

## Efecto del tamaño de trampa al cuantificar la caída de material vegetal

Sergio Gabriel Quesada-Acuña<sup>1</sup>  & Gabriela Pérez Gómez<sup>2</sup> 

1. Universidad Estatal a Distancia, Vicerrectoría de Investigación, Laboratorio de Ecología Urbana, 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; sqesadaa@uned.ac.cr
2. Universidad Estatal a Distancia, Vicerrectoría de Investigación, Laboratorio de Vida Silvestre y Salud, 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; gperez@uned.ac.cr

Recibido 19-IX-2022 ■ Corregido 24-X-2022 ■ Aceptado 27-X-2022

DOI: <https://doi.org/10.22458/urj.v15i1.4368>

**ABSTRACT.** “Effect of trap size when quantifying plant material fall”. **Introduction:** Many natural phenomena studied by ecologists (e.g. seed rain, litter production) require quantitative methods that collect data in the absence of the researcher, favoring for example traps. Traps vary in shape, size, and material, and their selection should be carefully considered. There are few studies that compare the performance of traps of different sizes and their effect on estimates. **Objective:** To compare two sizes of a common trap designed to quantify the fall of plant material. **Methods:** In a tropical urban park in San José, Costa Rica, we placed a total of 74 square traps (large trap = 0,50m<sup>2</sup>, with a concentric 0,25m<sup>2</sup> subsection representing the small trap) in three microhabitats (grass; forest edge and under isolated trees). From July 2021 to June 2022 we collected the trap contents twice a month (annual sampling effort: 144 hours per trap). **Results:** The large trap results in lower density estimates, leading to higher errors and standard deviations. The small trap estimates higher densities but reduces the standard deviation and error. The coefficients of variation of both traps were similar. **Conclusion:** Vegetation trap studies must consider the effect of trap size on density estimates, error estimates and standard deviations.

**Key words:** Dispersion, natural regeneration, seed rain, seed trap, trap size, urban park.

**RESUMEN. Introducción:** Muchos fenómenos naturales estudiados en ecología (como lluvia de semillas y producción de hojarasca) requieren métodos cuantitativos que recolecten datos *in absentia*, por ejemplo, las trampas. Las trampas varían en forma, tamaño y material, y se debe considerar cuidadosamente su selección. Hay pocos estudios que comparen el desempeño de trampas de diferentes tamaños y su efecto en las estimaciones. **Objetivo:** Comparar dos tamaños de una trampa común diseñada para cuantificar la caída de material vegetal. **Métodos:** En un parque urbano tropical en San José, Costa Rica, colocamos un total de 74 trampas cuadradas (trampa grande = 0,50m<sup>2</sup>, con una subsección concéntrica de 0,25m<sup>2</sup> que representa la trampa pequeña) en tres microhábitats (pasto; borde del bosque y bajo árboles aislados). Desde julio de 2021 hasta junio de 2022, recolectamos el contenido de las trampas dos veces al mes (esfuerzo de muestreo anual: 144 horas por trampa). **Resultados:** la trampa grande da como resultado estimaciones de densidad más bajas, lo que genera errores y desviaciones estándar más altos. La trampa pequeña estima densidades más altas, pero reduce la desviación estándar y el error. Los coeficientes de variación de ambas trampas fueron similares. **Conclusión:** Los estudios con trampas de vegetación deben considerar el efecto del tamaño de trampa en las estimaciones de densidad, el error estimado y las desviaciones estándar.

**Palabras clave:** Dispersión, lluvia de semillas, parque urbano, regeneración natural, tamaño de trampa, trampa de semillas.

Muchos de los fenómenos naturales estudiados en ecología de plantas requieren métodos cuantitativos que permitan recopilar datos o muestras en ausencia del investigador (Holdridge, 1982; Forman, 2008), de manera que el desarrollo de la disciplina ha fomentado la creación de trampas para realizar muestreos en múltiples circunstancias (Kollmann & Goetze, 1998; Page et al., 2002; Chabrerie & Alard, 2005; Reid et al., 2012; Charles et al., 2019). Algunos fenómenos ecológicos que pueden estudiarse utilizando trampas son: la lluvia de semillas (Cottrell, 2004; Dosch et al., 2007; Pejchar et al., 2008; Sheldon & Nadkarni, 2013; Charles et al., 2019), la producción de hojarasca (Wood et al., 2005; Celentano et al., 2011), la caída de frutos (Bach & Kelly, 2004; Beckman & Muller-Landau, 2007), y los contenidos de excretas animales (Kelm et al., 2008; Fujita & Koike, 2009), entre otros. En todos ellos, las trampas son recipientes o superficies de área conocida para estimar la densidad de objetos que caen en el sitio de interés (Rodríguez-Santamaría et al., 2006; Godínez-Ibarra et al., 2007; Cole et al., 2010; Vicente et al., 2010; Miranda et al., 2019).

La selección del diseño y tamaño de la trampa a utilizar es una etapa importante en toda investigación ecológica y debe realizarse considerando los objetivos del estudio, las características del sitio y los recursos económicos, materiales y humanos con los que se cuenta (Kollmann & Goetze, 1998; Page et al., 2002; Cottrell, 2004; Chabrerie & Alard, 2005). Además, en investigaciones en ecosistemas urbanos también deben considerarse los obstáculos relacionados con la presencia humana en los sitios de estudio, para revisar la aplicación de los métodos, realizar las adaptaciones necesarias y evitar afectación en los datos (Pejchar et al., 2008; MacGregor-Fors, 2019).

Las dimensiones de las trampas utilizadas en investigaciones ecológicas sobre plantas varían desde el tamaño de un plato (Pejchar et al., 2008) hasta láminas plásticas de cinco metros cuadrados (Fujita & Koike, 2009). Además, pueden tener formas y colocaciones diversas: rectángulos a nivel de suelo (Fujita & Koike, 2009), cuadrados a cierta altura sobre el suelo (Wijdeven & Kuzee, 2000; Bach & Kelly, 2004; Tomazi et al., 2010; Sheldon & Nadkarni, 2013), conos, embudos o pirámides invertidas colgadas de árboles o sostenidas por trípodes y soportes verticales (Ingle, 2003; Dosch et al., 2007; Cole et al., 2010; Charles et al., 2019), bandejas rellenas con suelo estéril o agua (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998; Slocum & Horvitz, 2000), hojas de papel adhesivo sobre postes (Cottrell, 2004; Chabrerie & Alard, 2005), entre otras. Esta amplia variedad de formas, tamaños y materiales puede provocar errores al comparar investigaciones por asumir que el diseño y tamaño de la trampa no afecta su desempeño ni la precisión de la medición (Jackel & Poschlod, 1994; Chabrerie & Alard, 2005; Reid et al., 2012; Charles et al., 2019).

Los estudios que comparan trampas son escasos y por lo general se enfocan en evaluar el desempeño de diferentes tipos de trampas en pastizales naturales, agropaisajes o bosques bajo aprovechamiento forestal (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998; Page et al., 2002; Chabrerie & Alard, 2005). No encontramos estudios realizados en ecosistemas urbanos tropicales dedicados a comparar simultáneamente dos tamaños del mismo diseño de trampa, considerando que el área de la trampa es precisamente uno de los factores clave para su selección (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998). Por lo anterior, el objetivo de esta investigación es comparar dos tamaños de la misma trampa para cuantificar la caída de material vegetal en tres microhábitats de un parque urbano tropical.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Sitio de estudio:** Desarrollamos la investigación en el Parque del Este, San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica (09,94314 N, 84,00930 W) a una altitud promedio de 1 350msnm. El parque mide 24ha, está rodeado por una matriz urbana y desde el año 1980 conserva fragmentos de bosque húmedo premontano de crecimiento secundario, jardines de césped con árboles aislados y canchas deportivas de césped y de concreto. La región presenta clima tropical con estación seca (diciembre-abril), lluviosa (mayo-noviembre) y breves periodos transicionales entre ambas (Barrientos, 2010).

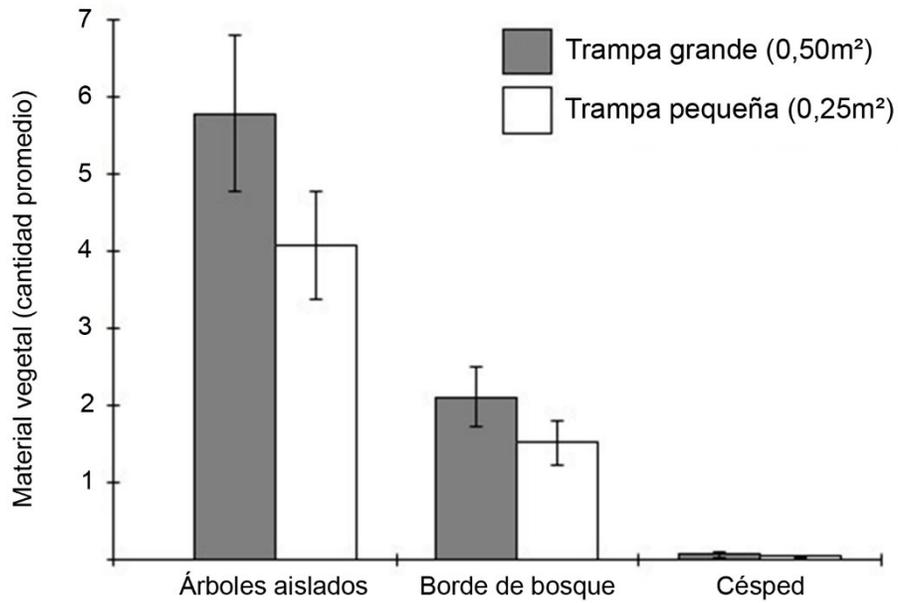
**Diseño de muestreo:** Visitamos el Parque del Este dos veces por mes, durante doce meses consecutivos de julio 2021 a junio 2022, en días sin presencia de público. En cada visita colocamos al azar trampas para material vegetal en tres microhábitats: sobre césped ( $n=20$ ), en una franja de 5m en el borde de bosque ( $n=22$ ) y bajo la copa de árboles aislados en una matriz de césped ( $n=32$ ). En total utilizamos 74 trampas, cada trampa medía 0,71m x 0,71m (trampa grande = 0,50m<sup>2</sup>) y estaba construida con sarán verde oscuro 90% sombra. En cada trampa dibujamos con marcador indeleble un cuadrado concéntrico de 0,50m x 0,50m (trampa pequeña = 0,25m<sup>2</sup>). La estructura de las trampas era de varilla de acero corrugada, clavada al suelo para que permaneciera fija a 0,25m de altura. Las trampas permanecieron colocadas por seis horas al día de 05:00am hasta 11:00am, y cuantificamos el material vegetal recolectado que consistió en hojas, flores, frutos, semillas y ramas. Seleccionamos dichas horas para evitar la lluvia y el vandalismo. Al retirar las trampas cuantificamos todo el material in situ, anotando el número total de ítems para cada tamaño de trampa. El esfuerzo de muestreo anual total fue de 144 horas por trampa (10 656 horas).

**Análisis estadístico:** Analizamos la cantidad de material vegetal para cada uno de los microhábitats considerando el tamaño de la trampa. Estimamos la densidad de material vegetal, la desviación estándar, el error estándar y el coeficiente de variación para cada caso. Considerando que las trampas eran concéntricas, analizamos la correlación de los datos mediante una regresión lineal de Spearman y comparamos los resultados mediante una prueba de T para muestras correlacionadas (Lowry, 2022). Todos los análisis los realizamos utilizando el programa R, mediante la interfaz RStudio (R Development Core Team, 2022), el complemento para Microsoft Excel denominado XLStatistics (Carr, 2017) y el programa VassarStats (Lowry, 2022).

## RESULTADOS

Los microhábitats generaron diferentes cantidades de material vegetal y la trampa grande capturó más en todos los casos: bajo árboles aislados (Diferencia entre promedios DIF= 1,70; Prueba T= 9,82; Grados de Libertad GL= 767;  $n=32$ ;  $p<0,05$ ), borde de bosque (DIF= 0,57; T= 8,70; GL= 527;  $n=22$ ;  $p<0,05$ ) y césped (DIF= 0,02; T= 2,36; GL= 479;  $n=20$ ;  $p<0,05$ ) (Figura 1).

Las densidades en ambos tamaños de trampa estuvieron correlacionadas bajo árboles aislados (Pearson  $r=0,99$ ;  $p<0,05$ ) y en borde de bosque ( $r=0,96$ ;  $p<0,05$ ), pero la correlación fue más débil en césped ( $r=0,65$ ;  $p<0,50$ ; Tabla 1). Con la trampa grande obtuvimos densidades más bajas para todos los microhábitats y tenían desviaciones y errores estándar más altos en casi todas las ocasiones; aunque el coeficiente de variación permaneció muy similar para ambos tamaños de trampa en los tres microhábitats (Tabla 1).



**Fig. 1.** Comparación de dos tamaños de trampa al cuantificar la cantidad promedio de material vegetal que cae en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica.

**TABLA 1**

Comparación de dos tamaños de trampa para estimar la densidad promedio de material vegetal que cae en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica.

Microhábitats	Estimación	Trampa grande (0,50m <sup>2</sup> )	Trampa pequeña (0,25m <sup>2</sup> )	Correlación entre trampas
Bajo árboles aislados	Densidad (ítems / m <sup>2</sup> )	11,55	16,29	0,99
	Desviación estándar	14,34	9,80	
	Error estándar	0,51	0,35	
	Coef. variación (%)	2,48	2,40	
Borde de bosque	Densidad (ítems / m <sup>2</sup> )	4,19	6,07	0,96
	Desviación estándar	4,55	3,36	
	Error estándar	0,19	0,14	
	Coef. variación (%)	2,17	2,21	
Césped	Densidad (ítems / m <sup>2</sup> )	0,12	0,14	0,65
	Desviación estándar	0,30	0,20	
	Error estándar	0,01	0,01	
	Coef. variación (%)	5,08	5,82	

## DISCUSIÓN

Los microhábitats generan diferentes cantidades de material vegetal al igual que en hábitats no urbanizados (Celentano et al., 2011) y nuestra investigación confirma que el tamaño de la trampa influye sobre las estimaciones porque utilizar una trampa de mayor tamaño genera una estimación de densidad menor, con desviación y error estándar más grandes (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998; Chabrerie & Alard, 2005). Nuestras observaciones se cumplen para los tres microhábitats, refuerzan la importancia de seleccionar cuidadosamente el tamaño de la trampa y sugieren que se debe tener precaución al establecer comparaciones entre estudios que utilicen diferente tamaño de trampa porque la estimación puede variar por múltiples factores (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998; Charles et al., 2019).

Considerando el mismo diseño de trampa, algunos de los factores que influyen en las estimaciones y que pueden inducir a error al comparar entre investigaciones son: el objeto de estudio, la altura de la trampa con respecto al suelo, la altura de la vegetación circundante, el clima, la frecuencia en la revisión de trampas, el tamaño de las semillas y el material de fabricación de las trampas, entre otros (Jackel & Poschlod, 1994; Kollmann & Goetze, 1998; Chabrerie & Alard, 2005). Por ejemplo, Jackel y Poschlod (1994) determinaron que las trampas pequeñas ( $0,008\text{m}^2$ ) hacían una mejor estimación de la lluvia de semillas que las trampas grandes ( $0,05\text{m}^2$ ), pero su investigación utilizó trampas de embudo en praderas alemanas para estudiar semillas de gramíneas y herbáceas dispersadas por el viento (anemocoria). Por otro lado, Kollmann y Goetze (1998) determinaron que la trampa utilizada en este trabajo funciona bien para estudiar la lluvia de semillas generada por ornitocoria, pero falla al estudiar la dispersión por anemocoria. Ambos estudios coinciden en que es preferible una gran cantidad de trampas, aunque el tamaño sea menor y que las comparaciones deben realizarse con precaución (Chabrerie & Alard, 2005).

Una manera adecuada para establecer comparaciones entre estudios con tamaños de trampa distintos es analizar los patrones ecológicos en el ecosistema y no las estimaciones, porque el efecto del tamaño de trampa afecta la estimación, pero conserva la relación ecológica general (Jackel & Poschlod, 1994; Chabrerie & Alard, 2005; Reid et al., 2012; Charles et al., 2019). Por otro lado, la utilización del coeficiente de variación como elemento comparativo relativo y sin unidades, permite que el investigador “visualice” el efecto de la trampa y decida si las estimaciones son comparables o no (Vásquez & Caballero, 2011). Finalmente, otros investigadores consideran que una desviación estándar moderada es permisible para trampas grandes dado que no genera un aumento significativo en la densidad estimada (Chabrerie & Alard, 2005; LaMantia et al., 2019), aunque esto último pareciera no responder a los resultados de nuestra investigación.

Ante la falta de un protocolo internacional preestablecido para la selección de las trampas, cada investigador puede decidir el diseño y tamaño de trampa que utilizará, basándose en los criterios que le parezcan más convenientes para su diseño de estudio (Chabrerie & Alard, 2005). Un criterio adicional para seleccionar del tamaño de trampa es considerar el esfuerzo de muestreo que el investigador pueda hacer, pues las trampas más grandes o elaboradas demandan también más tiempo o más personas para colocarlas *in situ*, cuantificarlas y recogerlas (Kollmann & Goetze, 1998; Chabrerie & Alard, 2005). En nuestra experiencia necesitamos 90 minutos, un vehículo y dos personas para colocar las 74 trampas cada día. Otro criterio, especialmente importante en ecosistemas urbanos, es considerar que los materiales de superficies grandes ( $>1,00\text{m}^2$ ) pueden ser propensos a vandalismo o robo, porque podrían ser de utilidad a personas de escasos recursos (Barrientos & Monge-Nájera, 2011; MacGregor-Fors, 2019).

Por lo anterior, siempre es fundamental considerar los objetivos del estudio, las características del sitio y los recursos con los que se cuenta para definir el material, la cantidad y el tamaño de la trampa a utilizar (Kollmann & Goetze, 1998; Page et al., 2002; Cottrell, 2004). Además,

recomendamos que siempre se realice un muestreo o estudio piloto para poner a prueba el desarrollo de la metodología, experimentar la colocación de la trampa seleccionada y detectar los posibles riesgos y oportunidades de mejora (Chabrerie & Alard, 2005). En nuestra experiencia la trampa de 0,50m<sup>2</sup> es adecuada para estudios sobre ecología de plantas en ecosistemas urbanos, principalmente con objetos mayores a 1mm de diámetro y se debe tener presente que utilizar trampas de menor tamaño genera estimaciones de densidad mayores (Kollmann & Goetze, 1998).

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Andrés Benavides y Mónica Vargas de la Municipalidad de Montes de Oca, San José, Costa Rica por fomentar la investigación. Al Laboratorio de Ecología Urbana (LEU-UNED), por facilitar todo el equipo necesario. A Carolina Seas, Harold Arias, Ligia Bermúdez, Paola Gastezzi y Zaidett Barrientos, por sus sugerencias para mejorar el manuscrito. Este trabajo es parte de los requisitos de graduación del programa de Maestría Académica en Manejo de Recursos Naturales (MMRN) de la Universidad Estatal a Distancia (UNED), Costa Rica.

## ÉTICA, CONFLICTO DE INTERESES Y DECLARACIÓN DE FINANCIAMIENTO

Declaramos haber cumplido con todos los requisitos éticos y legales pertinentes, tanto durante el estudio como en la preparación de este documento; que no hay conflictos de interés de ningún tipo, y que todas las fuentes financieras se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. Asimismo, estamos de acuerdo con la versión editada final de esta publicación. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

La declaración de contribución de cada autor es la siguiente: S.G.Q.A.: Diseño del estudio, recolección y análisis de datos. G.P.G.: Recolección y recopilación de datos. Todos los coautores: Preparación y aprobación final del manuscrito.

## REFERENCIAS

- Bach, C. E., & Kelly, D. (2004). Effects of forest edges, fruit display size, and fruit colour on bird seed dispersal in a New Zealand mistletoe, *Alepis flavida*. *New Zealand Journal of Ecology*, 28(1), 93-103.
- Barrientos, Z. (2010). Contaminación atmosférica en la Meseta Central de Costa Rica. *Biocenosis*, 23(1), 50-54.
- Barrientos, Z., & Monge-Nájera, J. (2011). Ecología de ciudad: lo que todos debemos saber sobre los ecosistemas urbanos. *Biocenosis*, 25(1-2), 20-26.
- Beckman, N. G., & Muller-Landau, H. C. (2007). Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica*, 39(3), 328-339. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429-2007-00273-x>.
- Carr, R. (2017). *XLStatistics: Excel workbooks for statistical analysis*. Versión 17-02-16. <https://www.deakin.edu.au/individuals-sites/?request=~rodneyc/XLStatistics.r>
- Celentano, D., Zahawi, R. A., Finegan, B., Casanoves, F., Ostertag, R., Cole, R. J., & Holl, K. D. (2011). Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1323-1336.
- Chabrerie, O., & Alard, D. (2005). Comparison of three seed trap types in a chalk grassland: toward a standardized protocol. *Plant Ecology*, 176, 101-112. <https://doi.org/10.1007/s11258-004-0024-2>.

- Charles, L. S., Dwyer, J. M., Chapman, H. M., Yadok, B. G., & Mayfield, M. M. (2019). Landscape structure mediates zoochorous-dispersed seed rain under isolated pasture trees across distinct tropical regions. *Landscape Ecology*, *34*, 1347-1362. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00846-3>.
- Cole, R. J., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2010). Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications*, *20*(5), 1255-1269. <https://doi.org/10.1890/09-0714.1>.
- Cottrell, T. R. (2004). Seed rain traps for forest lands: considerations for trap construction and study design. *BC Journal of Ecosystems and Management*, *5*(1), 1-6.
- Dosch, J. J., Peterson, C. J., & Haines, B. L. (2007). Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, *23*, 151-159. <https://doi.org/10.1017/S0266467406003853>.
- Forman, R. T. T. (2008). *Urban regions: ecology and planning beyond the city*. Cambridge University Press.
- Fujita, M., & Koike, F. (2009). Landscape effects on ecosystems: birds as active vectors of nutrient transport to fragmented urban forests versus forest-dominated landscapes. *Ecosystems*, *12*, 391-400. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9230-z>.
- Godínez-Ibarra, O., Ángeles-Pérez, G., López-Mata, L., García-Moya, E., Valdez-Hernández, J. I., DelosSantos-Posadas, H., & Trinidad-Santos, A. (2007). Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Fagus grandifolia* subsp. mexicana en La Mojonera, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *78*, 117-128.
- Holdridge, L. R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Ingle, N. R. (2003). Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia*, *134*, 251-261. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1081-7>.
- Jackel, A. K., & Poschlod, P. (1994). Diaspore production and the influence of the size of diaspore trap on the quantitative result of seasonal diaspore rain in two calcareous grassland sites. *Berichte des Instituts für Landschafts und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim*, *3*, 123-132.
- Kelm, D. H., Wiesner, K. R., & Helversen, O. V. (2008). Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology*, *22*(3), 733-741. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00925.x>.
- Kollmann, J., & Goetze, D. (1998). Notes on seed traps in terrestrial plant communities. *Flora*, *193*, 31-40. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30813-7](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30813-7).
- LaMantia, T., Rühl, J., Massa, B., Pipitone, S., LoVerde, G., & Bueno, R. S. (2019). Vertebrate-mediated seed rain and artificial perches contribute to overcome seed dispersal limitation in a Mediterranean old field. *Restoration Ecology*, *27*(6), 1393-1400. <https://doi.org/10.1111/rec.13009>.
- Lowry, R. (2022, agosto). *VassarStats: Website for statistical computation*. <http://vassarstats.net/>.
- MacGregor-Fors, I. (2019). De mitos a hitos urbanos: ¿Cómo hacer ecología en selvas de asfalto? En Zuria, I., Olvera-Ramírez, A. M., & Ramírez-Bastida, P. (Eds.). *Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos* (pp. 19-38). Universidad Autónoma de Querétaro.
- Miranda, A., Vásquez, I. A., Becerra, P., Smith-Ramírez, C., Delpiano, C. A., Hernández-Moreno, A., & Altamirano, A. (2019). Traits of perch trees promote seed dispersal of endemic fleshy-fruit species in degraded areas of endangered Mediterranean ecosystems. *Journal of Arid Environments*, *170*, 103995. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.103995>.
- Page, M. J., Newlands, L., & Eales, J. (2002). Effectiveness of three seed-trap designs. *Australian Journal of Botany*, *50*, 587-594. <https://doi.org/10.1071/BT02017>.

- Pejchar, L., Pringle, R. M., Ranganathan, J., Zook, J. R., Durán, G., Oviedo, F., & Daily, G. C. (2008). Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape of southern Costa Rica. *Biological Conservation*, 141, 536-544. <https://doi.org/10.1016/j.bio.con-2007-11008>.
- R Development Core Team (2022). *The R project for statistical computing*. <https://www.r-project.org/about.html>.
- Reid, J. L., Katsuki, K. N., & Holl, K. D. (2012). Do birds bias measurements of seed rain? *Tropical Ecology*, 28, 421-422. <https://doi.org/10.1017/S.0266467412.000247>.
- Rodríguez-Santamaría, M. F., Puentes-Aguilar, J. M., & Cortés-Pérez, F. (2006). Caracterización temporal de la lluvia de semillas en un bosque nublado del cerro de Mamapacha (Boyacá-Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 30(117), 619-624.
- Sheldon, K. S., & Nadkarni, N. M. (2013). Spatial and temporal variation of seed rain in the canopy and on the ground of a tropical cloud forest. *Biotropica*, 45(5), 549-556. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12043>.
- Slocum, M. G., & Horvitz, C. C. (2000). Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology*, 149, 51-62.
- Tomazi, A. L., Zimmermann, C. E., & Laps, R. R. (2010). Artificial perches as a nucleation technique for restoration of a riparian environment: characterization of the seed rain and natural regeneration. *Biotemas*, 23(3), 125-135.
- Vásquez, E. R., & Caballero, A. (2011). Inconsistencia del coeficiente de variación para expresar la variabilidad de un experimento en un modelo de análisis de varianza. *Cultivos tropicales*, 32(3), 59-62.
- Vicente, R., Martins, R., Zocche, J. J., & Harter-Marques, B. (2010). Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Brasileira de Biociencias*, 8(1), 14-23.
- Wijdeven, S. M. J., & Kuzee, M. E. (2000). Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*, 8(4), 414-424.
- Wood, T. E., Lawrence, D., & Clark, D. A. (2005). Variation in leaf litter nutrients of a Costa Rican rain forest is related to precipitation. *Biogeochemistry*, 73, 417-437. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0563-6>.