

UNIVERSIDAD ESTATAL A DISTANCIA (UNED)  
VICERRECTORÍA ACADÉMICA  
ESCUELA DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES (ECEN)  
MAESTRÍA ACADÉMICA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES  
CON ENFÁSIS EN GESTIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

**Dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano: el  
güitite (*Acnistus arborescens*) como núcleo de dispersión**

Tesis presentada al Tribunal Examinador del Programa de Maestría Académica en Manejo de Recursos Naturales (MMRN) de la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales (ECEN) para optar por el grado de *Magister Scientiae* con énfasis en gestión de la biodiversidad

Estudiante: Sergio Gabriel Quesada Acuña

Director de tesis: PhD. Harold Arias LeClaire; [ariash@uned.ac.cr](mailto:ariash@uned.ac.cr)

Lectora de tesis: MSc. Carolina Seas Carvajal; [cseas@uned.ac.cr](mailto:cseas@uned.ac.cr)

Lectora de tesis: MSc. Paola Gastezzi Arias; [pgastezzi@uned.ac.cr](mailto:pgastezzi@uned.ac.cr)

San José, Costa Rica

OCTUBRE, 2022

## **Dedicatoria**

A mi esposa: Gaby Pérez Gómez, mi mayor tesoro y motivación.

A mis padres: Enrique Quesada y Lizbeth Acuña, mis primeros ejemplos.

A mis hermanos: Ricardo, Carlos y Néstor, mis amigos eternos.

## Agradecimientos

Mi agradecimiento total a Dios por encontrarme cuando menos lo merecía, por amarme a pesar de mis continuos errores y por tantas bendiciones pasadas, presentes y futuras.

Infinita gratitud a mi amada esposa Gaby Pérez Gómez. Gracias por apoyarme, ayudarme y soportarme cada día, con amor incondicional y paciencia. Lo mejor está por venir y lo viviremos juntos.

Muchas gracias a todos los que me brindaron su apoyo y ayuda, en distintos grados y en distintas etapas del proyecto: Alberto García, Andrés Benavides, Bi Yun Zhen, Bryan Brizuela, Carolina Seas, Ester Vargas, Frank González, Guillermo Solano, Harold Arias, Kattia Alpízar, Ligia Bermúdez, María Maglianesi, Mónica Vargas, Paola Gastezzi, Verónica Campos, Zaidett Barrientos y alguna otra persona que por el momento no recuerde. Que Dios los bendiga aún más.

Agradezco al Laboratorio de Ecología Urbana (LEU) de la Vicerrectoría de Investigación, UNED; por facilitarme todo el equipo necesario a través del proyecto de investigación: “Dispersión de semillas por aves debajo de los arbustos *Acnistus arborescens* (Solanaceae) y *Citharexylum donnell-smithii* (Verbenaceae): cuantificando su importancia en la regeneración natural de ecosistemas urbanos costarricenses” (PROY-2020-15).

Agradezco al Laboratorio Oficial de Análisis de Calidad de Semillas del Centro para Investigaciones en Granos y Semillas (CIGRAS), UCR; por adoptar mi propuesta de investigación como propia y facilitarme sus instalaciones de manera incondicional.

# Índice

Dedicatoria.....	1
Agradecimientos .....	2
Índice .....	3
Resumen General .....	5
Abstract .....	6
I. Introducción general .....	7
II. Primer artículo científico.....	15
III. Segundo artículo científico .....	26
IV. Conclusiones generales .....	50
V. Recomendaciones generales .....	51
VI. Anexos.....	53

**Dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano: el güitite (*Acnistus arborescens*) como núcleo de dispersión**

**Sergio Gabriel Quesada Acuña**

Maestría Académica en Manejo de Recursos Naturales (MMRN). Universidad Estatal a Distancia (UNED), Vicerrectoría de Investigación (VINVES), Laboratorio de Ecología Urbana (LEU), 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; [sgbiotropic@gmail.com](mailto:sgbiotropic@gmail.com)

## Resumen General

La dispersión de semillas es un fenómeno ecológico fundamental para la regeneración natural de las coberturas vegetales y puede realizarse a través de agentes dispersores como la gravedad, el viento o la fauna. Se considera que las aves son uno de los principales agentes dispersores de semillas (ornitocoria) en los trópicos y se ha demostrado que cumplen su función ecológica incluso en hábitats con altos grados de alteración como los ecosistemas urbanos, donde los espacios verdes naturales se han fragmentado por la acción y ocupación humana. Dado que en la ornitocoria interactúan múltiples factores los estudios ecológicos deben delimitarse adecuadamente para generar conocimientos útiles para diseñar y establecer estrategias de restauración ecológica. Por lo anterior, desarrollé este trabajo final de graduación en el Parque del Este en San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica; analizando la dispersión de semillas mediante la recolección de excretas de aves con trampas de semillas colocadas en tres microhábitats: césped, borde de bosque y bajo arbustos aislados de güitite (*Acnistus arborescens*: Solanaceae) por tratarse de una especie nativa pionera de la regeneración natural y abundante en la Gran Área Metropolitana. Dado que la metodología de trampas de semillas es ampliamente utilizada, en el primer artículo de este documento analicé el efecto del tamaño de la trampa sobre las estimaciones de dispersión y se concluye que los ecólogos deben ser cuidadosos al establecer comparaciones entre investigaciones con diferentes tamaños de trampa. Habiendo analizado este aspecto metodológico, en el segundo artículo de este documento analicé la dispersión de semillas en los tres microhábitats mencionados, considerando diferentes variables y características para reconocer patrones ecológicos poco estudiados en ambientes urbanos. De este segundo análisis se concluye que la dispersión de semillas por aves se alterna, concentrándose bajo los arbustos aislados cuando éstos les ofrecen alimento a las aves y redirigiéndose hacia el borde de bosque cuando los árboles aislados carecen de frutos maduros. Esta investigación genera conocimientos científicos aplicables a la restauración ecológica de ecosistemas urbanos.

## Abstract

Seed dispersal is a fundamental ecological phenomenon for the natural regeneration of plant covers and can be carried out through dispersal agents such as gravity, wind or fauna. Birds are considered to be one of the main seed dispersal agents (ornithochory) in the tropics and have been shown to fulfill their ecological function even in habitats with high degrees of alteration such as urban ecosystems, where natural green spaces have been fragmented. by human action and occupation. Given that multiple factors interact in the ornithocoria, ecological studies must be properly delimited to generate useful knowledge to design and establish ecological restoration strategies. Due to the above, I developed this final graduation project in the Parque del Este in San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica; analyzing seed dispersal by collecting bird droppings with seed traps placed in three environments: grassland, forest edge and under isolated bushes of güitite (*Acnistus arborescens*: Solanaceae) because it is a pioneer native species of natural regeneration and abundant in the Greater Metropolitan Area. Since the seed trap methodology is widely used, in the first article of this paper I discussed the effect of trap size on dispersal estimates and concluded that ecologists should be careful when making comparisons between investigations with different seed sizes. Having analyzed such methodological aspect, in the second article of this document I analyzed seed dispersal in the three environments mentioned, considering different variables and characteristics to recognize little-studied ecological patterns in urban environments. From this second analysis it is concluded that seed dispersal by birds alternates, concentrating under isolated bushes when they offer food to birds and redirecting towards the edge of the forest when isolated trees lack ripe fruit. This research generates scientific knowledge applicable to the ecological restoration of urban ecosystems.

# I. Introducción general

La regeneración natural es la acción combinada de procesos ecológicos que se desarrollan sucesivamente para recuperar, sin intervención humana, la vegetación de un ecosistema que ha sido afectado por un disturbio o alteración de origen natural o antrópico, hasta alcanzar un estado de conservación semejante al original (Holl et al., 2000; Grebner et al., 2013; Chazdon y Guariguata, 2016). Estos procesos ecológicos pueden regenerar naturalmente todo tipo de hábitats con diversos grados de alteración, desde agricultura intensiva hasta incendios forestales, dependiendo de una amplia lista de factores que incluye detener la perturbación por varios años (Finegan y Delgado, 2000; Guariguata y Ostertag, 2001; Ferguson et al., 2003; Meli, 2003; Esquivel et al., 2008; Zahawi y Holl, 2009; Mendieta et al., 2010; Albornoz et al., 2013; Bechara et al., 2016). Del mismo modo, la regeneración natural también puede manifestarse en ecosistemas urbanos, donde gran parte del territorio posee una cobertura impermeable artificial que coexiste con áreas que permanecen sin infraestructura, conservando diferentes tipos de coberturas vegetales como remanentes de bosques, pastizales arbolados, parques urbanos o bosques ribereños, con poca o ninguna categoría de protección legal (MacGregor-Fors, 2019).

La regeneración natural de pequeños fragmentos de bosque inmersos en matrices urbanas le ofrece múltiples beneficios a la población humana y al ecosistema. Son refugio para la biodiversidad, generan microhábitats de importancia ecológica, aumentan la plusvalía inmobiliaria, reducen el estrés mejorando la calidad de vida, sirven como fuente de semillas o propágulos, mantienen la diversidad genética, permiten estudios ecológicos comparativos, entre otros (DiStéfano et al., 1996; Kämpf-Binelli et al., 2000; Grebner et al., 2013). Estos beneficios justifican la importancia de estudiar factores específicos de la regeneración natural, dirigidos a generar conocimientos científicos que sirvan para diseñar estrategias de restauración ecológica aplicables a los ecosistemas urbanos (Kämpf-Binelli et al., 2000; Barrientos y Monge-Nájera, 2010; MacGregor-Fors, 2019). Uno de los factores clave para la regeneración natural es la dispersión de semillas porque permite la colonización de nuevas plantas en un sitio con escasa cobertura vegetal y el aumento de la diversidad vegetal en sitios de coberturas poco diversas (Barrantes y Pereira, 2002; Hooper et al., 2005; Norden, 2014; Miranda et al., 2019; Emer et al., 2020).

En los ecosistemas tropicales un alto porcentaje de las plantas produce frutos como atrayente para que los vertebrados los consuman y dispersen sus semillas, siendo las aves uno de los principales dispersores (Hernández-Ladrón de Guevara et al., 2012; Maruyama et al., 2019; Emer et al., 2020). Con esta estrategia llamada ornitocoria las plantas obtienen beneficios ecológicos como mayor distancia de dispersión, mayor área de distribución



geográfica, mayor porcentaje de germinación, mayor velocidad de germinación, mayor tolerancia a agentes patógenos, entre otros (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Acosta-Rojas et al., 2012; Gasperin y Pizo, 2012; Karubian et al., 2012; Pérez-Cadauid et al., 2018). Sin embargo, la ornitocoria expone a las semillas y al embrión que contienen a ser dañados por un depredador, lo cual podría imposibilitar su germinación posterior causando afectación a las plantas (Cáceres y Moura, 2003; Domínguez-Domínguez et al., 2006).

Por lo anterior, la dispersión de semillas es un fenómeno ecológico complejo que requiere cierto equilibrio entre los procesos que interactúan regulando la cantidad, la calidad y el desplazamiento de las semillas (Ruiz, 2009; Karubian et al., 2012; Reid y Holl, 2012). La hipótesis Janzen-Connell sugiere que la dispersión es la estrategia natural de las plantas para evitar que sus semillas se concentren a la sombra del progenitor, donde los patógenos, parásitos y depredadores provocarán una alta mortalidad de la descendencia (Janzen, 1970; Ruiz, 2009; Norden, 2014). Dicho de otro modo, la probabilidad de sobrevivencia de la plántula aumentará conforme se aleje del progenitor porque la mortalidad de semillas y plántulas es un fenómeno dependiente de la densidad (Harms y Timothy-Paine, 2003; Norden, 2014). Las aves como vector de dispersión pueden desplazarse hasta árboles aislados dentro de ecosistemas alterados y generar una concentración de semillas o propágulos bajo ellos, provocando un “núcleo de dispersión” que favorece la regeneración natural (Galindo-González et al., 2000; Slocum y Horvitz, 2000; Schlawn y Zahawi, 2008; Cole et al., 2010; Tomazi et al., 2010; Corbin y Holl, 2012; Derroire et al., 2016).

La metodología más simple, natural y menos invasiva para obtener las semillas dispersadas por aves es la recolección de sus excretas mediante trampas colocadas a cierta altura sobre el suelo (Reid et al., 2012; LaMantia et al., 2019). Estas “trampas de semillas” sirven para analizar una amplia gama de fenómenos ecológicos y pueden tener gran variedad de formas y dimensiones; sean círculos pequeños como un plato, grandes rectángulos de tela, elaborados sifones cónicos, láminas pegajosas, entre otras (Rodríguez-Santamaría et al., 2006; Godínez-Ibarra et al., 2007; Pejchar et al., 2008; Vicente et al., 2010; Pejchar, 2015; Charles et al., 2019; Miranda et al., 2019). Considerando que un tamaño diferente de trampa implica un esfuerzo de muestreo desigual, en el primer artículo de este documento cuantifico la caída de material vegetal en tres microhábitats de un parque urbano utilizando dos trampas cuadradas de diferentes dimensiones, con el objetivo de comparar su desempeño y analizar posibles criterios de selección del tamaño de trampa para futuras investigaciones.

El estudio de la ornitocoria también presenta cierta complejidad relacionada con la decisión de las aves de exponerse para visitar árboles aislados o permanecer en áreas más seguras en la cobertura boscosa, lo cual puede estar relacionado con la oferta del recurso alimenticio, la posición del árbol en el paisaje, el comportamiento de cada especie de ave, la

lejanía con respecto al borde de bosque, la concentración de frutos maduros, la presencia de depredadores, entre otros (Cubiña y Aide, 2001; Silva et al., 2008; Lindell et al., 2012; Vespa et al., 2014; Derroire et al., 2016). El güitite (*Acnistus arborescens*, Solanaceae) es una especie ideal para el estudio de dichos factores porque es uno de los arbustos nativos más importantes en la dieta de las aves costarricenses. Además, es una especie pionera especialmente abundante en hábitats alterados del Gran Área Metropolitana de Costa Rica (Estrada y Sánchez, 2012; Rojas-Rodríguez y Torres-Córdoba, 2012).

Por lo tanto, considerando que el güitite tiene un papel preponderante en la regeneración natural de los ecosistemas urbanos costarricenses (DiStéfano et al., 1996; Estrada y Sánchez, 2012; Quesada-Acuña et al., 2018), en el segundo artículo de este documento evaluó la dispersión de semillas por aves en tres diferentes microhábitats dentro de un parque urbano: césped, borde de bosque y bajo arbustos de *A. arborescens*, analizando variables como: el diámetro del tronco o de la copa, la altura del arbusto, su estado fenológico y la época del año, para reconocer patrones ecológicos poco estudiados y generar conocimientos científicos aplicables a la restauración ecológica de ecosistemas urbanos (Kämpf-Binelli et al., 2000; Barrientos y Monge-Nájera, 2010).

Para el cumplimiento de dicho objetivo general, analizo tres hipótesis específicas relacionadas con I) la densidad de la dispersión, II) la diversidad (riqueza y abundancia) de la dispersión y III) la viabilidad de la dispersión. Si la fase de maduración de frutos de *A. arborescens* favorece a la visitación y permanencia de las aves (Wenny et al., 2011; Karubian et al., 2012; Rojas-Rodríguez y Torres-Córdoba, 2012) podría esperarse que su efecto se vea reflejado como un incremento en la dispersión de semillas, aumentando la densidad y diversidad bajo arbustos aislados de *A. arborescens* en maduración, con respecto a las otras etapas fenológicas y microhábitats. Si las semillas encontradas en excretas de aves experimentan algún beneficio germinativo como resultado de su paso por el tracto digestivo (Acosta-Rojas et al., 2012) podría esperarse que el porcentaje de germinación sea mayor en las semillas encontradas en excretas de aves, con respecto a las semillas encontradas en otras circunstancias.

## Referencias de introducción general

- Acosta-Rojas, D. C., Muñoz, M. C., Torres, A. M., & Corredor, G. (2012). Dieta y dispersión de semillas: ¿Afecta la guacharaca colombiana (*Ortalis columbiana*) la germinación de las semillas consumidas? *Ornitología Neotropical*, *23*, 439-453.
- Albornoz, F. E., Gaxiola, A., Seaman, B. J., Pugnaire, F. I., & Armesto, J. J. (2013). Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. *Plant Ecology*, *2014*, 765-776. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0206-x>.
- Barrantes, G., & Pereira, A. (2002). Seed dissemination by frugivorous birds from forest fragments to adjacent pastures on the western slope of Volcán Barva, Costa Rica. *Biología Tropical*, *50*(2), 569-575.
- Barrientos, Z., & Monge-Nájera, J. (2010). Restauración ecológica en la meseta central de Costa Rica. *Biocenosis*, *23*(2), 20-25.
- Bechara, F. C., Dickens, S. J., Farrer, E. C., Larios, L., Spotswood, E. N., Mariotte, P., & Suding, K. N. (2016). Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. *Biodiversity Conservation*, *25*, 2021-2034. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.
- Cáceres, N. C., & Moura, M. O. (2003). Fruit removal of a wild tomato, *Solanum granulosoleprosum* Dunal (Solanaceae), by birds, bats and non-flying mammals in an urban Brazilian environment. *Revista Brasileira de Zoologia*, *20*(3), 519-522.
- 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>.
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, *48*(6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.
- 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>.
- Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, *265*, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.
- Cubiña, A., & Aide, T. M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, *33*(2), 260-267.
- Derroire, G., Coe, R., & Healey, J. R. (2016). Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. *Vegetation Science*, *27*, 679-691. <https://doi.org/10.1111/jvs.12404>.

- DiStéfano, J. F., Nielsen, V., Hoomans, J., & Fournier, L. A. (1996). Regeneración de la vegetación arbórea en una pequeña reserva forestal urbana del nivel premontano húmedo, Costa Rica. *Biología Tropical*, *44*(2), 575-580.
- Domínguez-Domínguez, L. E., Morales-Mávil, J. E. & Alba-Landa, J. (2006). Germinación de semillas de *Ficus insípida* (Moraceae) defecadas por tucanes (*Ramphastos sulfuratus*) y monos araña (*Ateles geoffroyi*). *Biología Tropical*, *54*(2), 387-394.
- Emer, C., Jordano, P., Pizo, M. A., Ribeiro, M. C., daSilva, F. R., & Galetti, M. (2020). Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica*, *52*, 81-89. <https://doi.org/10.1111/j.btp.12738>.
- Esquivel, M. J., Harvey, C. A., Finegan, B., Casanoves, F., & Skarpe, C. (2008). Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Applied Ecology*, *45*, 371-380. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01411.x>.
- Estrada, A., & Sánchez, J. E. (2012). *Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle Central de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Ferguson, B. G., Vandermeer, J., Morales, H., & Griffith, D. M. (2003). Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology*, *17*(3), 818-828.
- Finegan, B., & Delgado, D. (2000). Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology*, *8*(4), 380-393.
- Galindo-González, J., Guevara, S., & Sosa, V. J. (2000). Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, *14*(6), 1693-1703.
- Gasperin, G., & Pizo, M. A. (2012). Passage time of seeds through the guts of frugivorous birds, a first assessment in Brazil. *Brasileira de Ornitologia*, *20*(1), 48-51.
- 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.
- Grebner, D. L., Bettinger, P., & Siry, J. P. (2013). *Introduction to forestry and natural resources*. Academic Press by Elsevier.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, *148*, 185-206.
- Harms, K. E., & Timothy-Paine, C. E. (2003). Regeneración de árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Ecosistemas*, *12*(3), 1-16.
- Hernández-Ladrón de Guevara, I., Rojas-Soto, O. R., López-Barrera, F., Puebla-Olivares, F., & Díaz-Castelazo, C. (2012). Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque

- mesófilo en el centro de Veracruz, México: su papel en la restauración pasiva. *Chilena de Historia Natural*, 85, 89-100.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339-349.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Applied Ecology*, 42, 1165-1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>.
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104(940), 501-528.
- Kämpf-Binelli, E., Gholz, H. L., & Duryea, M. L. (2000). *Chapter 4: Plant succession and disturbances in the urban forest ecosystem*. En Duryea, M. L., Kämpf-Binelli, E., & Korhnak, L. V. (Eds.). Restoring the urban forest ecosystem (pp. 56-78). Universidad de Florida.
- Karubian, J., Browne, L., Bosque, C., Carlo, T., Galetti, M., Loiselle, B. A., Blake, J. G., Cabrera, D., Duraes, R., Labecca, F. M., Holbrook, K. M., Holland, R., Jetz, W., Kummeth, F., Olivo, J., Ottewell, K., Papadakis, G., Rivas, G., Steiger, S., Voirin, B., & Wikelski, M. (2012). Seed dispersal by Neotropical birds: emerging patterns and underlying processes. *Ornitología Neotropical*, 23, 9-24.
- 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>.
- Lindell, C. A., Reid, J. L., & Cole, R. J. (2012). Planting design effects on avian seed dispersers in a tropical forest restoration experiment. *Restoration Ecology*, 1-8. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00905.x>.
- 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.
- Maruyama, P. K., Melo, C., Pascoal, C., Vicente, E., Fernandes-Cardoso, J. C., García-Brito, V. L., & Oliveira, P. E. (2019). What is on the menu for frugivorous birds in the Cerrado? Fruiting phenology and nutritional traits highlight the importance of habitat complementarity. *Acta Botanica Brasílica*, 33(3), 572-583. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0221>.
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*, 28(10), 581-589.

- Mendieta, J. A., Espino, E. R., & Ramos, C. A. (2010). Caracterización de las etapas de sucesión secundaria en la Reserva Natural Cocobolo, distrito de Chepo, Panamá. *Tecnociencia*, 12(2), 7-19.
- 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>.
- Norden, N. (2014). Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2), 247-261. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>.
- Pejchar, L. (2015). Introduced birds incompletely replace seed dispersal by a native frugivore. *AoB Plants*, 7, plv072. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv072>.
- 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>.
- Pérez-Cadavid, A., Rojas-Soto, O. R., & Bonilla-Moheno, M. (2018). Efecto de la digestión de semillas por aves en la germinación de especies de sotobosque en el bosque mesófilo de montaña. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 1167-1175. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2612>.
- Quesada-Acuña, S. G., Porras, C., Ramírez, O., & Gastezzi-Arias, P. (2018). Dispersión de semillas por aves residentes en bosque ribereño urbano del río Torres, San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10(1), 48-56. <https://doi.org/10.22458/urj.v10i1.2040>.
- Reid, J. L., & Holl, K. D. (2012). Arrival ≠ survival. *Restoration Ecology*, 21(2), 153-155. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00922.x>.
- 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.
- Rojas-Rodríguez, F., & Torres-Córdoba, G. (2012). Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción del Güitite (*Acnistus arborescens*). *Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22), 68-69.

- Ruiz, J. (2009). Ecología de dispersión y reclutamiento de bosques húmedos tropicales. *Revista del Caribe Nicaragüense Wani*, 59, 19-30.
- Schlawin, J. R., & Zahawi, R. A. (2008). "Nucleating" succession in recovering neotropical wet forest: the legacy of remnant trees. *Vegetation Science*, 19, 485-492. <http://dx.doi.org/10.3170/2008-8-18387>.
- Silva, I. A., Figueiredo, R. A., & DaSilva-Matos, D. M. (2008). Feeding visit time of fruit-eating birds in Cerrado plants: revisiting the predation risk model. *Revista Brasileira de Zoología*, 25(4), 682-688.
- 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.
- Vespa, N. I., Zurita, G., & Bellocq, M. I. (2014). Functional responses to edge effects: seed dispersal in the southern atlantic forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 328, 310-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.054>.
- 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.
- Wenny, D. G., DeVault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F., & Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1), 1-14.
- Zahawi, R. A., & Holl, K. D. (2009). Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology*, 17(6), 854-864. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00423.x>.

## II. Primer artículo científico

### Efecto del tamaño de trampa al cuantificar la caída de material vegetal en un parque urbano en San José, Costa Rica

**Sergio Gabriel Quesada Acuña**

Maestría Académica en Manejo de Recursos Naturales (MMRN). Universidad Estatal a Distancia (UNED), Vicerrectoría de Investigación (VINVES), Laboratorio de Ecología Urbana (LEU), 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; sgbiotropic@gmail.com

(Este trabajo fue sometido a la **REVISTA CUADERNOS DE INVESTIGACIÓN UNED** para su publicación formal. Debe buscarse como: Quesada-Acuña, S. G., & Pérez-Gómez, G. (2023). Efecto del tamaño de trampa al cuantificar la caída de material vegetal. *UNED Research Journal*, 15(1), e4368. Anexo 1).

**RESUMEN. Introducción:** Muchos fenómenos naturales estudiados en ecología (lluvia de semillas, producción de hojarasca, entre otros) requieren métodos cuantitativos que recopilen datos en ausencia del investigador, promoviendo el diseño de trampas. Existe diversidad en cuanto a la forma, tamaño y materiales empleados al diseñar y elaborar trampas, de manera que su selección debe analizarse cuidadosamente. Existen pocos estudios que comparen el desempeño de trampas de diferente tamaño y su efecto en las estimaciones. **Objetivo:** Comparar dos tamaños del mismo diseño de trampa para cuantificar la caída de material vegetal en tres microhábitats de un parque urbano. **Métodos:** Visité un parque urbano de San José, Costa Rica, dos veces por mes durante doce meses consecutivos (de julio 2021 a junio 2022), colocando trampas para material vegetal de dos tamaños en el césped, en el borde de bosque y bajo árboles aislados. El esfuerzo de muestreo anual total fue de 144 horas por trampa. **Resultados:** En los tres microhábitats la trampa grande (0,50 m<sup>2</sup>) capturó mayor cantidad de material vegetal que la trampa pequeña (0,25 m<sup>2</sup>). La trampa grande genera estimaciones de densidad más bajas, provoca desviaciones y errores estándar más altos. La trampa pequeña estima densidades altas, pero reduce la desviación y el error estándar. Los coeficientes de variación de ambas trampas fueron similares en todos los casos. **Conclusión:** Para seleccionar una trampa deben considerarse los objetivos del estudio, las características del sitio, los recursos con los que se cuenta, el esfuerzo que pretende realizar el investigador, entre otros factores. Es importante ser cuidadoso al establecer comparaciones entre datos de investigaciones que utilizan diferentes tamaños de trampa porque eso influye en las estimaciones.

**Palabras clave:** Dispersión, Lluvia de semillas, Parque urbano, Regeneración natural, Tamaño de trampa, Trampa de semillas.

**ABSTRACT.** "Effect of trap size when quantifying plant material fall in an urban park in San José, Costa Rica". **Introduction:** Many natural phenomena studied by ecologists (seed rain, litter production, among others) require quantitative methods that collect data in the absence of the researcher, favoring the design of traps. There is diversity in terms of shape, size and materials used when designing and making traps, so your selection should be carefully considered. There are few studies that compare the performance of traps of different sizes and their effect on the estimates. **Objective:** To compare two sizes of the same trap to quantify the fall of plant material in three microhabitats of an urban park. **Methods:** I visited an urban



park in San José, Costa Rica, twice a month for twelve consecutive months (from July 2021 to June 2022), placing traps for plant material of two sizes in grassland, at the edge of the forest and under isolated trees. Total annual sampling effort was 144 hours per trap. **Results:** In all three scenarios, the largest trap (0.50 m<sup>2</sup>) captured more plant material than the smallest trap (0.25 m<sup>2</sup>). The larger trap results in lower density estimates, leading to higher errors and standard deviations. The minor trap estimates high densities but reduces the standard deviation and error. The coefficients of variation of both traps were similar in all cases. **Conclusion:** To select a trap, the objectives of the study, the characteristics of the site, the available resources, the effort that the researcher intends to make, among other factors, must be considered. It is important to be careful when making comparisons between data from research using traps of different sizes because this influences the estimates.

**Key words:** Dispersion, Natural regeneration, Seed rain, Seed trap, Trap size, Urban park.

## INTRODUCCIÓN

Muchos de los fenómenos naturales estudiados en ecología de plantas requieren métodos cuantitativos que recopilen 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; Chabrierie & 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), 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; Reid et al., 2012; 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; Chabrierie & 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 y realizar las adaptaciones necesarias para 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 20 cm de diámetro (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 encontré 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 del mismo diseño de trampa para cuantificar la caída de material vegetal en tres microhábitats de un parque urbano.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

**Sitio de estudio:** Desarrollé 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 1 350 msnm. El parque de 24 Ha está rodeado por una matriz urbana y desde 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).

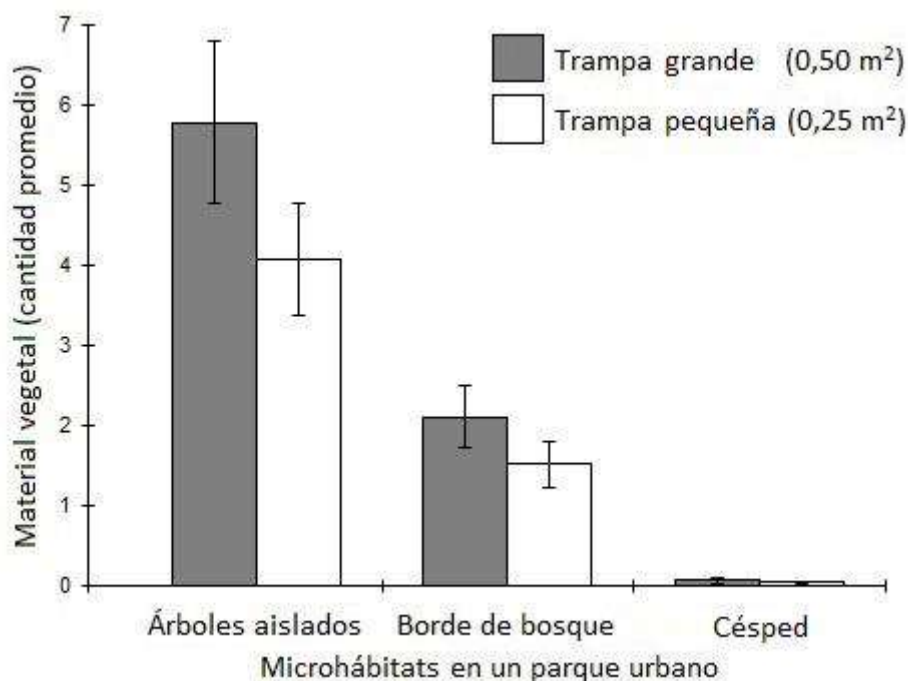
**Diseño de muestreo:** Visité el Parque del Este dos veces por mes, durante doce meses consecutivos de julio 2021 a junio 2022, en días sin presencia de público. En cada visita coloqué al azar trampas para material vegetal en tres microhábitats: sobre césped ( $n=20$ ), en una franja de 5m en el borde de bosque ( $n=22$ ) y bajo la copa de árboles aislados en una matriz de césped ( $n=32$ ) (Apéndice digital). 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 dibujé 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 cuantifiqué el material vegetal recolectado que consistió en hojas, flores, frutos, semillas y ramas. Seleccioné dichas horas para evitar la lluvia y el vandalismo. Al retirar las trampas cuantifiqué 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:** Analicé la cantidad de material vegetal caído para cada uno de los microhábitats considerando el tamaño de la trampa. Estimé la densidad de material vegetal caído, la desviación estándar, el error estándar y el coeficiente de variación para cada caso. Considerando que las trampas eran concéntricas, analicé la correlación de los datos mediante una regresión lineal de Spearman y comparé los resultados mediante una prueba de T para muestras correlacionadas (Lowry, 2022). Todos los análisis los realicé 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 tres microhábitats estudiados 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).



**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.

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 obtuve 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).

**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
<b>Bajo árboles aislados</b>	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	
<b>Borde de bosque</b>	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	
<b>Césped</b>	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 esta 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; Chabrierie & Alard, 2005). Mis 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, 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 ( $0,008\text{m}^2$ ) generaban 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 que utilicé en este trabajo ( $0,50\text{m}^2$ ) 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 en sí, 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 esta 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 el 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 mi experiencia necesité 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 para personas de escasos recursos (Barrientos & Monge-Nájera, 2011; MacGregor-Fors, 2019).

Por lo anterior, siempre será 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; Chabrerie & Alard, 2005). En mi 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 (Kollmann & Goetze, 1998). Sin embargo, recomiendo que siempre se realice un premuestreo 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.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco 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**

Declaro 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, estoy 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 de datos, recopilación y análisis de datos, 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.

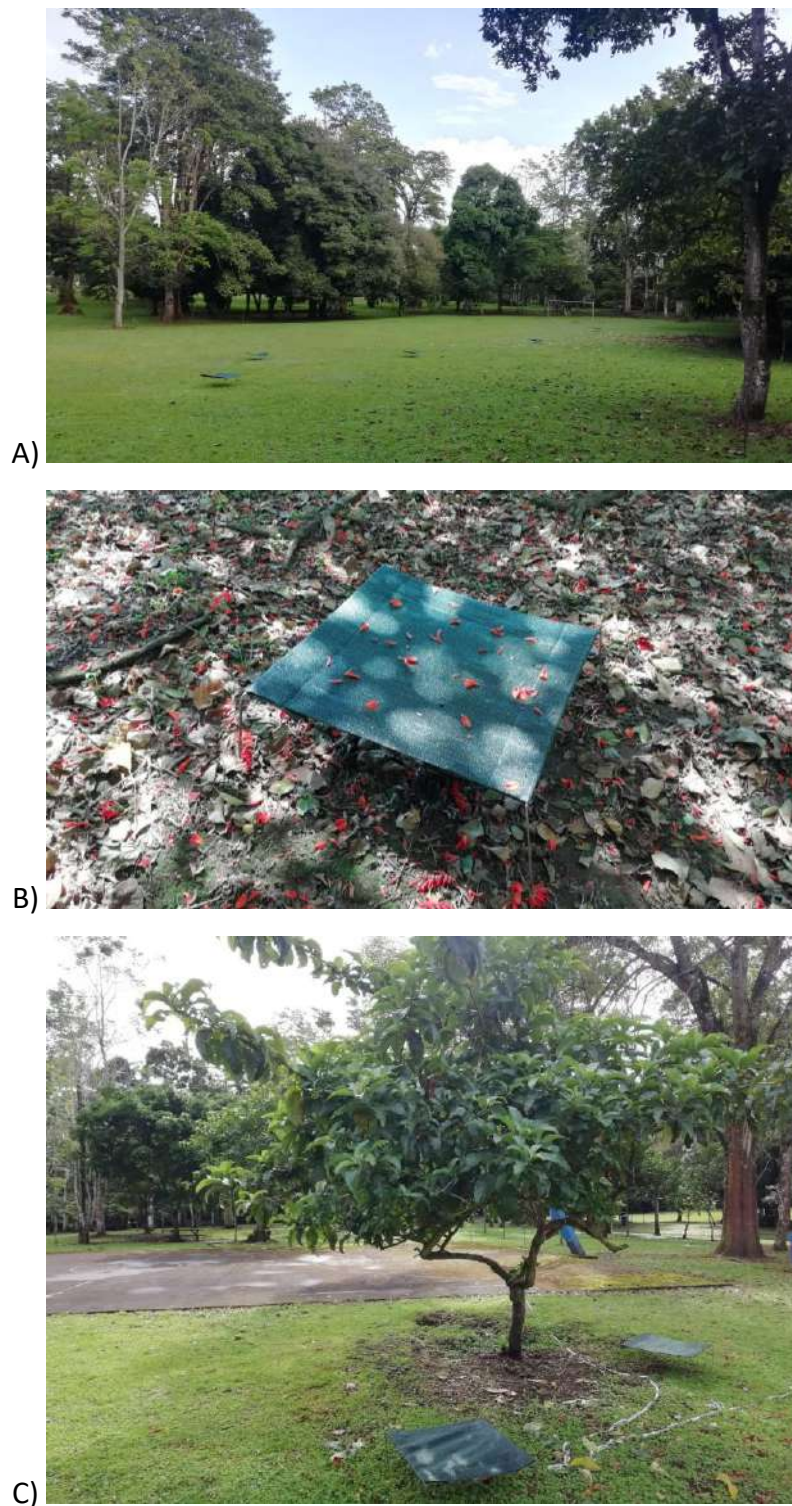
- Barrientos, Z., & Monge-Nájera, J. (2011). Ecología de ciudad: lo que todos debemos saber sobre los ecosistemas urbanos. *Biocenosis*, 25(1-2), 20-26.
- Beckman, N. G., & Muller-Landau, H. C. (2007). Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal 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. *Biología Tropical*, 59(3), 1323-1336.
- Chabrierie, 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., & Poschod, 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>.

## APÉNDICE DIGITAL



**Fig. 1.** Ejemplo fotográfico de los tres microhábitats estudiados en un parque urbano en San José, Costa Rica. A) césped, B) borde de bosque y C) árboles aislados en una matriz de césped.

### III. Segundo artículo científico

#### Dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica

**Sergio Gabriel Quesada Acuña**

Maestría Académica en Manejo de Recursos Naturales (MMRN). Universidad Estatal a Distancia (UNED), Vicerrectoría de Investigación (VINVES), Laboratorio de Ecología Urbana (LEU), 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; sgbiotropic@gmail.com

(Este trabajo fue sometido a la **REVISTA DE BIOLOGÍA TROPICAL** para su publicación formal. Debe buscarse como: Quesada-Acuña, S. G., Arias-LeClaire, H., Seas, C., Gastezzi-Arias, P., & Pérez-Gómez, G. (En prensa). Dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica. Anexo 2)

#### ABSTRACT

“Seed dispersal by birds in three environments of an urban park in San José, Costa Rica”. **Introduction:** Natural regeneration can manifest itself in plant covers immersed in urban ecosystems and a key factor is the dispersal of seeds by birds. In Costa Rica, studies on seed dispersal by birds in urban ecosystems are scarce and should be encouraged to generate knowledge applicable to the ecological restoration of green areas in cities. **Objective:** To compare seed dispersal by birds in three environments of an urban park: grassland, forest edge, and under isolated *Acnistus arborescens* shrubs, considering ecological, phenological, and climatic aspects. **Methods:** I conducted the research in Parque del Este, San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica. I selected ten isolated *A. arborescens* shrubs of similar size and development. I carry out two samples per month for twelve consecutive months (July 2021 to June 2022). On each visit I placed two seed traps under the crown of each selected shrub (20 in total), 20 traps at the edge of the forest and 20 traps in the grassland. Each trap was a 71cm x 71cm (0.50m<sup>2</sup>) saran square raised 25cm high. The traps remained open from 05:30 am to 10:30 am, for a total of 7,200 hours of sampling. I selected and quantified in situ bird droppings and bird-dispersed seeds. **Results:** I catch more excreta, excreted seeds, and free seeds under bushes with mature fruits. The ornithochory in grassland is almost null. The richness and diversity of species dispersed annually is greater at the edge of the forest. Seed abundance is greatest under isolated bushes. The germination percentage was slightly higher for excreta seeds. The variables "phenological stage", "wind" and "fruit ripening" show an effect on seed dispersal. **Conclusion:** Seed dispersal by birds in urban ecosystems alternates, concentrating under isolated bushes when they provide food for birds and redirecting towards forest edges when isolated trees lack ripe fruit.

**Key words:** Germination, Natural regeneration, Ornithochory, Secondary succession, Seed rain, Urban ecology.

La regeneración natural es la acción combinada de múltiples factores ecológicos que se desarrollan sucesivamente hasta recuperar sin intervención humana la vegetación de un ecosistema alterado por un disturbio natural o antrópico (Holl et al., 2000; Grebner et al., 2013; Chazdon & Guariguata, 2016). Se ha comprobado que la regeneración natural o sucesión secundaria puede manifestarse en todo tipo de coberturas vegetales, incluso en aquellas que están inmersas en ecosistemas urbanos, donde las actividades humanas generan severas alteraciones ambientales (DiStéfano et al., 1996; Kämpf-Binelli et al., 2000; Bojorges-Baños, 2009; Estrada & Sánchez, 2012).

En fragmentos de bosque rodeados por urbanismo, la dispersión de semillas es un factor clave que permite la colonización de nuevas plantas y favorece la regeneración natural, aportando otros beneficios al ecosistema como crear refugio para la biodiversidad, conservar la diversidad genética, aumentar la complejidad estructural del paisaje, entre otros (DiStéfano et al., 1996; Holl et al., 2000; Kämpf-Binelli et al., 2000; Hooper et al., 2005; Guix, 2007; Mendieta et al., 2010; Aud & Ferraz, 2012; Grebner et al., 2013; Miranda et al., 2019; Emer et al., 2020).

En los ecosistemas tropicales, un alto porcentaje de las plantas produce frutos que son consumidos por aves, las cuales se consideran entre los principales agentes dispersores de semillas por su diversidad, la variabilidad de su dieta y amplia capacidad de adaptación y desplazamiento (Pejchar et al., 2008; Wenny et al., 2011; Estrada & Sánchez, 2012; Karubian et al., 2012; Sheldon & Nadkarni, 2013; Maruyama et al., 2019; Palacio, 2019; Emer et al., 2020). Las aves pueden visitar árboles u otros elementos aislados dentro de ecosistemas alterados y generar una concentración de semillas bajo ellos, funcionando a manera de “núcleo de dispersión” que podría favorecer la regeneración natural (Galindo-González et al., 2000; Pejchar et al., 2008; Cole et al., 2010; Corbin & Holl, 2012; Bechara et al., 2016; Charles et al., 2019; Miranda et al., 2019). La existencia de árboles o arbustos nativos como núcleos de dispersión genera mayores efectos para la regeneración natural, porque ofrecen a las aves recursos adicionales al sitio de descanso, como alimento o refugio para anidación (Mikich & DaSilva-Possette, 2007; Corbin & Holl, 2012; Estrada & Sánchez, 2012; Albornoz et al., 2013; Bechara et al., 2016).

Para que la dispersión de semillas por aves sea efectiva debe considerarse la lluvia de semillas, tanto en su cantidad como en su calidad o viabilidad de los propágulos diseminados (Loiselle & Blake 1999; Domínguez-Domínguez et al., 2006; Spiegel & Nathan, 2007; Salvade et al., 2011; Hernández-Ladrón de Guevara et al., 2012; Palacio, 2019). Los componentes cantidad y calidad son complementarios y han sido estudiados utilizando metodologías como observación directa; experimentos de alimentación en cautividad temporal; técnicas biotecnológicas para el reconocimiento individual de aves; simulaciones espaciales computadorizadas; entre otras (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Carlo & Morales, 2008; Viana et al., 2013). Sin embargo, el

método más natural, confiable y menos invasivo, es la recolección de las excretas de aves mediante trampas de tela colocadas a cierta altura sobre el suelo. Con este método se pueden estudiar los patrones de dispersión de las especies vegetales en un área y tiempo específico (Galindo-González et al., 2000; Barrantes & Pereira, 2002; Tomazi et al., 2010; Lindell et al., 2012).

En Costa Rica los estudios sobre dispersión de semillas por aves son escasos y la mayoría hace referencia a la regeneración natural de bosques secundarios protegidos, pastizales rurales abandonados, agropaisajes fragmentados inmersos entre áreas protegidas o similares (Finegan & Delgado, 2000; Barrantes & Pereira, 2002; Carnevale & Montagnini, 2002; Cole, 2009; Cole et al., 2010; Reid et al., 2012; Wolfe et al., 2014). Las investigaciones sobre ornitocoria en ecosistemas urbanos son incluso más escasas (Quesada-Acuña et al., 2018) y se desaprovecha que en la Gran Área Metropolitana (GAM) de Costa Rica existen más de mil especies de árboles y arbustos nativos de importancia para las aves (Estrada & Sánchez, 2012). Una de las especies pioneras nativas más abundantes en los hábitats alterados costarricenses es *Acnistus arborescens* (L.) Schlttdl. (Solanaceae), conocido como güitite, el cual produce grandes cantidades de bayas anaranjadas muy apetecidas por las aves (Wheelwright et al., 1984; DiStéfano et al., 1996; Francis, 2004; Estrada & Sánchez, 2012; Rojas-Rodríguez & Torres-Córdoba, 2012; Verçozza et al., 2012; Freire-DeBrito et al., 2014) y presenta un tronco corchoso muy importante para la diversidad de epífitas y orquídeas (Kartzinel et al., 2013).

Actualmente, el desarrollo inmobiliario en las ciudades busca la interacción pacífica con su entorno natural, reforestando y protegiendo áreas verdes que serán dedicadas a la conservación del paisaje y la biodiversidad como valor agregado para la recreación y salud mental de sus habitantes (DiStéfano et al., 1996; Estrada & Sánchez, 2012; Feoli, 2013; Monge-Nájera, 2013; Gastuzzi-Arias et al., 2017). Considerando esta tendencia, es importante estudiar la dispersión de semillas por aves en ecosistemas urbanos, con lo cual se podrán analizar patrones ecológicos poco investigados y generar conocimientos científicos aplicables a la restauración ecológica de las áreas verdes urbanas (Estrada & Sánchez, 2012; Quesada-Acuña et al., 2018). Por lo anterior, mi objetivo con esta investigación es comparar la dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano: césped, borde de bosque y bajo arbustos aislados de *A. arborescens*, considerando aspectos ecológicos, fenológicos y climáticos. Enfoqué el análisis comparativo en I) la densidad de excretas y semillas dispersadas, II) la diversidad (riqueza y abundancia) de las especies vegetales dispersadas y III) el porcentaje de germinación de las semillas. Además, consideré la fase de maduración de frutos de *A. arborescens* ya que esta puede favorecer la visitación y permanencia de las aves (Wenny et al., 2011; Karubian et al., 2012; Rojas-Rodríguez & Torres-Córdoba, 2012), por lo que podría observarse su efecto como un incremento en la dispersión de semillas. Si las semillas encontradas en excretas de aves experimentan algún beneficio germinativo como resultado de su paso por el tracto digestivo

(Acosta-Rojas et al., 2012) entonces, el porcentaje de germinación será mayor en las semillas encontradas en excretas de aves.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Sitio de estudio:** Realicé 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 posee una extensión de 24Ha y conserva fragmentos de bosque húmedo premontano de crecimiento secundario en remanentes de bosque ribereño. En las áreas verdes del parque se realizan labores de jardinería y se observan árboles aislados de: *Trichilia havanensis* Jacq. (“uruca”), *Acnistus arborescens* Schlttdl. (“güítite”), *Stemmadenia litoralis* Benth. (“guijarro”), *Ficus pertusa* L. (“higuerón”), *Muntingia calabura* L. (“capulín”), *Miconia aeruginosa* Naudin (“lengua de vaca”), *Erythrina poeppigiana* Walp. (“poró gigante”), entre otras. La región presenta dos estaciones climáticas: seca (diciembre-abril) y lluviosa (mayo-noviembre), con periodos de transición entre ambas (Barrientos, 2010).

**Selección de arbustos y caracterización fenológica:** Seleccioné diez arbustos aislados de *A. arborescens*, sin traslape horizontal ni vertical en sus copas, rodeados a nivel de suelo por césped recortado y a una distancia de al menos 3m de separación hasta la copa más cercana (Galindo-González et al., 2000; Derroire et al., 2016; Charles et al., 2019). Para asegurar su reproducción los arbustos seleccionados tenían un tamaño y desarrollo similar considerando tres parámetros, diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 5cm; diámetro de copa (DCP) mayor a 3m; y altura total mayor a 2m (Albornoz et al., 2013). También anoté la distancia mínima de cada arbusto hacia el borde de bosque más cercano. Ningún arbusto tenía enredaderas, trepadoras o similares (Derroire et al., 2016). Anoté la etapa fenológica de cada arbusto en cada muestreo quincenal considerando etapa vegetativa, floración, inmadurez y maduración (Morellato et al., 2010). También agrupé las etapas fenológicas en dos categorías según la presencia o ausencia de frutos maduros (Ortiz, 1990; Newstrom et al., 1994; Hudson, 2010).

**Diseño de muestreo:** Realicé dos muestreos por mes durante doce meses consecutivos (julio 2021 a junio 2022), siempre sin visitantes dentro del parque. En cada visita coloqué dos trampas de semillas bajo la copa de cada arbusto seleccionado (20 en total), 20 trampas en el borde de bosque y 20 en el césped (Apéndice digital, Figura 1). Coloqué todas las trampas al azar mediante estrategias según cada escenario. Bajo cada arbusto generé números al azar que correspondían a un punto cardinal y la trampa no sobrepasaba la línea de circunferencia de la copa. En el borde de bosque recorrí un sendero circular existente de 1km de largo, colocando trampas separadas entre 20m y 50m según números aleatorios generados por computadora. En el césped dividí el área rectangular en 40 cuadrantes numerados y coloqué las trampas según números aleatorios generados por computadora.

Cada trampa de semillas era un cuadrado de sarán verde oscuro 90% (medidas: 0,71m x 0,71m = 0,50m<sup>2</sup>), con estructura en varilla de construcción #2 para que permaneciera sujeta al suelo a 0,25m de alto para minimizar la depredación de semillas (Beckman & Muller-Landau, 2007; Tomazi et al., 2010). Las trampas permanecieron abiertas de 05:30am a 10:30am, para un total de 7 200 horas de muestreo. Escogí las horas considerando el periodo en que los murciélagos cesan su actividad y las aves intensifican sus esfuerzos de forrajeo y alimentación (Ralph et al., 1996; Pejchar et al., 2008).

Cuando las trampas estaban abiertas anoté la velocidad del viento *in situ* (km / h) una vez por cada hora para estimar un promedio por muestreo. Al finalizar el periodo de muestreo retiré las trampas y seleccioné *in situ* las excretas de aves y las semillas libres dispersadas mediante otros mecanismos de ornitocoria, incluyendo: frutos picoteados, regurgitación y fragmentos de frutos (Mikich & DaSilva-Possette, 2007). Excluí las semillas con alas o vilanos cuyo vector de dispersión es el viento o la gravedad (Slocum & Horvitz, 2000). Llevé el material al Laboratorio Oficial de Análisis de Calidad de Semillas del Centro para Investigaciones en Granos y Semillas de la Universidad de Costa Rica, en sobres de papel rotulados individualmente.

**Germinación en laboratorio:** El mismo día de su recolección cuantifiqué todas las semillas separándolas según su procedencia considerando si atravesaron el tracto digestivo del ave (excretadas) o no (semillas libres, frutos maduros enteros y frutos verdes enteros). Coloqué las semillas en placas Petri esterilizadas de 90mm de diámetro, sobre un sustrato de papel filtro cualitativo Advantec N° 101 rotulado. Humedecí el sustrato con 4ml de agua destilada y coloqué las placas en una cámara de germinación programada con fotoperiodo de 12h luz, temperatura 30°C y humedad relativa 98% (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Cabrera et al., 2010; Quesada-Acuña et al., 2018). Revisé la germinación quince días después de la siembra para estimar el porcentaje de germinación. Consideré “germinadas” las semillas que mostraron una emergencia normal de la radícula hasta alcanzar una longitud equivalente al doble de la semilla (Tenorio-Galindo et al., 2008; Cabrera et al., 2010). Utilicé la apariencia de la semilla, la forma de germinación y la apariencia de la plántula para identificar las especies vegetales con ayuda de guías especializadas y una colección de referencia de frutos y semillas recolectados en el sitio de estudio en los días de muestreo.

**Análisis estadístico:** Estimé la densidad promedio de excretas, semillas excretadas y semillas libres (dispersadas por ornitocoria sin digestión, como frutos picoteados, fragmentos de frutos o regurgitación) para cada uno de los tres microhábitats (bajo arbustos de *A. arborescens*, borde de bosque y césped) y comparé los valores (variables dependientes) mediante chi cuadrado de contingencia o bondad de ajuste, considerando la estación climática (seca o lluviosa) y el estado fenológico de *A. arborescens* (variables independientes).

Con el propósito de analizar la diversidad de la dispersión cuantifiqué la cantidad de especies totales (riqueza) y el total de semillas (abundancia) para hacer comparaciones anuales mediante chi cuadrado de contingencia o bondad de ajuste. Además, estimé el índice de diversidad Shannon y el índice de dominancia Simpson para cada ambiente y los comparé con un análisis de varianza Kruskal-Wallis. Estimé el porcentaje de germinación promedio para cada categoría según la procedencia de la semilla (excretadas, semillas libres, frutos maduros enteros y frutos verdes enteros) y los comparé con un análisis de varianza Kruskal-Wallis.

Finalmente, generé dos modelos lineales generalizados gaussianos (GLM) para analizar factores que podrían afectar la dispersión. Con el primer GLM analicé el efecto de las variables arbustivas (DAP, DCP, altura, distancia, maduración) sobre la cantidad de excretas de aves. Con el segundo GLM (saturado) analicé el efecto de las diez variables estudiadas, incluyendo arbustivas, fenológicas (mes, año, etapa) y climáticas (estación, viento) sobre la cantidad de semillas excretadas. Todos los análisis los realicé con el programa R interfaz RStudio (R Development Core Team, 2022), el complemento para Microsoft Excel denominado XLStatistics (Carr, 2017) y el programa VassarStats (Lowry, 2022).

## RESULTADOS

**Densidad de excretas, semillas excretadas y semillas libres.** Detecté más excretas en época lluviosa (Promedio  $\bar{X} = 0,35 \pm 0,11$  excretas /m<sup>2</sup>) que durante época seca ( $\bar{X} = 0,22 \pm 0,06$  excretas /m<sup>2</sup>) ( $\chi^2 = 10,22$ ; Grados de Libertad GL= 1;  $p < 0,05$ ). Capturé más excretas bajo arbustos aislados que en el borde de bosque y en el césped ( $\chi^2 = 72,78$ ; GL= 2;  $p < 0,05$ ; Tabla 1). Considerando la fenología de *A. arborescens*, encontré más excretas bajo arbustos con frutos maduros que sin frutos maduros ( $\chi^2 = 41,44$ ; GL= 3;  $p < 0,05$ ; Tabla 1).

La cantidad de semillas excretadas durante la época lluviosa ( $\bar{X} = 14,88 \pm 6,97$  semillas / m<sup>2</sup>) no difiere significativamente ( $\chi^2 = 0,04$ ; GL= 1;  $p > 0,05$ ) de la época seca ( $\bar{X} = 13,01 \pm 7,32$  semillas / m<sup>2</sup>). La cantidad de semillas excretadas bajo arbustos aislados no difiere significativamente de la cantidad en borde de bosque, aunque ambos sitios superan al césped ( $\chi^2 = 1,24$ ; GL= 1;  $p > 0,05$ ; Tabla 1). Considerando la fenología de *A. arborescens*, encontré más semillas excretadas bajo arbustos con frutos maduros que sin frutos maduros ( $\chi^2 = 489,92$ ; GL= 3;  $p < 0,05$ ; Tabla 1).

La cantidad de semillas libres no mostró diferencia significativa entre época lluviosa ( $\bar{X} = 1,20 \pm 0,65$  semillas /m<sup>2</sup>) y época seca ( $\bar{X} = 0,96 \pm 0,81$  semillas /m<sup>2</sup>) ( $\chi^2 = 2,44$ ; GL= 1;  $p > 0,05$ ). No encontré diferencia significativa bajo arbustos aislados, borde de bosque y césped ( $\chi^2 = 2,00$ ; GL= 2;  $p > 0,05$ ; Tabla 1). Considerando la fenología de *A. arborescens*, encontré más semillas libres bajo arbustos con frutos maduros que sin frutos maduros ( $\chi^2 = 268,13$ ; GL= 3;  $p < 0,05$ ; Tabla 1).



TABLA 1

Densidad de excretas de aves, semillas excretadas y semillas libres (ornitocoria sin digestión) en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica.

TABLE 1

Density of bird droppings, excreted seeds, and free seeds (ornithochory without digestion) in three microhabitats of an urban park in San José, Costa Rica.

Ítems	Güítite maduro	Arbustos aislados	Güítite no maduro	Borde de bosque	Césped
Excretas de aves /m <sup>2</sup>	0,86 ± 0,45 <sup>a</sup>	0,47 ± 0,14 <sup>b</sup>	0,34 ± 0,11 <sup>c</sup>	0,32 ± 0,11 <sup>c</sup>	0,06 ± 0,04 <sup>d</sup>
Semillas excretadas /m <sup>2</sup>	26,63 ± 15,85 <sup>e</sup>	18,14 ± 7,81 <sup>f</sup>	13,89 ± 8,88 <sup>f</sup>	11,62 ± 7,43 <sup>f</sup>	1,30 ± 1,96 <sup>g</sup>
Semillas libres /m <sup>2</sup>	3,65 ± 1,76 <sup>h</sup>	2,11 ± 1,01 <sup>j</sup>	1,60 ± 1,21 <sup>j</sup>	1,12 ± 1,18 <sup>j</sup>	0,01 ± 0,02 <sup>k</sup>

La columna "arbustos aislados" se presenta también subdividida en dos categorías según la fenología de *Acnistus arborescens* (güítite). Los valores representan el promedio ± la desviación estándar (DE). Las letras diferentes indican "diferencia estadística significativa" en la fila respectiva.

The column "isolated shrubs" is also subdivided into two categories according to the phenology of *Acnistus arborescens* (güítite). Values represent mean ± standard deviation (SD). Different letters indicate "statistically significant difference" in the respective row.

**Diversidad de especies dispersadas.** La riqueza de especies dispersadas anualmente es mayor en borde de bosque, seguido por arbustos aislados y césped ( $\chi^2= 12,17$ ; GL= 2;  $p < 0,05$ ; Tabla 2). La abundancia de semillas anual es mayor bajo arbustos aislados, seguido por borde de bosque y césped ( $\chi^2= 1488,52$ ; GL= 2;  $p < 0,05$ ; Tabla 2). La diversidad según el índice Shannon es mayor en borde de bosque, que bajo arbustos aislados y césped (KW= 15,52; GL= 2;  $p < 0,05$ ; Tabla 2). No detecté diferencia estadística entre los microhábitats al comparar dominancia según el índice Simpson (KW= 73,9; GL= 2;  $p > 0,05$ ; Tabla 2). Las especies más representadas fueron: *Acnistus arborescens* (40,8%), *Ficus pertusa* (24,8%) y *Stemmadenia litoralis* (8%).

TABLA 2

Diversidad de especies dispersadas por aves en tres  
Microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica.

TABLE 2

Diversity of species dispersed by birds in three microhabitats  
of an urban park in San José, Costa Rica.

Parámetro	Borde de bosque	Arbustos aislados	Güitite no maduro	Güitite maduro	Césped
Especies o morfotipos	21 <sup>a</sup>	11 <sup>b</sup>	9 <sup>b</sup>	5 <sup>c</sup>	4 <sup>c</sup>
Semillas totales	793 <sup>d</sup>	1 542 <sup>e</sup>	817 <sup>d</sup>	725 <sup>d</sup>	15 <sup>f</sup>
Índice Shannon anual	1,79 <sup>g</sup>	1,24 <sup>h</sup>	1,10 <sup>h</sup>	0,72 <sup>j</sup>	0,27 <sup>k</sup>
Índice Simpson anual	0,95 <sup>m</sup>	0,56 <sup>n</sup>	0,92 <sup>m</sup>	0,85 <sup>p</sup>	0,99 <sup>m</sup>

La columna "arbustos aislados" se presenta también subdividida en dos categorías según la fenología de *Acnistus arborescens* (güitite). Los valores representan el total anual. Las letras diferentes indican "diferencia estadística significativa" en la fila respectiva.

The column "isolated shrubs" is also subdivided into two categories according to the phenology of *Acnistus arborescens* (güitite). Values represent the annual total. Different letters indicate "statistically significant difference" in the respective row.

**Germinación de semillas.** El porcentaje de germinación fue ligeramente mayor para las semillas de excretas ( $\bar{x} = 41,57 \pm 33,45\%$ ), seguido por las semillas libres ( $\bar{x} = 37,18 \pm 38,57\%$ ), las semillas de frutos maduros ( $\bar{x} = 37,15 \pm 36,35\%$ ) y las semillas de frutos verdes ( $\bar{x} = 15,77 \pm 20,02\%$ ), aunque la diferencia no fue estadísticamente significativa (KW= 7,31; GL= 3;  $p > 0,05$ ).

**Factores que afectan la dispersión.** Entre las variables arbustivas, solamente la "maduración de los frutos" mostró un efecto significativo sobre la cantidad de excretas de aves (GLM1, Tabla 3). Al analizar en conjunto las variables arbustivas, fenológicas y climáticas, observé efectos significativos de "etapa fenológica", "viento" y "maduración de los frutos" sobre la dispersión de semillas en excretas de aves (GLM2, Tabla 3).

TABLA 3

Modelos lineales generalizados (GLM) y coeficientes de los efectos de las variables sobre la dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano en San José, Costa Rica.

TABLE 3

Generalized linear models (GLM) and coefficients of the effects of variables on seed dispersal by birds in three microhabitats of an urban park in San José, Costa Rica.

<b>GLM1 (variables arbustivas sobre excretas de aves)</b>	<b>Estimado</b>	<b>Error Est.</b>	<b>Valor T</b>
Maduración (güitite maduro o güitite no maduro)	0,522	0,169	3,075 *
Altura total del arbusto	0,001	0,001	1,146
DAP (diámetro a la altura del pecho del arbusto)	-0,040	0,048	-0,838
DCP (diámetro de copa del arbusto)	-0,000	0,001	-0,568
Distancia mínima al bosque de bosque	0,001	0,003	0,506
<b>GLM2 (variables arbustivas, fenológicas y climáticas sobre la dispersión de semillas en excretas de aves)</b>	<b>Estimado</b>	<b>Error Est.</b>	<b>Valor T</b>
Maduración (güitite maduro o güitite no maduro)	49,325	19,495	2,530 *
Velocidad del viento	3,291	1,427	2,306 *
Fenología (vegetativo, floración, inmadurez, maduración)	-20,440	9,003	-2,270 *
Época (seca o lluviosa)	21,963	12,250	1,793
Altura total del arbusto	0,079	0,074	1,055
Año (2021 o 2022)	22,519	24,883	0,905
Mes	1,667	2,948	0,565
DAP (diámetro a la altura del pecho del arbusto)	-1,014	2,597	-0,391
DCP (diámetro de copa del arbusto)	0,015	0,068	0,222
Distancia mínima al bosque de bosque	-0,033	0,183	-0,179

En la sección "Materiales y Métodos" se describen las variables con mayor detalle. Las variables se ordenan descendientemente según su valor T (absoluto). \* indica "diferencia estadística significativa".

In the section "Materials and Methods" the variables are described in greater detail. The variables are ordered descending according to their T value (absolute). \* indicates "statistically significant difference".

## DISCUSIÓN

La visitación y permanencia de las aves permite visualizar la ornitocoria “potencial” en un sitio y puede analizarse mediante el método indirecto de cuantificar sus excretas (Barrantes & Pereira, 2002). En esta investigación encontré una mayor concentración de excretas bajo arbustos aislados, que se ve incrementada considerablemente cuando los güitites presentan frutos maduros durante la estación lluviosa (Slocum & Horvitz, 2000; Rojas-Rodríguez & Torres-Córdoba, 2012). La presencia de frutos altos en azúcares (como *A. arborescens*) favorece la visitación y permanencia de las aves residentes y migratorias (Wolfe et al., 2014; Derroire et al., 2016), existen especies de aves que solamente visitan arbustos aislados cuando tienen frutos maduros (Barrantes & Pereira, 2002) e incluso se sabe que la tasa de captura de aves aumenta cuando el hábitat ofrece frutos maduros (Wolfe et al., 2014).

Por el contrario, cuando los arbustos no presentan frutos maduros observé que la visitación de las aves es muy similar a la del borde de bosque y varias ideas pueden explicar esta tendencia. Aunque algunas especies de aves pueden visitar árboles aislados sin frutos, principalmente como sitios de descanso, refugio o anidación por temporadas (Slocum & Horvitz, 2000), la presencia de frutos maduros se convierte en una motivación adicional suficiente para que las aves abandonen la seguridad de la cobertura boscosa (Silva et al., 2008; Lindell et al., 2012; Vespa et al., 2014; Derroire et al., 2016). Sin embargo, cuando la continuidad o cercanía de los arbustos aislados lo permite, las aves pueden cubrir la distancia de separación sin exponerse demasiado, minimizando el efecto del aislamiento (Slocum & Horvitz, 2000; Wijdeven & Kuzee, 2000; Dosch et al., 2007; Derroire et al., 2016). En parques urbanos donde las distancias son cortas (menores a 100m) no se observa el efecto de aislamiento que se ha descrito en pasturas rurales dedicadas a ganadería extensiva (Slocum & Horvitz, 2000; Wijdeven & Kuzee, 2000; Dosch et al., 2007; Derroire et al., 2016) y esto influye en la dispersión de semillas.

La ornitocoria de un sitio está dada por la cuantificación de las semillas excretadas y las semillas libres, que son dispersadas por mecanismos de ornitocoria que no incluyen la digestión, como frutos destruidos, regurgitación, entre otros (Barrantes & Pereira, 2002; Mikich & DaSilva-Possette, 2007). Al respecto, esta investigación demuestra que bajo arbustos con frutos maduros se dispersan más semillas de ambos tipos (Slocum & Horvitz, 2000; Derroire et al., 2016), independientemente de la estación climática (contrario a lo reportado por Dosch et al., 2007). Ambas circunstancias de las semillas deben analizarse por separado.

Las semillas excretadas pueden permanecer en el tracto digestivo del ave entre 6 y 60 minutos, evitando que las semillas caigan bajo su progenitor (Gasperin & Pizo, 2012) y obteniendo beneficios adicionales para su desarrollo, como mayor porcentaje o velocidad de germinación, mayor tolerancia a agentes patógenos, entre otros (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Acosta-Rojas et al.,

2012; Gasperin & Pizo, 2012; Karubian et al., 2012; Pérez-Cadavid et al., 2018). Por otro lado, las semillas libres que caen bajo arbustos aislados en maduración están relacionadas con el hábito alimenticio del ave visitante y la morfología interna de los frutos (Barrantes & Pereira, 2002). Por ejemplo, cuando las semillas son grandes el ave puede tardarse entre 3 y 23 minutos para regurgitarla (Gasperin & Pizo, 2012), pero si las semillas son pequeñas y numerosas como el güitite, cuyos frutos contienen entre 26 y 63 semillas (Freire-DeBrito et al., 2014), pueden observarse yigüirros (*Turdus grayi*) consumiendo frutos enteros o pericos frentirrojos (*Psittacara finschi*) destruyendo los frutos, provocando que las semillas caigan a la sombra del progenitor y aumenten la conespecificidad (Slocum & Horvitz, 2000).

Es probable que varias de las circunstancias descritas se estén combinando para que la conespecificidad obtenida en esta investigación sea superior al 40%, similar al reportado bajo *Ficus* spp. en un pastizal arbolado (Slocum & Horvitz, 2000). Sin embargo, esto no significa que la dispersión sea inválida, pues algunas especies pioneras como el güitite tienen éxito germinando a la sombra del progenitor o de otro individuo de su misma especie (Verçozza et al., 2012). Finalmente, estudios enfocados en analizar la regeneración bajo árboles aislados reportan valores de conespecificidad muy bajos (Derroire et al., 2016), pero esto tal vez se genere en otras etapas del desarrollo vegetal como plántulas o árboles jóvenes y no precisamente a nivel de dispersión.

Sobre la diversidad de especies dispersadas, los resultados indican que la riqueza y diversidad de especies dispersadas es considerablemente mayor hacia el borde de bosque, donde posiblemente las aves tienen dietas más variadas y la diversidad avifaunística podría ser mayor (Wheelwright et al., 1984; Loiselle, 1990; Loiselle & Blake, 1999; Puebla-Olivares & Winker, 2004; Dosch et al., 2007; Maruyama et al., 2019; Palacio, 2019). Este fenómeno se ha detectado principalmente en los primeros 20m de distancia respecto al borde (Wijdeven & Kuzee, 2000) y en bosques secundarios donde las excretas suelen contener múltiples morfotipos de semillas (Loiselle, 1990), aunque en esta investigación no se observó diferencia en ese aspecto.

Por otra parte, dado que los resultados sugieren que los arbustos aislados están cumpliendo su función como núcleo de dispersión, especialmente cuando ofrecen frutos maduros (Wenny et al., 2011; Estrada & Sánchez, 2012; Karubian et al., 2012), entonces, es posible que las aves aprovechen el recurso temporal para alimentarse en mayor proporción de *Acnistus arborescens* ("güitite"), *Ficus pertusa* ("higuerón") y *Stemmadenia litoralis* ("guijarro"), lo que incrementa la abundancia, la conespecificidad y la dominancia, pero reduce la diversidad (Loiselle & Blake, 1999; Slocum & Horvitz, 2000; Puebla-Olivares & Winker, 2004).

En términos generales, la ornitocoria en el parque urbano mostró una composición similar a lo reportado por otras investigaciones; gran representación de especies pioneras (Pejchar et al., 2008; Cole et al., 2010; Lindell et al., 2012), preponderancia de solanáceas y moráceas (Slocum &

Horvitz, 2000; Barrantes & Pereira, 2002; Dosch et al., 2007; Pejchar et al., 2008; Cole et al., 2010), presencia importante de aves del género *Turdus* (Barrantes & Pereira, 2002; Quesada-Acuña et al., 2018) y dispersión extremadamente baja en áreas abiertas (Wijdeven & Kuzee, 2000; Dosch et al., 2007; Reid et al., 2012). Sin embargo, encontré que la fenología del güitite fue ligeramente diferente a la reportada en la literatura, pues acá se observaron dos momentos alrededor de julio y noviembre, mientras que otros investigadores reportan presencia de frutos maduros durante seis meses consecutivos entre abril y setiembre (Rojas-Rodríguez & Torres-Córdoba, 2012). Además, otra diferencia fundamental de esta investigación respecto a otros estudios similares es que detecté la influencia de las aves que se perchan sobre las trampas.

Son muy pocos los investigadores que han cuantificado el efecto de las aves que se perchan y excretan sobre las trampas, al punto que se le considera un evento extraño con potencial para influenciar los resultados (Reid et al., 2012). El único antecedente del que tengo registro reportó 5 eventos en 1407 horas de trapeo en pastizal rural (0,0035 perchas / hora) y ninguna excreta (Reid et al., 2012). Acá documento 15 excretas de tiránidos (Aves: Tyrannidae) en 2400 horas de trapeo en césped urbano (0,006 excretas / hora), once de ellas en octubre 2021, de manera que posiblemente este fenómeno sea mucho más frecuente en ecosistemas urbanos (Reid et al., 2012) y su efecto se hace especialmente evidente en la estimación del índice de dominancia Simpson.

Al analizar el impacto de la digestión en el porcentaje de germinación de las semillas observé una ligera tendencia en favor de las semillas excretadas, pero el efecto no es tan marcado como esperaba, pues Acosta-Rojas et al. (2012) reportaron que el porcentaje de germinación puede superar hasta el doble en semillas de melastomatáceas. De manera similar, investigaciones agronómicas sobre *A. arborescens* reportan porcentajes de germinación menores a mis resultados en ausencia de tratamientos pre germinativos y mayores a mis resultados utilizando tratamientos pre germinativos (Rojas-Rodríguez & Torres-Córdoba, 2012; Freire-DeBrito et al., 2014).

Al no encontrarse un patrón definido, recomiendo desarrollar mayor investigación, preferiblemente con metodología enfocada en evaluar éste y otros posibles efectos de las aves sobre la velocidad de germinación o la resistencia a enfermedades y patógenos en las semillas de güitite (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Acosta-Rojas et al., 2012; Gasperin & Pizo, 2012; Karubian et al., 2012). Además, aunque no enfoqué esta investigación en la diversidad de la avifauna, durante las visitas detecté más de 70 especies de aves (Apéndice digital, Tabla 1) que utilizan el parque urbano y cada una de ellas podría generar diferentes efectos sobre las semillas que consume (Quesada-Acuña et al., 2018).

Al utilizar modelos para analizar factores que afectan la dispersión y patrones ecológicos aplicables a la restauración ecológica de las áreas verdes urbanas, observé que el factor “maduración de frutos” es la única variable arbustiva que mostró un efecto significativo sobre la visitación y

permanencia de las aves (cantidad de excretas). Al igual que esta investigación, Slocum y Horvitz (2000) reportaron que la altura del árbol, la estructura de la copa y la distancia respecto al borde, no tienen efectos fuertes sobre la dispersión de semillas por aves. Es posible que la tendencia que encontré también pueda explicarse porque los arbustos fueron seleccionados con características de desarrollo similares y porque las distancias dentro del parque urbano no diferían mucho entre sí (Wijdeven & Kuzee, 2000).

Al ampliar la cantidad de factores incluyendo variables arbustivas, fenológicas y climáticas, observé que dos parámetros relacionados: “etapa fenológica” y “maduración de frutos”, tienen un efecto significativo sobre la dispersión de semillas excretadas. Reconozco que este fenómeno era predecible porque una categoría resulta de la reclasificación de la otra. Pero, es importante destacar que el resultado apoya la estrategia de seleccionar árboles y arbustos consumidos por aves y de fenologías asincrónicas, para potenciar los esfuerzos de restauración ecológica considerando que son menos vulnerables a la pérdida del hábitat y que pueden permanecer aislados en varias etapas de su desarrollo (Sheldon & Nadkarni, 2013). El tercer parámetro que mostró efecto significativo sobre las semillas excretadas fue la velocidad del viento, lo cual sugiere que las aves pueden esquivar el viento fuerte permaneciendo perchadas, lo que generaría mayor probabilidad de capturar la excreta (Ralph et al., 1996). También se ha documentado que a mayor velocidad de viento se reduce la cantidad de insectos volando, de manera que las aves omnívoras forrajean por más tiempo (Moller, 2013). A futuro sería interesante investigar más específicamente esta posible correlación.

En términos generales, esta investigación sugiere que la dispersión de semillas por aves en ecosistemas urbanos muestra similitudes y diferencias con respecto a estudios similares realizados en Costa Rica en pastizales rurales abandonados o en regeneración temprana (Barrantes & Pereira, 2002; Dosch et al., 2007; Pejchar et al., 2008; Cole et al., 2010; Reid et al., 2012). El análisis comparativo mostró que la densidad de excretas y semillas dispersadas se relaciona a la presencia de frutos maduros en los árboles aislados, que la diversidad (riqueza y abundancia) de las especies vegetales dispersadas se mantiene alta en el borde de bosque y que el porcentaje de germinación de las semillas podría estar mostrando un beneficio germinativo por atravesar el tracto digestivo del ave (Acosta-Rojas et al., 2012). Finalmente, esta investigación brinda una oportunidad para analizar patrones ecológicos y generar conocimientos científicos aplicables a la restauración ecológica de las coberturas vegetales urbanas, donde los árboles y arbustos aislados ofrecen refugio, sitio de descanso y anidación, pero también funcionan como núcleo de dispersión (Mikich & DaSilva-Possette, 2007; Wenny et al., 2011; Albornoz et al., 2013) principalmente al ofrecer recursos alimenticios a las aves (Corbin & Holl, 2012; Estrada & Sánchez, 2012; Bechara et al., 2016).

## DECLARACIÓN DE ÉTICA

El autor declara que está de acuerdo con esta publicación y que ha hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que ha cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Andrés Benavides y Mónica Vargas de la Municipalidad de Montes de Oca, por fomentar la investigación. A Ester Vargas, Guillermo Solano y Verónica Campos del Laboratorio Oficial de Análisis de Calidad de Semillas del Centro para Investigaciones en Granos y Semillas (CIGRAS-UCR), por adoptar la investigación como propia. Al Laboratorio de Ecología Urbana (LEU-UNED), por facilitar todo el equipo necesario. A Frank González 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.

## RESUMEN

**Introducción:** La regeneración natural puede manifestarse en coberturas vegetales inmersas en ecosistemas urbanos y un factor clave es la dispersión de semillas por aves. En Costa Rica los estudios sobre dispersión de semillas por aves en ecosistemas urbanos son escasos y deben fomentarse para generar conocimientos aplicables a la restauración ecológica de áreas verdes en ciudades. **Objetivo:** Comparar la dispersión de semillas por aves en tres microhábitats de un parque urbano: césped, borde de bosque y bajo arbustos aislados de *Acnistus arborescens*, considerando aspectos ecológicos, fenológicos y climáticos. **Métodos:** Realicé la investigación en el Parque del Este, San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica. Seleccioné diez arbustos aislados de *A. arborescens* de tamaño y desarrollo similar. Realicé dos muestreos por mes durante doce meses consecutivos (julio 2021 a junio 2022). En cada visita coloqué dos trampas de semillas bajo la copa de cada arbusto seleccionado (20 en total), 20 trampas en borde de bosque y 20 trampas en césped. Cada trampa era un cuadrado de sarán de 71cm x 71cm (0,50m<sup>2</sup>) elevada a 25cm de alto. Las trampas permanecieron abiertas de 05:30am a 10:30am, para un total de 7 200 horas de muestreo. Seleccioné y cuantifiqué in situ las excretas de aves y las semillas dispersadas por aves. **Resultados:** Capturé más excretas, semillas excretadas y semillas libres bajo arbustos con frutos maduros. La ornitocoria en césped es casi nula. La riqueza y diversidad de especies dispersadas anualmente es mayor en borde de bosque. La abundancia de semillas es mayor bajo arbustos aislados. El porcentaje de germinación fue ligeramente mayor para las semillas de excretas. Las variables “etapa fenológica”, “viento” y “maduración de los frutos” muestran un efecto sobre la dispersión de semillas. **Conclusión:** La dispersión de semillas por aves en ecosistemas urbanos se alterna, concentrándose



bajo los arbustos aislados cuando éstos les ofrecen alimento a las aves y redirigiéndose hacia los bordes de bosque cuando los árboles aislados carecen de frutos maduros.

**Palabras clave:** Ecología urbana, Germinación, Lluvia de semillas, Ornitorcoria, Regeneración natural, Sucesión secundaria.

## REFERENCIAS

- Acosta-Rojas, D. C., Muñoz, M. C., Torres, A. M., & Corredor, G. (2012). Dieta y dispersión de semillas: ¿Afecta la guacharaca colombiana (*Ortalis columbiana*) la germinación de las semillas consumidas? *Ornitología Neotropical*, *23*, 439-453.
- Albornoz, F. E., Gaxiola, A., Seaman, B. J., Pugnaire, F. I., & Armesto, J. J. (2013). Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. *Plant Ecology*, *2014*, 765-776. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0206-x>.
- Aud, F. F., & Ferraz, I. D. K. (2012). Seed size influence on germination responses to light and temperature of seven pioneer tree species from the Central Amazon. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, *84*(3), 759-766.
- Barrantes, G., & Pereira, A. (2002). Seed dissemination by frugivorous birds from forest fragments to adjacent pastures on the western slope of Volcán Barva, Costa Rica. *Biología Tropical*, *50*(2), 569-575.
- Barrientos, Z. (2010). Contaminación atmosférica en la Meseta Central de Costa Rica. *Biocenosis*, *23*(1), 50-54.
- Bechara, F. C., Dickens, S. J., Farrer, E. C., Larios, L., Spotswood, E. N., Mariotte, P., & Suding, K. N. (2016). Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. *Biodiversity Conservation*, *25*, 2021-2034. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.
- 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>.
- Bojorges-Baños, J. C. (2009). Amenazando la biodiversidad: urbanización y sus efectos en la avifauna. *Ciencia y Mar*, *13*(39), 61-65.
- Cabrera, V. A., Dottori, N. & Cosa, M. T. (2010). Germinación, éxito reproductivo y fenología de *Solanum chenopodioides* (Solanaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, *45*(1-2), 73-80.

- Carlo, T. A., & Morales, J. M. (2008). Inequalities in fruit-removal and seed dispersal: consequences of bird behavior, neighborhood density and landscape aggregation. *Journal of Ecology*, *96*, 609-618. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01379.x>.
- Carnevale, N. J., & Montagnini, F. (2002). Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, *163*, 217-227.
- Carr, R. (2017). *XLStatistics: Excel workbooks for statistical analysis. Versión 17-02-16*. <https://www.deakin.edu.au/individuals-sites/?request=~rodneyc/XLStatistics.r>
- 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>.
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, *48*(6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.
- Cole, R. J. (2009). Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern, Costa Rica. *Biotropica*, *41*(3), 319-327. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00490.x>.
- 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>.
- Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, *265*, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.
- Derroire, G., Coe, R., & Healey, J. R. (2016). Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. *Vegetation Science*, *27*, 679-691. <https://doi.org/10.1111/jvs.12404>.
- DiStéfano, J. F., Nielsen, V., Hoomans, J., & Fournier, L. A. (1996). Regeneración de la vegetación arbórea en una pequeña reserva forestal urbana del nivel premontano húmedo, Costa Rica. *Biología Tropical*, *44*(2), 575-580.
- Domínguez-Domínguez, L. E., Morales-Mávil, J. E. & Alba-Landa, J. (2006). Germinación de semillas de *Ficus insípida* (Moraceae) defecadas por tucanes (*Ramphastos sulfuratus*) y monos araña (*Ateles geoffroyi*). *Biología Tropical*, *54*(2), 387-394.
- 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>.

- Emer, C., Jordano, P., Pizo, M. A., Ribeiro, M. C., daSilva, F. R., & Galetti, M. (2020). Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica*, 52, 81-89. <https://doi.org/10.1111/j.btp.12738>.
- Estrada, A., & Sánchez, J. E. (2012). *Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle Central de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Feoli, S. (2013). Corredor biológico interurbano del río Torres y corredores biológicos en general. *Ambientico*, 232-233, 51-55.
- Finegan, B., & Delgado, D. (2000). Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology*, 8(4), 380-393.
- Francis, J. K. (2004). *Wildland shrubs of the United States and its territories: Thamnic descriptions: volume 1*. International Institute of Tropical Forestry.
- Freire-DeBrito, S., Silva-Sousa, J. E., DaSilva, J. A., & Bezerra, A. M. E. (2014). Morfometría de frutos e semillas e desenvolvimiento pós-seminal de *Acnistus arborescens*. *Ciencias Agrárias*, 57(4), 422-428. <https://doi.org/10.4322/rca.1418>.
- Galindo-González, J., Guevara, S., & Sosa, V. J. (2000). Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14(6), 1693-1703.
- Gasperin, G., & Pizo, M. A. (2012). Passage time of seeds through the guts of frugivorous birds, a first assessment in Brazil. *Brasileira de Ornitologia*, 20(1), 48-51.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2), 39-45.
- Grebner, D. L., Bettinger, P., & Siry, J. P. (2013). *Introduction to forestry and natural resources*. Academic Press by Elsevier.
- Guix, J. C. (2007). The role of alien plants in the composition of the fruit-eating bird assemblages in Brazilian urban ecosystems. *Orsis*, 22, 87-104.
- Hernández-Ladrón de Guevara, I., Rojas-Soto, O. R., López-Barrera, F., Puebla-Olivares, F., & Díaz-Castelazo, C. (2012). Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: su papel en la restauración pasiva. *Chilena de Historia Natural*, 85, 89-100.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339-349.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Applied Ecology*, 42, 1165-1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>.

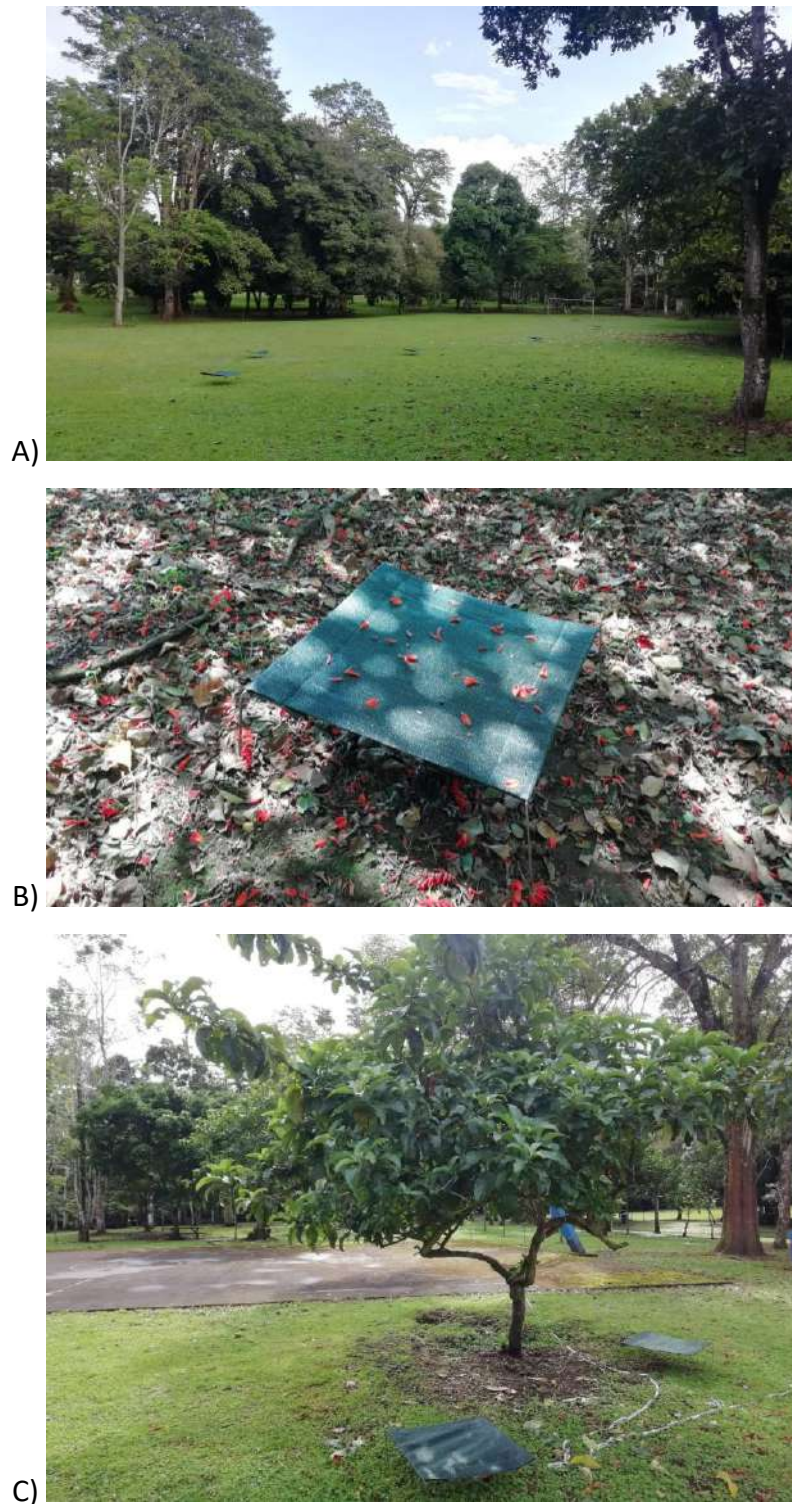
- Hudson, I. L. (2010). Interdisciplinary approaches: towards new statistical methods for phenological studies. *Climatic Change*, *100*, 143-171. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9859-9>.
- Kämpf-Binelli, E., Gholz, H. L., & Duryea, M. L. (2000). *Chapter 4: Plant succession and disturbances in the urban forest ecosystem*. En Duryea, M. L., Kämpf-Binelli, E., & Korhnek, L. V. (Eds.). *Restoring the urban forest ecosystem* (pp. 56-78), Universidad de Florida.
- Kartzinel, T. R., Trapnell, D. W., & Shefferson, R. P. (2013). Critical importance of large native trees for conservation of a rare neotropical epiphyte. *Journal of Ecology*, *101*, 1429-1438. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12145>.
- Karubian, J., Browne, L., Bosque, C., Carlo, T., Galetti, M., Loiselle, B. A., Blake, J. G., Cabrera, D., Duraes, R., Labecca, F. M., Holbrook, K. M., Holland, R., Jetz, W., Kummeth, F., Olivo, J., Ottewell, K., Papadakis, G., Rivas, G., Steiger, S., Voirin, B., & Wikelski, M. (2012). Seed dispersal by Neotropical birds: emerging patterns and underlying processes. *Ornitología Neotropical*, *23*, 9-24.
- Lindell, C. A., Reid, J. L., & Cole, R. J. (2012). Planting design effects on avian seed dispersers in a tropical forest restoration experiment. *Restoration Ecology*, *1*-8. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00905.x>.
- Loiselle, B. A. (1990). Seeds in droppings of tropical fruit-eating birds: importance of considering seed composition. *Oecologia*, *82*, 494-500.
- Loiselle, B. A., & Blake, J. G. (1999). Dispersal of Melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understory. *Ecology*, *80*(1), 330-336.
- Lowry, R. (2022, agosto). VassarStats: Website for statistical computation. <http://vassarstats.net/>.
- Maruyama, P. K., Melo, C., Pascoal, C., Vicente, E., Fernandes-Cardoso, J. C., García-Brito, V. L., & Oliveira, P. E. (2019). What is on the menu for frugivorous birds in the Cerrado? Fruiting phenology and nutritional traits highlight the importance of habitat complementarity. *Acta Botanica Brasílica*, *33*(3), 572-583. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0221>.
- Mendieta, J. A., Espino, E. R., & Ramos, C. A. (2010). Caracterización de las etapas de sucesión secundaria en la Reserva Natural Cocobolo, distrito de Chepo, Panamá. *Tecnociencia*, *12*(2), 7-19.
- Mikich, S. B., & DaSilva-Possette, R. F. (2007). Quantitative analysis of seed rain under natural and artificial perches in the Araucaria Forest. *Pesquisa Florestal Brasileira*, *55*, 103-105.
- 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>.

- Moller, A. P. (2013). Long-term trends in wind speed, insect abundance and ecology of an insectivorous bird. *Ecosphere*, 4(1), 6. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00310.13>).
- Monge-Nájera, J. (2013). Potencial de las capitales provinciales de Costa Rica para albergar corredores biológicos urbanos. *Ambientico*, 232-233, 75-79.
- Morellato, L. P. C., Camargo, M. G. G., Eca Neves, F. F., Luize, B. G., Mantovani, A., & Hudson, I. L. (2010). *The influence of sampling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees*. En Hudson, I. L., & Keatley, M. R. (Eds). *Phenological research: methods for environmental and climate change analysis* (pp. 99-121). Springer.
- Newstrom, L. E., Frankie, G. W., & Baker, H. G. (1994). A New Classification for Plant Phenology Based on Flowering Patterns in Lowland Tropical Rain Forest Trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica*, 26(2), 141-159.
- Ortiz, R. (1990). Fenología de árboles en un bosque semidecidual tropical del estado Cojedes. *Acta Botánica Venezolana*, 16(1), 93-116.
- Palacio, F. X. (2019). Seed dispersal effectiveness by frugivorous birds: Identifying functional equivalent species in bird assemblages. *Avian Biology Research*, 12(3), 103-108. <https://doi.org/10.1177/1758155919832189>.
- 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>.
- Pérez-Cadavid, A., Rojas-Soto, O. R., & Bonilla-Moheno, M. (2018). Efecto de la digestión de semillas por aves en la germinación de especies de sotobosque en el bosque mesófilo de montaña. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 1167-1175. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2612>.
- Puebla-Olivares, F., & Winker, K. (2004). Dieta y dispersión de semillas por dos especies de Tangara (Habia) en dos tipos de vegetación en Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ornitología Neotropical*, 15, 53-64.
- Quesada-Acuña, S. G., Porras, C., Ramírez, O., & Gastezzi-Arias, P. (2018). Dispersión de semillas por aves residentes en bosque ribereño urbano del río Torres, San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10(1), 48-56. <https://doi.org/10.22458/urj.v10i1.2040>.
- R Development Core Team (2022). *The R project for statistical computing*. <https://www.r-project.org/about.html>.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. (General Technical Report PSW-GTR-159)*. Forest Service.

- 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>.
- Rojas-Rodríguez, F., & Torres-Córdoba, G. (2012). Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción del Güitite (*Acnistus arborescens*). *Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22), 68-69.
- Salvande, M., Figueroa, J. A., & Armesto, J. J. (2011). Componente cuantitativo de la efectividad de dispersión de semillas por aves en el bosque templado de Chiloé, Chile. *Bosque*, 32(1), 39-45.
- 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>.
- Silva, I. A., Figueiredo, R. A., & DaSilva-Matos, D. M. (2008). Feeding visit time of fruit-eating birds in Cerrado plants: revisiting the predation risk model. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4), 682-688.
- Slocum, M. G., & Horvitz, C. C. (2000). Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology*, 149, 51-62.
- Spiegel, O., & Nathan, R. (2007). Incorporating dispersal distance into the disperser effectiveness framework: frugivorous birds provide complementary dispersal to plants in a patchy environment. *Ecology letters*, 10, 718-728. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01062.x>.
- Tenorio-Galindo, G., Rodríguez-Trejo, D. A. & López-Ríos, G. (2008). Efecto del tamaño y color de la semilla en la germinación de *Cecropia obtusifolia* Bertol (Cecropiaceae). *Agrociencia*, 42(5), 585-593.
- 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.
- Verçoza, F. C., Dias, A. R., & Missagia, C. C. C. (2012). Ecologia da polinização e potenciais dispersores da "marianeira" *Acnistus arborescens* (L.) Schlttdl. (Solanaceae) em área de Floresta Atlântica do Rio de Janeiro. *Natureza on line*, 10(2), 59-64.
- Vespa, N. I., Zurita, G., & Bellocq, M. I. (2014). Functional responses to edge effects: seed dispersal in the southern atlantic forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 328, 310-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.054>.
- Viana, D. S., Santamaría, L., Michot, T. C., & Figuerola, J. (2013). Allometric scaling of long-distance seed dispersal by migratory birds. *The American Naturalist*, 181(5), 649-662. <https://doi.org/10.1086/670025>.
- Wenny, D. G., DeVault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F., & Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1), 1-14.

- Wheelwright, N. T., Haber, W. A., Murray, K. G., & Guindon, C. (1984). Tropical fruit-eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. *Biotropica*, *16*(3), 173-192.
- 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.
- Wolfe, J. D., Johnson, M. D., & Ralph, C. J. (2014). Do birds select habitat or food resources? Nearctic-neotropic migrants in northeastern Costa Rica. *Plos One*, *9*(1), e86221. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086221>.
- Zahawi, R. A., & Holl, K. D. (2009). Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology*, *17*(6), 854-864. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00423.x>.

## APÉNDICE DIGITAL



**Fig. 1.** Ejemplo fotográfico de los tres microhábitats estudiados en un parque urbano en San José, Costa Rica. A) césped, B) borde de bosque y C) árboles aislados en una matriz de césped.

**Fig. 1.** Photographic example of the three microhabitats studied in an urban park in San José, Costa Rica. A) grass, B) forest edge, and C) isolated trees in a grass matrix.



TABLA 1

Especies de aves observadas en el Parque del Este, San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica, entre julio 2021 y junio 2022.

TABLE 1

Bird species observed in Parque del Este, San Rafael de Montes de Oca, San José, Costa Rica, between July 2021 and June 2022.

Familia	Taxa	Nombre en Inglés	Nombre en Español	Estatus
Accipitridae	<i>Accipiter bicolor</i>	Bicolored Hawk	Gavilán Bicolor	Residente
Accipitridae	<i>Buteo platypterus</i>	Broad-winged Hawk	Gavilán Aludo	Migratorio
Cardinalidae	<i>Piranga bidentata</i>	Flame-colored Tanager	Tangara Dorsirrayada	Residente
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	Tangara Veranera	Migratorio
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Turkey Vulture	Zopilote Cabecirrojo	Residente
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Black Vulture	Zopilote Negro	Residente
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Rock Pigeon	Paloma Doméstica	Residente
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Inca Dove	Tortolita Colilarga	Residente
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	Red-billed Pigeon	Paloma Piquirroja	Residente
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	White-winged Dove	Paloma Aliblanca	Residente
Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	Brown Jay	Urraca Parda	Residente
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Squirrel Cuckoo	Cuco Ardilla	Residente
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Crested Caracara	Caracara Cargahuesos	Residente
Furnariidae	<i>Cranioleuca erythroptus</i>	Red-faced Spinetail	Colaespina Carirroja	Residente
Furnariidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Streak-headed Woodcreeper	Trepador Cabecirrayado	Residente
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Blue-and-white Swallow	Golondrina Azul y Blanco	Residente
Icteridae	<i>Amblycercus holosericeus</i>	Yellow-billed Cacique	Cacique Picoplata	Residente
Icteridae	<i>Dives dives</i>	Melodious Blackbird	Tordo Cantor	Residente
Icteridae	<i>Icterus galbula</i>	Baltimore Oriole	Bolsero Norteño	Migratorio
Icteridae	<i>Psarocolius montezuma</i>	Montezuma Oropendola	Oropéndola Moctezuma	Residente
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Great-tailed Grackle	Zanate Grande	Residente
Momotidae	<i>Momotus lessonii</i>	Lesson's Motmot	Momoto Coroniazul	Residente
Parulidae	<i>Basileuterus delatirii</i>	Chestnut-capped Warbler	Reinita Cabecicastaña	Residente
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	Reinita Trepadora	Migratorio
Parulidae	<i>Protonotaria citrea</i>	Prothonotary Warbler	Reinita Cabecidorada	Migratorio
Parulidae	<i>Setophaga castanea</i>	Bay-breasted Warbler	Reinita Castaña	Migratorio
Parulidae	<i>Setophaga chrysoparia</i>	Golden-cheeked Warbler	Reinita Caridorada	Migratorio
Parulidae	<i>Setophaga dominica</i>	Yellow-throated Warbler	Reinita Gorgiamarilla	Migratorio
Parulidae	<i>Setophaga pensylvanica</i>	Chestnut-sided Warbler	Reinita Costillas Castañas	Migratorio
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	Yellow Warbler	Reinita Amarilla	Residente
Parulidae	<i>Setophaga tigrina</i>	Cape May Warbler	Reinita Tigrina	Migratorio
Passerellidae	<i>Atlapetes albinucha</i>	White-naped Brushfinch	Saltón Gargantiamarilla	Residente
Passerellidae	<i>Melospiza cabanisi</i>	Cabanis's Ground-Sparrow	Pinzón Cafetalero	Endémico
Passerellidae	<i>Melospiza leucotis</i>	White-eared Ground-Sparrow	Pinzón Orejiblanco	Residente
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Rufous-collared Sparrow	Chingolo	Residente
Picidae	<i>Campephilus guatemalensis</i>	Pale-billed Woodpecker	Carpintero Picoplata	Residente
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Lineated Woodpecker	Carpintero Lineado	Residente
Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Acorn Woodpecker	Carpintero Careto	Residente
Picidae	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Hoffmann's Woodpecker	Carpintero Hoffmann	Endémico
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	White-fronted Parrot	Loro Frentiblanco	Residente
Psittacidae	<i>Brotogeris jugularis</i>	Orange-chinned Parakeet	Periquito Barbinaranja	Residente
Psittacidae	<i>Pionus senilis</i>	White-crowned Parrot	Loro Coroniblanco	Residente
Psittacidae	<i>Psittacara finschi</i>	Crimson-fronted Parakeet	Perico Frentirrojo	Endémico
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	Gray-cowled Wood-Rail	Rascón Cuelligris	Residente
Strigidae	<i>Ciccaba virgata</i>	Mottled Owl	Lechuza Café	Residente

Thraupidae	<i>Chrysothlypis chrysomelas</i>	Black-and-yellow Tanager	Tangara Negro y Dorado	Endémico
Thraupidae	<i>Saltator atriceps</i>	Black-headed Saltator	Saltator Cabecinegro	Residente
Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	Grayish Saltator	Saltator Grisáceo	Residente
Thraupidae	<i>Saltator maximus</i>	Buff-throated Saltator	Saltator Gorgianteado	Residente
Thraupidae	<i>Stilpnia larvata</i>	Golden-hooded Tanager	Tangara Capuchidorada	Residente
Thraupidae	<i>Tangara icterocephala</i>	Silver-throated Tanager	Tangara Dorada	Residente
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	Blue-gray Tanager	Tangara Azuleja	Residente
Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	Palm Tanager	Tangara Palmera	Residente
Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Green Ibis	Ibis Verde	Residente
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	Masked Tityra	Tityra Carirroja	Residente
Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	Rufous-tailed Hummingbird	Amazilia Rabirrufa	Residente
Trochilidae	<i>Saucerottia hoffmanni</i>	Blue-vented Hummingbird	Amazilia Culi azul	Residente
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	House Wren	Soterrey Cucarachero	Residente
Turdidae	<i>Catharus ustulatus</i>	Swainson's Thrush	Zorzal de Swainson	Migratorio
Turdidae	<i>Hylocichla mustelina</i>	Wood Thrush	Zorzal del Bosque	Migratorio
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Clay-colored Thrush	Mirlo Pardo	Residente
Tyrannidae	<i>Contopus sordidulus</i>	Western Wood-Pewee	Pibí Occidental	Migratorio
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	Yellow-bellied Elaenia	Elainia Copetona	Residente
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Boat-billed Flycatcher	Mosquerón Picudo	Residente
Tyrannidae	<i>Myiarchus crinitus</i>	Great Crested Flycatcher	Copetón Viajero	Migratorio
Tyrannidae	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Sulphur-bellied Flycatcher	Mosquero	Migratorio
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Social Flycatcher	Mosquero Cejiblanco	Residente
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Great Kiskadee	Bienteveo Grande	Residente
Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>	Black Phoebe	Mosquero de Agua	Residente
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tropical Kingbird	Tirano Tropical	Residente
Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	Yellow-throated Vireo	Vireo Pechiamarillo	Migratorio
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	Yellow-green Vireo	Vireo Cabecigrís	Migratorio
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	Red-eyed Vireo	Vireo Ojirrojo	Migratorio
Vireonidae	<i>Vireo philadelphicus</i>	Philadelphia Vireo	Vireo Amarillento	Migratorio

## IV. Conclusiones generales

La realización de este proyecto de investigación me permitió generar conocimiento científico que podrá ser aplicado en el diseño de estrategias para la restauración ecológica de ecosistemas urbanos. Algunas conclusiones para considerar son:

- El tamaño de trampa provoca un efecto en las estimaciones de densidades, de manera que es un factor que debe considerarse para evitar errores involuntarios al diseñar muestreos y comparar estudios científicos sobre dispersión.
- La dispersión de semillas se concentra bajo arbustos aislados principalmente cuando éstos ofrecen un recurso alimenticio a las aves. Cuando los arbustos aislados carecen de frutos maduros, la dispersión se asemeja a la que ocurre en el borde de bosque.
- Los árboles prioritarios para favorecer la regeneración natural en ecosistemas urbanos son árboles nativos. Es preferible que sus frutos sean consumidos y dispersados por aves, que tengan largas épocas de fructificación y asincronía fenológica respecto a otras especies seleccionadas.
- Los remanentes de bosques inmersos en ecosistemas urbanos son un reservorio de especies vegetales que resulta fundamental al desarrollar estrategias de restauración ecológica porque aportan diversidad al sistema.
- La diversidad de especies dispersadas por aves es mayor en el borde del bosque que bajo árboles aislados, aunque la diversidad en estos núcleos de dispersión también es importante para la restauración ecológica.
- El porcentaje de germinación de las semillas excretadas por aves fue mayor que para el resto de las circunstancias, pero se requiere mayor investigación, con metodología específica y un mayor esfuerzo de muestreo para determinar el efecto real.

## V. Recomendaciones generales

Luego de atravesar la etapa de planificación de este proyecto de investigación, el periodo de doce meses de trabajo de campo necesarios para el cumplimiento de los objetivos propuestos, e incluso la etapa de redacción y defensa pública de este documento final; puedo reconocer el proceso de aprendizaje que me será de gran utilidad para el desarrollo de futuras investigaciones. Resumo en las siguientes viñetas algunas lecciones aprendidas y recomendaciones para la aplicación del conocimiento generado:

- La realización de una etapa de premuestreo es fundamental para detectar obstáculos, anticipar deficiencias metodológicas y estimar el verdadero esfuerzo de muestreo y la cantidad de personas necesarias para el cumplimiento de los objetivos.
- Es de gran utilidad que todas las trampas tengan un código de identificación único, pues de esa forma es más fácil darle seguimiento a los resultados y fotografías, especialmente a lo largo del tiempo. Utilizar materiales resistentes y livianos para fabricar las trampas facilitará su transporte y colocación.
- Los viveros forestales y los esfuerzos de reforestación cuyo objetivo final sea la restauración ecológica de un ecosistema deben priorizar las especies nativas de árboles y arbustos que tengan importancia para la avifauna local y que pertenezcan a los diferentes estratos de la cobertura vegetal, *Acnistus arborescens* cumple con dichos criterios.
- La dispersión de semillas es uno de los múltiples factores del proceso de regeneración natural, pero también se debe investigar e implementar acciones para favorecer la sobrevivencia y reclutamiento de las plántulas.
- Todas las personas que de algún modo están involucradas con el sitio de estudio deben estar debidamente informadas del desarrollo de la investigación porque sus acciones cotidianas podrían afectar negativamente los resultados del trabajo. Por ejemplo, el jardinero que cortó de raíz uno de los árboles seleccionados.
- Los parques urbanos ofrecen múltiples ventajas y son una excelente opción para implementar programas de educación ambiental y/o desarrollar investigación científica sobre ecología urbana, avifauna, botánica, entomología, edafología, entre otras disciplinas. Precisamente en el tema de la dispersión de semillas sugiero comparar el desempeño de

aves y murciélagos como dispersores en ecosistemas urbanos, pues el tema solamente se ha estudiado en ambientes rurales.

- Los esfuerzos de reforestación enfocados en promover la restauración ecológica deben generar núcleos de dispersión alrededor de árboles remanentes y considerar especies vegetales de los diferentes estratos de la cobertura vegetal.

- Es imposible desarrollar una investigación anual sin ayuda. La selección del equipo de trabajo correcto y el contar con una persona de confianza es fundamental para tener éxito y no rendirse en el proceso.

## VI. Anexos

### Anexo 1.

Carta de la revista Cuadernos de Investigación UNED notificando sobre la recepción del artículo “*Efecto del tamaño de trampa al cuantificar la caída de material vegetal en un parque urbano en San José, Costa Rica*” para su revisión editorial.



Lunes 19 de setiembre del 2022

13-2022

### A QUIEN INTERESE

Nos complace informarle que hemos recibido el manuscrito: “*Efecto del tamaño de trampa al cuantificar la caída de material vegetal en un parque urbano en San José, Costa Rica*” por Sergio Gabriel Quesada-Acuña & Gabriela Pérez Gómez, con el fin de ser valorado para su posible publicación en la revista UNED Research Journal.

Atentamente,

J. Monge-Nájera

Editor

---

Tel (506) 25272000 [cuadernosuned@gmail.com](mailto:cuadernosuned@gmail.com)  
<http://investiga.uned.ac.cr/revistas/index.php/cuadernos>  
Universidad Estatal a Distancia Apdo. 474-2050 San José, Costa Rica

## Anexo 2.

Evidencia fotográfica de la donación de árboles y arbustos al vivero forestal del Parque del Este de la Municipalidad de Montes de Oca y al parque infantil de la Comunidad El Roblar en Guadalupe. Todos los individuos germinaron durante la realización de este trabajo final de graduación.



