

“Distribución y abundancia relativa 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). Conocer estos aspectos de las comunidades ecológicas y como se encuentran distribuidas en el espacio las especies que las componen, ofrece la oportunidad de comprender como evolucionan en el tiempo y 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 depende en gran medida de interacciones existentes entre las distintas especies (Torres-Leite et al., 2019) y de factores ambientales del lugar, ya que algunas 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 estudios anteriores realizados en el bosque tropical panameño sobre el grado de reemplazo entre especies de distintas comunidades o diversidad beta, sugieren una tendencia a la disimilaridad entre comunidades en cuanto a su composición, esta aumentando en función de la distancia en la cual se encuentran separadas en el espacio (Condit et al., 2002). Sin embargo, estos trabajos no restan importancia a la variabilidad del hábitat y se estima su importancia en el estudio de la composición de estos ecosistemas.

Si bien es cierto que la distribución de la abundancia de especies depende de características que definen una comunidad en particular, existiendo 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 mecanismos 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 húmedo tropical en la parcela permanente Barro Colorado Island (BCI), ubicada en la provincia Colón, Panamá. Los parámetros de riqueza

y abundancia relativa obtenidos mediante análisis de datos de los censos realizados en Barro Colorado contribuyen a medir el aporte de la familia rubiaceae a la diversidad de su comunidad. En ese sentido, este trabajo aprovecha la información disponible sobre las características del hábitat en el cual crecen estas poblaciones de plantas (Hubbell, Condit, & Foster, 2021) para conocer posibles patrones en la distribución de las especies y como varía la diversidad alpha con respecto a propiedades del terreno y otras condiciones ambientales medibles.

2 Metodología

La parcela permanente BCI es una estación de censo permanente administrada por el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales ubicada en el centro de la isla Barro Colorado en el lago Gatún, 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 composición química del suelo, tipo de hábitat, geomorfología y edad geomorfológica. Así como datos demográficos y de ubicación 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 Cáceres & Legendre, 2009), entre otros (ver ??). ...

Para 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 un resumen estadístico (media aritmética y mediana) de la riqueza numérica de especies, la abundancia y de las variables ambientales tomadas en BCI. También se realizaron análisis gráficos con el apoyo de tablas, mapas de los cuadrantes y paneles para el análisis de correlación lineal entre variables de ambas matrices, con el fin de obtener una perspectiva general y ayudar a determinar los procedimientos posteriores que se detallan a continuación ...

pruebas de medición de asociación, para lo que se calculó la distancia de Hellinger entre los cuadrantes considerados como objetos. Para esto, fue requerida la transformación de la matriz de comunidad por el método de Hellinger, el cual consiste en la radicación al cuadrado de la abundancia relativa y_{ij} 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 χ^2 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). Utilizando métodos jerárquicos aglomerativos de asociación entre pares de cuadrantes (según su composición de especies). El criterio de enlace utilizado fué enlace promedio de pares no ponderados (upgma). Estos análisis de agrupamiento generaron dendrogramas que posteriormente fueron examinados en paralelo con la matriz de distancias normalizada utilizando correlación cofenética entre ambas para determinar el número ideal de grupos conformados por los cuadrantes.

Los criterios utilizados para determinar los métodos apropiados a la hora de realizar dendrogramas que reflejaran los grupos circunscritos. Se tomaron en cuenta los dendrogramas generados por los métodos de agrupamiento ward, enlace completo y upgma. Estos se compararon entre sí con el objetivo de identificar grupos consistentes. La correlación cofenética resultante del método upgma fué la más alta de las observadas, seguida por el método ward. En cuanto a las anchuras de silueta promedio, en el método ward el programa sugirió 2 grupos presentes, 2 para complete y 2 con un posible 3 para upgma. Fué utilizado un mapa de calor para cada método con el fin de analizar de manera visual las distancias entre sitios y compararlas con los análisis estadísticos. 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. 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; y 4 y 5 respectivamente para el método upgma. Los análisis de agrupamiento posteriores realizados en este trabajo se basaron en los métodos ward y por enlace completo. La decisión se justifica al encontrarse patrones consistentes en la composición y número de grupos en ambos métodos. Los valores de correlación cofenética para el método de ward (0.657) tuvieron una diferencia absoluta menor al compararlos con el método por enlace completo (0.615) que con el método upgma (0.723). Para el método ward se consideraron como válidos un grupo con 34 sitios y otro conformado por 16; para el método por enlace completo se obtuvieron también 2 grupos que incluyen 20 y 30 cuadrantes.

Pruebas T de Student y ? Wilcoxon homogeneizan las medias y medianas de las variables ambientales en los grupos identificados, con lo que se busca determinar cuáles valores podrían ser responsables (asociados) a la diferenciación en la composición de ambos grupos.

Se hace uso del índice IndVal (Dufrene & Legendre, 1997) para conocer las especies cuyos valores de abundancia las puedan hacer indicadoras de un grupo en específico por medio de permutaciones aleatorias de los sitios según ocurrencia y abundancia de las especies (Borcard et al., 2018).

3 Resultados

...La familia Rubiaceae en Barro Colorado se encuentra representada por 31 especies y 20 géneros. El género *Psychotria* presenta la mayor cantidad de especies con 8?. La tabla 1 indica las abundancias de las especies de toda la comunidad que en total suman 41,838 individuos, con una abundancia media de 65 individuos y mediana ubicada en los 1,350 individuos. El mapa de

cuadros de la figura 3 muestra la riqueza numérica de especies por cuadrante. Los valores de abundancia muestran un aparente patrón en algunos lugares de BCI, al presentar además el valor máximo en riqueza de la familia [ver figura 2]. Las pruebas de asociación entre la abundancia numérica de las distintas especies arrojaron 20 combinaciones de especies con asociación positiva. Los valores para el coeficiente de correlación de Spearman no mostraron evidencia de que exista relación entre la riqueza numérica de especies y la abundancia con las variables geomorfológicas notadas en la matriz de variables ambientales. Sin embargo, el mismo análisis sugiere una posible relación entre la abundancia numérica de especies y la composición del suelo, mostrando relación positiva con valores altos de Aluminio y Fósforo, así como negativa, para valores altos de pH y concentraciones de otros elementos (B, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Zn y Nitrógeno mineralizado).

Se identificaron tres posibles grupos dentro de la comunidad. Estos grupos fueron determinados basándose en los valores de correlación entre la distancia cofenética de los dendrogramas generados y la matriz de distancias normalizada.

valor de p para la variable *Pfosforo* respecto a los grupos 1 y 2 de *complete_k2* es 0.0000347 para student y 0.000408 para wilcoxon(significativos). Para la variable *Cucobre* fueron 0.0127 student y 0.0333 wilx (casi significativos). Otros valores casi significativos de variables asociadas a la diferenciación de los grupos fueron: abundancia global (0.0808 T, 0.0685 W); *Al* (0.0867 W); riqueza global (0.0314W)

De manera similar para los grupos de *ward_k2* el valor p para *Pfosforo* fue 0.000370 para student y 0.0129 para wilcoxon. Para *Cucobre* fue 0.00726 sTdn y 0.0115 Wilcx. valores casi significativos: riqueza global(0.0243 T, 0.0115 W);abundancia global(0.0331 T, 0.0375 W); *Mn*(0.0341 T, 0.0405 W); *Fe*(0.0454 T, 0.0688 W); *Ca* (0.0789 W)

nivel de significancia $p=0.01$ (significtv), y 0.1(casi significtv)

En *complete*, el grupo 1 (verde) pareciera asociarse con el cobre y el grupo 2 (gris) con el fosforo. Los sitios de ambos grupos son comparables con los mapas de concentración de P y Cu del *aed_6* y parecen coincidir.

Para *ward* pasa algo muy parecido, solo que los colores de los grupos están invertidos 2(verde) y 1(gris). Igual #ad

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

Latin	n
<i>Psychotria graciliflora</i>	65
<i>Psychotria grandis</i>	57
<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

Figure 1: Número de individuos de cada especie por cuadrante.

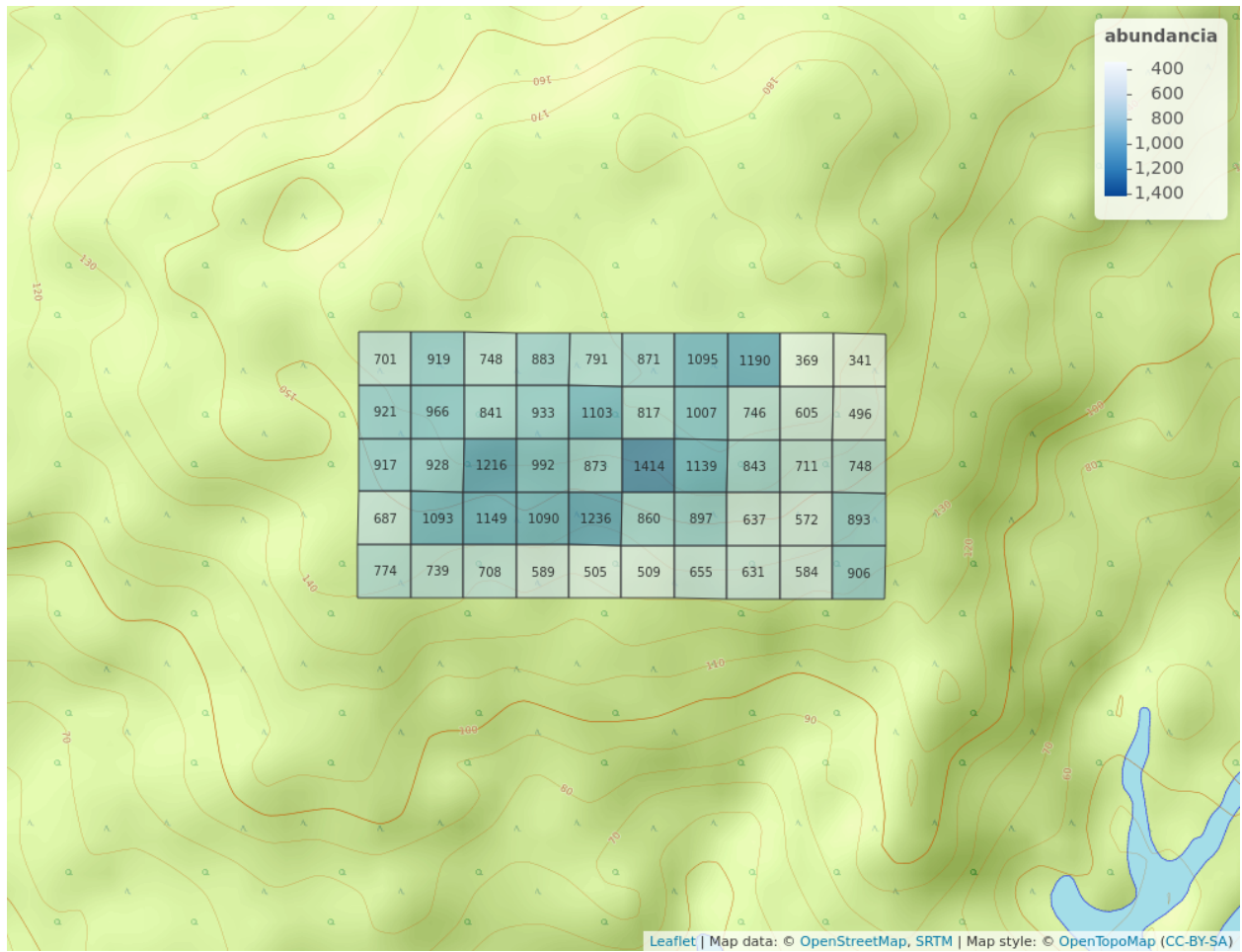


Figure 2: Abundancia de rubiaceas en BCI

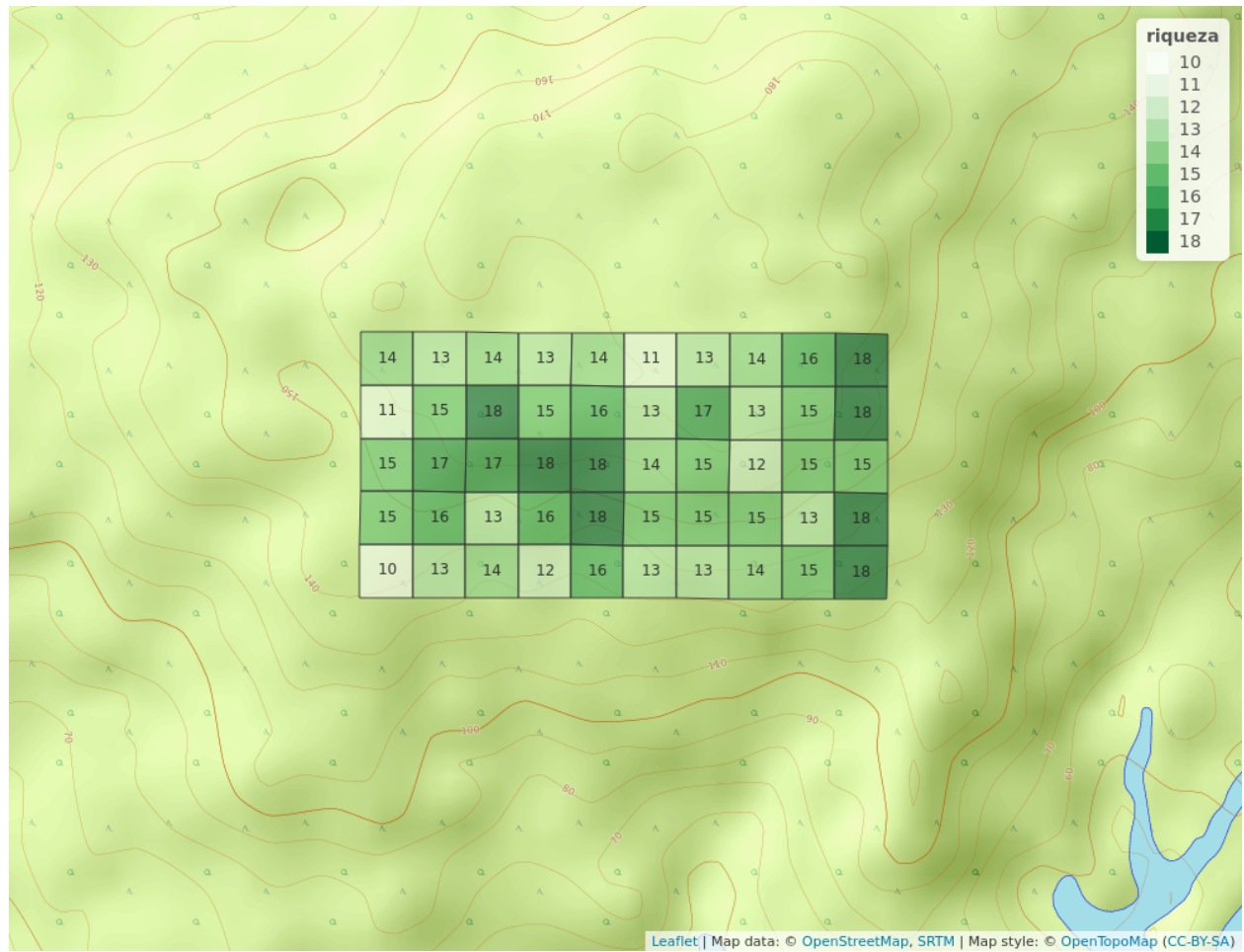


Figure 3: Distribución de la riqueza de rubiaceas en BCI

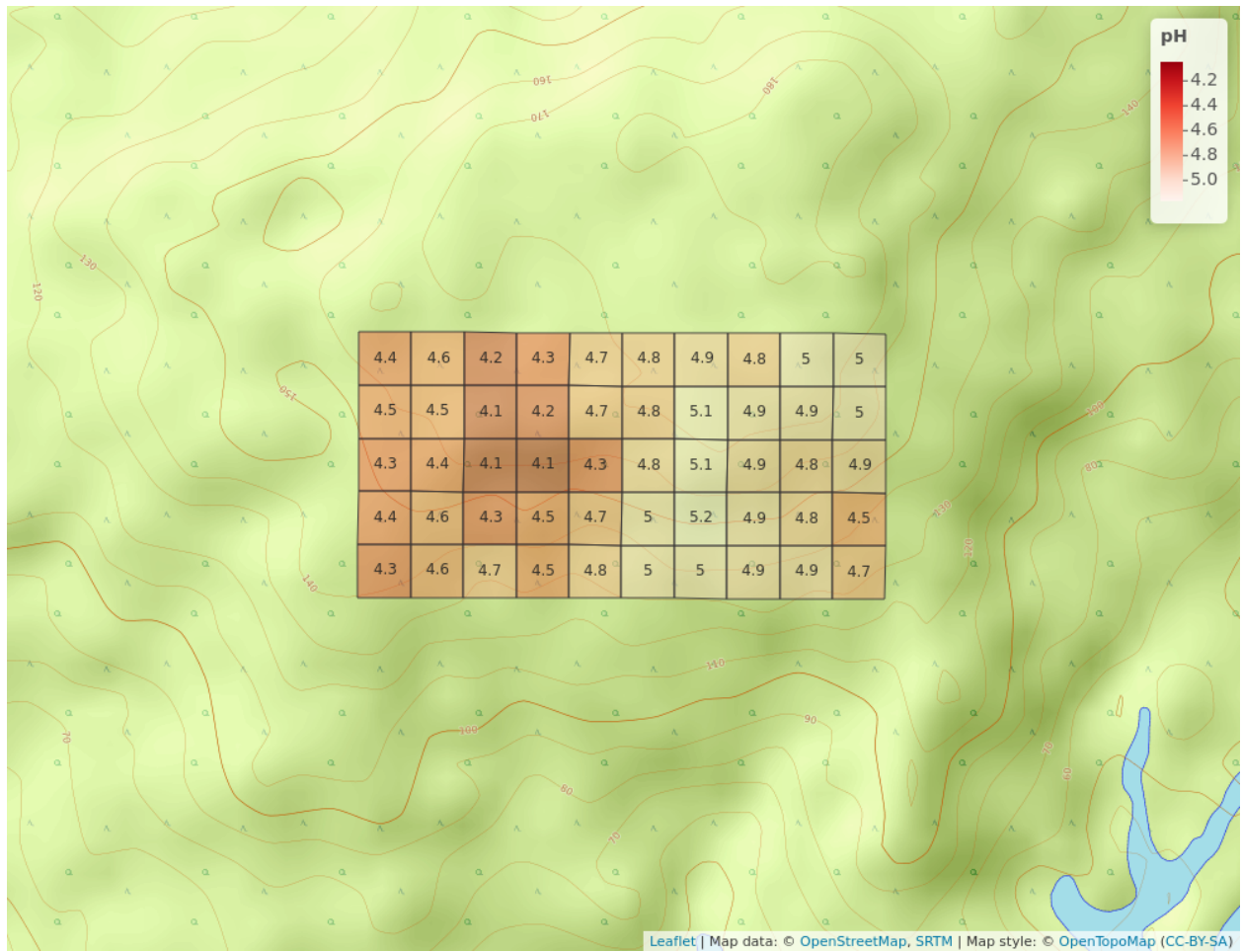


Figure 4: pH del suelo en los distintos cuadros de 1ha

presentar diversos hábitos de crecimiento, que van desde el 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 promueve a alterar los datos, excluyendo especies de la comunidad de rubiaceas.

5 Agradecimientos

6 Información de soporte

...

7 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>

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 Caceres, 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>