



Investigador en la Universidad de California, Davis. Especialista en anfibios y biología de conservación (nowakowskia@gmail.com).



Estudiante de la Maestría en Desarrollo Comunitario Sustentable, Universidad Nacional (marylin.veiman@gmail.com).

Identificando oportunidades para la conservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas en Costa Rica

..... || **A. Justin Nowakowski y Marylin Veiman-Echeverría** ||

Costa Rica es uno de los lugares con mayor biodiversidad en el mundo (Obando, 2007), principalmente debido a su contexto biogeográfico y a su complejidad topográfica y climática (Savage, 2002). El país es un importante centro de estudio biológico y ostenta iniciativas de conservación progresivas encaminadas a salvaguardar su inmensa diversidad de especies. Gran parte de esta biodiversidad está protegida dentro de una amplia red de más de 160 áreas silvestres protegidas (ASP) que integra parques y monumentos nacionales, refugios de vida silvestre y reservas privadas - entre otras denominaciones (Obando, 2007). Las ASP conservan hábitats naturales críticos, tales como bosques y humedales, y cubren aproximadamente el 26 % del territorio nacional de Costa Rica.

Fuera de las áreas protegidas, una gran parte del paisaje rural está dominado por potreros, agricultura y una creciente urbanización. Desde la perspectiva de algunos biólogos, estas tierras agrícolas representan un desierto biológico, permitiendo la supervivencia de pocas especies nativas y con limitados servicios ecosistémicos (por ejemplo,



Volver al índice

la filtración del agua y la captura de carbono). Sin embargo, la situación es más compleja; existe un gradiente de degradación del hábitat en las zonas rurales. En un extremo está el bosque primario y, en el otro, los monocultivos de alta intensidad a gran escala, como el de piña y el de banano (figura 1), que dominan el paisaje y mantienen pocas especies nativas (Frishkoff *et al.*, 2014). El medio se compone de operaciones diversificadas, tales como fincas privadas, que pueden producir ganado y una variedad de cultivos, a menudo intercalados con árboles remanentes y parches de bosque. Estas tierras diversificadas son conocidas por mantener una abundancia y variedad sorprendentes de mamíferos, aves, anfibios y reptiles nativos (Daily *et al.*, 2001; Daily *et al.*, 2003; Kurz *et al.*, 2014).

Este artículo se centra en las importantes oportunidades para la conservación que existen fuera de las áreas protegidas en las fincas y potreros de Costa Rica (Ranganathan y Daily, 2008; Kurz *et al.*, 2014; Frishkoff *et al.*, 2014). Lo que se expone se basa en varias investigaciones en las tierras bajas caribeñas de Sarapiquí, una zona rural que, en algunas partes, parece casi prístina. En la actualidad, alrededor del 40 % de Sarapiquí permanece cubierto por bosques, mayoritariamente muy fragmentados (Fagan *et al.*, 2013). En el periodo 1960-1980, con el agotamiento de la frontera agrícola, Sarapiquí experimentó una rápida colonización de tierras

impulsada en gran parte por el establecimiento de fincas ganaderas que hoy cubren aproximadamente el 40 % del paisaje.

La deforestación se ha reducido en años recientes a partir de la entrada en vigencia de la Ley Forestal, de 1996, que veda la tala de bosque, y el intensivo trabajo de reforestación de organizaciones como Fundecor. Sin embargo, la región ha experimentado una segunda ola de crecimiento económico, causada por el aumento del turismo y la agricultura intensiva (Fagan *et al.*, 2013), y acelerada por la construcción de la ruta 32 en 1987 (lo que en los años setenta era un viaje de siete horas, por caminos de lastre, desde San José a Puerto Viejo [Butterfield, 1994], ahora es un viaje de dos horas).

Sarapiquí está en estado de transición: los finqueros relatan que antaño en sus tierras se observaba grandes mamíferos, como pumas y dantas, pero en los últimos años ya no; más preocupante quizás sea que especies comunes sean cada día más escasas. Un finquero en La Chávez daba cuenta de que antes había gran cantidad de ranas rojas en el terreno de su hogar y en el bosque cercano, pero al buscarlas en bosques suyos y vecinos encontramos que esa especie, regularmente tan abundante y ubicua en Sarapiquí, está por completo ausente en algunos parches de bosque. Este caso es parte de un fenómeno global: los anfibios están en declive en todo el mundo, un 43 % del total de 7.400 especies conocidas han disminuido en número. Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, casi un

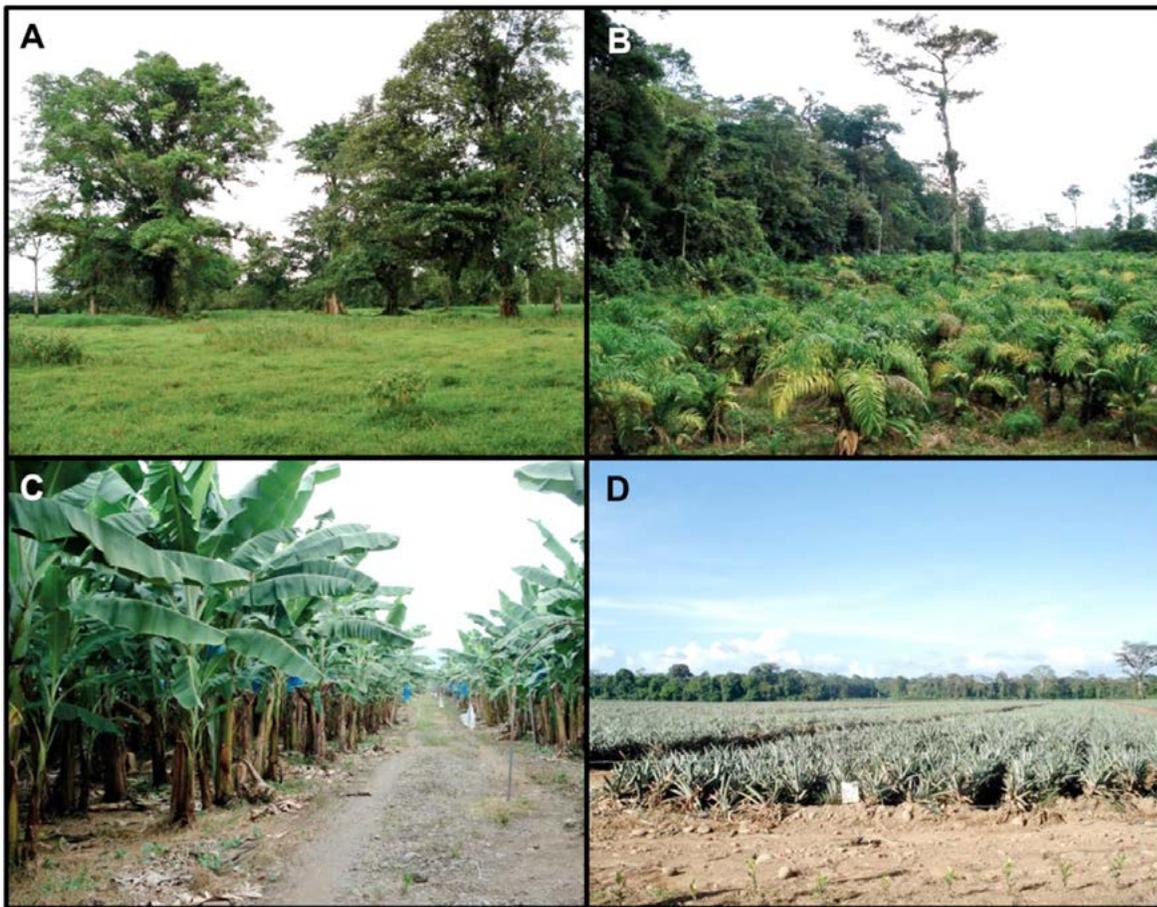


Figura 1. Los paneles superiores muestran áreas de agricultura diversificada que incluyen (A) potreros, (B) cultivos (como palmito) y elementos del bosque remanente, como árboles individuales y pequeños fragmentos de bosque. Los paneles inferiores muestran áreas de monocultivos de alta intensidad: (C) bananeros y (D) piñeros. (Fotografías de A. J. Nowakowski).

tercio de todas las especies están amenazadas de extinción (Stuart *et al.*, 2004), y es la pérdida de los hábitats naturales -como los bosques tropicales- la principal amenaza para la biodiversidad de los anfibios. Al mismo tiempo, muchas especies también se ven afectadas por la enfermedad, el cambio climático y los pesticidas.

Las 186 especies de anfibios de Costa Rica no están exentas del declive

que observamos mundialmente (Bolaños, 2003). Muchas han desaparecido de las zonas montañosas, donde son afectadas por un hongo patógeno que crece en bosques con temperaturas más bajas; otras se cree que están ya extintas, como el sapo dorado, y unas más permanecen solo en pequeñas y relictas poblaciones. En Sarapiquí, las poblaciones de anfibios están disminuyendo más lentamente que

en las áreas montañosas (Whitfield *et al.*, 2007), pero las más de 55 especies que viven en esta zona están afectadas por una peligrosa combinación de pérdida de hábitat, cambio climático y brotes de enfermedades estacionales (Whitfield *et al.*, 2012; Kurz *et al.*, 2014; Nowakowski *et al.*, 2015).

Un ingrediente clave en este cóctel de amenazas es la transformación de hábitats boscosos en campos agrícolas. En general, la pérdida de bosques no solo reduce el número total de anfibios en un área, sino también fragmenta las comunidades existentes en pequeñas poblaciones aisladas que se encuentran en parches de bosque remanente. La supervivencia a largo plazo de estas poblaciones locales probablemente depende de la capacidad que tengan los animales para utilizar los potreros y campos de cultivo como hábitat y para dispersarse a través de estos hábitats alterados hacia otros parches de bosque. La dispersión es un proceso ecológico fundamental que ayuda a mantener la diversidad genética y disminuye la probabilidad de extinción local. Algunos tipos de uso de suelo pueden proveer hábitat apto para algunos anfibios, siendo fácil para estos moverse a través de ellos; mientras que otros son inhóspitos y representan barreras para la dispersión. Además, diferentes especies son más sensibles a la alteración del hábitat; algunas son capaces de vivir y reproducirse en potreros y cultivos, mientras que otras solo pueden sobrevivir dentro del bosque. Así que para

conservar la fauna de anfibios en Sarapiquí, se debe tener en cuenta tanto el potencial de los usos de suelo para sustentar a las comunidades como las respuestas específicas de las especies.

En Sarapiquí, realizamos un sondeo de la diversidad de anfibios y encontramos que los usos del suelo comunes, como potreros para ganado y cultivos de palmito (*Bactris gasipaes*), difieren en su capacidad para apoyar diversos ensamblajes de anfibios en comparación con los parches de bosque (Kurz *et al.*, 2014). No es sorprendente que el bosque contenga mayor abundancia y diversidad de anfibios. Sin embargo, el palmito en promedio contenía el 75 % de la riqueza de especies observadas en los parches de bosque y, en contraste, los potreros tenían el 55 % del número de especies observadas en el bosque (figura 2). Es importante notar que la abundancia total de anfibios fue tres veces más baja en plantaciones de palmito y en los potreros que en los bosques. Además, estos usos de suelo difieren en cómo generan resistencia al movimiento del anfibio reduciendo sus posibilidades de dispersión. Utilizando datos obtenidos de experimentos de campo, desarrollamos modelos de dispersión a lo largo de diferentes trayectos entre parches de bosque y encontramos que los potreros para ganado representan una mayor barrera para la dispersión de anfibios que el palmito (Nowakowski *et al.*, 2015).

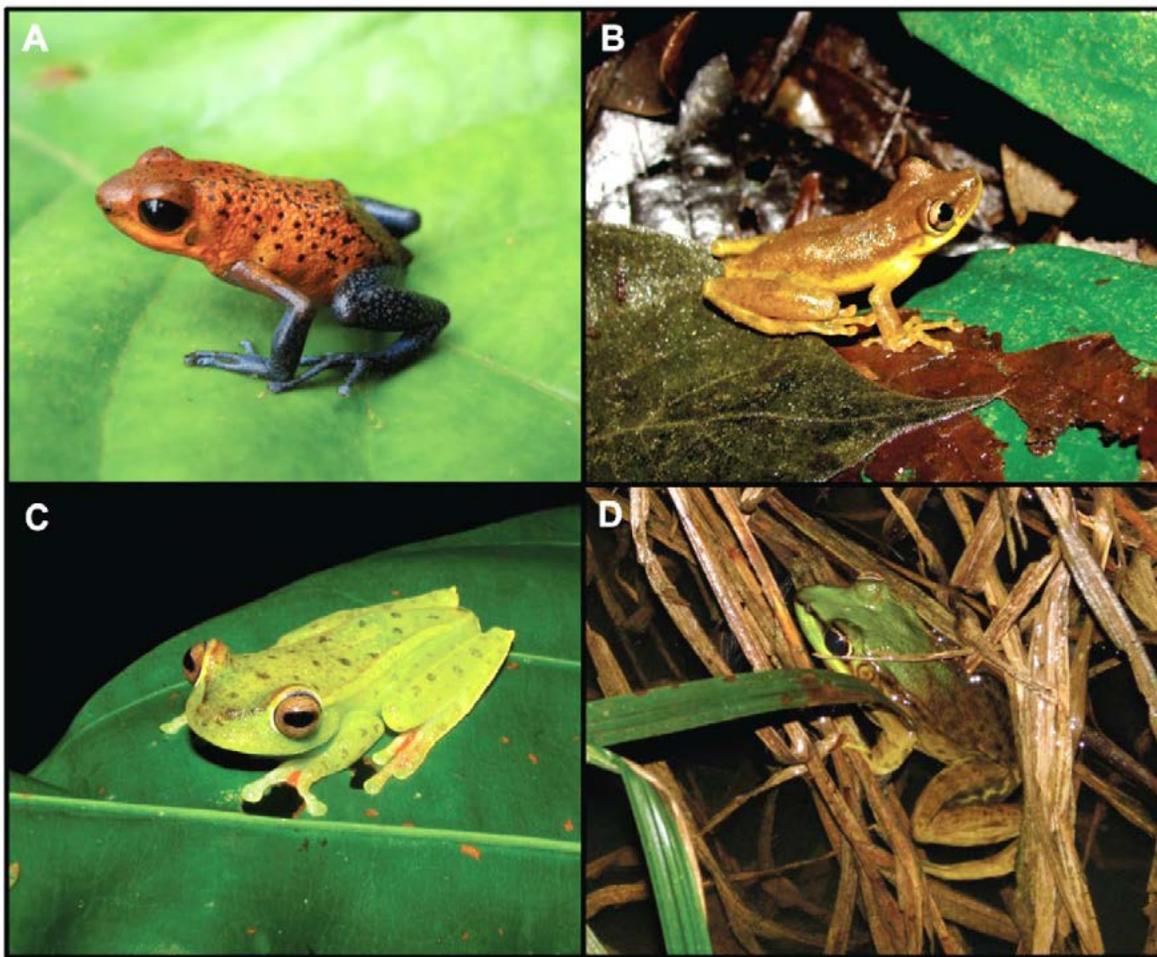


Figura 2. Algunas especies en áreas agrícolas con vegetación remanente: (A) *Oophaga pumilio*, (B) *Scinax elaeochrous*, (C) *Hypsiboas rufitelus*, y (D) *Lithobates vaillanti*. (Fotografías de A. J. Nowakowski).

Nuestros resultados también sugieren que una variable subyacente a las diferentes respuestas hacia cada hábitat es el microclima (temperatura y humedad). Los anfibios son muy sensibles a los cambios en la temperatura y humedad, porque son ectotérmicos –su temperatura cambia respecto a la temperatura ambiental, lo opuesto a los endotermos (por ejemplo, seres humanos) que mantienen una temperatura corporal constante– y

los anfibios tienen piel muy permeable que los hace dependientes de hábitats húmedos. La conversión de bosques a otros usos de suelo a menudo resulta en cambios dramáticos en el microclima, con aumentos de temperatura de hasta 10 °C, en comparación con el bosque, y disminución de humedad asociada a una reducción de la cobertura vegetal (figura 3b).

Aunque nuestros datos sugieren que el palmito puede mantener la vida

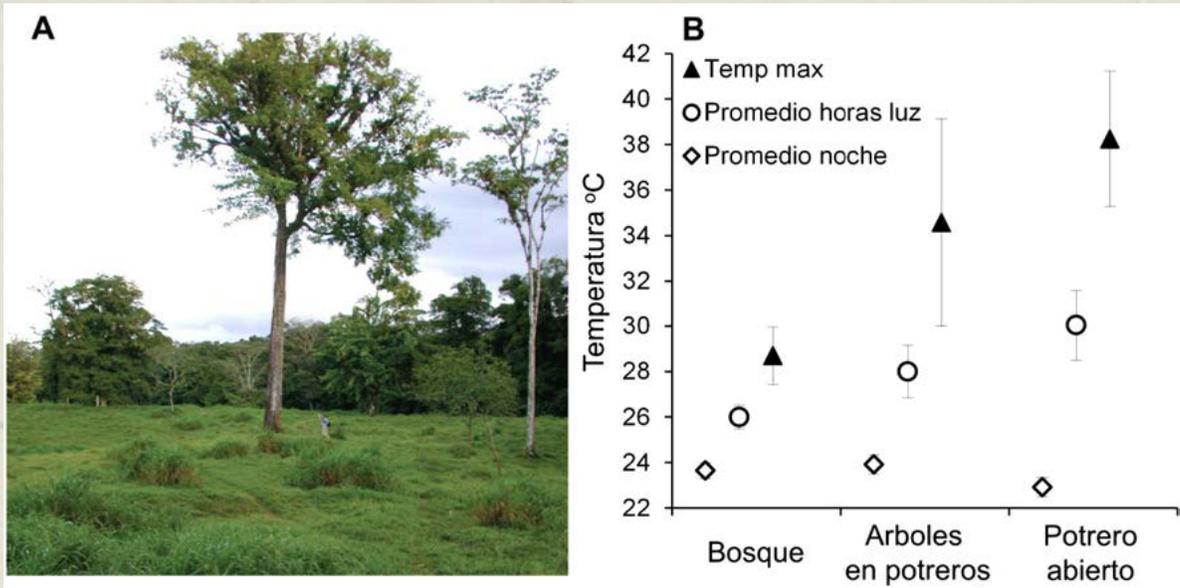


Figura 3. (A) Un árbol aislado en un potrero en Sarapiquí (véase a la autora debajo del árbol). (B) Temperaturas medidas en bosque, debajo de árboles en potreros y en áreas de potreros sin árboles. Las barras de error representan intervalos de confianza de un 95 %. (Fotografía de A. J. Nowakowski).

de más especies y facilitar una mejor dispersión que los potreros, es importante interpretar estos resultados con cautela. Aún no sabemos si usos de suelo como el de cultivo de palmito pueden sustentar comunidades viables en el futuro o si estas poblaciones locales necesitan subsidios constantes de las poblaciones que viven en los bosques cercanos. Sin embargo, nuestros resultados sí demuestran que existe la posibilidad de clasificar los usos del suelo de acuerdo con su valor para la conservación. Es importante destacar que el cultivo y la forma en que los campesinos gestionan los cultivos en sus fincas tienen una incidencia directa en la creación de las condiciones que las pequeñas especies requieren para su sobrevivencia.

El conocimiento del valor relativo de conservación de los diferentes usos de suelo puede ser beneficioso en la planificación y la gestión del paisaje rural. Proponemos que las organizaciones para la conservación desarrollen estrategias para amortiguar impactos en las áreas protegidas y aumentar la conectividad de los corredores biológicos promoviendo usos de suelo más amigables con la vida silvestre. En realidad, ya existen programas que ofrecen incentivos para la conversión de potreros y campos agrícolas en plantaciones forestales (Morse *et al.*, 2009). Estos programas de pagos por servicios ambientales (PSA) podrían ampliarse o servir como modelo para implementar iniciativas que incorporen métodos de agricultura viables que ofrezcan beneficios para la

conservación en la planificación del paisaje. En concreto, esquemas de incentivos similares podrían promover la agricultura diversificada cerca de las áreas protegidas, en vez de la agricultura intensiva.

El paisaje en Sarapiquí continúa cambiando. Aunque se observa un aumento de cambio de uso hacia plantaciones de árboles, los potreros frecuentemente también se reemplazan con cultivos de piña industrial a gran escala (Fagan *et al.*, 2013). A pesar de que, según nuestro estudio, los potreros sustentaron menos especies que los bosques y las plantaciones de palmito, esta tendencia de conversión de potreros en piñales puede ser una mala noticia para los anfibios y otros animales. Una distinción importante entre la agricultura intensiva y los esquemas agrícolas tradicionales diversificados en Sarapiquí es la cantidad de vegetación remanente (figura 1). Los potreros y fincas diversificadas suelen tener pequeños parches de bosque, franjas de árboles en las riberas de ríos, cercas vivas y árboles aislados remanentes, elementos que proporcionan beneficios claves para la vida silvestre y ayudan a mantener niveles moderados de diversidad en paisajes agrícolas (Fischer *et al.*, 2010). Un árbol en un potrero ofrece un microclima más fresco, hojarasca y hábitat estructural para las especies nativas.

Lo anterior fue demostrado por nuestro estudio, en el cual marcamos árboles individuales en bosques y en potreros adyacentes y documentamos, en cada árbol, la presencia y abundancia de la bien conocida

ranita roja -*Oophaga pumilio*- (figuras 2a y 3a), asociándole a ese registro ciertas características de los árboles concernidos, como tamaño y distancia hasta el borde del bosque (Robinson *et al.*, 2013). También buscamos ranas en parcelas aleatorias en áreas de potreros totalmente carentes de árboles. Asombrosamente, encontramos que esas ranas son bastante comunes en los potreros, pero solamente debajo de los árboles individuales. También se encontró que los árboles grandes contenían más ranas que los pequeños (Robinson *et al.*, 2013). Estos árboles aislados funcionaban como pequeñas islas de hábitat en un mar de pasto que de otro modo sería inhóspito. Al proporcionar sombra y recursos para la reproducción, como la hojarasca, donde se colocan los huevos, y las bromelias, donde se crían los renacuajos, representan una línea de vida que permite que esta especie persista fuera de los bosques. Los árboles también pueden funcionar como peldaños que permiten a las ranas moverse más fácilmente a través del paisaje. También observamos que muchos insectos y aves utilizan estos árboles, incluyendo la lapa verde -*Ara ambigua*-, especie amenazada que se alimenta de árboles de almendro -*Dypterix panamensis*-. Además, notamos la presencia de monos araña, martillas y osos hormiguero utilizando las cercas vivas como puentes elevados entre zonas boscosas.

Nuestros estudios (Robinson *et al.*; 2013, Kurz *et al.*, 2014; Nowakowski *et al.*, 2015) y los de otros (e.g., Daily *et al.*, 2003; Fischer *et al.*, 2010) han demostrado que los elementos del bosque remanente,

como árboles individuales, cercas vivas y franjas ribereñas representan estructuras clave para el mantenimiento de la biodiversidad en los paisajes agrícolas. Estas características han persistido gracias a prácticas culturales e inercia histórica, como las políticas del Instituto de Tierras y Colonización, que ayudaron a retener pequeños parches de bosque y bordes riparios e instalar cercas vivas, a lo que se sumaba la dificultad de cortar árboles de madera dura y densa como el almendro, que actualmente es común en potreros.

Ha llegado el momento de promover la retención de estos elementos. Tal como los PSA han sido exitosos en mantener la cobertura forestal en Sarapiquí, programas similares podrían salvaguardar elementos remanentes del bosque y árboles aislados. Gracias a que Sarapiquí ostenta una gran cantidad de programas de educación ambiental, una campaña conjunta puede complementar y promover la continuidad de prácticas tradicionales, como la preferencia de uso de cercas vivas y la retención de árboles en los potreros.

Los enfoques tradicionales de conservación, como la formación de áreas protegidas y la restauración de hábitats degradados, son las herramientas más eficaces de conservación. La protección de los bosques naturales no puede ser sustituida en términos de su valor para la conservación. Sin embargo, estas prácticas son económicamente muy costosas, ya que requieren grandes cantidades de capital para la adquisición de las tierras, su restauración y su mantenimiento y

administración con el fin de asegurar su utilidad en el futuro. Enfatizamos la importancia de ampliar los esfuerzos para incluir oportunidades de conservación dentro de los paisajes agrícolas y a microescala, ya que incluso los árboles aislados juegan un papel relevante en el incremento de la capacidad de los potreros y los campos agrícolas para sustentar la biodiversidad nativa de Costa Rica.

Referencias

- Bolaños, F. (2003). Anfibios en retirada. Costa Rica. *Ambientico* 107, 12-13.
- Butterfield, R. (1994). The regional context: land colonization and conservation in Sarapiquí. En McDaniel, L., Bawa K., Hespeneide, H. & Hartshorn, G. (Eds.). *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rainforest*. (pp. 299-306). Chicago: University of Chicago Press.
- Daily, G., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G. & Sánchez-Azofeifa, A. (2003) Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17 (6), 1814-1826.
- Daily, G., Ehrlich, P. & Sánchez-Azofeifa, A. (2001). Countryside biogeography: Use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11 (1), 1-13.
- Fagan, M., DeFries, R., Sesnie, S., Arroyo, J., Walker, W., Soto, C., Chazdon, R. & Sanchun, A. (2013). Land cover dynamics following a deforestation ban in northern Costa Rica. *Environmental Research Letters* 8 (3), 1-9.
- Fischer, J., Stott, J. & Law, B. (2010). The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation* 143 (2010), 1564-1567.
- Frishkoff, L., Karp, D., M'Gonigle, L., Mendenhall, C., Zook, J., Kremen, C., Hadly, E. & Daily, G. (2014). Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science* 345 (6202), 1343-1346.

- Kurz, D., Nowakowski, A., Tingley, M., Donnelly, M. & Wilcove, D. (2014). Forest-land use complementarity modifies community structure of a tropical herpetofauna. *Biological Conservation* 170 (2014), 246-255.
- Morse, W., Schedlbauer, J., Sesnie, S., Finegan, B., Harvey, C., Hollenhorst, S., Kavanagh, K., Stoian, D. & Wulfhorst, J. (2009) Consequences of environmental service payments for forest retention and recruitment in a Costa Rican biological corridor. *Ecology and Society* 14 (1), 23.
- Nowakowski, J., Veiman-Echeverría, M., Kurz, D. & Donnelly, M. (2015). Evaluating connectivity for tropical amphibians using empirically derived resistance surfaces. *Ecological Applications* 24 (4), 928-942.
- Obando, V. (2007). *Biodiversidad de Costa Rica en cifras*. Costa Rica: Inbio-Sinac/Minae. 26 p .
- Ranganathan, J. & Daily, G. (2008). La biografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. En Harvey, C. & Sáenz, J. (Eds.) *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. (pp. 15-30). Costa Rica: Inbio.
- Robinson, D., Warmsley, A., Nowakowski, A., Reider, K. & Donnelly, M. (2013). The value of remnant trees in pastures for a Neotropical poison frog. *Journal of Tropical Ecology* 29 (4), 345-352.
- Savage, J. (2002). *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: A herpetofauna between two continents, between Two Seas*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Stuart, S., Chanson, J., Cox, N., Young, B., Rodrigues, S., Fischman, D. & Waller, R. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783-1786.
- Whitfield, S., Bell, K., Phillipi, T., Sasa, M., Bolaños, F., Chavez, G., Savage, J. & Donnelly, M. (2007). Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *PNAS* 104 (20), 8352-8356.
- Whitfield, S., Kerby, J., Gentry, L. & Donnelly, M. (2012). Temporal variation in infection prevalence by the amphibian chytrid fungus in three species of frogs at La Selva, Costa Rica. *Biotropica* 44 (6), 779-784.