteriormente fueron examinados en paralelo con la matriz de distancias de cuerdas (Legendre & Gallagher, 2001) utilizando correlación cofenética entre ambas para determinar el número ideal de grupos conformados por los cuadrantes. Se hizo uso de los métodos de remuestreo bootstrap y bootstrap multiescalar para conocer la probabilidad de éxito en la inferencia del número de grupos y la identidad de sus componentes (Borcard et al., 2018). Las reparticiones se basaron en una probabilidad de 91% o más de acierto para el método bootstrap y de un 95% para bootstrap multiescalar. Estos resultados sugieren 2 grupos con 95% o más de confianza en cada caso para el método Ward; 12 grupos sugeridos por los estándares establecidos para bootstrap y 10 grupos para bootstrap multiescalar para el método por medio de enlace completo. Para cada método de agrupamiento se consideraron como válidos: un grupo con 34 cuadrantes y un segundo conformado por 16 formulados por el método Ward, y dos grupos por enlace completo que incluyen 20 y 30 sitios.

Se hace uso del índice IndVal (Dufrene & Legendre, 1997) para conocer las especies que pudieran ser consideradas características de cada grupo por medio de permutaciones aleatorias de los sitios según la ocurrencia de las especies y su abundancia. Así mismo, se estudia el grado de asociación de las especies con cierta preferencia por las combinaciones de cuadrantes consideradas como grupos, indicado por el coeficiente de correlación biserial puntual (Borcard et al., 2018). Se llevó a cabo un acercamiento parecido al anterior durante las pruebas estadísticas de la hipótesis nula, sobre la base de que las especies que se encontraban en cuadrantes pertenecientes a un determinado grupo lo hacían por obra del azar. Esta prueba se logró mediante reordenación aleatoria de los valores de abundancia y comparando su distribución con los valores obtenidos anteriormente (Cáceres & Legendre, 2009). Para estas pruebas de asociación y las subsiguientes se declaró un valor de significancia de $P=0.05$.

Las características de la varianza en los datos de las variables ambientales en BCI fueron estudiadas mediante análisis de sus componentes principales (PCA) (Borcard et al., 2018). Este conjunto de métodos permite resumir la multidimensionalidad de las variables y explicar la varianza y los posibles patrones que estos podrían seguir, lo que ayudó a determinar cuáles variables ambientales inciden en la composición de especies de los cuadrantes. En la figura 4 se observan



Figure 1: Correlacion entre la diversidad y abundancia de rubiaceas y las variables edafológicas

plete). Por otra parte, en el grupo 2 (complete) siete especies resultan de interes por su ocurrencia: la muy dominante *F. occidentalis*; *Psychotria deflexa*, *P. racemosa*, *P. horizontalis*, *Posoqueria latifolia*, *Alibertia edulis* y *Coussarea curvigemma*. En los grupos generados mediante Ward solo *F. occidentalis*, *P. horizontalis* y *A. blackiana* resultaron compatibles en el analisis de fidelidad de asociaci3n. El grupo 1 (2 en Ward) contiene los sitios con tendencia a presentar valores altos de ácidéz [3] y concentraci3n de aluminio.

6 Discusi3n

La determinaci3n de las especies indicadoras *Faramea occidentalis* y *Alseis blackiana* de los grupos uno y dos puede estár asociada a la dominancia que presentan estas especies en la comunidad de rubiaceas. Especialmente *F. occidentalis*, cuya abundancia alcanza valores extremos dentro de todo BCI e incluso podría estar inclinando los resultados de estos analisis?. Las especies con preferencia por el grupo 1, evaden sistemáticamente al grupo 2, su ocurrencia se ve marcada por algun otro factor que determina la existencia de esta diferenciacion. Esto sucede de la misma manera para las especies con preferencia por el grupo 2. Los análisis de agrupamiento pueden verse sesgados por la heterogeneidad morfométrica que pueden presentar las plantas de esta familia. Estas especies presentan diversos hábitos de crecimiento, desde porte herbáceo y arbustivo a árboles relativamente grandes. Esto hace que el hecho de que se incluya el criterio de dap de 10 mm en el momento de ser censadas podría estar excluyendo especies clave en el rompecabezas.

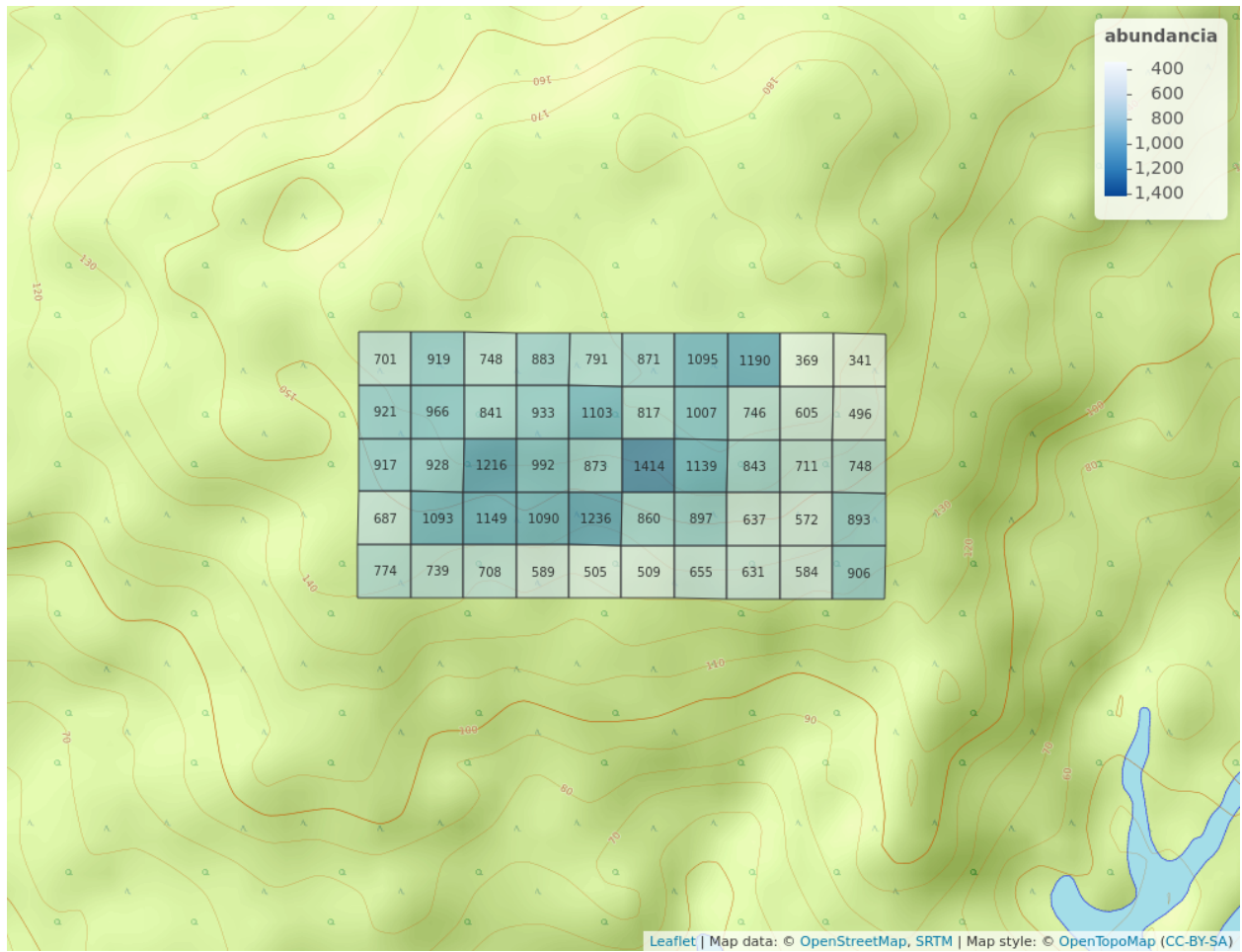


Figure 2: Abundancia de rubiaceas en BCI

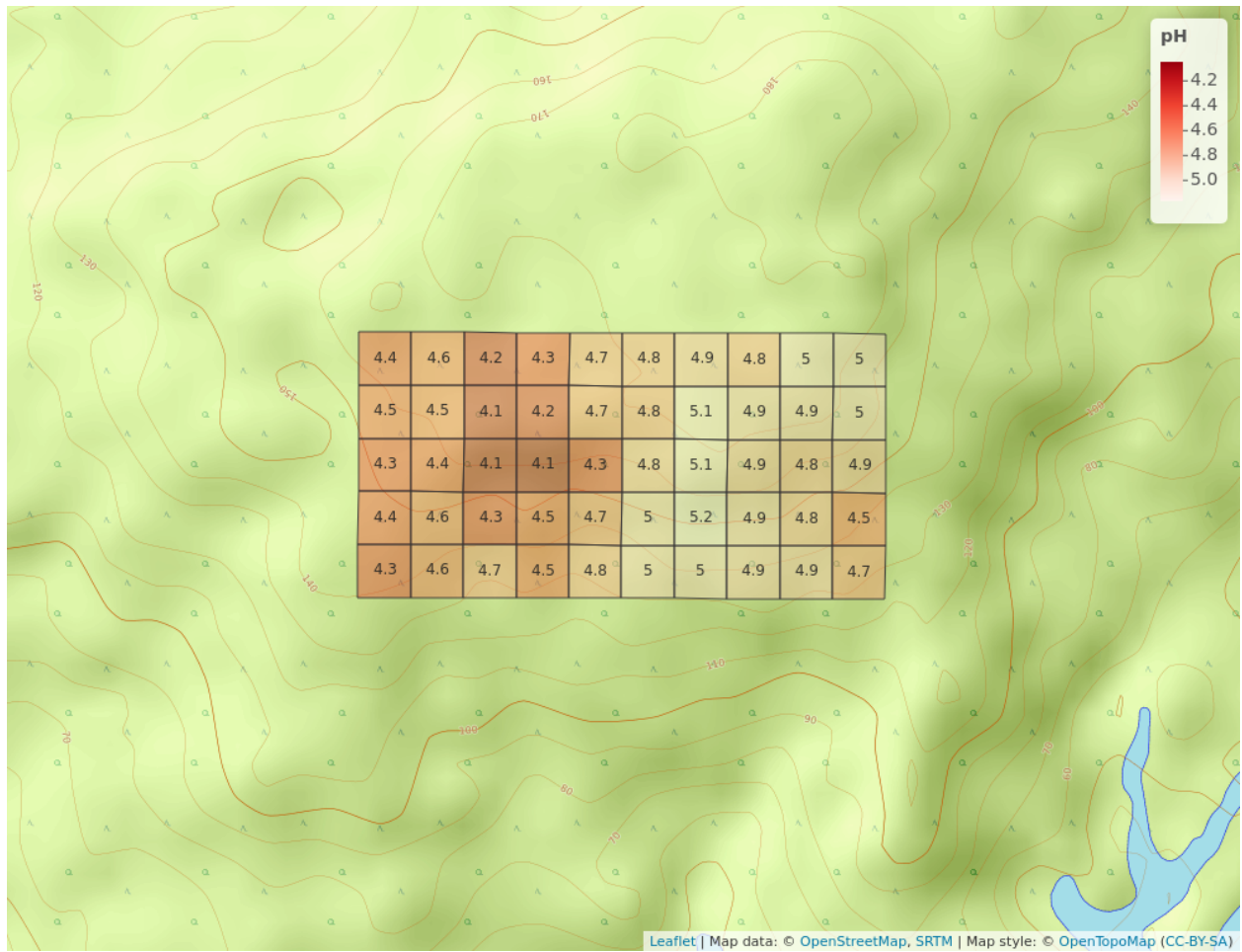


Figure 3: pH del suelo en los cuadros de 1ha

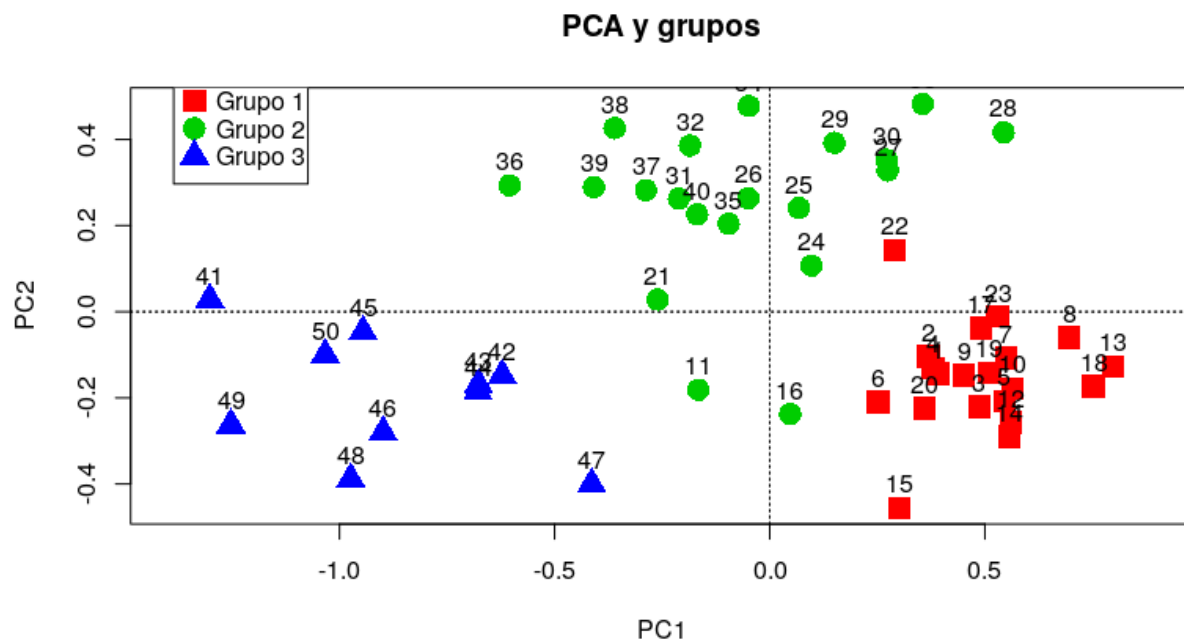


Figure 4: Diagrama PCA de los grupos de cuadrantes según variables de suelo

- 7 **ad**
- 8 **Agradecimientos**
- 9 **Información de soporte**

Table 1: Abundancia por especie.

Latin	n
<i>Faramea occidentalis</i>	24989
<i>Alseis blackiana</i>	7928
<i>Psychotria horizontalis</i>	2453
<i>Coussarea curvigemma</i>	2010
<i>Palicourea guianensis</i>	1118
<i>Randia armata</i>	937
<i>Psychotria marginata</i>	761
<i>Alibertia edulis</i>	417
<i>Pentagonia macrophylla</i>	306
<i>Guettarda foliacea</i>	252
<i>Hamelia axillaris</i>	128
<i>Macrocnemum roseum</i>	87
<i>Posoqueria latifolia</i>	73
<i>Psychotria limonensis</i>	70
<i>Genipa americana</i>	67
<i>Psychotria graciliflora</i>	65
<i>Psychotria grandis</i>	57

Latin	n
<i>Psychotria deflexa</i>	38
<i>Amaioua corymbosa</i>	19
<i>Psychotria chagrensis</i>	16
<i>Psychotria acuminata</i>	14
<i>Tocoyena pittieri</i>	8
<i>Psychotria racemosa</i>	7
<i>Psychotria cyanococca</i>	4
<i>Chimarrhis parviflora</i>	3
<i>Coutarea hexandra</i>	3
<i>Psychotria brachiata</i>	3
<i>Appunia seibertii</i>	2
<i>Borojoa panamensis</i>	1
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	1
<i>Rosenbergiodendron formosum</i>	1

...

10 Script reproducible

...

Referencias

Appelhans, T., Detsch, F., Reudenbach, C., & Woellauer, S. (2019). *Mapview: Interactive viewing of spatial data in r*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=mapview>

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R. Second Edition* (pp. 52–66). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>

Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574.

Condit, R., Chisholm, R. A., & Hubbell, S. P. (2012). Thirty years of forest census at Barro Colorado and the importance of immigration in maintaining diversity. *PLOS ONE*, 7(11), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049826>

Condit, R., Pérez, R., Lao, S., Aguilar, S., & Hubbell, S. P. (2017). Demographic trends and climate over 35 years in the Barro Colorado 50 ha plot. *Forest Ecosystems*, 4(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0103-1>

Condit, R., Pitman, N., Leigh, E., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R., ... Hubbell, S. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science (New York, N.Y.)*, 295, 666–669. <https://doi.org/10.1126/science.1066854>

Davis, A. P., Govaerts, R., Bridson, D. M., Ruhsam, M., Moat, J., & Brummitt, N. A. (2009). A global assessment of distribution, diversity, endemism, and taxonomic effort in the rubiaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 96(1), 68–78.

De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. In *Ecology*. Retrieved from <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>

Dufrene, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for

a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>

Hubbell, S. P., & Foster, R. B. (1983). Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. In T. Whitmore, A. Chadwick, & A. Sutton (Eds.), *Tropical rain forest: Ecology and management* (pp. 25–41). Oxford: The British Ecological Society.

Hubbell, S. P., Condit, R., Foster, R. B., Grubb, P. J., Thomas, C. D., Hassell, M. P., & May, R. M. (1990). Presence and absence of density dependence in a neotropical tree community. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 330(1257), 269–281. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0198>

Hubbell, S., Condit, R., & Foster, R. (2021). Forest Census Plot on Barro Colorado Island. Retrieved March 23, 2021, from <http://ctfs.si.edu/webatlas/datasets/bci/>

Jansen, S., Robbrecht, E., Beeckman, H., & Smets, E. (2000). Aluminium accumulation in rubiaceae: An additional character for the delimitation of the subfamily rubioideae? *IAWA Journal*, 21. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000245>

Legendre, P., & Gallagher, E. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Martínez Batlle, J. R. (2020). biogeografia-master/scripts-de-analisis-BCI: Long coding sessions (Version v0.0.0.9000). <https://doi.org/10.5281/zenodo.4402362>

Moreno, C. E. (2001). *Manual de métodos para medir la biodiversidad*. Universidad Veracruzana.

Néda, Z., Horvat, S., Toháti, H. M., Derzsi, A., & Balogh, A. (2008). A spatially explicit model for tropical tree diversity patterns. *arXiv E-Prints*, arXiv:0803.3704.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2019). *Vegan: Community ecology package*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1), 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. Retrieved from <https://www.R-project.org/>

Torres-Leite, F., Cavatte, P. C., Garbin, M. L., Hollunder, R. K., Ferreira-Santos, K., Capetine, T. B., ... Carrijo, T. T. (2019). Surviving in the shadows: Light responses of co-occurring rubiaceae species within a tropical forest understory. *Flora*, 261, 151487. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.151487>

Volkov, I., Banavar, J. R., Hubbell, S. P., & Maritan, A. (2003). Neutral theory and relative species abundance in ecology. *Nature*, 424(6952), 1035–1037. <https://doi.org/10.1038/nature01883>

Wickham, H. (2017). *Tidyverse: Easily install and load the 'tidyverse'*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse>