

Efectos ecológicos del fuego sobre la avifauna de un bosque en El Salvador

Ecological Effects of Wildfires on the Birdlife from a Forest in El Salvador

Julio Eduardo Aguilera-Ortega¹  <https://orcid.org/0000-0002-3473-5254>

Resumen

Con el objetivo de evaluar los efectos ecológicos causados por los incendios forestales sobre la avifauna del bosque seco caducifolio en el parque Walter Thilo Deininger, en El Salvador establecí cuatro puntos de conteo en cada zona de estudio basado en el tiempo desde el fuego ($Z1 =$ cinco años, $Z2 =$ dos años y $Z3 =$ un año). La prueba t de Hutcheson determinó que las zonas recién afectadas mantuvieron una diversidad de aves significativamente más grande que la zona con mayor tiempo desde el fuego ($Z1-Z2 t = 5.198$, $gl = 208$, $P < 0.01$; $Z1-Z3 t = 5.499$, $gl = 170$, $P < 0.01$). Los números efectivos de especies reforzaron esta premisa. El índice de Sørensen cuantitativo demostró que la similitud entre pares de zonas fue de baja a moderada ($Z1-Z2 31\%$; $Z1-Z3 48\%$; $Z2-Z3 52\%$), lo cual fue consistente con la alta diversidad que hallé, dado que pocas especies fueron compartidas entre zonas. Con el análisis de correspondencia encontré una asociación significativa entre los gremios tróficos estudiados y el estrato vegetal característico de cada zona ($\chi^2 = 143.0521$, $P < 0.01$). Mis resultados aportan evidencia de que los incendios forestales han favorecido la diversidad avifaunística del parque y además que el uso de los gremios tróficos es útil en el estudio comparativo de comunidades de aves.

Palabras clave: análisis de correspondencia, aves, avifauna, bosque seco caducifolio, gremios tróficos, incendios forestales.

Abstract

With the objective of evaluating the ecological effects caused by wildfire, on the birdlife of the dry deciduous forest in the Walter Thilo Deininger Park, El Salvador, I established four points counts in each study area, based on the time since the fire ($Z1 =$ five years, $Z2 =$ two years and $Z3 =$ one year). The Hutcheson t -test determined that the recently affected areas maintained a significantly greater diversity of birds than the area with the longest time since fire ($Z1-Z2 t = 5.198$, $gl=208$, $P < 0.01$; $Z1-Z3 t=5.499$, $gl=170$, $P < 0.01$). The effective numbers of species reinforced this idea. The quantitative Sørensen index showed that the similarity between pairs of zones was low to moderate ($Z1-Z2 31\%$; $Z1-Z3 48\%$; $Z2-Z3 52\%$), which was consistent with the high diversity I found, because few species were shared between zones. With the correspondence analysis, I found a significant association between the trophic guilds studied and the characteristic plant stratum of each zone ($\chi^2 = 143.0521$, $P < 0.01$). My results provide evidence that wildfires have favored the birdlife diversity of the park and also that the use of trophic guilds is useful in the comparative study of bird communities.

Keywords: Birdlife, birds, correspondence analysis, dry deciduous forest, forest fire, trophic guilds, wildfire.

INFORMACIÓN SOBRE EL ARTÍCULO

Recibido:

4 de mayo de 2020

Aceptado:

11 de septiembre de 2020

Editor asociado:

Mateo Ruiz Bruce Taylor

Cómo citar este documento:

Aguilera-Ortega J.E. 2020. Efectos ecológicos del fuego sobre la avifauna de un bosque en El Salvador. Huitzil 22(1): e-607. doi: <https://doi.org/10.28947/hrmo.2021.22.1.490>



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional.

¹ Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador. Final de Av. Mártires y Héroes del 30 julio, San Salvador, El Salvador. jea1993@gmail.com

Introducción

Los incendios forestales son fenómeno global que afecta a la mayoría de los ecosistemas del mundo (Whelan 1995, McKenzie et al. 2011). Whelan (1995) define los incendios forestales como todo aquel fuego fuera de control ocurrido en un bosque y que ha sido provocado maliciosamente, por accidente, mal manejo o por eventos naturales como un rayo o sobrecalentamiento de la maleza. Como proceso natural éstos son esenciales en aquellos ecosistemas que dependen del fuego para mantener el equilibrio natural y la diversidad de especies (Whelan 1995, FAO 2002, Nasi et al. 2002, Castillo et al. 2003, Sodhi et al. 2011). Sin embargo, con el aumento de la población humana y en consecuencia el incremento en la necesidad de utilizar cada vez más tierras para la expansión de la agricultura, urbanización, entre otros (Kotliar et al. 2002, Nasi et al. 2002, Castillo et al. 2003, Saab y Powell 2005, Dull 2008, Vicente y Valencia 2010), aunado a la incidencia del cambio climático que trae consigo aumentos de las temperaturas medias anuales, así como la recurrencia del fenómeno El Niño (FAO 2002; Nasi et al. 2002; FAO 2005) ha provocado una modificación dramática y alarmante en los regímenes de incendios en todo el mundo y gran impacto sobre la biodiversidad a través de la pérdida de hábitat, fragmentación (Fahrig 2003, García-Rodríguez et al. 2006, Vicente y Valencia 2010) y la extinción de especies (Sodhi et al. 2011).

En el mundo son afectadas por el fuego millones de hectáreas de bosques al año (FAO 2002, FAO 2005) y El Salvador no es la excepción a este patrón, se estima que anualmente afectan alrededor de 3,500 ha de bosques y pastizales, estos incendios ocurren durante la época seca, periodo en el cual se alcanzan las más altas temperaturas en el país (35 a 40°C) (CNIF 2012, CNIF 2013, Bomberos de El Salvador 2015). La Libertad es uno de los departamentos más afectados por estos fenómenos en el país, (CNIF 2012, CNIF 2013) y dentro de éste, una de las áreas que históricamente ha sido muy afectada por incendios forestales es el parque Natural Walter Thilo Deininger (WTD) (ISTU 2015), que constituye un conjunto de bosques de galería y seco, pastizales y pequeñas sabanas (Witsberger et al. 1982). Los antecedentes de incendios forestales se remontan a 1986, año en el que casi la mitad del parque se vio afectado, el incendio duró ocho días. A partir de este año el parque sufrió otros eventos similares cada año hasta 1990, desde esta última fecha sólo se registraron sucesos menores que afectaron algunas hectáreas de terreno, pero en 2005 se produjo un incendio de 279.72 ha. Trascurrieron ocho años para que el parque WTD de nuevo

sufriera otro incendio, en 2013, éste duró ocho días y cubrió 400 ha de bosque. En 2015 fueron afectadas por el fuego 350 ha (ISTU 2015). El parque volvió a tener incendios hasta marzo de 2017, alrededor de 100 ha de bosque se vieron afectadas (El Metropolitano Digital 2017). Dada la naturaleza de los hábitats predominantes del parque WTD, los incendios forestales son normales y hasta necesarios cuando surgen de manera natural (Sodhi et al. 2011).

El parque WTD alberga alrededor 200 especies de aves (eBird 2020), lo cual representa el 36% del total de avifauna que ocurren en el país (Ibarra 2013). De éstas, con base en la lista roja más actualizada, 14 especies se encuentran dentro de alguna categoría de amenaza a nivel nacional (MARN 2015). Esta área natural es de gran importancia para la conservación de las mismas, tanto residentes como migratorias. Es por ello que Komar (2002) la incluyó en la posición número seis como una de las “Áreas Clave para la Conservación de las Aves en El Salvador” debido a que, para esta época, el parque contaba con 46 especies residentes y cinco especies migratorias amenazadas a nivel nacional, y además, dos aves endémicas de la región norte de Centroamérica. Asimismo, Komar e Ibarra-Portillo (2009) proponen al parque WTD como un “Área de Importancia para la Conservación de las Aves” (IBA SV008) al cumplir con el criterio A3 de conservación, es decir, cuenta con especies restringidas a un bioma en particular, dado que los fragmentos de bosque seco caducifolio contienen representantes del bioma de la “Vertiente Árida del Pacífico” (PAS, por sus siglas en inglés).

A pesar de lo anterior, en esta área natural nunca se ha evaluado el impacto ecológico que los incendios forestales tienen sobre las comunidades de aves y su interrelación con la vegetación, asimismo, del área sólo existe un estudio publicado acerca de la diversidad de aves (Reyes et al. 1994) y ninguno relacionado con la influencia del fuego sobre la avifauna y cómo la fragmentación causada por estos eventos incide en la ocurrencia de los distintos gremios tróficos de éstas, situación que se extiende a otros bosques secos tropicales, pues el número de publicaciones sobre dicha temática es limitado (Sodhi et al. 2011). Con base en esto surge la presente investigación, en la cual se pretende analizar el efecto ecológico que los incendios forestales tienen sobre la avifauna de esta área natural y a su vez, determinar si existe diferencia de gremios tróficos entre parches quemados comparado con un parche con largo tiempo desde el fuego, además de relacionar estas variables con el tipo de vegetación encontrada.

Métodos

Descripción del área de estudio

El parque Walter Thilo Deininger está ubicado entre las coordenadas geográficas 13°30'31" latitud norte y los 89°16' longitud oeste; se encuentra a 5 km de la Ciudad de La Libertad, al norte de la carretera del Litoral (Witsberger et al. 1982, ISTU 2017) (Figura 1). Este parque natural está incluido en el Área de Conservación de la Costa del Bálamo (MARN 2016), cuenta con una extensión de 732 ha, su rango altitudinal parte de los 0-800 msnm. hasta los 297 msnm (Witsberger et al. 1982, Reyes et al. 1994). Se encuentra dentro de la región climática "sabana tropical caliente o tierra caliente" comprendida entre los 0-800 msnm (clasificación de Köppen, Sapper y Lauer, 1954) y bajo el sistema de clasificación de Holdridge (1975) como "bosque húmedo subtropical, transición a tropical" (Citados por Witsberger et al. 1982, SNET 2017). La temperatura media

anual está dentro del rango de los 22° a los 27°C (Reyes et al. 1994). En la estación lluviosa se registra un promedio anual 1,594 mm de precipitación pluvial (Reyes et al. 1994, SNET 2017).

Según Witsberger et al. (1982) en el parque WTD existen varios tipos de vegetación natural, cuya distribución está influenciada principalmente por las características topográficas del sitio, así como en la disponibilidad de agua y tipo de suelo. Se diferencian cinco tipos principales de comunidades vegetales: vegetación de playa, bosque húmedo caliente de los terrenos bajos (o bosque alto mixto), bosque de galería por la orilla de los ríos (perennifolio), bosque seco caducifolio y sabanas (morrales o chaparrales).

El bosque seco caducifolio se caracteriza por la pérdida del follaje de los árboles dominantes durante la estación seca. Dichos árboles alcanzan tamaños de entre 15 y 20 m, los cuales en la estación lluviosa forman un dosel cerrado. Este tipo de bosque fue durante mucho tiempo el bosque más extenso

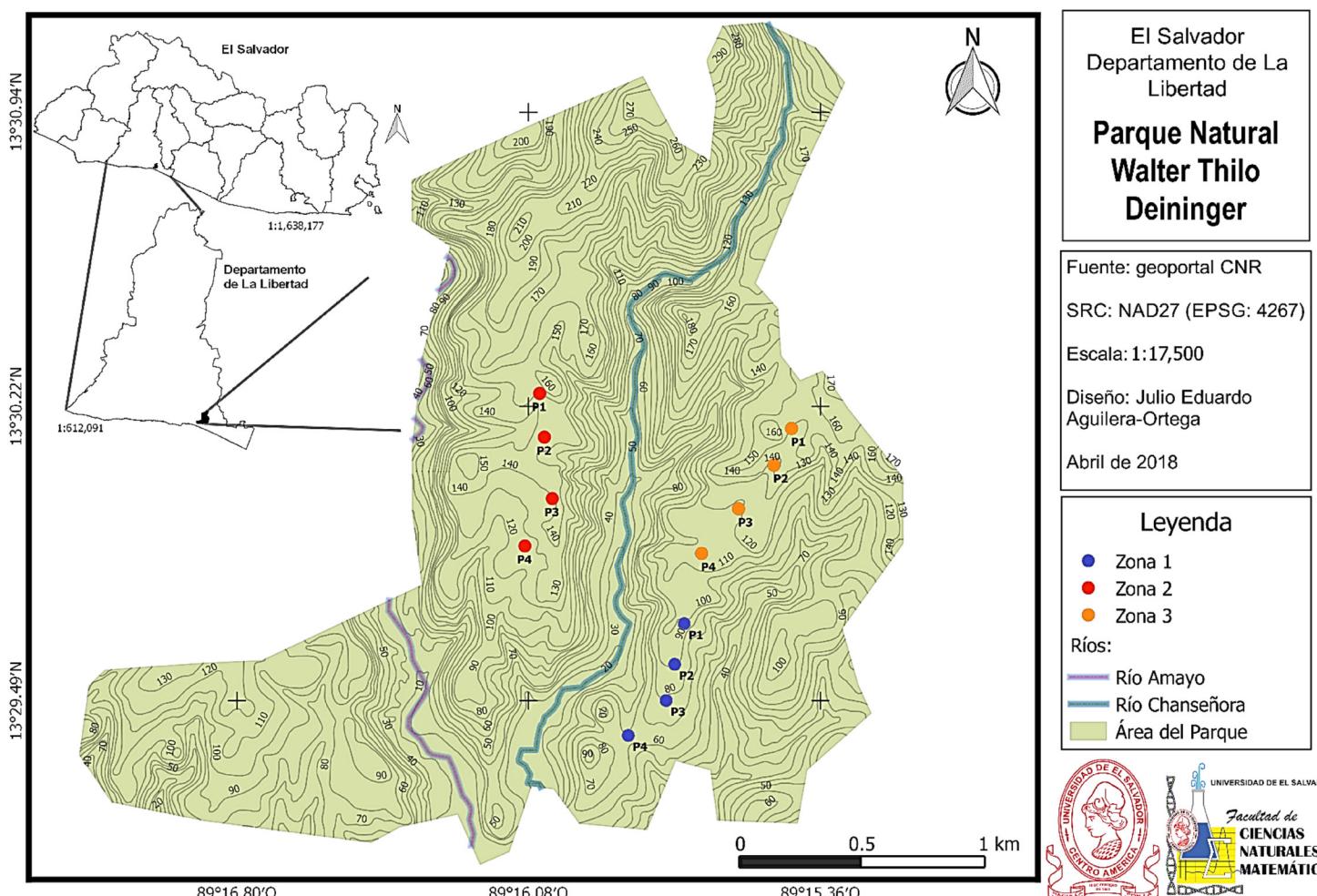


Figura 1. Ubicación y mapa general del Parque Natural Walter Thilo Deininger, se indican las zonas de muestreo, así como los puntos de radiofijo donde se realizó el registro de aves y vegetación.

de El Salvador, y actualmente el parque WTD junto con otras áreas naturales alberga unos de los pocos relictos de este tipo de vegetación en el país (Witsberger et al. 1982, ISTU 2017).

Esta investigación estuvo enfocada al bosque seco caducifolio del parque WTD. Establecí tres zonas de muestreo con base al tiempo desde el fuego y su severidad. Generalmente el gradiente de severidad está dividido en tres niveles, basados en la respuesta de la vegetación al fuego (Kotliar et al. 2002), *baja severidad* (1), matan o eliminan temporalmente porciones vegetales sobre el suelo, esto es, capas herbáceas y de sotobosque, algunas veces queman las porciones inferiores de árboles maduros, sin matarlos. *Severidad moderada* (2), pueden matar, pero usualmente no consumen hojas de árboles de dosel, aunque puede producirse la mortalidad

de los mismos. *Severidad alta* (3), suelen quemar la copa de los árboles al nivel de dosel, matando a la mayoría de éstos. A su vez, es posible que el incendio sea una mezcla de los anteriores, es decir, un cuarto tipo, *severidad mixta* (4), estos incendios ocasionan una mortalidad selectiva en la vegetación dominante, dependiendo de la susceptibilidad de diferentes especies de plantas al incendio, o queman parches diferentes con alta o baja gravedad (Saab y Powell 2005). Determiné esta variable para las tres zonas de forma cualitativa mediante comunicación personal con el equipo de guardaparques del sitio de estudio que han presenciado todos estos incendios y a su vez, a través de inspecciones en campo de las mismas, previo al establecimiento de los puntos de muestreo (Figura 2). Por otra parte, cabe recalcar que este parque al ser un



Figura 2. Evidencia del daño causado por los incendios forestales en el Parque Walter Thilo Deininger. *Arriba, izquierda:* árbol de 11 m de altura afectado por el incendio de 2015 en la zona 2. *Arriba, derecha:* múltiples arbustos calcinados por el incendio de 2015 en la zona 2. *Abajo, izquierda:* un árbol de gran tamaño afectado por el incendio de marzo de 2017, en la zona 3 del parque. *Abajo, derecha:* estrato arbustivo afectado por el incendio de marzo de 2017 en la zona 3, se observa la colonización de plantas rastreras y bejucos de rápido crecimiento.

área protegida no ha experimentado ninguna modificación antropogénica en ningún sector, hasta la fecha de este estudio (com. pers. equipo de guardaparques).

La Zona 1 (Z1), es conocida como “El Pitarrio” y se encuentra dentro del “Sendero del Madrecacao”, en esta parte del parque no ha sucedido ningún incendio en aproximadamente cinco años, el último de los cuales fue de severidad moderada. Posee una elevación promedio (obtenida del promedio de elevación de los cuatro puntos de muestreo que componen las zonas) de 81.25 msnm, con una inclinación promedio del 5.1% a -5.0% (Figura 1, azul).

Por su parte la Zona 2 (Z2) es un área que históricamente ha sido afectada por una serie de incendios forestales de severidad y magnitud variable, el último de éstos sucedió en 2015, fue de alta severidad (zona estudiada), quedaron calcinados arboles de más de 10 m de altura. Este incendio forestal afectó principalmente los sitios conocidos como “Las Vacas Gordas” hasta “El Coyolar”, dentro del sendero “La Nancera” y “El Coyolar”. Con una elevación promedio de 142.75 msnm, y una inclinación media de 4.2% a -4.5% (Figura 1, rojo).

La Zona 3 (Z3) se encuentra en la montaña “Madrecacao”, en el límite Este del parque y dentro del mismo sendero que la Z1, esta área fue afectada por un incendio de severidad moderada en marzo de 2017. Posee una elevación promedio de 135.5 msnm, con una inclinación de entre el 5.4% y -1.3% (Figura 1, naranja).

Muestreo de la vegetación

Utilicé parcelas circulares de 25 metros de radio, ubicadas en el mismo lugar que los puntos de conteo de aves en cada una de las zonas. Para los árboles y arbustos (superiores) partí de un punto central, desde el cual muestré dos transectos lineales de 50 m de largo por 10 m de ancho, para ello, seguí la orientación dada por los puntos cardinales, el primero siguiendo la dirección cardinal Este-Oeste y el segundo de Norte-Sur, únicamente las plantas encontradas en estos transectos fueron medidas. Estimé la altura de los árboles y arbustos mediante el uso de un estadal de 2 m de longitud; clasifiqué como arbustos aquellas especies vegetales con una altura de entre 3 y 5 m, y como árboles aquellas con más de 5 m de altura. Para las herbáceas (plantas entre 0 y 3 m de altura) utilicé una cuadrícula de 2 x 2 m, y coloqué al azar dos en cada una de las cuatro secciones de la parcela circular (O-N, N-E, E-S y S-O), en total ocho mediciones, tal como con los otros estratos registré altura y número de individuos por especie.

Muestreo de la avifauna

Empleé el método de conteo por puntos de radio fijo (Ralph et al. 1996); establecí cuatro puntos de 25 m de radio en cada una de las zonas (Sosa 2008, Sosa et al. 2010, Ponce et al. 2012), éstos estuvieron separados por una distancia mayor o igual a 250 m dependiendo de las condiciones de accesibilidad del sitio (Kotliar et al. 2007, Venegas et al. 2009, Sosa et al. 2010, Perfetti-Bolaño et al. 2013) (Figura 1).

Registré el número de individuos por especie de todas las aves vistas u oídas dentro del área de muestreo por un periodo de 10 minutos por punto, desde la salida del sol hasta cuatro horas después (Ralph et al. 1996, Sosa et al. 2010, Pineda-Diez et al. 2012, Perfetti-Bolaño et al. 2013). No incluí en este estudio aves que fueran de paso y que no se percharan en el punto de muestreo, tampoco aquéllas que sobrevuelan el área, aves rapaces y especies de hábitos nocturnos (Milesi et al. 2002, Sosa 2008, Sosa et al. 2010, Pineda-Diez et al. 2012, Leyequién et al. 2014). Llevé a cabo tres repeticiones aleatorias en cada una de las zonas; realicé nueve muestreos entre septiembre y noviembre de 2017, meses que coinciden con la estación lluviosa, en la cual la cobertura vegetal del bosque caducifolio se ha regenerado, lo que permite la comparación entre zonas. No realicé ningún muestreo bajo condiciones climáticas de lluvia, viento, nubosidad abundante u otras que pudieran interferir en la actividad de las aves, visibilidad o audibilidad.

Las aves registradas en cada una de las zonas fueron catalogadas en cinco gremios alimentarios (Gray et al. 2007) frugívoros, granívoros, insectívoros, nectarívoros y omnívoros (cuando la dieta primaria pueda ser asignada a más de dos gremios). Si bien éstos parecen ser bastante amplios, son útiles para determinar la vulnerabilidad a la perturbación en las aves (Gray et al. 2007). En función de las especies registradas utilicé los listados reportados en algunos estudios sobre gremios tróficos de avifauna de la región (Ramírez-Albores 2006, Pineda-Diez et al. 2012, Andino 2014), y en caso de no encontrar una especie en éstos, empleé recursos en línea especializados (Catalogue of Life 2017, EoL 2017).

Análisis de datos

Plantas

Para obtener una visualización del estrato dominante (A = arbóreo, B = arbustivo y H = herbáceo) por zona, calculé el porcentaje dividiendo el total de individuos encontrados en un

estrato dado entre la totalidad de los individuos registrados en los cuatro puntos de observación de aves:

$$\%Estrato = \frac{\sum ind. estrato}{Total de ind. muestreados} \times 100$$

Con estos datos diseñé un gráfico de barras, en el que muestro el porcentaje para cada estrato, y a su vez, bigotes que muestran el error estándar (\pm EE) para los tres estratos en las zonas estudiadas.

Aves

Registré el número total de especies (S) e individuos en cada punto de muestreo, y a partir de estos datos calculé el índice de Shannon-Wiener (H') para cada zona de estudio (Magurran 2004). Dicho índice se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i . Este cálculo lo efectué de forma automatizada con el programa estadístico PAST versión 3.01 para Windows (Hammer et al. 2001).

A continuación, realicé una prueba t modificada por Hutcheson ($\alpha = 0.05$) para determinar si existen diferencias significativas entre las zonas muestreadas con respecto a la diversidad de aves en éstas (Zar 1999, Gricera y Pavic 2007, Ponce et al. 2012, Perfetti-Bolaño et al. 2013, Troya 2017). Tal prueba se basa en el índice de Shannon-Wiener (H') obtenido en dos muestras y evalúa la hipótesis nula de que las diversidades de las dos poblaciones muestreadas son iguales (Zar 1999). Para el cálculo de esta prueba t modificada utilicé la siguiente ecuación, donde H'_1 y H'_2 son el valor del índice de Shannon-Wiener para cada muestra:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{sH'_1 - H'_2}$$

En cada una de éstas se calcula la varianza del índice de diversidad mediante la expresión:

$$s_{H'}^2 = \frac{\sum f_i \log^2 f_i - (\sum f_i \log f_i)^2 / n}{n^2}$$

Donde n es el tamaño de la muestra, f_i es el número de observaciones de la especie i y $\log^2 f$ significa $(\log f)^2$. Los grados de libertad de esta prueba son aproximados en función de (Hutcheson 1970 citado por Zar 1999):

$$v = \frac{(s_{H'_1}^2 + s_{H'_2}^2)}{\frac{(s_{H'_1}^2)^2}{n^1} + \frac{(s_{H'_2}^2)^2}{n^2}}$$

Debido a que la prueba t modificada por Hutcheson sólo establece si dos muestras son estadísticamente diferentes, basándose en el índice de Shannon-Wiener (H'), es necesario incluir un análisis en que determine la magnitud de esta diferencia, en términos de ganancia o pérdida de diversidad en cada zona. Para tal fin utilicé los números efectivos de especies, los cuales son una medida de la diversidad verdadera (qD) de cada sitio, término que se emplea como distinción de una amplia gama de índices utilizados para medir la diversidad de una comunidad, pero que en realidad miden la entropía (Shannon-Wiener, Simpson, etc.). La diversidad verdadera proporciona una expresión unificada e intuitiva de la diversidad de especies mediante el algoritmo (Jost 2006):

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s P_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde el exponente q –conocido como el orden de la diversidad verdadera– determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies, así, todos los valores debajo de la unidad favorecen a las especies raras o poco frecuentes, mientras que aquéllos arriba de uno favorecen a las especies comunes o más abundantes. El punto crítico donde el índice proporciona el mismo peso a las especies por su frecuencia, sin favorecer a las comunes o raras es cuando $q = 1$, por su parte cuando $q = 0$ es insensible a la frecuencia, por lo tanto, es equivalente a la riqueza de especies (S) (Jost 2006). La elección del orden de la diversidad depende enteramente de la naturaleza de cada estudio en cuestión, puesto que cada uno explica un aspecto concreto de la comunidad (Moreno et al. 2011). Para este estudio consideré la diversidad de orden 0 (0D) y 1 (1D), el cálculo de esta última se obtiene de forma directa mediante el exponente de H' , ${}^1D = \exp(H')$ (Jost 2006).

Con el fin de evaluar la completitud de los muestreos realizados en cada una de las zonas, y a su vez, para compararlos con los valores obtenidos con los números efectivos empleados. Utilicé dos estimadores basados en la cobertura de la muestra. Estos estimadores son específicos para cada orden de la diversidad, de esta manera, para la diversidad orden 0 empleé el estimador no-paramétrico ACE (Abundance-based coverage estimator), el cual separa a las especies observadas en grupos raros y abundantes, no obstante únicamente los datos en el grupo raro se usan para estimar el número de especies no detectadas (Chao y Lee 1992). Para la diversidad de orden 1 usé el estimador no-paramétrico del índice de Shannon (Bias-corrected Shannon diversity estimator), propuesto

para casos donde no se tiene un conocimiento completo de la comunidad; cuando se calcula el exponencial de éste se obtiene una buena medida de diversidad estimada (Chao y Shen 2003). Ejecuté estos cálculos de forma automática mediante el paquete SPADER (Chao et al. 2016), dentro del lenguaje de programación R (R Core Team 2017) para la plataforma Windows.

Empleé el coeficiente de similitud de Sørensen para datos cuantitativos para evaluar la posible similitud en la abundancia de individuos en los sitios que han sido afectados en comparación con el que no ha sido perturbado por incendios forestales por más de cinco años (Troya 2017). Sørensen cuantitativo asume valores entre 1 cuando los dos sitios son completamente similares, es decir, comparten el mismo número de individuos, y 0 cuando la similitud es mínima o nula. Éste se calcula a través de la fórmula,

$$C_N = \frac{2jN}{(N_a + N_b)}$$

Donde N_a = número total de individuos en el sitio A; N_b = número total de individuos en el sitio B y jN = sumatoria de la

abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios (Moreno 2001, Magurran 2004).

Finalmente, realicé un Análisis de Correspondencia (CA) para determinar si existe asociación entre los gremios alimentarios y las distintas zonas, así como entre éstos y el tipo de vegetación dominante; comprobé la significancia de la asociación con la prueba Chi-cuadrado. El CA se utiliza para explorar la relación entre variables categóricas (gremios tróficos, estrato de vegetación y zonas), el cual permite resumir y visualizar conjuntos de datos en un gráfico de dos dimensiones. En el CA se calculan los puntajes (coordenadas) tanto para las filas como para las columnas, estas coordenadas se utilizan para visualizar gráficamente la asociación entre los elementos de filas y columnas en una tabla de contingencia (Kassambara 2017). Este análisis lo realicé de forma automatizada mediante el paquete FactoMineR (Husson et al. 2010) y para su visualización gráfica empleé el paquete Factoextra (Kassambara 2017), ambos dentro del lenguaje de programación R (R Core Team 2017) para la plataforma Windows.

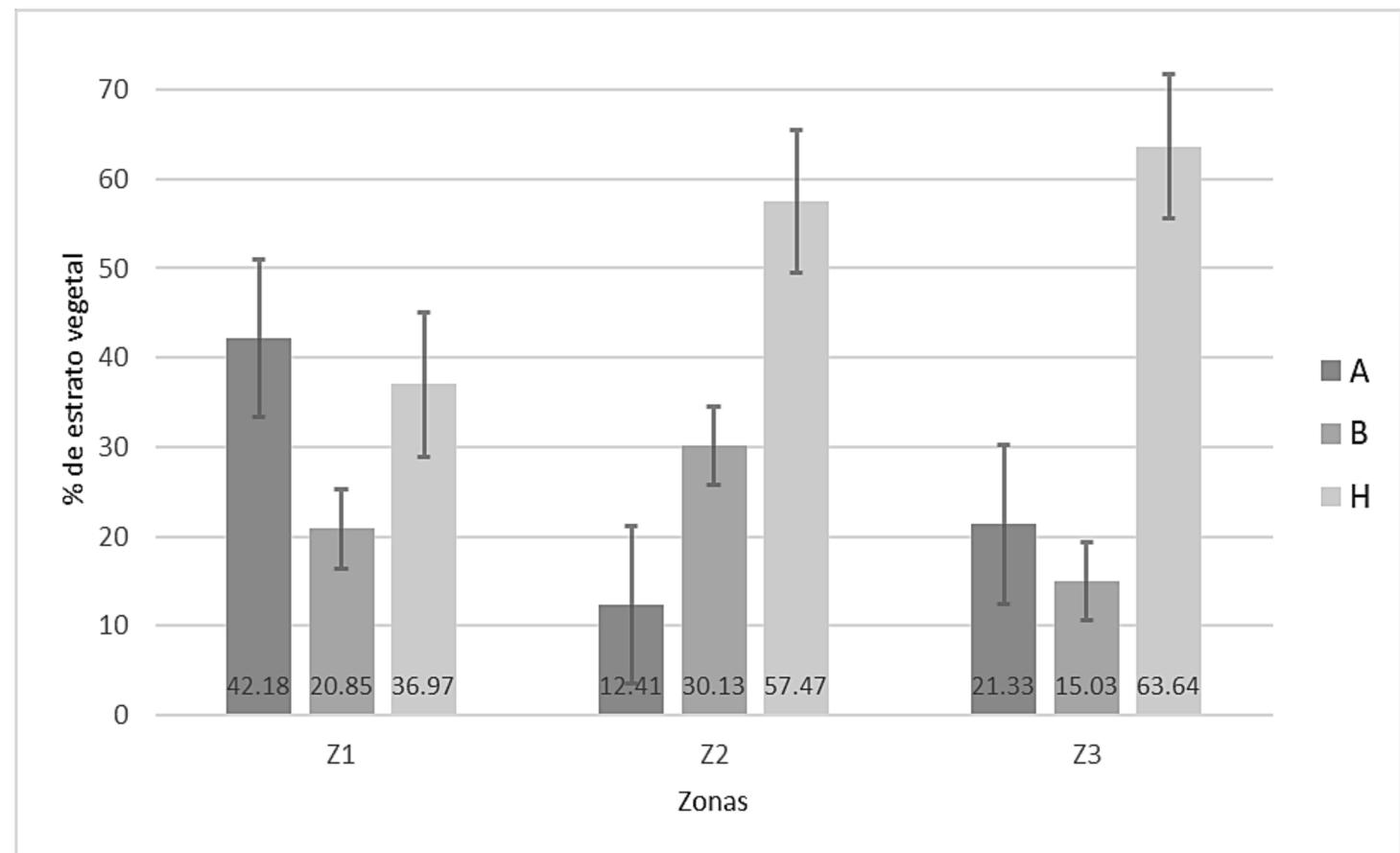


Figura 3. Porcentaje del estrato vegetal respecto al total muestreado por zona (cada barra muestra \pm Error Estándar) en el Parque Walter Thilo Deininger. Estratos, A: arbóreo; B: arbustivo; H: herbáceo. Zonas, Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3.

Cuadro 1. Frecuencia de individuos por especie de ave en las tres zonas de estudio del Parque Walter Thilo Deininger, La Libertad, El Salvador; muestreadas con el método de puntos de radio fijo (25 m). G: Gremios, F: frugívoro; G: granívoro; I: insectívoro; N: nectarívoro; O: omnívoro. Zona 1 (Z1), sin incendios forestales por aproximadamente cinco años. Zona 2 (Z2), zona quemada a alta severidad hace dos años. Zona 3 (Z3), zona quemada a severidad moderada hace aproximadamente seis meses. T: total.

Familia	Especie	Nombre común	G	Z1	Z2	Z3	T
Cracidae	<i>Ortalis leucogastra</i>	chachalaca vientre blanco	F	4	0	5	9
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	paloma ala blanca	G	3	11	2	16
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	paloma morada	G	0	1	0	1
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	tórtola cola larga	G	0	10	2	12
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	paloma arroyera	G	1	1	1	3
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	garrapatero pijuy	I	0	24	4	28
Cuculidae	<i>Morococcyx erythropygus</i>	cucilllo terrestre	O	0	2	0	2
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	cucilllo canela	I	0	1	0	1
Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	colibrí berilo	N	0	3	1	4
Trochilidae	<i>Hylocharis eliciae</i>	zafiro garganta azul	N	0	1	0	1
Trochilidae	<i>Archilochus colubris</i>	colibrí garganta rubí	N	0	5	7	12
Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	colibrí canela	N	0	2	2	4
Trochilidae	<i>Heliodoxa constantii</i>	colibrí picudo	N	0	0	3	3
Trogonidae	<i>Trogon elegans</i>	trogón elegante	O	2	1	0	3
Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	momoto ceja azul	O	0	1	0	1
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	carpintero cheje	I	0	3	2	5
Psittacidae	<i>Eupsittula canicularis</i>	perico frente naranja	F	16	2	3	21
Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	mosquero-cabezón degollado	I	0	0	2	2
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	luis bien-te-veo	I	13	2	10	25
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	luis gregario	I	4	0	0	4
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	mosquero mínimo	I	0	0	1	1
Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	mosquero ojos blancos	I	0	2	1	3
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	luis pico grueso	I	3	1	1	5
Tyrannidae	<i>Myiarchus nuttingi</i>	papamoscas de Nutting	I	6	7	7	20
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	tirano tropical	I	0	0	1	1
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	matraca nuca rufa	I	0	7	1	8
Troglodytidae	<i>Thryophilus pleurostictus</i>	chivirín barrado	I	4	8	6	18
Polioptilidae	<i>Polioptila albitorquata</i>	perlita pispirria	I	6	7	3	16
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	mirlo pardo	O	9	3	9	21
Fringillidae	<i>Euphonia affinis</i>	eufonia garganta negra	F	1	2	0	3
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	tordo sargento	O	0	1	0	1
Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	bolsero de Altamira	F	0	2	3	5
Icteridae	<i>Icterus pustulatus</i>	bolsero dorso rayado	F	0	0	1	1
Icteridae	<i>Icterus galbula</i>	bolsero de Baltimore	F	0	1	0	1
Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	bolsero castaño	O	0	1	0	1

Familia	Especie	Nombre común	G	Z1	Z2	Z3	T
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	chipe arroyero	I	0	1	1	2
Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	chipe gorra rufa	I	2	0	0	2
Parulidae	<i>Leiothlypis peregrina</i>	chipe peregrino	O	0	8	6	14
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	chipe amarillo	I	0	2	4	6
Cardinalidae	<i>Saltator atriceps</i>	picurero cabeza negra	F	8	1	0	9
Cardinalidae	<i>Cyanocompsa parellina</i>	colorín azul negro	G	0	1	0	1
Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	colorín sietecolores	G	0	1	0	1
Thraupidae	<i>Piranga rubra</i>	tángara roja	O	0	1	0	1
Total				82	127	89	298

Cuadro 2. Índices de diversidad de aves en las tres zonas de estudio del Parque Walter Thilo Deininger, La Libertad, El Salvador. Zona 1 (Z1), sin incendios forestales por aproximadamente cinco años. Zona 2 (Z2), zona quemada a alta severidad hace dos años. Zona 3 (Z3), zona quemada a severidad moderada hace aproximadamente seis meses. H': diversidad de Shannon-Wiener. *Diversidad de orden 0 ($q = 0$). **Diversidad de orden 1 ($q = 1$). ¹ACE. ²Chao y Shen 2003.

Zona	H'	Diversidad Observada		Diversidad Estimada	
		⁰ D*	¹ D**	⁰ D ⁺	¹ D ⁺⁺
Z1	2.436	15	11.43	15.9	12.35
Z2	3.042	35	20.95	55.7	26.44
Z3	3.019	27	20.47	34.8	24.78

Resultados

Estructura de la vegetación por zonas

La Z1 estuvo dominada por el estrato arbóreo (A) con 42.18% con respecto del total muestreado en los cuatro puntos de radio fijo ($n = 211$), encontré 23 especies de las cuales las más representativas fueron *Lonchocarpus minimiflorus* (Chaperno) con 9.33 m de altura promedio, *Cordia alliodora* (Laurel) con una altura promedio de 8.62 m y *Piptadenia obliqua* (Pintadillo) con 9.43 m. El estrato herbáceo (H) representó el 36.97% del total de plantas registradas ($n = 211$), compuesto en su mayoría por plantas rastreiras, zacates de entre 50 cm y 1 m y algunas enredaderas, la especie más abundante fue una marantaceae indeterminada seguida de *Helicteres guazumifolia* (coralillo). En esta zona el estrato arbustivo (B) fue el menos abundante con sólo el 20.85% de total muestreado ($n = 211$), del cual *Bauhinia* sp (pie de venado) fue la especie más abundante (Figura 3, Z1).

Por su parte, en la Z2 encontré un total de 395 plantas. De éstas, 227 pertenecieron al estrato herbáceo, lo cual representa el 57.47% del total; este estrato estuvo dominado por poaceae indeterminadas y por representantes de la especie pie de venado; en segundo lugar, el estrato arbustivo con 30.13% del total registrado ($n = 395$), cuyas alturas promedio rondan los 4.45 m, y los más comunes fueron el laurel y el pie de venado. El estrato arbóreo fue el menos abundante, con tan sólo el 12.41% (Figura 3, Z2), la altura promedio de todos los individuos registrados fue de 7.29 m, y los más frecuentes fueron el laurel, *Spondias purpurea* (jocote pitarro) y *Luehea candida* (cabo de Hacha).

En cuanto a la Z3, el 63.64% de todas las plantas muestreadas ($n = 286$) pertenecieron al estrato herbáceo (Figura 3, Z3), caracterizado por plantas rastreiras de entre 10 y 20 cm, algunos zacates con alturas de entre uno y dos metros, y varias enredaderas y bejucos. Registré 61 individuos de árboles, lo cual representa el 21.33% con respecto al total ($n = 286$), con alturas de entre 6 y 12 m, de éstos los más co-

munes fueron *Gliricidia sepium* (madrecacao), laurel y *Lonchocarpus phaseolifolius* (chaperno). Los menos abundantes para esta zona fueron los arbustos, con 43 individuos (15.03%), de los cuales el más representativo fue *Genipa americana* (irayol) (Figura 3, Z3).

Diversidad y recambio de especies de aves

En todas las zonas de estudio registré 298 individuos, agrupados en 18 familias y 43 especies. El 50% de todos los individuos de aves estuvo concentrado en cuatro familias, de éstas, la más representativa fue la Tyrannidae con el 20% del total, seguido de las familias Columbidae (11%), Cuculidae (10%) y Troglodytidae (9%). Las especies más abundantes fueron *Crotophaga sulcirostris* (garrapatero pijuy) y *Pitangus sulphuratus* (luis bien te veo) del gremio de los insectívoros, seguidas por *Eupsittula canicularis* (perico frente naranja) (frugívoros) y *Turdus grayi* (mirlo pardo) (omnívoros) (Cuadro 1).

En el cuadro 2 presento los valores de los índices de Shannon (H') y números efectivos de orden 0 y 1 con sus estimadores, para cada zona de estudio. Es posible apreciar que los valores del índice de Shannon varían comparados con la Z1. Esta resolución fue confirmada con la prueba de t modificada por Hutcheson. En la comparación por pares de la Z1 y Z2 encontré que esta última es significativamente más diversa que la primera ($t = 5.198$, $gl = 208$, $P < 0.01$). Asimismo, concluyó que la diversidad de aves de Z3 es significativamente mayor que en Z1 ($t = 5.499$, $gl = 170$, $P < 0.01$). En cuanto el contraste entre Z2 y Z3 determiné que no existen diferencias importantes en términos de diversidad ($t = 0.202$, $gl = 216$, $P = 0.84$).

Con base en el estimador para la diversidad de orden 1 ($q = 1$) determiné que los muestreos en las tres zonas fueron adecuadamente representativos (Z1 = 93%, Z2 = 79% y Z3 = 83%). A su vez, con los valores dados por el índice de diversidad verdadera, es posible estimar la magnitud de la diferencia de diversidad entre una zona y otra. Los números efectivos de especies estimados de Z2 comparados con Z1 indican que la primera comunidad es más del doble (2.14 veces) de diversa que la primera, es decir, Z1 sólo posee el 47% de la diversidad efectiva que posee Z2. Esta tendencia se mantiene al comparar los datos obtenidos en Z3, la cual es 2.00 veces más diversa que Z1, por tanto, esta última posee únicamente el 50% de la diversidad efectiva que la primera. Las comunidades Z2 y Z3 fueron muy parecidas, puesto que únicamente difirieron 6% en diversidad verdadera.

Habiendo ya analizado la diversidad de especies entre zonas, es útil conocer la similitud de éstas en función del número

de individuos observados en cada una de ellas. Con base en el coeficiente de Sørensen la Z2 y la Z3 son parecidas en 52% en cuanto al número de individuos, por lo tanto éstas son las comunidades más semejantes de este estudio. Por su parte, Z1 y Z2 fueron las menos similares dado que compartieron únicamente el 31% de los individuos que pertenecen a especies idénticas. Finalmente, para el contraste entre Z1 y Z3 encontré una similitud del 48%.

Características de la vegetación que influyen en la ocurrencia de gremios tróficos

La prueba Chi-cuadrado de independencia aplicada para interpretar el significado del Análisis de Correspondencia (CA) mostró una fuerte asociación entre las variables de vegetación y la ocurrencia de gremios tróficos ($\chi^2 = 143.052$, $P < 0.01$). El 100% de los datos estuvieron explicados en las dos dimensiones del CA, de las cuales la dimensión 1 explica el 79.5% de la variabilidad, mientras que la dimensión 2 el 20.5% (Figura 4). La Z2 estuvo relacionada principalmente con el estrato arbustivo y con el gremio de los granívoros, mientras que la Z3 mostró una fuerte asociación con el estrato herbáceo y con la ocurrencia de especies de aves nectarívoras. En cuanto a la Z1 el CA la agrupa en estrecha relación con el gremio de los frugívoros y el estrato arbóreo. Los resultados tanto para el gremio de los insectívoros como para los omnívoros no son concluyentes, puesto que en ambas dimensiones sólo se explica el 5.2% y 8.56% de la variabilidad, respectivamente, lo cual indica que la ocurrencia de estas aves está condicionada por otros factores no incluidos en este análisis (Cuadro 1).

Discusión

Diferencias en la estructura de la vegetación entre las zonas

Esta investigación evaluó los efectos del fuego tomando en cuenta dos aspectos importantes, relacionados íntimamente con las características de la flora (1) el tiempo desde el fuego y (2) su severidad. Es por ello que la variación en la composición de especies vegetales fue marcada en las tres zonas de estudio. (2) es consistente con lo descrito por Kotliar et al. (2002), quienes indican que a una alta severidad la vegetación de dosel (estrato arbóreo) es severamente afectada, como el caso de Z2 en este estudio, mientras que a una moderada intensidad el fuego perjudica a los estratos bajos, tanto al arbustivo

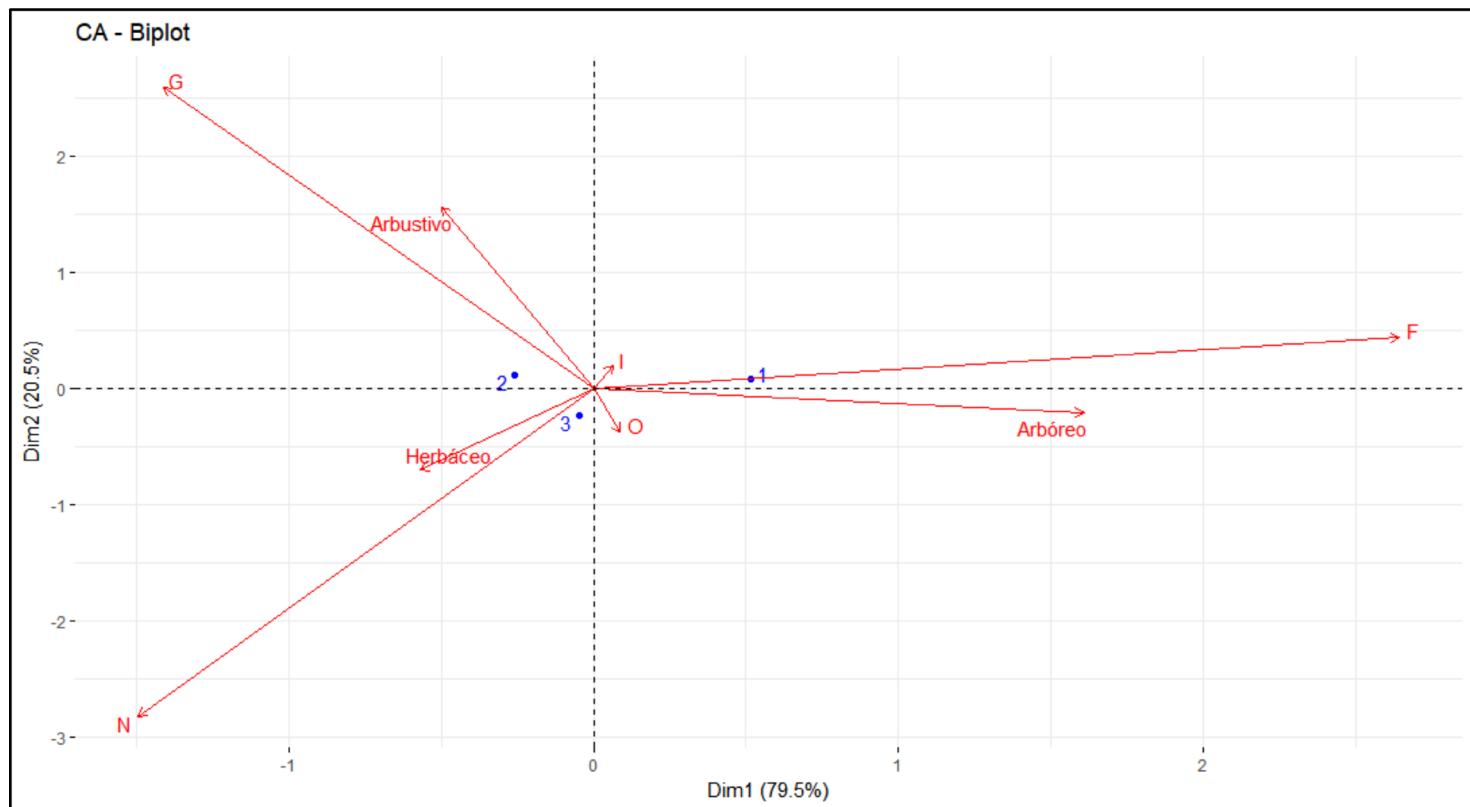


Figura 4. Gráfica bidimensional del Análisis de Correspondencia (CA) para características de vegetación (estratos) por zonas ($Z1=1$, $Z2=2$ y $Z3=3$) y gremios tróficos (F: frugívoros, G: granívoros, I: insectívoros, N: nectarívoros, O: omnívoros). El 79.5% de la variación de los datos está explicada por la dimensión horizontal, mientras el 20.5% de éstos es explicada por la dimensión vertical.

como al herbáceo, lo cual está relacionado con $Z3$, donde hay una mayor cantidad de árboles comparado con $Z2$. (1) la $Z1$ tuvo más de cinco años de no verse afectada por incendios forestales, lo cual explica que más de la mitad de las plantas muestreadas pertenezcan al estrato arbóreo y arbustivo.

El bosque seco está catalogado como un ecosistema dependiente del fuego, puesto que los árboles que lo constituyen están muy bien adaptados a éste (Sodhi et al. 2011). Asimismo, este tipo de ecosistema se caracteriza por presentar una alta frecuencia de incendios de baja a moderada severidad (Kotliar et al. 2002, Sodhi et al. 2011). Witsberger et al. (1982) explican que el bosque seco caducifolio en el parque WTD ha sido paulatinamente invadido por vegetación típica de sabana, esto a raíz de los recurrentes incendios que ocurren en éste. Mismo comportamiento ha sido documentado por Nasi et al. (2002) para los bosques pluviales. En mi estudio ambas zonas recién afectadas por el fuego ($Z2$ y $Z3$) presentaron características de este tipo de hábitat.

Mis resultados en cuanto a la dinámica de las herbáceas encajan con lo encontrado por Lawrence (1966) en un estudio conducido en un chaparral de California, al primer año de la quema las plantas herbáceas aumentan en densidad, puesto

que éstas son excelentes productoras de semillas, lo cual les permite dispersarse de manera más rápida, sin embargo, para el segundo año comienzan a decaer, mientras que la abundancia de árboles se mantiene constante, este mismo patrón puede observarse con facilidad en la Figura 3 (H), donde este estrato va disminuyendo en función del número de años desde el último incendio. Resultados similares se encontraron en un estudio realizado en un bosque seco de Chile, en donde las zonas alteradas por incendios dominaron principalmente las plantas herbáceas (Perfetti-Bolaño et al. 2013).

La respuesta del estrato arbustivo tiene que ver con los dos componentes mencionados con anterioridad (1 y 2), fuegos de severidad moderada pueden dañar los arbustos de tamaño considerable o hasta eliminarlos por completo (Nasi et al. 2002, Saab y Powell 2005, Kotliar et al. 2007). En $Z3$ debido a que el incendio fue de este tipo de severidad hubo más árboles que de arbustos, los primeros pese a verse afectados en su base tienen mayores probabilidades de sobrevivir. El estrato arbustivo de esta zona ($Z3$) estuvo dominado por especies de crecimiento lento como el madrecacao e irayol, por lo que su recuperación puede tomar algunos años. Por su parte, $Z2$ presentó una alta abundancia de especies arbustivas, lo cual se

explica por la frecuencia de incendios de alta severidad ocurridos en este sitio, que generaron una elevada penetración de la luz y marcada disponibilidad de suelo desnudo, lo que ha permitido que especies de crecimiento rápido y especialistas de claros como el laurel y el pie de venado dominen esta zona (Witsberger et al. 1982); estos resultados concuerdan con lo hallado por diversos autores, quienes encuentran una marcada dominancia del estrato arbustivo luego de un incendio (Kinnaird y O'Brien 1998, Smucker et al. 2005, Sosa et al. 2010, Perfetti-Bolaño et al. 2013, Troya 2017). No obstante, a medida que el bosque se va recuperando y en consecuencia la disponibilidad de la luz es menor por el cierre del dosel, los arbustos menguan su crecimiento (Z1), contrario a esto, en un estudio realizado en Monte Central, Argentina, se encontró que con el paso del tiempo (área quemada hace tres años y otra hace ocho años) el número de arbustos aumenta mientras los árboles se mantuvieron constantes (Milesi et al. 2002), cabe recordar que los ecosistemas que han evolucionado para ser beneficiados por el fuego presentan características propias y respuestas específicas a estos fenómenos que aquellos en que éste no forma parte natural de su desarrollo.

En cuanto a la abundancia del estrato arbóreo en el parque WTD la Z2 es la que menor abundancia de árboles presentó, puesto que, la mayoría han sido arrasados por fuegos de alta severidad, este estrato estuvo dominado principalmente por la especie de crecimiento rápido, laurel, con alturas promedio de 6.80 m, cuando en otro tiempo este sector del parque estuvo representado de manera especial por *Cochlospermum vitifolium* (tecomasuche) y *Bursera simaruba* (jrote) con alturas de entre 8.1 y 13.6 m (Ventura 1980). En Z3 hay una mayor presencia de árboles, los cuales de no ocurrir otro incendio podrían recuperarse. Diversos estudios concuerdan que las zonas no perturbadas o con un largo periodo después del fuego (1) son dominadas principalmente por este estrato (A) (Barlow et al. 2002, Sosa et al. 2010, Ponce et al. 2012, Perfetti-Bolaño et al. 2013, Troya 2017), mismos resultados que encontré en Z1.

Respuesta de la avifauna a los incendios forestales

Mis resultados comprenden la primera evaluación del efecto ecológico de los incendios forestales sobre la avifauna en El Salvador. Uno de mis principales hallazgos es que los incendios forestales en el parque WTD han favorecido la diversidad de aves, por lo cual rechazo la hipótesis nula de que ésta fuera igual en todas las zonas. Las zonas quemadas (Z2 y Z3) fueron significativamente más diversas que la zona con un largo periodo después del fuego (Z1) (Cuadro 2). La magnitud de

esta diferencia resultó elevada, basado en el número efectivo de especies de cada zona ($q = 1$). Asimismo, la similitud entre Z1 y ambas zonas perturbadas (Z2 y Z3) fue baja, por su parte ambas zonas perturbadas presentaron una similitud moderada. Esto último es importante si recordamos que entre más disímil es una comunidad de otra, la biodiversidad total del ecosistema es mayor, puesto que la composición de especies entre un sitio y otro es diferente, por lo tanto, la cantidad total de especies es mayor.

El fuego tiene un efecto reconstructor en aquellos ecosistemas dependientes de éste, por tanto, estos resultados pueden analizarse desde la idea de que los incendios aumentan la heterogeneidad del hábitat, lo que resulta benéfico para la avifauna (Gricera y Pavic 2007, Sosa 2008, Pineda-Díez et al. 2012, Ponce et al. 2012, White et al. 2015, Latif et al. 2016, Tingley et al. 2016, Troya 2017). Connell (1978) propuso la hipótesis del desequilibrio o de perturbación intermedia, la cual sostiene que la diversidad de un ecosistema es mayor cuando en éste ocurren perturbaciones en intensidad y tamaño intermedio; si bien esta hipótesis fue concebida en principio para organismos sésiles, un reciente hallazgo relacionado con la avifauna indica que, en efecto, la biodiversidad de una localidad es beneficiada siempre y cuando los incendios que ocurrían en ésta sean de severidad mixta (Tingley et al. 2016). Esta premisa es reforzada por los resultados de Durães et al. (2013), quienes sostienen que la diversidad de aves aumenta con la perturbación (cuando ésta es leve o moderada), y a su vez, aquellos parches en regeneración rodeados por bosque continuo mantienen altos niveles de diversidad, incluso comparables con bosques antiguos; sin embargo, aseguran que la pérdida de hábitat resulta perjudicial para las especies, principalmente para aquéllas con algún grado de amenaza, y este daño es mayor cuando un disturbio y la pérdida de hábitat actúan de manera sinérgica.

Las especies de aves responden a los incendios forestales de maneras diversas dependiendo de distintos factores de su ecología –dieta, territorialidad y requisitos de refugio– (Kinnaird y O'Brien 1998), además, los efectos del fuego pueden ser catalogados como adversos, neutrales, benéficos o mixtos –respuestas tanto negativas como positivas–, dependiendo de la especie y el tiempo desde el fuego (Saab y Powell 2005). Así, los efectos del fuego sobre la diversidad en la comunidad avifaunística del bosque seco del parque WTD fueron favorables, lo que concuerda con lo encontrado en diversos estudios, los cuales analizan esta problemática en distintos ecosistemas, en general la diversidad de aves fue significativamente mayor (prueba *t* modificada por Hutcheson) en el área quemada comparada con la no afectada o con un

largo tiempo desde el fuego (Gricera y Pavic 2007, Perfetti-Bolaño et al. 2013, Troya 2017), estos autores atribuyen esta respuesta positiva de la avifauna al aumento de la heterogeneidad del hábitat, una mayor disponibilidad de recursos alimenticios post-incendio, entre otros factores. Por su parte Lawrence (1966) encuentra que luego de un incendio en un chaparral estadounidense las poblaciones de aves aumentan en comparación con el control (sitio no quemado), y lo atribuyen a una mayor disponibilidad de alimento –semillas e insectos–, los cuales ocurrieron en mayor cantidad luego de la quema, además la poca vegetación del lugar los vuelve presa fácil para las aves. Newman et al. (2018) en un experimento conducido en un chaparral de California en el que se evaluó los efectos de un fuego prescrito, encontraron que la diversidad de aves fue mayor o muy parecida a la del control dependiendo de la estación meteorológica, no obstante, asegura que la evidencia indica que el fuego prescrito no debe ser tomado como incendio forestal originado de manera natural o accidental, pues sus efectos no siempre son similares al del experimento manipulativo. Muchas especies toleran o se comportan de manera resiliente ante la perturbación por incendios, mientras otras –que son parte de la misma comunidad– responden negativamente, a este efecto se le conoce como respuesta mixta (Saab y Powell 2005), y diversas investigaciones lo han documentado (Smucker et al. 2005, Kotliar et al. 2007, Robinson et al. 2014, White et al. 2015, Latif et al. 2016).

Mis resultados contrastan con lo encontrado en un estudio efectuado en un bosque templado-frío de México central, en el que evalúan un gradiente de tiempo desde el fuego y severidad, con un sitio quemado hace más de cinco años (C1), otros quemados hace un año a baja (C2) y alta (C3) severidad, en este caso la diversidad de especies fue mayor en el sitio con el más largo tiempo desde el fuego (C1 análogo a mi Z1); sin embargo, los autores reconocen el papel del fuego en el mantenimiento de la biodiversidad, al asegurar que la suma de todas las diversidades fue mayor que la de C1 como tal (Ponce et al. 2012). Por su parte, Barlow et al. (2002) en un bosque primario tropical, Venegas et al. (2009) en un bosque subantártico sudamericano y Sosa et al. (2010) en un bosque de caldén encontraron efectos negativos sobre la avifauna luego de los incendios forestales.

En cuanto a la similitud, mis resultados mostraron que fue de baja a moderada, misma tendencia que encuentran en los estudios que incluyeron este análisis (Barlow et al. 2002, Gricera y Pavic 2007, Ponce et al. 2012, Troya 2017), esto es importante ya que, a mayor disimilitud entre los puntos, sitios o zonas, mayor es la diversidad total del sistema.

Respuesta de los gremios tróficos de aves a los incendios forestales

Dividir a las especies de aves en gremios tróficos permite obtener un panorama general de la diversidad, abundancia y biomasa de las especies de aves que explotan un mismo recurso, igualmente, éste permite caracterizar un hábitat en función de los gremios que lo compongan (Greenberg 2016). Además, el empleo de los gremios es útil en los estudios comparativos de comunidades (Root 1967), dado que éste puede servir para predecir la respuesta de las especies a la perturbación (Greenberg 2016), como es el caso de este trabajo.

Mis resultados muestran asociación significativa entre los gremios tróficos de aves y el estrato dominante de vegetación presente en las distintas zonas estudiadas. Si bien no puedo aceptar en su totalidad la hipótesis de que la composición de la comunidad vegetal determina la presencia de ciertos gremios tróficos más que de otros en el parque WTD, encontré suficiente evidencia para algunos de ellos.

El gremio de los granívoros estuvo relacionado principalmente con el tipo de vegetación arbustiva-herbácea característico de la Z2, donde la abundancia de poaceae y cyperaceae, así como una gran abundancia de la fabaceae arbustiva pie de venado, provee de los recursos alimenticios necesarios para sostener una elevada abundancia de aves de este gremio, puesto que las especies con mayor abundancia fueron dos palomas comunes, la paloma ala blanca y la tórtola cola larga; esta observación es apoyada con lo establecido por Perfetti-Bolaño et al. (2013), quienes encuentran una mayor cantidad de aves granívoras en el sitio quemado de un bosque templado-cálido de Chile, debido a la abundancia del estrato graminoso-herbáceo. Igualmente, mis resultados concuerdan con diversas investigaciones, las cuales hallan que en las zonas quemadas este gremio es el más abundante (Milesi et al. 2002, Gray et al. 2007, Gricera y Pavic 2007, Sosa et al. 2010, Troya 2017, Newman et al. 2018).

El gremio de los nectarívoros mostró una fuerte asociación con el estrato herbáceo, por lo tanto, estuvo relacionado con Z3, zona que resultó con una marcada dominancia de este estrato, tal como sucede con los granívoros, lo cual se explica por la mayor abundancia de recursos alimenticios disponibles en las dos zonas quemadas, pues estas aves se alimentan principalmente en los estratos inferiores y medios (Pearman 2002), y quizás explique por qué no encontré ninguna especie de este gremio en la Z1; esto último concuerda con lo descrito por Ponce et al. (2012) quienes sólo encuentran representantes de este gremio en el sitio quemado a alta severidad, en un bosque templado-frío de México central. Por otro lado, contrasta con

otras investigaciones que sostienen que la abundancia de especies de este gremio no se ve afectada por el fuego, y resulta ser la misma en los sitios perturbados como en los sitios no perturbados (Barlow et al. 2002, Gray et al. 2007). Por su parte, Venegas et al. (2009) encuentran que la abundancia de este gremio se vio reducida luego del incendio. El comportamiento que observé en la distribución de los nectarívoros concuerda con lo encontrado en un bosque caducifolio de Chile (Perfetti-Bolaño et al. 2013) y un bosque secundario perennifolio en Ecuador (Troya 2017), donde se evidencia que éstos aumentan en las zonas quemadas.

Los frugívoros del parque WTD decrecieron en función de la disminución del estrato arbóreo, por ello el CA lo relaciona con la Z1, donde la cobertura arbórea fue mayor, éste fue uno de los grupos más sensibles a la pérdida de la cobertura arbórea en el parque Deininger. En Z1 éstos pueden estar aprovechando los recursos aportados por varias plantas, entre éstas, *Guazuma ulmifolia* (tapaculo), jíote, *Spondias mombin* (jocote jobo) y jocote pitarro, las cuales son productoras de frutos comestibles (Witsberger et al. 1982). Robinson et al. (2014) sugieren que los parches no quemados o de largo tiempo desde el fuego, mantienen grandes cantidades de frugívoros, lo cual concuerda con lo que encontré en mi trabajo, y a su vez, con otras investigaciones, que determinan que los frugívoros disminuyen luego de la perturbación, comparados con la zona no afectada (Kinnaird y O'Brien 1998, Nasi et al. 2002, Gray et al. 2007, Sosa et al. 2010). Por su parte Barlow et al. (2002) encontraron la misma abundancia de este gremio en las zonas quemada y no quemada, en un bosque primario tropical.

En cuanto al gremio de los insectívoros mis resultados no fueron concluyentes, es por ello que el CA no fue capaz de relacionar este gremio con ninguna zona ni estrato en particular. Asimismo, en el Cuadro 1 se observa que la abundancia de individuos de este gremio fue relativamente similar en todas las zonas. Voy a analizar este resultado considerando dos aspectos, el tipo de vegetación (1) y la clasificación de gremio que utilicé (2). (1) Pineda-Diez et al. (2012) sostienen que la composición mixta de la vegetación beneficia la diversidad de aves insectívoras, ya que algunas de ellas se favorecen del bosque primario y otras del bosque secundario, lo cual concuerda con lo que explica Pearman (2002), éste indica que dicho gremio responde de maneras diferentes a la heterogeneidad del hábitat. Estos factores pudieron tener efecto en la dispersión de este grupo de organismos a lo largo de todo el parque WTD, ya que se han visto favorecidos por la heterogeneidad de la estructura vegetal originada por los recurrentes incendios de severidad mixta ocurridos en éste.

(2) La clasificación de gremio debió ejercer cierta influencia en la distribución del gremio de los insectívoros en el parque WTD; Pearman (2002) establece que las características principales para agrupar a las especies en los distintos gremios son el estrato de vegetación principal donde se alimenta, el tipo de alimento, la técnica principal de forrajeo y el sustrato de forrajeo. Algunas investigaciones en las que emplean el sistema propuesto anteriormente, encuentran respuestas variadas en este gremio (Barlow et al. 2002, Kotliar et al. 2007). No obstante, diversos autores emplean una variación del sistema propuesto por Pearman (2002), así, el gremio resulta de la combinación de algunas de las características antes mencionadas; Milesi et al. (2002) encuentran que los insectívoros de follaje disminuyen en la zona quemada mientras que insectívoros de vuelo largo fueron significativamente más abundantes en esta misma zona. Otra investigación halla que los insectívoros del follaje disminuyeron en el sitio quemado, mientras que los insectívoros de superficie y de vuelo largo no mostraron diferencia significativa entre los sitios estudiados (Sosa et al. 2010). En su estudio Saab y Powell (2005) determinaron que los insectívoros aéreos, terrestres y de corteza son más abundantes en hábitats quemados, mientras que los forrajeros de follaje prefirieron los hábitats no quemados, luego de haber analizado estos gremios en distintos ecosistemas de Norteamérica.

Por otra parte, mi resultado para Z2 y Z3, donde la suma de las abundancias de especies insectívoras es considerablemente más grande (109 individuos) que la Z1 (38 individuos), concuerda con aquellos estudios en los que se utiliza únicamente el “tipo de alimento” –gremio trófico como tal– para agrupar a las especies dentro de este gremio, en éstos encuentran una mayor abundancia de insectívoros en las zonas quemadas, lo cual es atribuido principalmente al aumento de insectos perforadores de madera (Kinnaird y O'Brien 1998) y xilófagos (Nasi et al. 2002), además, a que las aves se favorecen de los espacios abiertos, dado que hay una mayor visualización de las presas (Perfetti-Bolaño et al. 2013). Sin embargo, recomiendo en futuras investigaciones emplear el sistema de agremiación de Pearman (2002), dado que con éste tendrán mayores probabilidades de detectar diferencias significativas entre zonas, así como observar asociaciones con el tipo de vegetación (estrato, cobertura) y el gremio de los insectívoros.

Con respecto al gremio de los omnívoros –al igual que con los insectívoros– los datos no fueron concluyentes, puesto que las especies de omnívoros del parque WTD fueron igual de abundantes en las tres zonas de estudio, es por ello que, la variabilidad de este gremio no pudo ser explicada por el

CA. Esto probablemente se deba a que los omnívoros poseen amplias estrategias de alimentación, las cuales se extienden por una gran área, aunado a que, las especies de este gremio son insensibles a la heterogeneidad del hábitat (Pineda-Diez et al. 2012). Mi hallazgo concuerda con Troya (2017), quien encuentra que la abundancia de este gremio es similar en la zona quemada y no quemada de un bosque secundario perennífolio. Por su parte Perfetti-Bolaño et al. (2013) observan una mayor abundancia de omnívoros luego del incendio, pues se ven favorecidos por el aumento en la disponibilidad de alimento en este sitio. Por otro lado, diversas investigaciones coinciden en que después del fuego este grupo de organismos se ve perjudicado (Kinnaird y O'Brien 1998, Barlow et al. 2002, Gray et al. 2007).

Este estudio aporta evidencia de que los incendios forestales en el parque WTD han favorecido a las comunidades de aves, lo que puede deberse a que el bosque seco es un ecosistema que de manera natural depende del fuego, por lo tanto, fuegos de magnitud e intensidad moderada propician la heterogeneidad del paisaje con lo cual la avifauna se ve beneficiada. Sin embargo, cuando este tipo de fenómenos es provocado con la intención de expandir la frontera agrícola, para el desarrollo de proyectos urbanísticos o algún otro tipo de cambio en el uso de suelo que conlleve a la pérdida definitiva del hábitat serán perjudiciales para la avifauna y para la biodiversidad en general. Además, cabe recalcar que este patrón no debería ser extrapolado para otros tipos de ecosistemas, más aún si éstos no poseen vegetación adaptada a los incendios forestales –como el bosque nebuloso o el bosque perennífolio– en este caso es necesario estudiar la respuesta de la avifauna en relación con el tipo de hábitat específico.

Agradecimientos

Al Instituto Salvadoreño de Turismo (ISTU), por brindarme los permisos pertinentes para la realización de este estudio y a su vez el libre ingreso al parque durante los muestreos de campo. A H.N. Torres, R.E. Alvarado y a F.J. Iraheta por el valioso apoyo que me brindaron en el establecimiento de las parcelas, en el muestreo y determinación de las especies vegetales. A los revisores que amablemente aportan sus conocimientos y su tiempo sin ningún ánimo de lucro para permitirnos dar a conocer nuestros trabajos y de esta manera contribuir a la conservación de las aves y de la biodiversidad en general. El autor no tiene conflictos de intereses que declarar.

Literatura citada

- Andino L. 2014. Factores que influyen en la diversidad taxonómica y funcional de aves en un paisaje dominado por café en la Sierra de Apaneca en El Salvador [tesis de maestría]. Turrialba (Costa Rica): Centro Agronómico Tropical De Investigación y Enseñanza. Disponible en: <http://repositorio.bibliotecaortón.catie.ac.cr:8080/handle/11554/7119>
- Barlow J., Haugaasen T., Peres C.A. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*. 105(2):157-169. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00177-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00177-X)
- Bomberos de El Salvador. 2015. Estadísticas Cuerpo de Bomberos de El Salvador 01 de enero al 01 de julio 2014-2015. Cuerpo de Bomberos de El Salvador [consultado el 2 de mayo de 2017]. Disponible en: <http://www.bomberos.gob.sv>
- Castillo M., Pedernera P., Peña E. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*. 19(3-4):44-53.
- Catalogue of Life. 2017. 2017 Annual Checklist. Catalogue of Life [consultado el 17 de mayo de 2017]. Disponible en: <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2017/>
- Chao A., Lee S.M. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*. 87:210-217. DOI: <https://doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194>
- Chao A., Shen T.-J. 2003. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics*. 10:429-443.
- Chao A., Ma K.H., Hsieh T.C., Chiu C.-H. 2016. SpadeR: Species-Richness Prediction and Diversity Estimation with R. R package version 0.1.1.
- [CNIF] Comisión Nacional de Incendios Forestales. 2012. Incendios forestales periodo enero-abril 2012. San Salvador: CNIF.
- [CNIF] Comisión Nacional de Incendios Forestales. 2013. Estadísticas de incendios forestales enero-abril 2013. San Salvador: CNIF.
- Connell J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*. 199(4335):1302-1310. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Dull R.A. 2008. Unpacking El Salvador's ecological predilection: Theoretical templates and "long-view" ecologies. *Global Environmental Change*. 18(2):319-329. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.03.002>

- Durães R., Carrasco L., Smith T.B., Karubian J. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biological Conservation*. 166:203-211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.007>
- eBird. 2020. eBird: Una base de datos en línea para la abundancia y distribución de las aves [consultado el 12 de mayo de 2017]. Disponible en: <https://ebird.org/hotspot/L1048345>
- El Metropolitano Digital. 2017 Mar. Controlan incendio forestal en Parque Deininger. El Metropolitano Digital [consultado el 10 de mayo de 2017]. Disponible en: <http://www.elmetropolitanodigital.com/2017/03/controlan-incendio-forestal-en-parque-deininger/>
- EoL. 2017. Global access to knowledge about life on Earth. Encyclopedia of Life [accessed 17 May 2017]. Available from: <http://eol.org/>
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34(1):487-515. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2002. Capítulo 8 Incendios. En: FAO, editor. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2000*. Roma: Estudio FAO Montes. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/005/y1997s/y1997s0e.htm#bm14>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2005. Cooperación internacional en la lucha contra los incendios forestales. Roma: FAO [consultado el 1 de mayo de 2017]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/meeting/009/j3939s/j3939s00.htm>
- García-Rodríguez N.G., Ramos-Barahona J.A., Herrera-Serrano N.O. 2006. Efecto borde en la Avifauna del Bosque Seco San Diego-La Barra, Metapan, El Salvador, durante la estación seca y transicional seca-lluviosa [consultado el 27 de febrero de 2017]. Disponible en: <https://tinyurl.com/yb5vlgx>
- Gray M.A., Baldauf S.L., Mayhew P.J., Hill J.K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*. 21(1):133-141. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x>
- Greenberg R.S. 2016. Chapter 14 Bird Communities. In: Lovette I.J., Fitzpatrick J.W., editors. *Handbook of Bird Biology*. 3rd ed. New York: Wiley. p. 732.
- Gricera D., Pavic C. 2007. Ensamblés de aves en un sitio quemado y en un sitio no alterado en un área forestal del noroeste de la Patagonia Argentina. *Hornero*. 22(1):29-37.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1):9.
- Husson F., Lê S., Pagès J. 2010. *Exploratory multivariate analysis by example using R*. 1ed ed. Boca Raton (FL): CRC Press. DOI: <https://doi.org/10.1201/b10345-2>
- Ibarra R. 2013. Aves de El Salvador: estado actual del conocimiento e iniciativas de conservación. *Bioma*. (9):12-89.
- [ISTU] Instituto Salvadoreño de Turismo. 2015. Antecedentes de incendios forestales [consultado el 1 de mayo de 2017]. Disponible en: <http://www.istu.gob.sv/temas/parques-naturales/parque-natural-walter-t-deininger/incendios-forestales.html>
- [ISTU] Instituto Salvadoreño de Turismo. 2017. Walter T. Deininger [consultado el 27 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.istu.gob.sv/temas/parques-naturales/parque-natural-walter-t-deininger.html>
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113(2):363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kassambara A. 2017. *Practical guide to principal component methods in R*. 1ed ed. STHDA (Multivariate Analysis II).
- Kinnaird M.F., O'Brien T.G. 1998. Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra. *Conservation Biology*. 12(5):954-956. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.00005.x>
- Komar O. 2002. Priority conservation areas for birds in El Salvador. *Animal Conservation*. 5:173-183. DOI: <https://doi.org/10.1017/s1367943002002238>
- Komar O., Ibarra-Portillo R. 2009. Las IBAS de El Salvador: áreas de importancia para la conservación de las aves. San Salvador: salvanatura [consultado el 1 de marzo de 2017]. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3996.0082>
- Kotliar N.B., Hejll S.J., Hutto R.L., Saab V.A., Melcher C.P., McFadzen M.E. 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology*. (25):49-64.
- Kotliar N.B., Kennedy P.L., Ferree K. 2007. Avifaunal responses to fire in southwestern montane forests along a burn severity gradient. *Ecological Applications*. 17(2):491-507. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-0253>
- Latif Q.S., Sanderlin J.S., Saab V.A., Block W.M., Dudley J.G. 2016. Avian relationships with wildfire at two dry forest locations with different historical fire regimes. *Ecosphere*. 7(5):1-22. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1346>
- Lawrence G.E. 1966. Ecology of Vertebrate Animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada Foothills. *Ecology*. 47(2):278-291. DOI: <https://doi.org/10.2307/1933775>

- Leyequién E., Hernández-Stefanoni J.L., Santamaría-Rivero W., Dupuy-Rada J.M., Chable-Santos J.B. 2014. Chapter 11 Effects of tropical successional forests on bird feeding guilds. In: Nakagoshi N., Mabuhay J.A., editors. Designing low carbon societies in landscapes. Japan (Tokyo): Springer. (Ecological Research Monographs). p. 177-202. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-4-431-54819-5>
- Magurran A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Malden (MA): Blackwell Publishing.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2015. Acuerdo No. 74 - Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción. San Salvador: Diario Oficial, Tomo 409, Núm. 181, Imprenta Nacional.
- [MARN] Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2016. Áreas de Conservación en El Salvador [consultado el 30 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.marn.gob.sv/areas-de-conservacion/>
- McKenzie D., Miller C., Falk D. 2011. Chapter 1 Toward a Theory of Landscape Fire. In: McKenzie D., Miller C., Falk D.A., editors. The Landscape Ecology of Fire. Vol. 213. New York: Springer. (Ecological Studies). p. 3-25.
- Milesi F.A., Marone L., Lopez de Casenave J., Cueto V.R., Mezquida E.T. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. Ecología Austral. 12(2):149-161.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. 1ra ed. Zaragoza: M&T-Manuales y Tesis SEA.
- Moreno C.E., Barragán F., Pineda E., Pavón N.P. 2011. Re-análisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Revista Mexicana de Biodiversidad. 82(4):1249-1261. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Nasi R., Dennis R., Meijaard E., Applegate G., Moore P. 2002. Los incendios forestales y la diversidad biológica. Unasylva. 53(209):36-40.
- Newman E.A., Potts J.B., Tingley M.W., Vaughn C., Stephens S.L. 2018. Chaparral bird community responses to prescribed fire and shrub removal in three management seasons. Lentini P., editor. Journal of Applied Ecology. 55(4):1615-1625. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13099>
- Pearman P.B. 2002. The Scale of Community Structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. Ecological Monographs. 72(1):19-39. DOI: <https://doi.org/10.2307/3100083>
- Perfetti-Bolaño A., González-Acuña D., Barrientos C., Lucila Moreno. 2013. Efectos del fuego sobre la avifauna del cerro Cayumanque, región del Bío-Bío, chile. Boletín Chileno de Ornitológia. 19(1-2):1-11.
- Pineda-Diez E., León-Cortés J.L., Rangel-Salazar J.L. 2012. Diversity of bird feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in a human-modified landscape in southern Mexico. Journal of Tropical Ecology. 28(4):369-376. DOI: <https://doi.org/10.1017/S026646741200034X>
- Ponce L.P., Aguilar B.C., Rodríguez D.A., Pérez E.L., Pérez J.S. 2012. Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 3(10):65-76. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v3i10.526>
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Ralph C., Geupel G., Pyle P., Martin T., DeSante D., Milá B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Albany (CA): Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Ramírez-Albores J.E. 2006. Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. Biota Neotropical. 6(2):1-19. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032006000200019>
- Reyes J., González V., Hidalgo G. 1994. Aves encontradas en el Parque Nacional "Walter Thilo Deininger" durante la época seca, 1989. Flora y Fauna. 9:37-42.
- Robinson N.M., Leonard S.W.J., Bennett A.F., Clarke M.F. 2014. Refuges for birds in fire-prone landscapes: The influence of fire severity and fire history on the distribution of forest birds. Forest Ecology and Management. 318:110-121. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.008>
- Root R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. Ecological Monographs. 37(4):317-350. DOI: <https://doi.org/10.2307/1942327>
- Saab V.A., Powell H.D.W. 2005. Fire and avian ecology in North America: process influencing pattern. Studies in Avian Biology. 30:1-13.
- Smucker K.M., Hutto R.L., Steele B.M. 2005. Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. Ecological Applications. 15(5):1535-1549. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-1353>
- [SNET] Servicio Nacional de Estudios Territoriales. 2017. Perfiles Climatológicos. Sistema Nacional de Estudios Territoriales [consultado el 27 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.snet.gob.sv/ver/meteorologia/clima/perfiles+climatologicos/>

- Sodhi N.S., Şekercioğlu Ç.H., Barlow J. 2011. Conservation of tropical birds. 1st ed. Chichester (UK): Wiley-Blackwell.
- Sosa R.A. 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de calden sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa [tesis doctoral]. Buenos Aires (Argentina): Universidad de Buenos Aires. Disponible en: <https://tinyurl.com/yd6cftj2>
- Sosa R.A., Benz V.A., Galea J.M., Poggio I.V. 2010. Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial Parque Luro, La Pampa, Argentina. Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes. 1:101-110.
- Tingley M.W., Ruiz-Gutiérrez V., Wilkerson R.L., Howell C.A., Siegel R.B. 2016. Pyrodiversity promotes avian diversity over the decade following forest fire. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 283(1840):20161703. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1703>
- Troya D.J. 2017. Análisis del efecto generado por los incendios forestales Sobre la diversidad, abundancia y gremios tróficos de la avifauna del parque metropolitano Guanguitagua de Quito [tesis de licenciatura]. Quito (Ecuador): Universidad Internacional del Ecuador. Disponible en: <http://repositorio.uide.edu.ec:8080/bitstream/37000/1903/1/TUIDE-1428.pdf>
- Venegas A.M., Varela S., Estades C.F. 2009. Efecto del fuego en la comunidad de aves de bosque en la reserva nacional Malleco. Boletín Chileno de Ornitológia. 15(1):1-7.
- Ventura N.E. 1980. Análisis de la distribución, dispersión y dominancia de la vegetación arbórea del Parque Nacional Walter Thilo Deininger [tesis de licenciatura]. San Salvador (El Salvador): Universidad de El Salvador.
- Vicente M.G., Valencia P.L. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. Lurralte: Investigación y espacio. 33:147-158.
- Whelan R.J. 1995. The Ecology of Fire. 1 edition. New York: Cambridge University Press.
- White A.M., Manley P.N., Tarbill G.L., Richardson T.W., Russell R.E., Safford H.D., Dobrowski S.Z. 2015. Avian community responses to post-fire forest structure: implications for fire management in mixed conifer forests. Animal Conservation. 19(3):256-264. DOI: <https://doi.org/10.1111/acv.12237>
- Witsberger D., Current D., Archer E. 1982. Árboles del Parque Deininger. 1st ed. San Salvador (El Salvador): Ministerio de Educación.
- Zar J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 5 edition. New Jersey: Prentice Hall.



Sociedad para el Estudio y Conservación
de las Aves en México, A.C.