

**UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA,
ESCUELA DE BIOLOGÍA**



**“EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LA AVIFAUNA EN
EL BOSQUE SECO CADUCIFOLIO DEL PARQUE NATURAL WALTER
THILO DEININGER”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO POR:

JULIO EDUARDO AGUILERA ORTEGA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

Ciudad Universitaria, San Salvador, octubre de 2018

**UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA,
ESCUELA DE BIOLOGÍA**



**“EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LA AVIFAUNA EN
EL BOSQUE SECO CADUCIFOLIO DEL PARQUE NATURAL WALTER
THILO DEININGER”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO POR:

JULIO EDUARDO AGUILERA ORTEGA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

DOCENTE ASESORA:

Lic. Milagro Elizabeth Salinas

Ciudad Universitaria, San Salvador, octubre de 2018

**UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA,
ESCUELA DE BIOLOGÍA**



**“EFECTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE LA AVIFAUNA EN
EL BOSQUE SECO CADUCIFOLIO DEL PARQUE NATURAL WALTER
THILO DEININGER”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO POR:

JULIO EDUARDO AGUILERA ORTEGA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

TRIBUNAL CALIFICADOR:

Lic. José David Pablo Cea

M.Sc. Ricardo Enrique Ibarra Portillo

Lic. Milagro Elizabeth Salinas

Ciudad Universitaria, San Salvador, octubre de 2018

AUTORIDADES UNIVERSITARIAS

RECTOR:

Maestro Roger Armando Arias

VICERRECTOR ACADÉMICO:

Dr. Manuel de Jesús Joya Ábrego

VICERRECTOR ADMINISTRATIVO:

Ing. Nelson Bernabé Granados Alvarado

SECRETARIO GENERAL:

Lic. Cristóbal Hernán Ríos Benítez

FISCAL:

Lic. Rafael Humberto Peña Marín

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA

DECANO:

Lic. Mauricio Hernán Lovo

DIRECTORA DE LA ESCUELA DE BIOLOGÍA:

M.Sc. Ana Marta Zetino Calderón

Ciudad Universitaria, San Salvador, octubre de 2018

DEDICATORIA

A mi familia y amigos.

A la memoria de mi amigo Wilson Martínez, gran biólogo e increíble ser humano.

AGRADECIMIENTOS

- A mi familia, por su paciencia y sostén en este largo viaje.
- A Jenny Amaya, por su cariño y paciencia, sin mencionar el haber leído y corregido cada párrafo de este trabajo primero que nadie.
- A mis amigos Enrique Posada, Enrique Maldonado, Heriberto Torres, Rafael Alvarado, Sergio Vásquez, Daniel Girón y Walter Madrid (Megasoma), sin ellos no estaría donde hoy.
- A Heriberto Torres, Rafael Alvarado y Francisco Iraheta, por su gran apoyo en el establecimiento de las parcelas y en el muestreo y determinación de las especies vegetales.
- A mi asesora y jurado evaluador, por sus valiosas observaciones y aportes a este trabajo.
- Al 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.

ÍNDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN.....	2
OBJETIVOS	4
MARCO TEÓRICO	5
1. Generalidades de las aves.	5
1.2. Aves de El Salvador.	6
1.3. Aves del Parque Natural Walter Thilo Deininger.	7
2. Gremios tróficos.	7
2.1. Gremios Tróficos en las aves	8
2.2. Gremios tróficos como indicadores.	11
2.3. Respuesta de los gremios tróficos a la perturbación por incendios forestales.....	13
3. Naturaleza de los incendios forestales.....	15
3.1. El fuego como proceso natural.	18
3.2. Efectos de la supresión del fuego.	18
4. Efectos del fuego sobre la biodiversidad.....	19
4.1. Efectos del fuego sobre la avifauna.	20
4.2. Efectos del fuego sobre los hábitats.	22
4.3. Situación del Parque Natural Walter Thilo Deininger.....	24
HIPÓTESIS	25
METODOLOGÍA.....	26
1. Descripción del área de estudio.	26
1.1. Descripción de las zonas y puntos de muestreo.	27
1.1.1 Zona 1 (Z1).....	27

1.1.2 Zona 2 (Z2).....	28
1.1.3 Zona 3 (Z3).....	31
2. Muestreo de la vegetación.....	33
3. Muestreo de la avifauna.....	33
4. Análisis de datos.....	35
4.1 Análisis de diversidad.....	35
4.3 Análisis estadísticos.....	37
RESULTADOS	39
1. Estructura de la vegetación por zonas.	39
2. Diversidad general de la avifauna.	40
3. Diversidad específica de la avifauna.	41
3.1. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo.....	42
4. Gremios tróficos.	42
4.1. Características de la vegetación que influyen en la ocurrencia de gremios tróficos.	43
DISCUSIÓN.....	45
1. Diferencias en la estructura de la vegetación entre las Zonas.	45
2. Respuesta de la avifauna a los incendios forestales.	47
3. Respuesta de los gremios tróficos de aves a los incendios forestales.	49
CONCLUSIONES.....	53
RECOMENDACIONES	54
REFERENCIAS	55
ANEXOS.....	62

ÍNDICE DE CUADROS

1. Clasificación en seis gremios de alimentación mutuamente excluyentes basados en la dieta predominante. Modificado de Gray et al. (2007). 12
2. Frecuencia de individuos por especie de ave en las tres zonas de estudio. 40
3. Índices de diversidad de aves por zonas de estudio..... 41

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Perfil de una flama de incendio en suelo plano, sin presencia de viento, indicando las tres regiones descritas en el texto. Modificado de Whelam (1995). 15
2. La intensidad del fuego está determinada por la topografía del paisaje. los cambios en el ecosistema post-fuego se combinan para crear paisajes con propiedades auto-reguladoras únicas. Modificado de McKenzie et al. (2011). 17
3. Ubicación del parque Walter Thilo Deininger. 27
4. Árbol de 11 m de altura afectado por el incendio del 2015..... 29
5. El punto 1 de la Zona 2 es un paisaje dominado en su mayoría por plantas herbáceas. .. 29
6. Punto 2, Zona 2. En “a” arbustos de *Bauhinia* sp (Pie de venado); “b” evidencia de los daños provocados por los incendios forestales que han ocurrido en el parque. 30
7. Punto 1, Zona 3. “a”, elevada presencia de plantas trepadoras y rastreras. “b”, evidencia del daño ocasionado al estrato arbustivo. 31
8. Punto 2, Zona 3. En “a” se observa la abundante presencia de plantas trepadoras. “b” árbol de gran altura derribado por el incendio forestal. 32
9. Mapa general del Parque Natural Walter Thilo Deininger, se muestran las zonas de muestreo, así como los puntos de radio fijo donde se realizó el registro de aves y vegetación. 34
10. Diseño esquemático de la metodología a emplear en el muestreo de aves y vegetación. En el recuadro rojo se observa la metodología para el muestreo de plantas superiores y herbáceas; los recuadros naranja y verde ejemplifican como llevara a cabo el muestreo de aves..... 35
11. Porcentaje de estrato vegetal (\pm EE) por zonas. Estratos, A: arbóreo; B: arbustivo; H: herbáceo. Zonas, Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3..... 39

12. Frecuencia de individuos por gremio trófico. Gremios, F: frugívoro; G: granívoro; I: insectívoro; N: nectarívoro; O: omnívoro. Zonas, Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3.	43
13. 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).....	44

ÍNDICE DE ANEXOS

1. Número de incendios y cantidad de hectáreas afectas por éstos, en el periodo 2011-2013. Tomado de: CNIF 2013.	62
2. Cantidad de incendios por departamento para el año 2013. Tomado de: CNIF 2013.....	63
3. El parque Walter Thilo Deininger fue una de las áreas protegidas más afectadas por el fuego en 2013. Tomado de: CNIF 2013.	63
4. Línea de tiempo sobre los incendios que han ocurrido en el Parque Natural Walter Thilo Deininger entre 1986 y 2017. Fuente: ISTU 2015; El Metropolitano Digital 2017. 64	
5. Posición geográfica y elevación de los puntos de radio fijo muestreados en cada una de las tres zonas.	65
6. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 1 (Z1).	66
7. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 2 (Z2).	68
8. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 3 (Z3).	70
9. Algunas especies de aves encontradas en esta investigación. 1. <i>Archilochus colubris</i> 2. <i>Euphonia affinis</i> 3. <i>Icterus galbula</i> 4. <i>Icterus spurius</i> 5. <i>Eupsittula canicularis</i> 6. <i>Passerina ciris</i> 7. <i>Myiozetetes similis</i> 8. <i>Polioptila albiloris</i> . Fotografías: Julio E. Aguilera.	71

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar los efectos causados por los incendios forestales sobre la avifauna del bosque seco en el parque Deininger establecí cuatro puntos de radio fijo 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 recientemente afectadas mantuvieron una diversidad de aves significativamente mayor que la zona con mayor tiempo desde el fuego (Z1-Z2 $t= 5.198$; $t_{0.05(2).208}=1.96$; Z1-Z3 $t=5.499$; $t_{0.05(2).170}=1.96$. $\alpha 0.05$). 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 vegetativo característico de cada zona ($\chi^2=143.0521$, $P<0.01$). Mis resultados aportan evidencia de que los incendios han sido benéficos para la diversidad avifaunística del parque y además que el uso de los gremios tróficos es útil en el estudio comparativo de comunidades de aves.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son un fenómeno global, que afecta a la mayoría de los ecosistemas del mundo (Whelan 1995; McKenzie et al. 2011). Como proceso natural 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, así como, la recurrencia del fenómeno del 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, causando gran impacto sobre la biodiversidad a través de la pérdida de hábitat, fragmentación (García-Rodríguez et al. s.f; Fahrig 2003; Vicente y Valencia 2010) y la extinción de especies (Sodhi et al. 2011).

En el mundo arden millones de hectáreas de bosques al año (FAO 2002; FAO 2005), y El Salvador no es una excepción a este patrón, se estima que al año arden alrededor de 3,500 ha. de bosques y pastizales (Anexo 1), estos incendios ocurren durante la época seca, periodo en el cual se alcanzan las más altas temperaturas (35 a 40 °C) (CNIF 2012; CNIF 2013; Bomberos de El Salvador 2015). La Libertad es uno de los departamentos más afectados por estos desastres a nivel nacional (CNIF 2012; CNIF 2013) y dentro de este, una de las áreas que históricamente ha sido extensamente afectada por incendios forestales es el Parque Natural Walter Thilo Deininger (ISTU 2015), el cual constituye un conjunto de bosques de galería y seco, pastizales y pequeñas sabanas (Witsberger et al. 1982), hábitat en que los fuegos son normales y hasta necesarios cuando son originados de manera natural (Sodhi et al. 2011), pese a ello, en esta área natural nunca se ha evaluado el impacto que este tiene sobre la biodiversidad animal y vegetal.

El Parque Deininger alberga aproximadamente 190 especies de aves (eBird 2017) —el 33.74% del total de especies que ocurren en el país— de éstas ocho se encuentran Amenazadas y cuatro En Peligro 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 incluye en la posición número seis como una de las “Áreas Clave para la Conservación de las

Aves en El Salvador” debido a que, cuenta 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 Deininger 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 ingles).

En el país existe un único estudio publicado acerca de la diversidad de aves del parque Deininger (Reyes et al. 1994) y ninguno relacionado al efecto del fuego sobre las comunidades de aves y como 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 que los incendios forestales tienen sobre la avifauna de esta área natural y a su vez, determinar si existe diferenciación de gremios tróficos entre parches quemados comparado con no quemados, además de relacionar estas variables con el tipo de vegetación encontrada.

OBJETIVOS

GENERAL:

Evaluar los efectos causados por incendios forestales sobre la avifauna del bosque seco caducifolio del Parque Natural Walter Thilo Deininger, La Libertad, La Libertad.

ESPECÍFICOS:

1. Determinar la diversidad específica de la avifauna en cada una de las zonas, y sobre esta base encontrar si existen diferencias significativas entre éstas.
2. Determinar si existen diferencias significativas entre los gremios tróficos de aves de cada zona de estudio.
3. Relacionar la vegetación presente en las zonas de estudio con los gremios de aves encontradas en éstas.

MARCO TEÓRICO

1. Generalidades de las aves.

Las aves son un grupo de organismos muy diverso y con un rango de distribución variado. Bajo la perspectiva de la clasificación de los organismos, las aves son una “Clase” dentro del reino animal, las siguientes son algunas de las características fundamentales de estos animales (Ares 2013):

- Son cordadas, vertebradas y ovíparas. Es decir, que poseen un cordón nervioso en el esqueleto; el cráneo y la columna vertebral están desarrollados; tienen cuatro extremidades y se reproducen mediante huevos que aíslan al feto del exterior.
- Son bípedas y poseen alas en las extremidades superiores. Tienen el cuerpo cubierto de plumas. Las aves se apoyan en las puntas de los dedos, son digitígradas.
- Tienen una importante reducción en la cantidad de huesos. El esqueleto es robusto, con un tórax compacto. Muestran un pico córneo como modificación de la mandíbula y han perdido los dientes.
- El sistema respiratorio tiene sacos aéreos internos conectados a los pulmones. La circulación de aire es unidireccional. En la tráquea se ubica la siringe, que es el órgano del canto.
- Casi la mitad de las especies hacen migraciones para aprovechar los mejores lugares para anidar en verano y alimentarse en invierno.

Esta última característica, es una de las más elementales desde el enfoque de la ecología, la migración puede ser tanto local (migración altitudinal, periférica retirada, migración post-cría entre otras) como a través de grandes distancias (migración a otros países y/o regiones), éstas están orientadas generalmente de norte a sur en el continente americano (Howell y Webb 1995). Es por esta misma conducta que las aves han podido colonizar prácticamente todos los ecosistemas del mundo, desde las zonas más inhóspitas de los polos hasta los cálidos bosques del neotrópico (Ares 2013).

La gran capacidad de especialización de las aves, es también otra característica que les ha permitido adaptarse a las condiciones de su medio, por ejemplo, los distintos tipos de picos, garras y plumas responden a una fuente de alimento determinado para cada especie (Ares 2013).

1.2. Aves de El Salvador.

Pese al alto grado de deforestación y pérdida de hábitat naturales debido a las altas densidades poblacionales que históricamente ha albergado El Salvador (Dull 2008), es este un país con una gran diversidad de aves (Komar y Domínguez 2001; Komar y Ibarra-Portillo 2009). La mayor concentración de éstas se encuentran dentro del Sistema de Áreas Naturales Protegidas y bosques salados que cubren alrededor de 82,800 ha, lo que constituye menos del 4% del territorio nacional (MARN 2013a).

El estudio de las aves en El Salvador inició hace más de un siglo. Dickey y van Rossem (1938) realizaron el primer estudio extenso sobre este grupo entre las décadas de 1910 y 1920 (Ibarra 2013). Posterior a este, continuaron investigaciones de ornitólogos estadounidenses como Miller (1931, 1932), Marshall (1943), Miles (1964), Thurber (1978) entre otros (Ibarra 2013) y alemanes como Felten y Steinbacher (Felten y Steinbacher 1955).

La primera lista completa de las aves del territorio se generó en 2001 en la cual se reportaron 522 especies (Komar y Domínguez 2001). Sin embargo, a la fecha se conoce que existen 563 especies de aves (Ibarra 2013), de las cuales 45 se encuentran Amenazadas y 40 En Peligro de extinción (MARN 2015). Del total de especies el 48% son Residentes y el 23% son migratorias, el porcentaje restante se distribuye en las categorías Vagabundo Migratorio (9%), Vagabundo No Migratorio (6%), Residente y Migratorio (4%), Estado Incierto (5%), Transeunte (4%) y Visitante Reproductor (1%) (Ibarra 2013). En el país existen 19 especies endémicas que están confinadas en las tierras altas del norte de América Central y sur de México, asimismo 60 subespecies propias de zonas altas de América Central y ocho subespecies únicas para El Salvador que se hallan a lo largo de la cordillera central (Komar 1995; Ibarra 2013).

En El Salvador existen un total de 20 Áreas de Importancia para la Conservación de Aves (IBA por sus siglas en inglés), las cuales representan el 15% de la superficie del país (3.165 km²), sólo dos sitios cumplen con el criterio A1, cada uno albergando dos de las tres aves globalmente amenazadas presentes en el país. Otros cinco sitios cumplen con el criterio A2 para las especies de rango restringido y un total de 19 sitios cumplen con el criterio A3 para especies restringidas a bioma particular (Komar y Ibarra-Portillo 2009). A su vez, dentro del territorio se han designados seis sitios Ramsar, los cuales son humedales de gran importancia, puesto que,

funcionan como hábitat para una gran cantidad de especies de aves migratorias a nivel global (MARN 2013b).

1.3. Aves del Parque Natural Walter Thilo Deininger.

En sus 732 ha de terreno el parque Deininger alberga una alta diversidad de aves. Existen una gran cantidad de datos no publicados acerca de la diversidad y abundancia de aves en el parque y solamente uno publicado, en el que se reportan 56 especies (Reyes et al. 1994). No obstante, la riqueza de especies puede ascender hasta alrededor de 190 (eBird 2017), lo cual representa el 33.74% del total de avifauna que ocurren en el país. De éstas, 12 especies se encuentran dentro de alguna categoría de amenaza a nivel nacional (MARN 2015).

Por ello, este sitio es una importante zona para la conservación de las aves de El Salvador y de la región norte de Centroamérica. Está situada en la posición número seis de 10 en la lista de “Áreas prioritarias de conservación de aves en El Salvador”, en estas áreas naturales protegidas se encuentran 237 especies amenazadas o en peligro, lo cual representa el 88% del total de especies que están dentro de alguna de estas categorías en el país (Komar 2002). A su vez, este parque, es considerado un “Área de Importancia para la conservación de las aves” (IBA SV008), al cumplir con el criterio A3 de conservación puesto que cuenta con especies restringidas a un bioma en particular (Bioma de la Vertiente Árida del Pacífico), en las que se incluyen especies como *Ortalis leucogastra*, *Eupsittula canicularis*, *Thryophilus pleurostictus*, entre otras (Komar y Ibarra-Portillo 2009).

2. Gremios tróficos.

El agrupamiento de especies en grupos tróficos es una clasificación funcional, incluye aquellas especies que obtienen su energía de manera similar (nivel trófico), a su vez, es posible establecer una subdivisión dentro de cada nivel, agrupando a las especies que explotan un recurso común, a los cuales se les denomina gremio (Smith y Smith 2007).

El concepto de “gremio” tal como se conoce actualmente fue introducido por Root (1967), definiéndolo como “un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales de manera similar”. Este término agrupa a las especies, sin tener en cuenta la posición

taxonómica, que se superponen significativamente en sus necesidades de nicho. El gremio tiene una posición comparable en la clasificación de los patrones de explotación al género en esquemas filogenéticos.

Se sugieren tres ventajas de usar gremios en el estudio de comunidades ecológicas (Root 1967):

1. Los gremios centran la atención en todas las especies simpátricas que compiten, independientemente de su relación taxonómica.
2. El "gremio" elimina el uso dual del término "nicho" utilizado para describir el papel funcional de una especie en una comunidad y el sistema de condiciones que permite que una especie exista en un biotopo particular. Este último término queda limitado a una especie que pertenece a un determinado biotopo es parte de un mismo "nicho", por lo que el concepto "gremio" se refiere exclusivamente a grupos de especies que tienen papeles ecológicos muy similares dentro de una comunidad.
3. Los gremios son útiles en el estudio comparativo de las comunidades. Dado que por lo general es imposible estudiar todas las especies que viven en un ecosistema a la vez, los gremios nos permiten concentrarnos en grupos específicos con relaciones funcionales específicas. Esto es preferible al estudio de grupos taxonómicos, dentro de los cuales diferentes especies pueden desempeñar papeles no relacionados.

La asignación de especies en los distintos gremios no es una tarea arbitraria, por ello es importante definirlos y delimitarlos (Simberloff y Dayan 1991). El establecimiento de los gremios que serán utilizados en estudios ecológicos debe estar sustentado en antecedentes consistentes con las especies que serán evaluadas, asimismo, la asignación de éstas en gremios alimentarios debe seguir ciertos criterios previamente establecidos como la conducta y sitio de forrajeo (Simberloff y Dayan 1991).

2.1. Gremios Tróficos en las aves

La diversidad de las dietas de las aves y sus comportamientos de alimentación son evidentes en aspectos de su anatomía —especialmente sus picos, pies, alas y colas— que reflejan las

adaptaciones alimentarias. Dado que "la función sigue a la forma" en la alimentación, las características físicas generales de las aves subrayan cómo las diferentes especies obtienen su presa (Sherry 2016).

Dada la premisa anterior es posible inferir que las aves se han adaptado a través diversos mecanismos evolutivos, y con base a estas adaptaciones pueden clasificarse en los diferentes gremios tróficos. No obstante, es imprescindible mencionar que, si bien una especie posee una dieta primaria —la cual constituye su fuente principal de alimento— esta es complementada con otra fuente secundaria, ejemplo de esto es el caso de las aves nectarívoras; el néctar de las flores constituye una dieta pobre en energía pues solo posee agua y carbohidratos, por esta razón las aves que poseen estos hábitos deben complementar su dieta con artrópodos y semillas (Ares 2013).

La relación entre los consumidores y sus presas, es decir, su fuente alimenticia, es sumamente estrecha y a su vez complicada. Lo que comen las aves refleja no sólo su propia anatomía y comportamiento, sino también las respuestas conductuales y evolutivas de los alimentos que consumen (Sherry 2016). Esta interacción evolutiva se conoce como coevolución, esto es, evolución entre dos o más especies en la que ambas desarrollan características adaptativas en respuesta de las otras; un claro ejemplo de este proceso son algunas especies de colibríes, cuyos picos han ido cambiando morfológicamente en función de la modificación de las flores con que se alimentan (Sherry 2016).

Las aves son capaces de consumir una cantidad virtualmente ilimitada de tipos de alimentos, sin embargo, la mayoría de las especies son especialistas, es decir, su dieta se basa en uno o algunos tipos de alimentos. Además, existen aves con hábitos generalistas, estas son capaces de alimentarse de un rango amplio de fuentes tróficas (Sherry 2016). Se cree que el aumento en la capacidad de detectar, capturar, manipular, tragar o digerir un tipo de alimento a menudo disminuye la capacidad de un pájaro para usar otros tipos de recursos (Sherry 2016). La preferencia de hábitat se relaciona con la forma de obtener alimento, y esta es la base funcional de los gremios. En este sentido Komar y Domínguez (2001) establecen que en El Salvador existen varios tipos de preferencia de hábitat, entre estos, generalistas altitudinales, generalistas de bosques/selvas, especialistas de bosques/selvas, especialistas y generalistas de zonas abiertas y especialistas de hábitat acuáticos. Entiéndase como especie generalista aquellas que pueden

encontrarse en cualquier sitio, siempre y cuando cumpla su preferencia (e.g. altura) y a una especialista aquella que solo se puede encontrar en hábitat particular, en un bosque de pino-roble, por ejemplo (Komar y Domínguez 2001).

Dividir a las especies de aves en gremios posibilita a los investigadores evaluar de manera general la diversidad, abundancia y biomasa de las especies que explotan diferentes fuentes alimenticias (Greenberg 2016). A su vez, se puede caracterizar un hábitat en función de los gremios de aves que dominan en este, por ejemplo, las aves que forrajean en el follaje dominan los bosques cerrados, por otra parte, los pastizales son dominados por aves granívoras que forrajean en el sustrato (Greenberg 2016). La designación de las especies en gremios y la definición misma de estos varía de autor a autor, Root (1967) fue el primero en asignar a las aves en gremios con base a sus hábitos de forrajeo, designó a la perla grisilla (*Polioptila caerulea*) al “gremio de follaje”, y a su vez aquellos pájaros de distintas especies que competían con ésta por los mismos recursos.

Actualmente el sistema de clasificación por gremios tróficos es más complejo, puesto que no solo se basa en el tipo de alimento principal del organismo, así, Pearman (2002) establece cuatro características principales para asignar a las aves en los distintos gremios, (1) el principal estrato de vegetación donde se alimenta (dosel, sotobosque, etc.); (2) el tipo de alimento, es decir artrópodos, semillas, frutos entre otros y (3) la técnica principal de forrajeo y el sustrato de forrajeo (4), es decir, suelo, aire o follaje. Un estudio sobre el efecto del fuego sobre las aves de sotobosque sigue este criterio de clasificación gremial (Barlow et al. 2002). Sin embargo, diversas investigaciones no siguen este patrón de asignación, limitándose únicamente al tipo de alimento y el estrato de vegetación (Milesi et al. 2002; Saab y Powell 2005; Sosa 2008; Russell et al. 2009; Sosa et al. 2010; Leyequién et al. 2014; Troya 2017). El uso exclusivo del tipo de alimentación es el método más comúnmente utilizado, este se basa en la fuente primaria de alimentación para establecer seis gremios, carnívoros, frugívoros, granívoros, insectívoros, nectarívoros y omnívoros (Vilchez et al. 2004; Ramírez-Albores 2006; Gray et al. 2007; Gricera y Pavic 2007; Juárez et al. 2011; Pineda-Diez et al. 2012; Durães et al. 2013; Perfetti-Bolaño et al. 2013; Andino 2014). En ciertos casos estos seis gremios son divididos para brindar información sobre la subdieta de las aves en estudio (Ramírez-Albores 2006).

Simberloff y Dayan (1991) revisan una serie de estudios en los que se utilizan métodos cuantitativos para dividir una comunidad en gremios, dichos procedimientos incluyen análisis de agrupaciones estadísticas de vecinos más cercanos, análisis de componentes principales, correlación canónica y técnicas de Monte Carlo. Pese a que estos métodos parecen más confiables y menos sesgados, no dejan de tener sustentos arbitrarios, e.g. se da la asignación arbitraria de los niveles de un cluster o cuánta desviación de la resolución perfecta es necesaria para descalificar a un grupo como un solo gremio siguiendo el método de Monte Carlo (Simberloff y Dayan 1991).

En las investigaciones que se han realizado en El Salvador, donde se incluye el análisis de gremios, se ha utilizado la clasificación que considera únicamente el tipo de alimento (Juárez et al. 2011; Andino 2014).

La designación de los gremios tróficos que fueron empleados en esta investigación se basan en el estudio de Gray et al. (2007) en el que revisa 57 publicaciones acerca de la respuesta de los gremios ante la perturbación de los bosques tropicales. Este método clasifica las especies en uno de los seis gremios de alimentación mutuamente excluyentes de acuerdo con su dieta predominante (Cuadro 1). Gray et al. (2007) establece que de encontrarse especies que, según la literatura y observaciones tenga más de dos fuentes principales de alimento debe ser catalogada como omnívora. Además, este estudio no tomó en consideración aves nocturnas y crepusculares, puesto que se desarrolló en las primeras cuatro horas después de la salida del sol, asimismo, se esperó que la riqueza de carnívoras fuese muy baja por lo que no se tomó en cuenta este gremio (Milesi et al. 2002; Sosa 2008; Sosa et al. 2010; Leyequién et al. 2014).

2.2. Gremios tróficos como indicadores.

El establecimiento de leyes y regulaciones que busquen conservar los recursos naturales tiene como consecuencia inherente la elaboración de mecanismos adecuados para la gestión y el monitoreo de dichos recursos, por ello la creación de métodos apropiados y económicamente viables es fundamental para alcanzar dicho objetivo, en este sentido, el concepto de gremio puede proporcionar una forma de racionalizar las tareas de evaluación ambiental y monitoreo de recursos (Verner 1984).

Cuadro 1. Clasificación en seis gremios de alimentación mutuamente excluyentes basados en la dieta predominante. Modificado de Gray et al. (2007).

Gremio Trófico	Gremio o categoría de los autores	Recurso
Carnívoros	Rapaz, piscívoro, faunívoro, depredador	Artrópodos grandes y presas vertebradas
Frugívoros	Consumidor de frutas	Frutas frescas
Granívoros	Consumidor de semillas	Semillas y nueces
Insectívoros	Consumidor de hormigas, recolector de corteza, follaje, pájaro carpintero	Pequeños artrópodos
Nectarívoros	Consumidor de néctar y polen	Néctar
Omnívoros	Carroñero, misceláneo, dos o más gremios; Por ejemplo, frugívoro-insectívoro	Dos o más de los anteriores

Greenberg (2016) establece que los gremios son útiles para caracterizar un hábitat en particular, además, la formación de estos pueden servir para predecir la respuesta de las especies a la perturbación, así como para determinar los efectos de la gestión ambiental y de esta forma crear modelos de manejo, que son relevantes en las evaluaciones de impacto ambiental (Wilson 1999).

Un indicador de gremio es una especie seleccionada como un “indicador” de las respuestas de todos los miembros de su gremio a los cambios en el medio ambiente, ya sea de origen humano o natural. Un gremio de manejo se define como un grupo de especies que responden de manera similar a una variedad de cambios o impactos que pueden afectar su ambiente (Verner 1984). A diferencia del enfoque de indicador de gremio, el enfoque de todo el gremio requiere un recuento de todas las especies en cada gremio para evaluar las capacidades de todas las zonas identificadas de un hábitat (Verner 1984). En este mismo estudio se presenta una serie de argumentos por los cuales el autor considera que la utilización de una especie indicadora resulta inadecuado para evaluar la efectividad de la gestión ambiental o bien el efecto causado por una perturbación ambiental, más bien, asegura que el enfoque de todo el gremio, es decir, el gremio de manejo promete ser una forma de monitorear las tendencias en las funcionalidades de hábitat, que luego se pueden traducir en tendencias en las poblaciones de vida silvestre (Verner 1984).

Por su parte Milesi et al. (2002) en su estudio sobre gremios de manejo de aves como indicadores de las condiciones del ambiente, establecen que el éxito del uso de gremios para el monitoreo

de un ensamble es altamente dependiente del criterio de agremiación elegido, esto es, uso de recursos (Root 1967; Verner 1984), preferencia de hábitat (Wilson 1999), técnicas de forrajeo (Root 1967; Pearman 2002), entre otros. Milesi et al. (2002) concluyen que la utilización de gremios de manejo o gremios-indicadores de aves no parece ser el mejor método de análisis para las etapas previas y posteriores al establecimiento de los programas de manejo.

No obstante, Gray et al. (2007) revisan una gran cantidad de documentos que tratan sobre la respuesta de seis gremios de aves ante las perturbaciones moderadas del ambiente, determina que el diseño experimental puede afectar el cambio percibido en la diversidad de aves tras la perturbación, lo cual pudo haber inferido en el estudio de Milesi et al. (2002). Según Gray et al. (2007) la clasificación de las especies en los distintos gremios fue muy amplia, por ello se ignoró muchas diferencias entre las especies de un mismo gremio como el comportamiento y algunos rasgos ecológicos, sin embargo, encontraron diferencias significativas y consistentes entre los gremios en sus respuestas a la perturbación, lo cual indica que el gremio trófico de una especie puede ser un indicador de su vulnerabilidad a la perturbación.

2.3. Respuesta de los gremios tróficos a la perturbación por incendios forestales.

Una de las causas que originan los incendios forestales es el aumento de la accesibilidad en lugares montañosos lo cual propicia que la negligencia humana provoque estos incendios (Vicente y Valencia 2010; Durães et al. 2013). Estos fenómenos causan fragmentación de hábitat y a menudo van acompañados de pérdida de biodiversidad dependiendo del grado de severidad de éstos (Whelan 1995; Kotliar et al. 2002). Las aves son uno de los grupos de organismos que son afectados por el fuego en los bosques (Kotliar et al. 2002), es por ello que es necesario evaluar la respuestas de estas comunidades cuando un evento como este ha ocurrido, para lo cual los gremios tróficos son una herramienta utilizada recurrentemente en las investigaciones de campo (Wilson 1999).

Los gremios tróficos responden de maneras muy variadas a las perturbaciones por incendios forestales, están respuestas dependen en gran medida del tipo de estrato estudiado (Barlow et al. 2002), la latitud (Wilson 1999), y el diseño experimental utilizado en la investigación (Gray et al. 2007) entre otros. Los efectos del fuego pueden ser interpretados como adversos, neutrales,

benéficos o mixtos dependiendo de la especie y el tiempo considerado después de ocurrido un incendio (Saab y Powell 2005).

En un estudio en el que se evaluó el efecto del fuego sobre las comunidades de aves de un bosque de la Amazonia (Barlow et al. 2002) se encontró que después de la perturbación, los integrantes del gremio de consumidores de hormigas —insectívoros— disminuyeron drásticamente, los forrajeros de tierra y los forrajeros de hojas muertas también se vieron afectados, por otra parte, el gremio de los nectarívoros fue abundante tanto en la zona quemada como la zona no quemada, lo cual concuerda con lo encontrado por Gray et al. (2007). Estos mismos autores hallaron que después de un disturbio el gremio granívoro aumenta significativamente mientras los insectívoros declinan, en cuanto a la riqueza de especies los demás gremios no muestran ninguna tendencia significativa, salvo los frugívoros que tuvieron un valor cercano a la significancia en relación a la disminución de la riqueza de especies; en cuanto a la abundancia los frugívoros, insectívoros y omnívoros decrecieron significativamente (Gray et al. 2007). Venegas et al. (2009) observaron una disminución considerable de todos los gremios en las zonas afectadas por incendios, incluso el gremio de nectarívoros, pues según estos, dichas aves necesitan alimentarse de flores que frecuentemente se desarrollan en el estrato inferior del bosque. En el estudio de Troya (2017) se encontró una mayor cantidad de especies nectarívoras en la zona quemada que en la no quemada.

Gricera y Pavic (2007), Sosa et al. 2010 y Troya (2017) evidenciaron un aumento de las aves que se alimentan en el suelo (granívoras, granívoras de suelo) mientras que se redujeron las que se alimentan en el follaje luego de un incendio. Resultado similar fue hallado por Perfetti-Bolaño et al. (2013) quienes aseguran que existe una mayor presencia de granívoros y omnívoros, debido a que, tras haber transcurrido cierto periodo desde el incendio la vegetación dominante era la gramínea-herbácea, asimismo, proponen que el aumento de insectívoros en la zona medianamente afectada podría ser debido a que los espacios abiertos favorecen la visualización de las presas. Por su parte, Troya (2017) no encontró diferencias significativas en la riqueza de especies del gremio omnívoro entre los sitios afectados y no afectados.

3. Naturaleza de los incendios forestales.

Los incendios forestales son un fenómeno global, inherente a cualquier ecosistema, son causantes de diversas modificaciones en el paisaje y en los hábitats de muchas especies (FAO 2002; Kotliar et al. 2002; McKenzie et al. 2011). Dada la naturaleza, el origen y la severidad de estos disturbios existen diferentes definiciones sobre este fenómeno, dichos conceptos se basan en tres criterios principales, el primero es la intensidad del fuego, el siguiente es si el fuego es planificado por alguna organización para el manejo de las tierras y el tercero es el tipo de vegetación en la que ocurre, en muchos casos los enunciados son una combinación de esas tres variables (Whelan 1995). El término de “incendio forestal” se entenderá en este estudio como todo aquel fuego fuera de control ocurrido en un bosque y que ha sido provocado maliciosamente, por accidente, mal manejo, así como, por eventos naturales como un rayo o sobrecalentamiento de la maleza (Whelan 1995).

Para Whelan (1995) el fuego en la vegetación puede ser estudiado sobre la base de los principios de la combustión, (1) el precalentamiento, donde el combustible —material vegetal— es calentado, secado y en el cual sucede pirolisis parcial; posterior a este se da la combustión activa (2) que resulta en la ignición de los gases de hidrocarburo previamente liberados por la pirolisis parcial. Finalmente, ocurre la combustión residual o brillante durante la cual se queman el carbón residual a manera de sólido, a tal punto que solo quedan restos de ceniza (Figura 1).

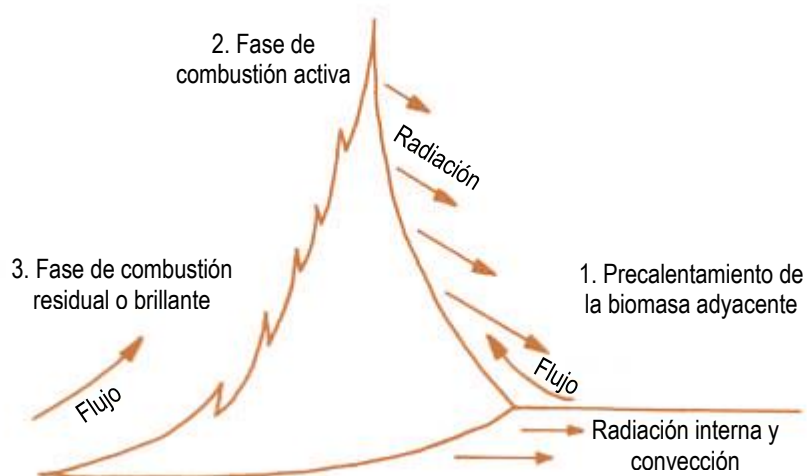


Figura 1. Perfil de una flama de incendio en suelo plano, sin presencia de viento, indicando las tres regiones descritas en el texto. Modificado de Whelan (1995).

Severidad del fuego

El comportamiento de un incendio forestal depende en gran medida de la intensidad del fuego, en este sentido es posible establecer un gradiente de severidad para un ecosistema dado. Generalmente este gradiente está dividido en tres niveles, basándose en la respuesta de la vegetación al fuego (Kotliar et al. 2002):

1. *Baja Severidad*. 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.
2. *Severidad moderada*. Pueden matar, pero usualmente no consumen hojas de árboles de dosel, aunque puede producirse la mortalidad de los mismos.
3. *Severidad Alta*. Suelen quemar la copa de los árboles al nivel de dosel, matando a la mayoría de estos.

A su vez, es posible que el tipo de incendio resulte ser una mezcla de estos tres tipos de severidad, obteniéndose un cuarto tipo, *severidad mixta* (4), estos 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).

Evidentemente, la severidad de fuego resulta ser una medida de los efectos a largo plazo de un incendio sobre plantas o ecosistemas enteros (Saab y Powell 2005). La intensidad de un incendio depende de la topografía (Figura 2), el clima, el tiempo atmosférico y la vegetación o los combustibles presenten en un sitio dado (Saab y Powell 2005).

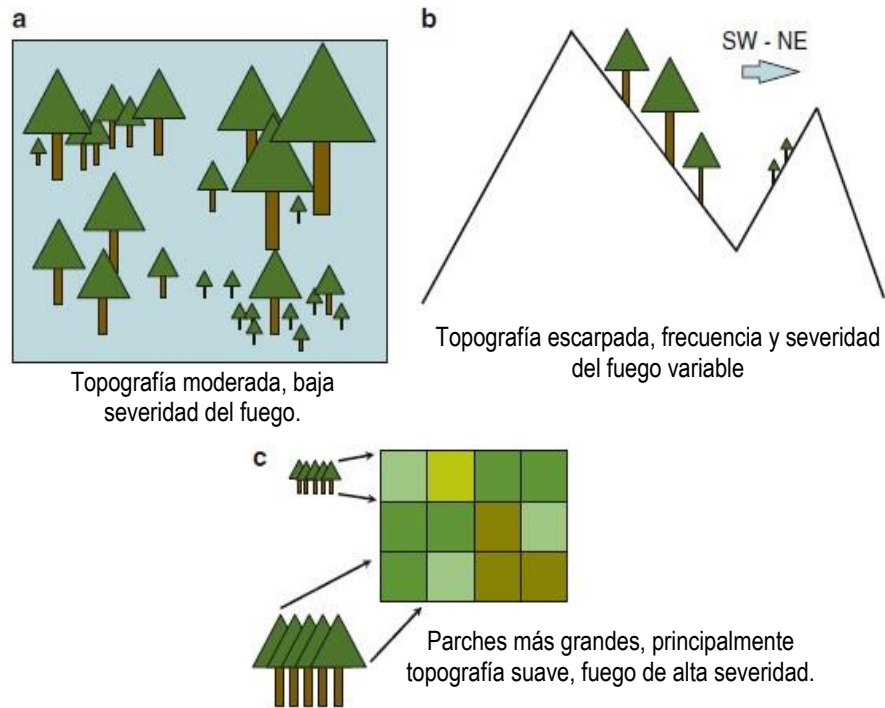


Figura 2. La intensidad del fuego está determinada por la topografía del paisaje. los cambios en el ecosistema post-fuego se combinan para crear paisajes con propiedades auto-reguladoras únicas. Modificado de McKenzie et al. (2011).

Régimen del fuego

El régimen de fuego está definido por la variabilidad histórica en la frecuencia, extensión o tamaño del fuego, magnitud y momento —estacionalidad— (Saab y Powell 2005). Es difícil determinar lo que constituye cambios "naturales" o "antropogénicos" en los regímenes de incendios (Kotliar et al. 2002), en el primer aspecto estos pueden deberse a que los ecosistemas se auto-regulan a medida que son afectados por estos eventos, provocando cambios en la frecuencia y la severidad de los mismo (McKenzie et al. 2011) (fig. 2), por otra parte, los cambios provocados por los seres humano pueden deberse al pastoreo, supresión sin precedentes de incendios y actividades silvícolas a gran escala (Kotliar et al. 2002). Esto concuerda con lo expuesto por Saab y Powell (2005) quienes sostienen que las causas principales de los regímenes de incendios alterados incluyen la extinción de incendios, el pastoreo del ganado, las especies de plantas invasoras y el cambio climático.

3.1. El fuego como proceso natural.

El fuego como un proceso físico-químico es ahora como fue hace millones de años, y seguramente será el mismo después de muchos años (McKenzie et al. 2011). Es este uno de los elementos naturales que ha influido en las comunidades vegetales a lo largo del tiempo y como proceso natural cumple una función importante para mantener la salud de determinados ecosistemas (FAO 2002; Nasi et al. 2002), a su vez, su rol ambiental como regulador de procesos ha sido fundamental en la historia evolutiva de la tierra, puesto que, conforman un paso vital y esencial para los procesos de sucesión ecológica (Castillo et al. 2003).

La ocurrencia de incendios forestales responde a diversos comportamientos climáticos, como el fenómeno de El Niño, el cual es un periodo prolongado de sequía intensa (Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003), así como también a la susceptibilidad natural, es decir, la adaptación de la vegetación a la ignición y la inflamabilidad (Castillo et al. 2003). En la naturaleza las causas principales de estos eventos son las tormentas eléctricas, erupciones volcánicas (Castillo et al. 2003) y el sobrecalentamiento del combustible o biomasa acumulada (Whelan 1995). Sin embargo, en los últimos siglos el origen del fuego tiene en su mayoría una intervención humana, lo cuales causan estos sucesos de manera directa o indirecta, lo cual está condicionado al nivel de acceso que estos tienen hacia lugares silvestres (FAO 2002; Vicente y Valencia 2010; CNIF 2012; CNIF 2013; Bomberos de El Salvador 2015).

3.2. Efectos de la supresión del fuego.

La supresión del fuego es el acto de prevenir la propagación del mismo, mientras que la exclusión del fuego es la política de suprimir todos los incendios forestales en un área (Saab y Powell 2005).

La represión de incendios y el pastoreo de ganado son las perturbaciones más generalizadas de los regímenes naturales de incendios. También son frecuentes la propagación de plantas invasoras y el cambio climático (Saab y Powell 2005; Falk et al. 2007). La fragmentación del hábitat es también una causa común de cambios en los regímenes del fuego en todo el continente (Saab y Powell 2005; Falk et al. 2007). Todos estos factores combinados con las actividades de silvicultura causan el establecimiento de un hábitat monoespecífico que resulta en la pérdida de

heterogeneidad del paisaje y como consecuencia la disminución de la biodiversidad (Kotiar et al. 2002; Nasi et al. 2002).

Finalmente, en concordancia con Nasi et al. (2002) la supresión deliberada de los incendios puede afectar negativamente a las especies, pues en los bosques donde estos fenómenos son recurrentes las especies se adaptan a estos, obteniendo beneficios de ellos. Lo cual es consistente con un estudio en el que se encontró que las especies responden positivamente a los bosques quemados recientemente, mientras que otros responden negativamente a los incendios forestales, lo que da lugar a diferencias en la composición de la comunidad dentro de los bosques quemados y no quemados (Latif et al. 2016).

4. Efectos del fuego sobre la biodiversidad.

Con el aumento de la frecuencia, el tamaño y la severidad de los incendios forestales puede amplificarse los cambios en la estructura de la vegetación, la composición de especies y la biodiversidad; a su vez, las poblaciones de vida silvestre son sumamente dependientes de la cantidad, calidad y distribución del hábitat (Cushman et al. 2011).

De esta forma, puede verse a los incendios forestales como elemento modificador de las variables de hábitat antes mencionadas, puesto que, al ocurrir estos eventos —tanto de forma natural como aquellos de origen humano— influyen en el comportamiento de las especies vegetales (Nasi et al. 2002), causan fragmentación al perderse la cobertura natural de los ecosistemas (Vicente y Valencia 2010) y a su vez, inciden en la recuperación de los mismos al afectar el proceso fotosintético, debido a la acumulación de humo en la atmosfera (Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003), asimismo, el banco de semillas natural prácticamente desaparece (Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003) al mismo tiempo que las plántulas y árboles jóvenes son eliminados (Kinnaird y O'Brien 1998).

Las consecuencias del fuego sobre la fauna silvestre pueden ser tanto directas como indirectas (Nasi et al. 2002) y la respuesta de las especies a tal perturbación es variada, en este sentido, Kinnaird y O'Brien (1998) sostienen que existen tres aspectos de la ecología de las especies que definen su susceptibilidad a los efectos del fuego, (1) su dieta, (2) la territorialidad y (3) sus requisitos de refugio.

En general, posterior a un incendio uno de los efectos inmediatos del fuego es atraer a un gran número de depredadores al área afectada, debido a que la pérdida de vegetación posibilita una fácil captura de la presa, que en condiciones normales resulta más complicado ya que pueden escapar entre la hojarasca, maleza, troncos y árboles (Lawrence 1966; Kinnaird y O'Brien 1998).

4.1. Efectos del fuego sobre la avifauna.

En términos generales el fuego afecta las actividades de anidación y forrajeo de las aves al generar fallas en el ambiente, alterar las comunidades de insectos, eliminar el follaje y alterar el tamaño, la abundancia y la distribución de las especies arbóreas a través del paisaje (Kotliar et al. 2002). No obstante, analizar los efectos generados por el fuego en los distintos ecosistemas es más bien complejo, dado que deben ser consideradas una gran cantidad de variables, tales como (1) el tipo de hábitat afectado por el fuego (Sodhi et al. 2011), en efecto, las aves presentan diferentes respuestas a las perturbación por incendios dependiendo del tipo de vegetación donde ocurren, así, la riqueza de especies puede verse grandemente afectada en aquellos ecosistemas en los que el fuego no constituye un elemento natural (como los bosques húmedos); contrario a esto, las sabanas, chaparrales y bosques secos, la respuesta de las aves es generalmente positiva (Lawrence 1966; Sodhi et al. 2011).

La severidad del fuego (2) es otro de los factores trascendentales para entender la influencia que los incendios forestales tienen sobre la avifauna (Kotliar et al. 2002), se ha evidenciado que aquellas especies propias de zonas en donde son característicos los fuegos de baja severidad, responden negativamente en función del incremento de la severidad de estos, ocurriendo lo contrario con las especies afines a un alto rango de perturbación (Latif et al. 2016). De acuerdo con Tingley et al. (2016) los incendios que son estructuralmente diversos en su severidad engendran una mayor diversidad de aves, conclusión a la que llegaron después de comprobar que una zona afectada por un incendio de severidad alta presentaba una elevada disimilitud en comparación con una zona no quemada, observándose el mismo patrón confrontado con la zona de baja severidad. Por su parte, Kotliar et al. (2007) sostienen que las 21 especies de aves encontradas en su estudio representan un continuo de respuestas positivas y negativas a través

del gradiente de severidad del fuego, esto es debido principalmente a la preferencia alimentaria y el grado de especialización en el uso del hábitat.

La severidad por sí sola no puede explicar de manera precisa el efecto del fuego sobre la avifauna, puesto que es necesario considerar el tiempo transcurrido después del fuego (3), por ejemplo, se conoce que aquellos parches de bosque donde ha pasado largo tiempo después de un fuego (≥ 20 años) son refugios para las aves en aquellos paisajes propensos a incendios (Robinson et al. 2014), esto tiene sentido pues el fuego tiende a aumentar la heterogeneidad del paisaje, lo cual propicia el desarrollo de hábitat óptimos para el sustento de las comunidades de aves a través del tiempo (Gricera y Pavic 2007; Sosa 2008; Pineda-Diez et al. 2012; Ponce et al. 2012), a su vez, esto podría explicar el aumento de la riqueza de especies después de mucho tiempo de un incendio (≥ 10 años), aunque esta idea no está totalmente dilucidada (Tingley et al. 2016).

Existen además otras variables como las prácticas de supresión del fuego (4), común en Norteamérica y el cambio en el régimen del fuego (5), temas que anteriormente fueron discutidos (3. Naturaleza de los incendios forestales.). En general, la supresión del fuego tiene como consecuencia directa la modificación en el régimen del fuego, lo cual trae consigo un efecto negativo en aquellos ecosistemas en los que éste es esencial y donde las especies han evolucionado para responder positivamente al fuego —como los bosques secos, sabanas y chaparrales— (Sodhi et al. 2011).

Influencia del fuego sobre el forrajeo de aves.

Uno de los efectos indirectos que los incendios forestales ocasionan sobre las aves es la pérdida de alimentos y en consecuencia determinan la sucesión de los gremios tróficos de éstas (Sección 2.3. Respuesta de los gremios tróficos a la perturbación por incendios forestales.). La pérdida de árboles frutales provoca que las aves cuyo alimento principal es obtenido mediante este tipo de especies vegetales, se desplacen de las zonas afectada por el fuego (Kinnaird y O'Brien 1998; Nasi et al. 2002; Gray et al. 2007). En contraste con esto, el número de aves insectívoras, como el caso de los pájaros carpinteros aumentan significativamente luego de la perturbación (Kotliar et al. 2002; Nasi et al. 2002; Tingley et al. 2016). Luego de incendios forestales las primeras plantas en colonizar el hábitat son las gramíneas y herbáceas lo cual conlleva un aumento de las

aves que se alimentan en el suelo —granívoras y omnívoras— (Gray et al. 2007; Gricera y Pavic 2007; Perfetti-Bolaño et al. 2013). Finalmente, en conformidad con lo establecido por Lawrence (1966) y Kinnaird y O'Brien (1998), la modificación del hábitat y la pérdida de refugios tiene como efecto inmediato —en los primeros meses después del fuego— la mayor ocurrencia de aves depredadoras.

4.2. Efectos del fuego sobre los hábitats.

Tal como los incendios forestales afectan a los diferentes organismos, también tienen una influencia directa sobre los hábitats de éstos, dicha influencia resulta más perjudicial a largo plazo para el ecosistema. Estos fenómenos causan pérdida de la diversidad vegetal (FAO 2002; Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003), de igual manera provocan efectos negativos en el paisaje, como la fragmentación (Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003; Echeverri y Rodríguez 2006; Vicente y Valencia 2010; Da Silva et al. 2017), la cual incrementa el efecto de borde (Castillo et al. 2003), lo que incide negativamente en diferentes especies (García-Rodríguez et al. s.f; Echeverri y Rodríguez 2006; Peak 2007; García et al. 2009).

Además, en las zonas donde han ocurrido fuegos de gran extensión se ha evidenciado alteraciones en las sucesiones ecológicas (Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003), que en conjunto con la ocurrencia de especies vegetales invasoras (Lawrence 1966; Kinnaird y O'Brien 1998; Nasi et al. 2002; Castillo et al. 2003) aumenta la probabilidad que se repita otro de estos sucesos, dado que estas generalmente son herbáceas inflamable (Nasi et al. 2002). Otro impacto importante se da a nivel de sustrato, con la modificación en el pH del suelo se reduce la tasa de fijación de nitrógeno y a su vez, provocan la declinación a largo plazo de la fertilidad y estructura del mismo y pueden obstaculizar la regeneración del bosque (Kinnaird y O'Brien 1998).

Impacto sobre los bosques

En la década de los noventa y principios del 2000 se produjeron una serie de incendios forestales masivos, que arrasaron con más de 400 millones de hectáreas de bosque (FAO 2002; FAO 2005). En 1997, acaeció un fuego que afecto a cerca de cinco millones de hectáreas de bosques tropicales en indonesia, Kinnaird y O'Brien (1998) estudiaron los efectos causado por este desastre en la isla de Sumatra, encontraron que el fuego causo daño severo en los arboles de

dosel medio, además de los árboles de dosel, eliminando el 2.4% de especies en las parcelas estudiadas (165 ha), además determinaron que, la mortalidad de estos aumento luego de uno a dos años, debido principalmente a la infección por patógenos, insectos y hongos.

Verzino et al. (2005) comprobaron que los incendios pueden afectar hasta el 100% del dosel arbóreo y arbustivo, aun después de nueve años de sucedido éste, también, señalan una pérdida importante de las diversidad de especies, cambios en la estructura y composición florística y en la capacidad de sustento del sistema natural. En este sentido, el aumento de la mortalidad de los árboles conlleva una reducción de la productividad primaria debido a la perdida de la superficie fotosintética de los mismos (Kinnaird y O'Brien 1998).

Por su parte, Lawrence (1966) establece que, luego de una quema controlada en un Chaparral norteamericano, los árboles fueron los menos afectados reflejando un declive de únicamente 27 m² de cobertura arbórea. Sin embargo, sostiene que los arbustos fueron mayormente afectados, a raíz de lo cual se registró una marcada presencia de plantas invasoras.

En el estudio sobre diversidad de especies en un bosque con ocurrencia de fuego, los autores concluyeron que no era posible determinar la influencia del fuego sobre la diversidad de plantas, basándose solamente en las curvas de acumulación de especies, no obstante, al realizar un análisis espacio-temporal determinaron que existe una alteración en la estructura de las variables de riqueza y diversidad luego de la perturbación (Da Silva et al. 2017).

Acorde con Kotliar et al. (2002), en los bosques secos son característicos los incendios de baja severidad, pero con una alta frecuencia. Este fenómeno tiene como efecto a largo plazo la sustitución paulatina de la vegetación original, para dar paso a sabanas y pastizales, que por su naturaleza son más propensos a generar nuevos fuegos (Nasi et al. 2002). Esta misma situación se ha venido desarrollando a través la serie de incendios ocurridos en el Parque Deininger (Reyes et al. 1994).

4.3. Situación del Parque Natural Walter Thilo Deininger.

La Libertad es uno de los departamentos más afectados por estos desastres a nivel nacional (CNIF 2012; CNIF 2013) (Anexo 2) y dentro de este, el Parque Natural Walter Thilo Deininger ha sido una de las áreas naturales más afectadas por fuegos descontrolados y de severidad considerable (Anexo 3). Los antecedentes de incendios forestales se remontan al año 1986 en el que casi la mitad del parque fue afectado por un incendio que duro ocho días continuos. A partir de este año el parque sufrió otros eventos similares cada año hasta 1990. Desde esa fecha solo se registraron sucesos menores que afectaron algunas manzanas de terreno hasta 2005, año en que se produjo un incendio que arrasó con 279.72 ha.

Hubo de transcurrir ocho años para que el Parque Walter Thilo Deininger volviese a ser perjudicado por el fuego, en 2013, 400 hectáreas de bosque fueron afectadas por un incendio que ardió durante 8 días y que demoró 190 horas en ser extinguido. En 2015 fueron arrasadas por el fuego 350 ha (ISTU 2015). El parque no habría de ser afectado hasta marzo de 2017 en que fueron quemadas alrededor de 100 ha. de bosque (El Metropolitano Digital 2017) (Anexo 4).

HIPÓTESIS

Hipótesis de investigación.

Los incendios forestales en el parque Deininger favorecen la diversidad de aves.

Hipótesis Nula.

Los incendios forestales en el parque Deininger no favorecen la diversidad de aves.

Hipótesis de investigación.

Los gremios tróficos varían entre las zonas quemadas y la no quemada.

Hipótesis Nula.

Los gremios tróficos no varían entre las zonas quemadas y la no quemada.

Hipótesis de investigación.

La composición de la comunidad vegetal determina la presencia de ciertos gremios tróficos de aves más que de otros.

Hipótesis Nula.

La composición de la comunidad vegetal no determina la presencia de ciertos gremios tróficos de aves más que de otros.

METODOLOGÍA

1. Descripción del área de estudio.

El parque Walter Thilo Deininger está ubicado entre las coordenadas geográficas 13° 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). Este parque natural está incluido en el Área de Conservación de la Costa del Bálsamo (MARN 2016), cuenta con una extensión de 1,047 manzanas equivalentes a 732 hectáreas, su rango altitudinal parte de los 4 m s.n.m hasta los 297 m s.n.m (Witsberger et al. 1982; Reyes et al. 1994) (Figura 3). Se encuentra dentro de la región climática “sabana tropical caliente o tierra caliente” comprendida entre los 0-800 m s.n.m (clasificación de Koppen, Sapper y Laurer) y bajo el sistema de clasificación de Holdridge como “bosque húmedo subtropical, transición a tropical” (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 (SNET 2017).

Según Witsberger et al. (1982) en el parque Deininger 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 metros, los cuales en la estación lluviosa forman un dosel cerrado. Este tipo de bosque fue durante mucho tiempo el bosque más extenso de El Salvador, y actualmente el parque Deininger 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).

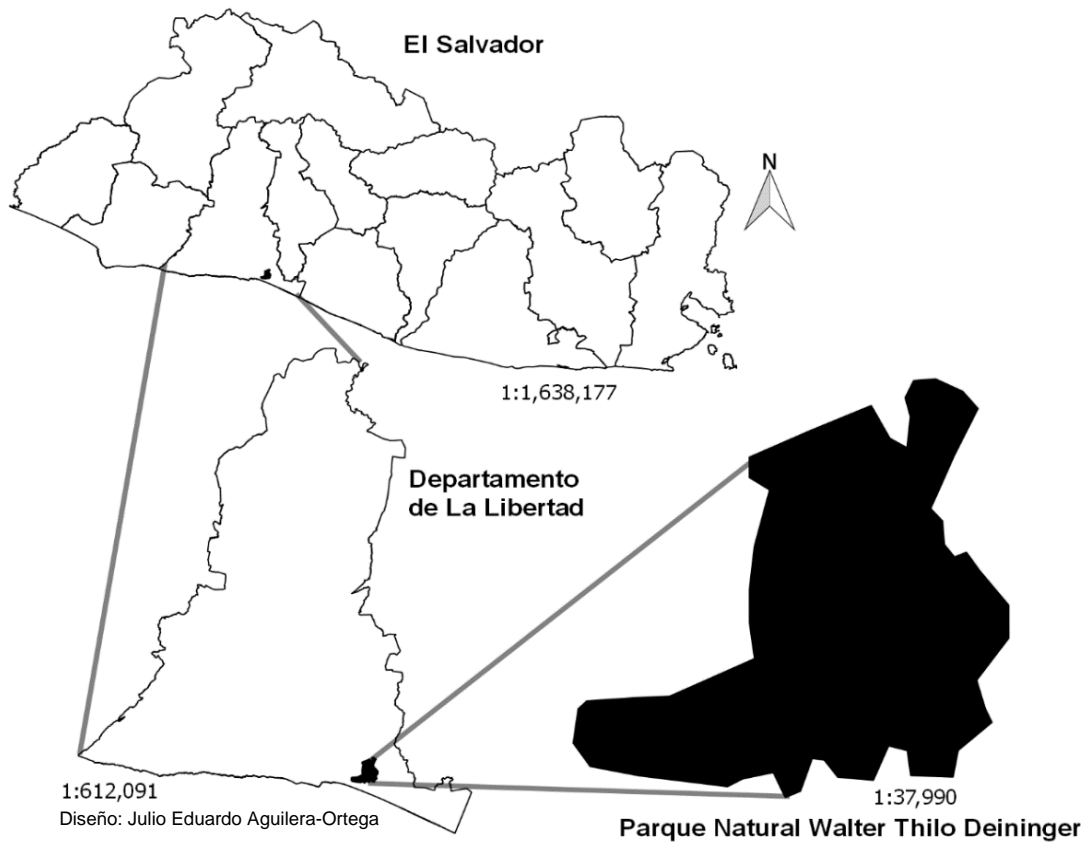


Figura 3. Ubicación del parque Walter Thilo Deininger.

1.1. Descripción de las zonas y puntos de muestreo.

Esta investigación estuvo enfocada al bosque seco caducifolio del parque Deininger. Establecí tres zonas de muestreo con base al tiempo desde el fuego y su severidad:

1.1.1 Zona 1 (Z1).

Es conocida como “El Pitarrío” y se encuentra dentro del “Sendero del Madrecacao”, en esta parte del parque no ha sucedido ningún incendio en un periodo aproximado de cinco años. Posee una elevación promedio (obtenida del promedio de elevación de los cuatro puntos de muestreo que componen las zonas) de 110.35 m s.n.m, con una inclinación promedio del 5.1% a -5.0% (Figura 9).

Punto 1.

El primer punto lo ubiqué entre las coordenadas geográficas $13^{\circ}29'40.82''N$ y $89^{\circ}15'41.76''O$, con una elevación de 184.9 m s.n.m (Consultar Anexo 5 para esta información en los puntos

subsecuentes). En cuanto a vegetación fue muy homogéneo, dominaron ligeramente los árboles de entre 6 a 12 metros de altura, con un promedio de 9.45 m (Anexo 6, p1).

Punto 2.

En este punto dominó el estrato arbóreo, con cerca del 50% de todos los individuos encontrados. Registré 14 especies de árboles y 37 individuos con alturas promedio de 9 m. En cuanto al estrato arbustivo el promedio de altura fue de 4.33 m. El estrato herbáceo fue el segundo más abundante, con 29 individuos y únicamente cuatro especies, dos de ellas determinadas solo a nivel de familia (Anexo 6, p2).

Punto 3.

Caracterizado por una abundante presencia de árboles (55.56%), con alturas promedio de 9 m. Para el estrato arbustivo y herbáceo observé seis individuos (22.22%) respectivamente. Los arbustos tuvieron una altura promedio de 4 m. Por su parte las hierbas presentaron una altura promedio de 60 cm representados solo por una especie de la familia Poaceae (Anexo 6, p3).

Punto 4.

En este punto las herbáceas fueron las más abundantes (50%), con un total de 23 individuos y alturas promedio de 80 cm. Los árboles ocurrieron en un 30.43%, con 14 individuos y siete especies, cuya altura promedio fue de 8 m. Los arbustos representaron únicamente el 19.57% del total de individuos en siete especies, con altura promedio de 4 m (Anexo 6, p4).

1.1.2 Zona 2 (Z2).

Esta área históricamente ha sido afectada por una serie de incendios forestales de severidad y magnitud variable (Anexo 4), el último de estos sucedió en el año 2015, el cual fue de alta severidad, calcinando árboles de más de 10 metros de altura (Figura 4). Este incendio forestal afectó principalmente los sitios conocidos como “Las Vacas Gordas” hasta “El Coyolar” éstos dentro del sendero “La Nancera” y “El Coyolar”. Con una elevación promedio de 135.88 m s.n.m, y una inclinación media de 4.2% a -4.5% (Figura 9).



Figura 4. Árbol de 11 m de altura afectado por el incendio del 2015.

Punto 1.

Este punto se caracterizó por su alta abundancia de especie herbáceas, las cuales representaron el 91.38% del total muestreado (Figura 5). Registré 106 individuos pertenecientes a siete especies, la altura promedio para este estrato fue de 92 cm. Para el estrato arbóreo (5.17%) encontré seis individuos en seis especies diferentes, los cuales alcanzaron una altura promedio de 7.17 m. El estrato menos representativo fue el arbustivo con el 3.45% con una altura promedio de 4.5 m (Anexo 7, p1).



Figura 5. El punto 1 de la Zona 2 es un paisaje dominado en su mayoría por plantas herbáceas.

Punto 2.

En este punto —junto con el anterior—, fue donde más evidente es el daño dejado por el incendio del 2015, pues todavía hay árboles en pie, pero sin vida, con signos de calcinamiento

(Figura 4), a su vez, restos de arbustos quemados, tal como se observa en la figura 6b. Dominó el estrato arbustivo con un 61.3%, con alturas promedio de 6.71 m (Figura 6a). El estrato herbáceo representó el 22.73% del total; encontré cuatro especies con alturas que varían de 50 cm a 2 m. Los árboles obtuvieron la menor abundancia (15.91%), la altura promedio de este estrato fue de 6.71 m (Anexo 7, p2).



Figura 6. Punto 2, Zona 2. En “a” arbustos de *Bauhinia* sp (Pie de venado); “b” evidencia de los daños provocados por los incendios forestales que han ocurrido en el parque.

Punto 3.

Dominado principalmente por arbustos (44.71%), con alturas promedio de 4.72 m. Asimismo, el estrato herbáceo fue muy representativo, con el 41.18%, las alturas promedio fueron de 65 cm. Nuevamente el estrato arbóreo fue el menos abundante con únicamente el 14.12% del total, con un promedio de altura de 6.5 m (Anexo 7, p3).

Punto 4.

En este punto las plantas herbáceas representaron más de la mitad del total de individuos muestreados (63.08%), encontré dos especies con alturas promedio de 57 cm. Del estrato arbustivo y arbóreo registré 12 individuos en cada uno, por lo cual ambos poseen el 18.46% del total. El estrato arbóreo tuvo una altura promedio de 9.25 m. Por su parte el estrato arbustivo poseyó una altura promedio de 4 m (Anexo 7, p4).

1.1.3 Zona 3 (Z3).

Se encuentra en la montaña “Madrecacao”, en el límite Este del parque y dentro del mismo sendero que la zona 1, esta área fue afectada por un incendio de severidad moderada en marzo de 2017. Posee una elevación promedio de 138.75 m s.n.m, con una inclinación de entre el 5.4% y -1.3% (Figura 9).

Punto 1.

Fue uno de los más afectados por el reciente incendio, y la vegetación del sitio es evidencia de ello. Abundan las plantas herbáceas (69.84%), en forma de enredaderas, trepadoras (Figura 7a), zacates, entre otras, cuya altura promedio es de 60 cm. Los árboles representaron el 22.22% del total de individuos, el promedio de altura fue de 7.57 m. El estrato menos representativo fue el arbustivo con tan solo el 7.94% y con una altura media de 4 m. Éstos fueron sumamente afectados por el incendio forestal (Figura 7b) (Anexo 8, p1).



Figura 7. Punto 1, Zona 3. “a”, elevada presencia de plantas trepadoras y rastreras. “b”, evidencia del daño ocasionado al estrato arbustivo.

Punto 2.

Este punto, al igual que el anterior, fue grandemente afectado por el fuego, por ello estuvo caracterizado por la alta presencia de herbáceas (63.64%), abundantes plantas trepadoras y zacates, con alturas promedio de 91 cm (Figura 8a). Por su parte el estrato arbóreo ocurrió en un 19.83%, la altura media para este estrato fue de 8.63 m. Pude observar el daño que el incendio causó a un árbol de altura considerable, quemado completamente de su base, por lo que después colapsó (Figura 8b). En cuanto a los arbustos registré seis especies y 20 individuos (16.53%) con alturas promedio de 4 m (Anexo 8, p2).



Figura 8. Punto 2, Zona 3. En “a” se observa la abundante presencia de plantas trepadoras. “b” árbol de gran altura derribado por el incendio forestal.

Punto 3.

Dominado principalmente por el estrato arbustivo (42.86%), con alturas promedio de 4.5 m. Las plantas herbáceas representaron el 32.14%, cuya altura media fue de 60 cm. El estrato arbóreo fue el menos representativo con tan solo siete individuos (25%) y cuatro especies, cuya altura promedio fue de 7.29 m (Anexo 8, p3).

Punto 4.

Caracterizado por una alta dominancia de especies herbáceas (70.27%), muestreé un total de 52 individuos y siete especies, los cuales presentaron altura media de 68 cm. Por su parte los árboles representaron el 21.62%, registré ocho especies y 16 individuos con alturas promedio de 7.69 m. Finalmente, para el estrato arbustivo observé seis especies y seis individuos (8.11%), con alturas medias de 3.83 m (Anexo 8, p4).

2. 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 muestreé dos transectos siguiendo la dirección de los puntos cardinales. Estimé la altura de los árboles y arbustos mediante el uso de un objeto con altura conocida. Para las herbáceas utilicé una cuadrícula de 2x2 metros, colocando dos en cada una de las cuatro secciones de la parcela circular haciendo un total de ocho mediciones (Figura 10).

3. Muestreo de la avifauna.

Empleé el método de conteo por puntos de radio fijo con la variante extensiva (Ralph et al. 1996); designé cuatro puntos de 25 metros de radio en cada una de las zonas (Sosa 2008; Sosa et al. 2010; Ponce et al. 2012), estos estuvieron separados por una distancia mayor o igual a 250 metros 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 9).

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) (Figura 10). No incluí en este estudio aves que fueran de paso y que no se percharan en el punto de muestreo, tampoco aquellas 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, haciendo un total de 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 visibilidad o audibilidad.

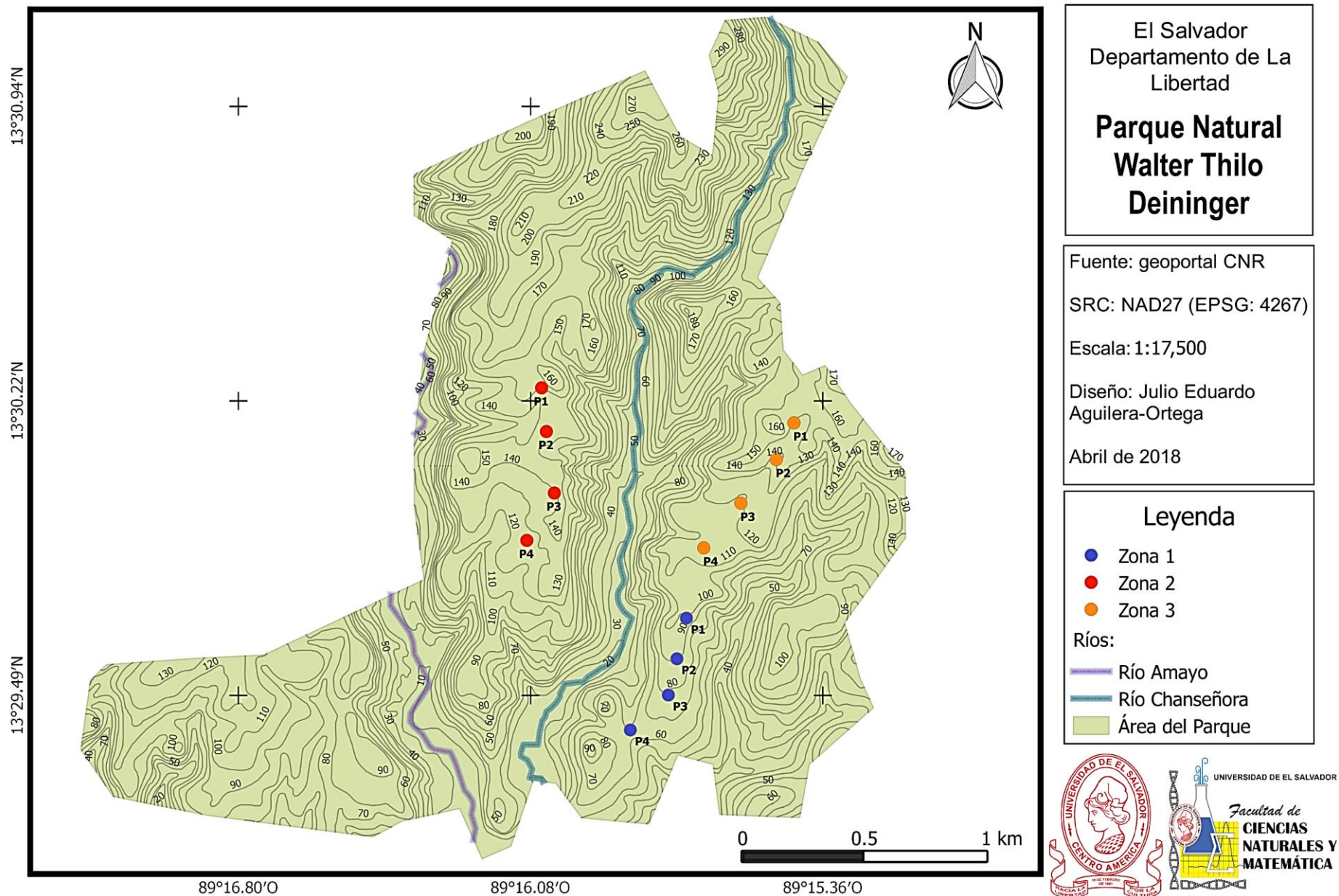


Figura 9. Mapa general del Parque Natural Walter Thilo Deininger, se muestran las zonas de muestreo, así como los puntos de radio fijo donde se realizó el registro de aves y vegetación.

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) (Tabla 1, sección 2.2). 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 es éstos, empleé recursos en línea especializados (Catalogue of Life 2017; EoL 2017).

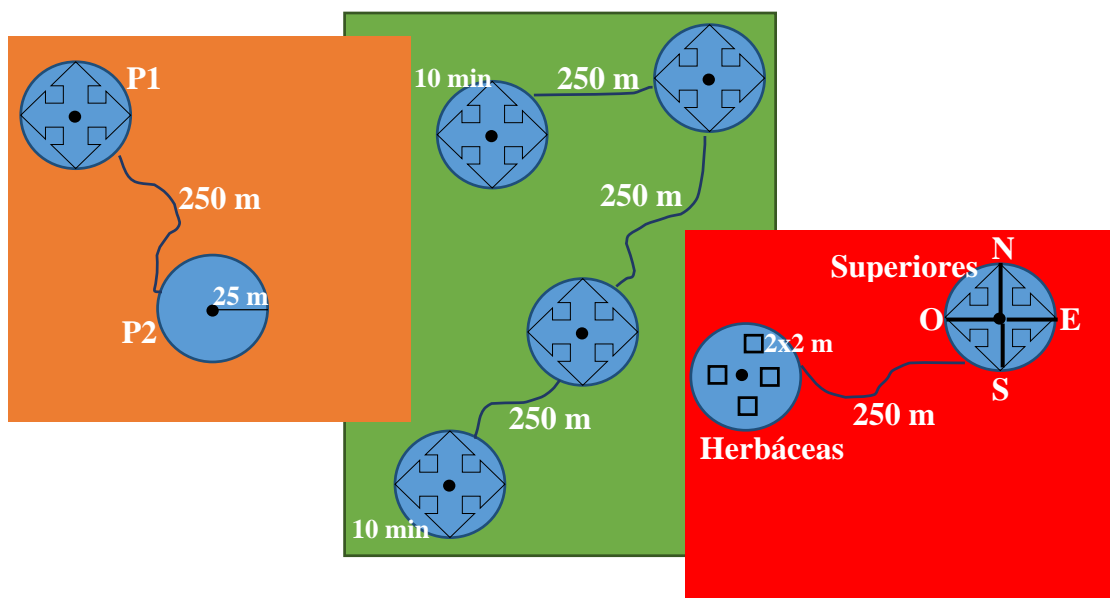


Figura 10. Diseño esquemático de la metodología a emplear en el muestreo de aves y vegetación. En el recuadro rojo se observa la metodología para el muestreo de plantas superiores y herbáceas; los recuadros naranja y verde ejemplifican como llevara a cabo el muestreo de aves.

4. Análisis de datos.

4.1 Análisis de diversidad.

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-Weaver (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).

Debido que la prueba t modificada por Hutcheson únicamente establece si dos muestras son estadísticamente diferentes, basándose en el índice de Shannon-Weaver (H'), es necesario incluir un análisis en que se analice 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-Weaver, 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 aquellos 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, $q=0$ 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, asimismo, 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 solo 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 estadística 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. Este se calcula a través de la formula,

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

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).

4.3 Análisis estadísticos.

Realicé una prueba t de Hutcheson ($\alpha 0.05$) para determinar si existen diferencias significativas entre las zonas muestreadas con respecto a la diversidad de estas (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-Weaver (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 se utilizó la siguiente ecuación,

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

Donde H'_1 y H'_2 son el valor del índice de Shannon-Weaver para cada muestra.

En cada una de estas 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):

$$\nu = \frac{(s_{H'_1}^2 + s_{H'_2}^2)^2}{\frac{(s_{H'_1}^2)^2}{n_1} + \frac{(s_{H'_2}^2)^2}{n_2}}$$

Para probar la hipótesis nula de la inexistencia de diferencias significativas entre el número de individuos por especie entre los gremios estudiados por zona, utilicé la prueba no-paramétrica de Friedman ($\alpha 0.05$), la cual determina si la mediana de k muestras son significativamente diferentes, para ello se realiza un arreglo en bloques (especies) y columnas (zonas). Para obtener el estadístico se utiliza la distribución χ^2 :

$$\chi_r^2 = \frac{12}{ba(a + 1)} \sum_{i=1}^a R_j^2 - 3b(a + 1).$$

Donde b = número de filas o bloques, a = número de tratamientos y R_j = suma de rangos de la j -ésima columna (Zar 1999). Este análisis lo realicé de forma automatizada mediante el programa estadístico Statgraphics Centurion versión 16.01 para Windows.

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, el cual permite resumir y visualizar set 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 estadística R (R Core Team 2017) para la plataforma Windows.

RESULTADOS

1. Estructura de la vegetación por zonas.

La Zona 1 (Z1) estuvo dominada por el estrato arbóreo (A) con 42.18% con respecto del total muestreado en los cuatro puntos de radio fijo, seguido del estrato herbáceo (H) 36.97%, compuesto en su mayoría por plantas rastreras, zacates de entre 50 cm y 1 m y algunas enredaderas. En esta zona el estrato arbustivo (B) fue el menos abundante con solo el 20.85% de total (Figura 11) (Anexo 6). Por su parte en la Zona 2 (Z2) encontré un total de 395 individuos vegetales en los cuatro puntos de radio fijo muestreados. De éstos, 227 pertenecieron al estrato herbáceo, lo cual representa el 57.47% del total, por otra parte, el estrato arbustivo estuvo en segundo lugar con un 30.13%, cuyas alturas promedio rondan los 4.45 m. El estrato arbóreo fue el menos abundante, con tan solo el 12.42% (Figura 11), la altura promedio de todos los individuos registrados fue de 7.29 m (Anexo 7). En cuanto a la Zona 3 (Z3) el 63.64% de todas las plantas muestreadas en los cuatro puntos de radio fijo pertenecieron al estrato herbáceo, caracterizado por plantas rastreras 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 alturas de entre 6 y 12 m. Los menos abundantes para esta zona fueron los arbustos, con 43 individuos (15.03%) (Figura 11) (Anexo 8).

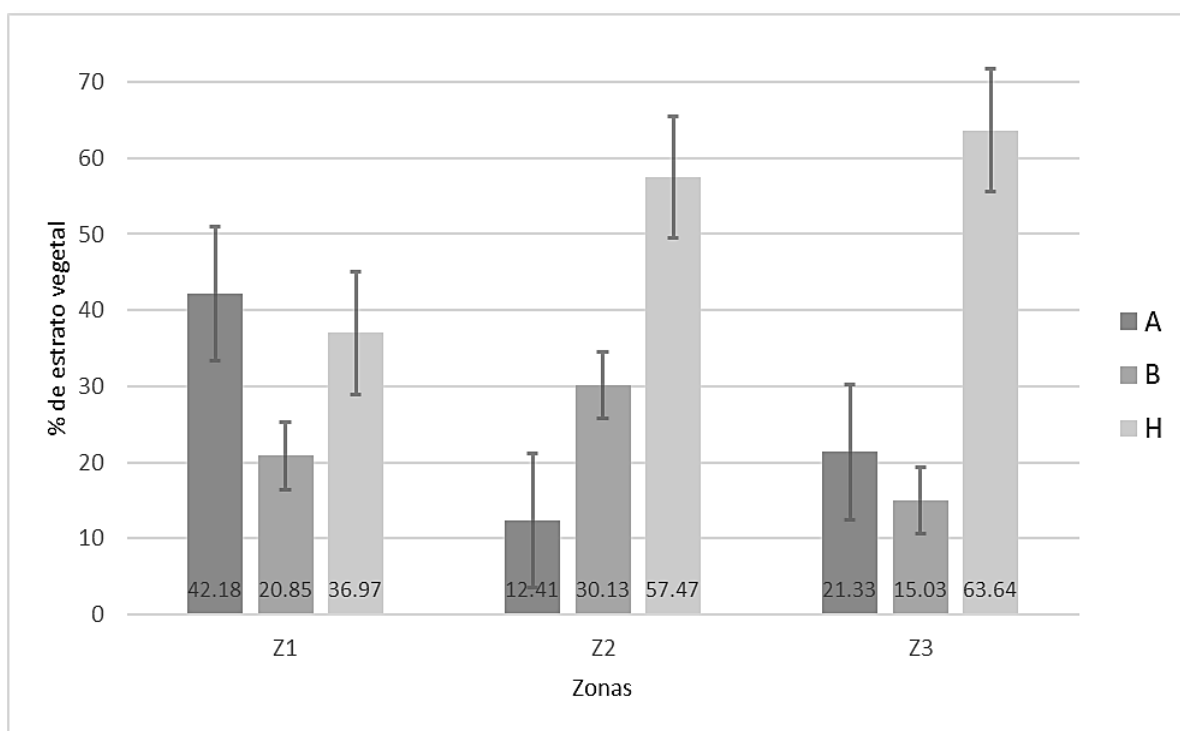


Figura 11. Porcentaje de estrato vegetal (\pm EE) por zonas. Estratos, A: arbóreo; B: arbustivo; H: herbáceo. Zonas, Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3.

2. Diversidad general de la avifauna.

En todas zonas de estudio registré un total de 298 individuos, agrupados en 18 familias y 43 especies (cuadro 2).

Cuadro 2. Frecuencia de individuos por especie de ave en las tres zonas de estudio.

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 Aliblanca	G	3	11	2	16
Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	Paloma Morada	G	0	1	0	1
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tórtola Colilarga	G	0	10	2	12
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Rodadora	G	1	1	1	3
Psittacidae	<i>Eupsittula canicularis</i>	Perico Frentinaranja	F	16	2	3	21
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Pijuyo	I	0	24	4	28
Cuculidae	<i>Morococcyx erythropygus</i>	Árbitro	O	0	2	0	2
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Chocolatero	I	0	1	0	1
Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	Colibrí de Berilo	N	0	3	1	4
Trochilidae	<i>Hylocharis eliciae</i>	Zafiro Gorjiazul	N	0	1	0	1
Trochilidae	<i>Archilochus colubris</i>	Colibrí Gorjirubi	N	0	5	7	12
Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	Colibrí Canelo	N	0	2	2	4
Trochilidae	<i>Helimaster constantii</i>	Picolargo Coronioscuro	N	0	0	3	3
Trogonidae	<i>Trogon elegans</i>	Coa Pechirroja	O	2	1	0	3
Momotidae	<i>Eumomota superciliosa</i>	Torogoz	O	0	1	0	1
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Cheje	I	0	3	2	5
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Cristo Fue	I	13	2	10	25
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Chío	I	4	0	0	4
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	Mosquero Mínimo	I	0	0	1	1
Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Picoplano Ojiblanco	I	0	2	1	3
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Luis Piquigrueso	I	3	1	1	5
Tyrannidae	<i>Myiarchus nuttingi</i>	Copetón de Nutting	I	6	7	7	20
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Tropical	I	0	0	1	1
Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Cabezón Degollado	I	0	0	2	2
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Guacalchía	I	0	7	1	8
Troglodytidae	<i>Thryophilus pleurostictus</i>	Saltapared Vientre-barrado	I	4	8	6	18
Poliophtilidae	<i>Poliophtila albiloris</i>	Perlita Cejiblanca	I	6	7	3	16
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Chonte	O	9	3	9	21
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	Chipe Charquero	I	0	1	1	2
Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Chipe Gorrirofo	I	2	0	0	2
Parulidae	<i>Oreothlypis peregrina</i>	Chipe Peregrino	O	0	8	6	14
Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	Chipe Amarillo	I	0	2	4	6
Thraupidae	<i>Piranga rubra</i>	Tángara Roja	O	0	1	0	1
Cardinalidae	<i>Saltator atriceps</i>	Chepito	F	8	1	0	9

Familia	Especie	Nombre común	G	Z1	Z2	Z3	T
Cardinalidae	<i>Cyanocopsa parellina</i>	Colorín Azulinegro	G	0	1	0	1
Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	Sietecolores	G	0	1	0	1
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo Sargento	O	0	1	0	1
Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	Chiltota común	F	0	2	3	5
Icteridae	<i>Icterus pustulatus</i>	Chiltota Dorsirrayado	F	0	0	1	1
Icteridae	<i>Icterus galbula</i>	Chiltota de Baltimore	F	0	1	0	1
Icteridae	<i>Icterus spurius</i>	Chiltota Castaño	O	0	1	0	1
Fringillidae	<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gorjinegro	F	1	2	0	3
Total				82	127	89	298

G: Gremios, F: frugívoro; G: granívoro; I: insectívoro; N: nectarívoro; O: omnívoro. Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3. T: total.

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* y *Pitangus sulphuratus* del gremio de los insectívoros, seguidas por *Eupsittula canicularis* (frugívoros) y *Turdus grayi* (omnívoros) (cuadro 2) (Anexo 9).

3. Diversidad específica de la avifauna.

En el Cuadro 3 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.

Cuadro 3. Índices de diversidad de aves por zonas de estudio.

Zona	H'	Diversidad Observada		Diversidad Estimada	
		${}^0D^*$	${}^1D^{**}$	${}^0D^+$	${}^1D^{++}$
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

*Diversidad de orden 0 ($q=0$). **Diversidad de orden 1 ($q=1$). +ACE. ++Chao y Shen 2003.

Es posible apreciar que los valores del índice de Shannon varían comparados con la zona 1. 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 ($t= 5.198$; ${}^0.05(2).208=1.96$). Asimismo, concluyó que la diversidad de aves de Z3 es significativamente mayor que en Z1 ($t=5.499$; ${}^0.05(2).170=1.96$). En cuanto el contraste entre

Z2 y Z3 determiné que no existen diferencias significativas en términos de diversidad ($t=0.202$; $t_{0.05(2).216}=1.96$).

Con base en el estimador para la diversidad de orden 1 ($q=1$) determiné que los muestreos en las tres zonas fueron significativamente representativos ($Z1=93\%$, $Z2=79\%$ y $Z3=83\%$). A su vez, con los valores dados por este índice de diversidad verdadera, es posible estimar a 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 solo 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 solo difirieron en un 6% en diversidad verdadera.

3.1. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo.

Habiendo ya analizado el recambio especies entre zonas, es útil conocer la similitud de éstas en función del número de individuos observados en cada una de ellas. La Zona 2 y la Zona 3 son similares en un 52% en cuanto al número de individuos, siendo estas las comunidades más parecidas de este estudio. Por su parte, Z1 y Z2 fueron las menos parecidas 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%.

4. Gremios tróficos.

Pese a que el gremio de los frugívoros en Z1 tuvo un mayor número de individuos comparado con el resto de zonas (Figura 12), la prueba de Friedman no detectó diferencias significativas entre las medianas de éstas ($\alpha 0.05$, $P=0.962$). Observé este mismo efecto al analizar el gremio de los insectívoros, en el cual, Z2 visualmente poseyó una mayor abundancia de individuos que Z1 y Z3, no obstante, esta diferencia no fue significativa ($P=0.149$). Los nectarívoros y omnívoros fueron bastante homogéneos, es por ello que no encontré diferencias significativas entre el número de individuos por especie en ambos gremios (N $P=0.059$; O $P=0.053$). Los

granívoros presentaron la mayor variación en cuanto al número de individuos, siendo en Z2 significativamente más abundantes que en Z1 y Z3 ($P=0.012$).

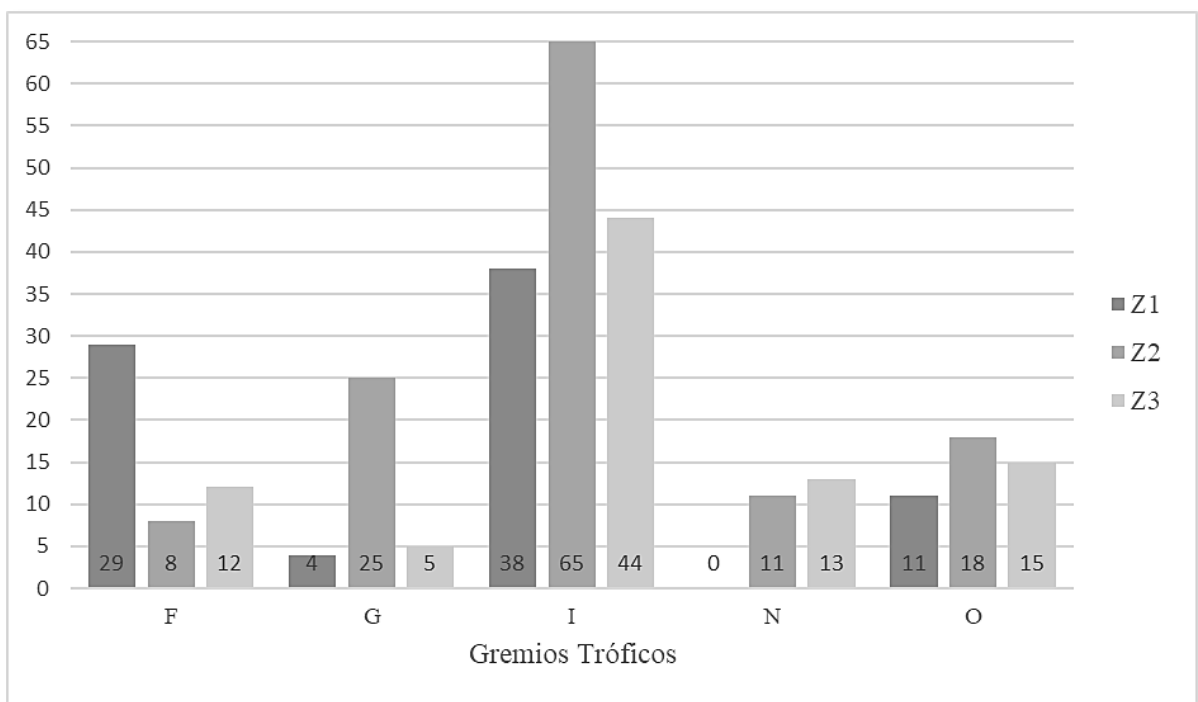


Figura 12. Frecuencia de individuos por gremio trófico. Gremios, F: frugívoro; G: granívoro; I: insectívoro; N: nectarívoro; O: omnívoro. Zonas, Z1: Zona 1; Z2: Zona 2; Z3: Zona 3.

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

La prueba Chi-cuadrado de independencia aplicada para interpretar la significancia del Análisis de Correspondencia (CA) mostró una fuerte asociación entre las variables de vegetación y la ocurrencia de gremios tróficos ($\chi^2=143.0521$, $P<0.01$). 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 13). 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 análisis de correspondencia 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 solo se explica el 5.2% y 8.56% de la variabilidad respectivamente (Figura 13), lo cual indica que la ocurrencia de estas aves está condicionada por otros factores no incluidos en este análisis,

como su movilidad y disponibilidad de alimento, dado que ambos gremios fueron homogéneamente abundantes en las tres zonas de estudio (Cuadro 2; Figura 12).

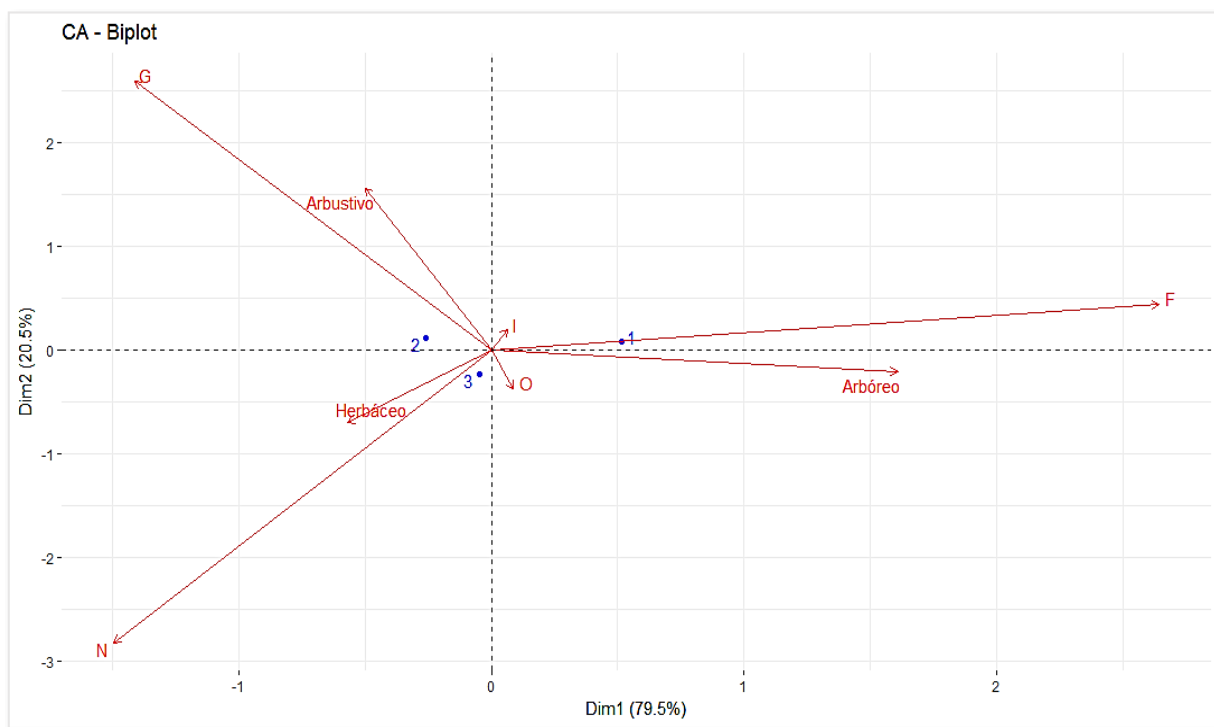


Figura 13. Gráfica bidimensional del Análisis de Correspondencia (CA) para características de vegetación (estratos) por zonas (Z1=1, Z2=2 y Z3=3) y gremios tróficos (F: frugívoros, G: granívoros, I: insectívoros, N: nectarívoros, O: omnívoros).

DISCUSIÓN

1. 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 después del 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 grandemente afectada, como el caso de Z2 en este estudio, mientras que a una moderada intensidad el fuego afecta a los estratos bajos, tanto al arbustivo 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 este (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) explica que el bosque seco caducifolio en el parque Deininger ha sido paulatinamente invadido por vegetación típica de sabana, esto a raíz de los recurrentes incendios que ocurren en este. Mismo comportamiento ha sido documentado por Nasi et al. (2002) para los bosques pluviales. En mi estudio ambas zonas afectadas por el fuego (Z2 y Z3) presentaron características de este tipo 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 estas 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 11 (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 anteriormente (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 una mayor cantidad de árboles que de arbustos, los primeros pese a ser afectados en su base tienen mayores probabilidades de sobrevivir. El estrato arbustivo de esta zona (Z3) estuvo dominado por especies de crecimiento lento como *Gliricidia sepium* y *Genipa americana*, 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 ocurrido en este sitio, generando 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 *Cordia alliodora* y *Bauhinia sp* (Witsberger et al. 1982) dominen esta zona; estos resultados concuerdan con lo encontrado 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.

La abundancia del estrato arbóreo en el parque Deininger está relacionado con la severidad del fuego (2) y con el tiempo desde este (1), 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 rápido crecimiento *Cordia alliodora* con alturas promedio de 6.80 m, cuando en otro tiempo este sector del parque estuvo representado principalmente por *Cochlospermum vitifolium* y *Bursera simaruba* 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 bien. 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.

2. Respuesta de la avifauna a los incendios forestales.

Mis resultados comprenden la primera evaluación del efecto de los incendios forestales sobre la avifauna en El Salvador. Uno de mis principales hallazgos es que los incendios forestales en el parque Deininger favorecen la diversidad de aves, con lo cual acepto mi hipótesis nula de investigación propuesta en un inicio. Las zonas quemadas (Z2 y Z3) fueron significativamente más diversas que la zona con un largo periodo después del fuego (Z1) (Cuadro 3). La magnitud de esta diferencia resulto elevada, basado en el número efectivo de especies de cada zona ($q=1$), siendo las zonas perturbadas más del doble de diversas que la zona con largo tiempo desde el fuego (Z1). Asimismo, la similitud entre Z1 y ambas zonas perturbadas (Z2 y Z3) fue baja, 31 y 48% respectivamente, a su vez, ambas zonas perturbadas presentaron una similitud moderada con un 52%. 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 este, por tanto, estos resultados pueden analizarse desde la idea que los incendios aumentan la heterogeneidad del hábitat, lo cual resulta benéfico para la avifauna (Gricera y Pavic 2007; Sosa 2008; Pineda-Diez 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 este ocurren perturbaciones en intensidad y tamaño intermedio; si bien esta hipótesis fue concebida inicialmente 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 ocurran en esta 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 esta 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, especialmente aquellas con algún grado de amenaza, siendo este daño 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 catalogadas como adversos, neutrales, benéficos, o mixtos (respuesta negativa y positiva), dependiendo de la especie y el tiempo desde el fuego (Saab y Powell 2005). Así, los efectos del fuego sobre la avifauna del bosque seco del parque Deininger fueron benéficos, lo cual 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), atribuyéndolo 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 evaluó los efectos de un fuego prescrito encuentra que la diversidad de aves es 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, diversas investigaciones han documentado este tipo de efecto (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 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 del 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), Venegas et al. (2009) y Sosa et al. (2010) 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 importante ya que, a mayor disimilitud entre los puntos, sitios o zonas, mayor es la diversidad total del sistema.

3. 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, asimismo, este 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 este puede servir para predecir la respuesta de las especies a la perturbación (Greenberg 2016), como es el caso de este trabajo.

Pese a no encontrar diferencias significativas en la mayoría de los gremios tróficos —salvo en el de los granívoros—, mis resultados muestran asociación significativa entre la estructura de la vegetación y entre las distintas zonas. 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 Deininger, 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 *Bauhinia sp*, 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 Aliblanca (*Zenaida asiatica*) y la Tórtola Colilarga (*Columbina inca*); 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 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 resulto con una marcada dominancia de este estrato, tal como sucede con los granívoros esto 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), esto podría explicar el por qué no encontré ninguna especie de este gremio en la Z1; esto último concuerda con lo descrito por Ponce et al. (2012) quienes solo encuentran representantes de este gremio en el sitio quemado a alta severidad. Por otro lado, contrasta con otras investigaciones, que sostienen que la abundancia de especies de este gremio no se ve afectada por el fuego, resultando 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) encuentra 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 en Ecuador (Troya 2017), donde se evidencia que estos aumentan en las zonas quemadas.

Los frugívoros del parque Deininger decrecieron en función de la disminución del estrato arbóreo, por ello el CA lo relaciona con la Z1, donde la cobertura arbórea fue mayor, este fue uno de los grupos más sensibles a la pérdida de la cobertura arbórea en el parque Deininger. En Z1 estos pueden estar aprovechando los recursos aportados por varias plantas, entre estas, *Guazuma ulmifolia*, *Bursera simaruba*, *Spondias mombin* y *Spondias purpurea*, las cuales son productoras de frutos comestibles (Witsberger et al. 1982). Robinson et al. (2014) sugiere 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 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 la Figura 12 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) sostiene 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), este 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, los cuales se han visto favorecidos por la heterogeneidad de la estructura vegetal originada por los recurrentes incendios de severidad mixta ocurridos en este.

(2) la clasificación gremial debió ejercer cierta influencia en la distribución del gremio de los insectívoros en el parque Deininger, Pearman (2002) establece que las características principales para agrupar a las especies en los distintos gremios tróficos son el principal estrato de vegetación 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) encuentra 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 el estudio de Saab y Powell (2005) los insectívoros aéreos, terrestres y de corteza son más abundantes en hábitats quemados, mientras que los forrajeros de follaje prefirieron los hábitats no quemados.

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” para agrupar a las especies dentro de este gremio, en estos 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 este 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 el gremio de los omnívoros —al igual que con los insectívoros— los datos no fueron concluyentes, puesto que las especies de omnívoros del parque Deininger 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) el que encuentra que la abundancia de este gremio es similar en la zona quemada y no quemada. Por su parte Perfetti-Bolaño et al. (2013) observa una mayor abundancia de omnívoros luego del incendio, siendo favorecidos por el aumento en la disponibilidad de alimento en este sitio. Por otra parte, 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).

CONCLUSIONES

- Este trabajo aporta evidencia de que los incendios forestales en el parque Deininger han beneficiado a las comunidades de aves, puesto que en las zonas quemadas recientemente las aves fueron significativamente más diversas comparado con la zona con el mayor tiempo desde el fuego, asimismo, la similitud entre estas fue de moderada a baja. Esto puede deberse a que el bosque seco es un ecosistema dependiente del fuego, por lo tanto, fuegos de magnitud e intensidad moderada propician la heterogeneidad del paisaje con lo cual la avifauna se ve favorecida. Cabe recalcar que este patrón no debería ser extrapolado para otros tipos de ecosistemas, más aún si estos no poseen vegetación adaptada a los incendios forestales —como el bosque nebuloso o el bosque perennifolio— en este caso es necesario estudiar la respuesta de la avifauna con relación al tipo de hábitat específico.
- El uso de los gremios tróficos es útil en estudios comparativos de comunidades, siempre y cuando la clasificación utilizada sea lo suficientemente específica como para detectar diferencias en un mismo gremio entre unidades muestrales diferentes. Asimismo, el empleo de gremios en este estudio permitió evaluar de manera general la respuesta ante una perturbación de un grupo de especies de aves que explotan un mismo recurso.
- La composición de la comunidad vegetal determinó la presencia del gremio de los granívoros (estrato arbustivo), nectarívoros (estrato herbáceo) y frugívoros (arbóreo). En cuanto a insectívoros y omnívoros no encontré una tendencia clara. Esto pudo deberse a la clasificación general del gremio insectívoros y las amplias estrategias tróficas del gremio de los omnívoros.

RECOMENDACIONES

- Sugiero al ISTU que se implemente programas de educación ambiental y sensibilización de las comunidades colindantes al parque. Al trabajar de la mano con estas habrá un mejor control de los incendios, mayor manejo de los límites del parque y mejor control de la casa furtiva entre muchas otras ventajas.
- Sugiero al ISTU que se establezca un sistema de monitoreo de flora y fauna silvestre dentro del parque Deininger con el fin de reunir información que permita analizar el efecto que el fuego tiene sobre estos grupos de una forma objetiva y precisa. Esto, en consecuencia, podrá servir de base en la implementación de programas de manejo y conservación dentro del área.
- Recomiendo estudiar los impactos del fuego sobre las aves en otras áreas protegidas del país que posean distintos hábitats. Además, sobre otros grupos de organismos que son de importancia para el equilibrio y la sostenibilidad del ecosistema —e.g artrópodos, mamíferos, organismos polinizadores y dispersores de semillas—.
- Sugiero que en futuras investigaciones sobre la problemática de incendios forestales enfocadas a fauna silvestre se incluya siempre el componente de vegetación, puesto que este aporta información valiosa para interpretar la respuesta que los organismos tienen sobre dicho fenómeno.
- Si bien los estudios básicos son fundamentales en la ciencia biológica, es necesario dar el salto de calidad hacia estudios ecológicos aplicados, en los que se estudien temas de importancia para el país (contaminación, fragmentación, pérdida de hábitat, incendios forestales) y por lo tanto se generen información crucial para la toma de decisiones en programas de manejo, conservación y desarrollo sostenible, entre otros.

REFERENCIAS

- 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. [Accedido 27. 02. 2017]. Disponible: <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr:8080/handle/11554/7119>
- Ares R. 2013. Aves: vida y conducta. 2da ed. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores.
- Barlow J, Haugaasen T, Peres CA. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biol. Conserv.* 105(2): 157–169. Disponible: 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 Bomberos El Salv. [Accedido 3. 05. 2017]. Disponible: <http://www.bomberos.gob.sv>
- Castillo M, Pedernera P, Peña E. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Rev. Ambiente Desarro. CIPMA* 19(3 y 4): 44–53.
- Catalogue of Life. 2017. 2017 Annual Checklist. *Cat. Life*. [Accedido 18. 05. 2017]. Disponible: <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2017/>
- Chao A, Lee S. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *J. Am. Stat. Assoc.* 87: 210–217.
- Chao A, Ma KH, Hsieh TC, Chiu C-H. 2016. SpadeR: Species-Richness Prediction and Diversity Estimation with R. R Package Version 011.
- Chao A, Shen T-J. 2003. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environ. Ecol. Stat.* 10: 429–443.
- CNIF. 2012. Incendios forestales período Enero-Abril 2012. San Salvador: CNIF.
- CNIF. 2013. Estadísticas de incendios forestales Enero-Abril 2013. San Salvador: CNIF.
- Connell JH. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310. Disponible: 10.1126/science.199.4335.1302.
- Cushman SA, Wasserman TN, McGarigal K. 2011. Chapter 9 Modeling Landscape Fire and Wildlife Habitat. En: McKenzie D, Miller C, Falk DA, editor(s). *The Landscape Ecology of Fire*. Vol. 213. New York: Springer. (Ecological Studies). p. 223–245.
- Da Silva K, Venturin N, Carvalho WAC, Batista APB, Belan LL. 2017. Spatial and temporal distribution of species diversity in semideciduous seasonal forests with occurrence of fire. *Rev. Biol. Trop. J. Trop. Biol. Conserv.* 65(2): 525–534. Disponible: 10.15517/rbt.v65i2.23594.

- Dull RA. 2008. Unpacking El Salvador's ecological predicament: Theoretical templates and "long-view" ecologies. *Glob. Environ. Change* 18(2): 319–329. Disponible: 10.1016/j.gloenvcha.2008.03.002.
- Durães R, Carrasco L, Smith TB, Karubian J. 2013. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biol. Conserv.* 166: 203–211. Disponible: 10.1016/j.biocon.2013.07.007.
- eBird. 2017. eBird: Una base de datos en línea para la abundancia y distribución de las aves. [Accedido 12. 05. 2017]. Disponible: <http://www.ebird.org>
- Echeverri MA, Rodriguez JM. 2006. Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de pereira, risaralda colombia. *Sci. Tech.* 1(30): 405–410.
- El Metropolitano Digital. 2017 Mar. Controlan incendio forestal en Parque Deininger. *El Metrop. Digit.* [Accedido 10. 05. 2017]. Disponible: <http://www.elmetropolitano.com/2017/03/controlan-incendio-forestal-en-parque-deininger/>
- EoL. 2017. Global access to knowledge about life on Earth. *Encycl. Life.* [Accedido 18. 05. 2017]. Disponible: <http://eol.org/>
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34(1): 487–515. Disponible: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- Falk DA, Miller C, McKenzie D, Black AE. 2007. Cross-Scale Analysis of Fire Regimes. *Ecosystems* 10(5): 809–823. Disponible: 10.1007/s10021-007-9070-7.
- FAO. 2002. Capítulo 8 Incendios. En: FAO, editor(s). *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2000*. Roma: Estudio FAO Montes. [Accedido 2. 05. 2017]. Disponible: <http://www.fao.org/docrep/005/y1997s/y1997s0e.htm#bm14>
- FAO. 2005. *Cooperación internacional en la lucha contra los incendios forestales*. Roma: FAO. [Accedido 2. 05. 2017]. Disponible: <http://www.fao.org/docrep/meeting/009/j3939s/j3939s00.htm>
- Felten H, Steinbacher J. 1955. Contribuciones conocimiento de la Avifauna de El Salvador: resultados del viaje de exploración del Dr. Heinz Felten en 1952-54. N° 1b. *Comunicaciones* 4(1-2): 1–36.
- García G, Ramos J, Herrera N, Ibarra R. 2009. El "Efecto Borde", implicaciones en las aves y la biodiversidad. *Aratinga* (3): 25–27.
- García-Rodríguez NG, Ramos-Barahona JA, Herrera-Serrano NO. s.f. Efecto borde en la Avifauna del Bosque Seco San Diego–La Barra, Metapan, El Salvador, durante la estación seca y transicional seca-lluviosa. [Accedido 27. 02. 2017]. Disponible:

http://www.academia.edu/download/38707352/Garcia_et_al_2006_Efecto_de_borde_a ves_PNSDLB.pdf

- Gray MA, Baldauf SL, Mayhew PJ, Hill JK. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol. J. Soc. Conserv. Biol.* 21(1): 133–141. Disponible: 10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x.
- Greenberg RS. 2016. Chapter 14 Bird Communities. En: Lovette IJ, Fitzpatrick JW, editor(s). *Handbook of Bird Biology*. 3rd ed. New York: Wiley. p. 732.
- Gricera D, Pavic C. 2007. Ensamblajes 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 DA., Ryan P. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4(1): 9.
- Howell S, Webb S. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. New York: Oxford University Press.
- Husson F, Lê S, Pagès J. 2010. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R*. 1ed ed. Boca Raton: CRC Press. [Accedido 2. 03. 2018]. Disponible: <http://www.crcnetbase.com/doi/abs/10.1201/b10345-2>
- Ibarra R. 2013. Aves de El Salvador: estado actual del conocimiento e iniciativas de conservación. *Bioma* (9): 12–89.
- ISTU. 2015. Antecedentes de Incendios Forestales. [Accedido 2. 05. 2017]. Disponible: <http://www.istu.gob.sv/temas/parques-naturales/parque-natural-walter-t-deininger/incendios-forestales.html>
- ISTU. 2017. Walter T. Deininger. [Accedido 27. 03. 2017]. Disponible: <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.
- Juárez R, Komar O, Andino L del C, Galán AV. 2011. Tendencias Poblacionales de Aves Terrestres en El Salvador, 2004–2010. *Mesoamericana* 15(2): 57.
- Kassambara A. 2017. *Practical Guide to Principal Component Methods in R*. 1ed ed. STHDA (Multivariate Analysis II).
- Kinnaird MF, O'Brien TG. 1998. Ecological Effects of Wildfire on Lowland Rainforest in Sumatra. *Conserv. Biol.* 12(5): 954–956.
- Komar O. 1995. Highland Birds recorded on Isolated Volcanoes in El Salvador, Central America. *Stud. Sch.* (25): 119–152.
- Komar O. 2002. Priority conservation areas for birds in El Salvador. *Anim. Conserv.* 5: 173–183.

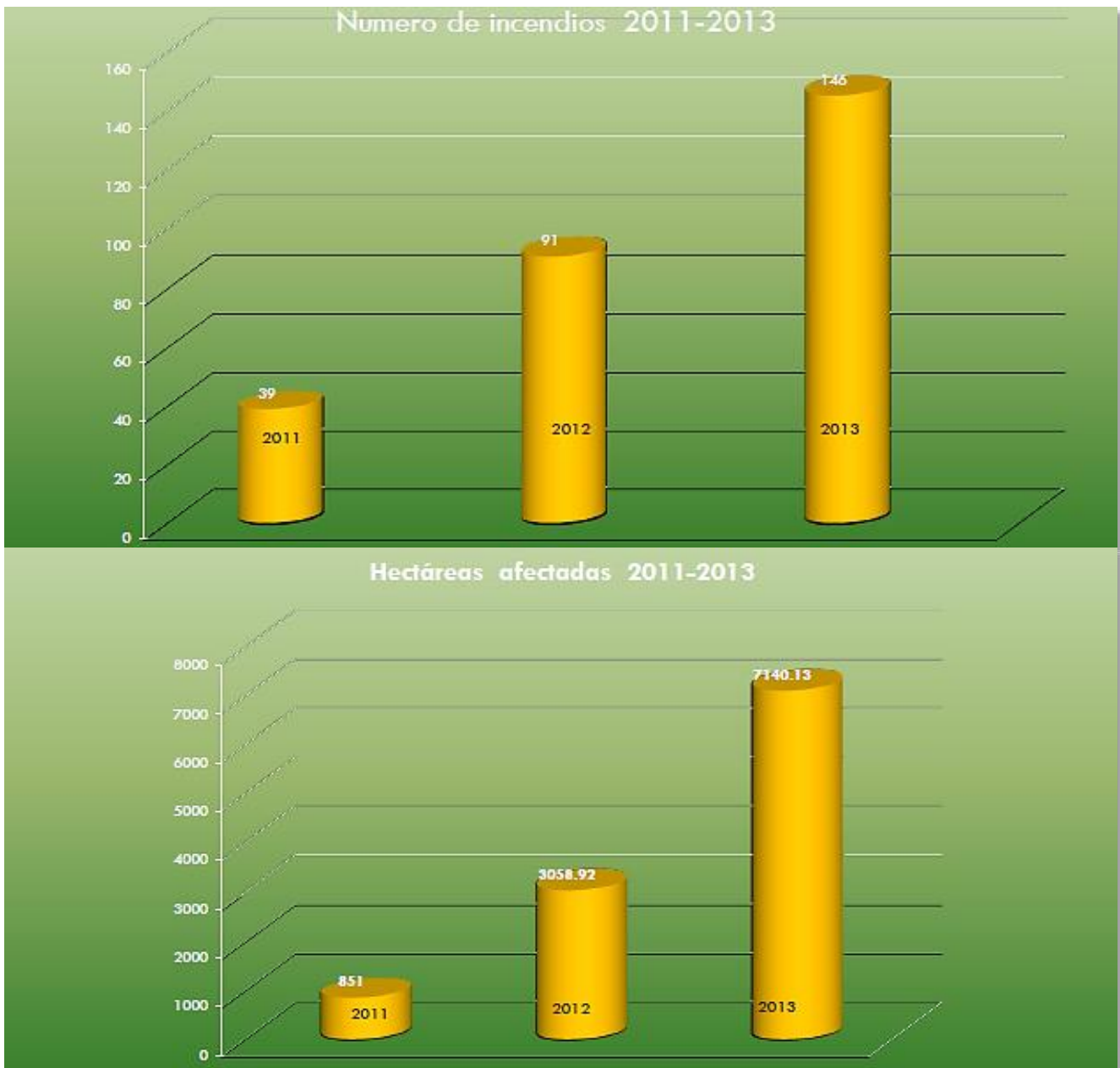
- Komar O, Domínguez JP. 2001. Lista de Aves de El Salvador. San Salvador: Fundación Ecológica de El Salvador-SalvaNATURA.
- Komar O, Ibarra-Portillo R. 2009. Las IBAs de El Salvador: áreas de importancia para la conservación de las aves. San Salvador: salvaNATURA. [Accedido 1. 03. 2017]. Disponible: http://www.academia.edu/download/38749350/Komar___Ibarra_2009_IBAs_ES_Areas_de_Importancia_para_la_Conservacion_de_Aves.pdf
- Kotliar NB, Hejl SJ, Hutto RL, Saab VA, Melcher CP, McFadzen ME. 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Stud. Avian Biol.* (25): 49–64.
- Kotliar NB, Kennedy PL, Ferree K. 2007. Avifaunal responses to fire in southwestern montane forests along a burn severity gradient. *Ecol. Appl.* 17(2): 491–507.
- Latif QS, Sanderlin JS, Saab VA, Block WM, Dudley JG. 2016. Avian relationships with wildfire at two dry forest locations with different historical fire regimes. *Ecosphere* 7(5): 1–22. Disponible: 10.1002/ecs2.1346.
- Lawrence GE. 1966. Ecology of Vertebrate Animals in Relation to Chaparral Fire in the Sierra Nevada Foothills. *Ecology* 47(2): 278–291. Disponible: 10.2307/1933775.
- Leyequién E, Hernández-Stefanoni JL, Santamaría-Rivero W, Dupuy-Rada JM, Chable-Santos JB. 2014. Chapter 11 Effects of Tropical Successional Forests on Bird Feeding Guilds. En: Nakagoshi N, Mabuhay JA, editor(s). *Designing Low Carbon Societies in Landscapes*. Japan: Springer. (Ecological Research Monographs). p. 177–202.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden: Blackwell Publishing.
- MARN. 2013a. Sistema de Áreas Naturales Protegidas y Organizaciones Comanejadoras. [Accedido 10. 08. 2018]. Disponible: <http://www.marn.gob.sv/descarga/sistema-de-areas-naturales-protegidas-y-organizaciones-comanejadoras/>
- MARN. 2013b. Sitios Ramsar de El Salvador. [Accedido 4. 06. 2017]. Disponible: <http://www.marn.gob.sv/sitios-ramsar/>
- MARN. 2015. Acuerdo No. 74 - Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción. San Salvador: Diario Oficial, Tomo 409 N° 181, Imprenta Nacional.
- MARN. 2016. Áreas de Conservación en El Salvador. [Accedido 30. 03. 2017]. Disponible: <http://www.marn.gob.sv/areas-de-conservacion/>
- McKenzie D, Miller C, Falk D. 2011. Chapter 1 Toward a Theory of Landscape Fire. En: McKenzie D, Miller C, Falk DA, editor(s). *The Landscape Ecology of Fire*. Vol. 213. New York: Springer. (Ecological Studies). p. 3–25.

- Milesi FA, Marone L, Lopez de Casenave J, Cueto VR, Mezquida ET. 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. *Ecol. Austral* 12(2): 149–161.
- Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. 1ra ed. Zaragoza: M&T–Manuales y Tesis SEA.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mex. Biodivers.* 82(4): 1249–1261.
- Nasi R, Dennis R, Meijaard E, Applegate G, Moore P. 2002. Los incendios forestales y la diversidad biológica. *Unasylva* 53(209): 36–40.
- Newman EA, Potts JB, Tingley MW, Vaughn C, Stephens SL. 2018. Chaparral bird community responses to prescribed fire and shrub removal in three management seasons. Lentini P, editor(s). *J. Appl. Ecol.* 55(4): 1615–1625. Disponible: 10.1111/1365-2664.13099.
- Peak RG. 2007. Forest edges negatively affect golden-cheeked warbler nest survival. *The Condor* 109(3): 628–637. Disponible: 10.1650/8274.1.
- Pearman PB. 2002. The Scale of Community Structure: Habitat Variation and Avian Guilds in Tropical Forest Understory. *Ecol. Monogr.* 72(1): 19–39. Disponible: 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. *Bol. Chil. Ornitol.* 19(1–2): 1–11.
- Pineda-Diez E, León-Cortés JL, Rangel-Salazar JL. 2012. Diversity of bird feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in a human-modified landscape in southern Mexico. *J. Trop. Ecol.* 28(4): 369–376. Disponible: 10.1017/S026646741200034X.
- Ponce LP, Aguilar BC, Rodríguez DA, Pérez EL, Pérez JS. 2012. Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. *Rev. Mex. Cienc. For.* 3(10): 65–76.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: 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-Alboreo JE. 2006. Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica* 6(2): 1–19.

- Reyes J, González V, Hidalgo G. 1994. Aves encontradas en el Parque Nacional “Walter Thilo Deininger” durante la época seca, 1989. *Flora Fauna* 9: 37–42.
- Robinson NM, Leonard SWJ, Bennett AF, Clarke MF. 2014. Refuges for birds in fire-prone landscapes: The influence of fire severity and fire history on the distribution of forest birds. *For. Ecol. Manag.* 318: 110–121. Disponible: 10.1016/j.foreco.2014.01.008.
- Root RB. 1967. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37(4): 317–350. Disponible: 10.2307/1942327.
- Russell RE, Royle JA, Saab VA, Lehmkuhl JF, Block WM, Sauer JR. 2009. Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecol. Appl.* 19(5): 1253–1263.
- Saab VA, Powell HDW; 2005. Fire and avian ecology in North America: Process influencing pattern. *Stud. Avian Biol.* 30: 1–13.
- Sherry TW. 2016. Chapter 8 Avian Food and Foraging. En: Lovette IJ, Fitzpatrick JW, editor(s). *Handbook of Bird Biology*. 3rd ed. New York: Wiley. p. 732.
- Simberloff D, Dayan T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu Rev Ecol Syst* 22: 115–43.
- Smith TM, Smith RL. 2007. *Ecología*. 6th ed. Madrid: Pearson Educación.
- Smucker KM, Hutto RL, Steele BM. 2005. Changes in Bird Abundance After Wildfire: Importance of Fire Severity and Time Since Fire. *Ecol. Appl.* 15(5): 1535–1549. Disponible: 10.1890/04-1353.
- SNET. 2017. Perfiles Climatológicos. Sist. Nac. Estud. Territ. [Accedido 27. 03. 2017]. Disponible: <http://www.snet.gob.sv/ver/meteorologia/clima/perfiles+climatologicos/>
- Sodhi NS, Şekercioğlu ÇH, Barlow J. 2011. *Conservation of tropical birds*. 1st ed. Chichester, UK ; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- Sosa RA. 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa [Tesis doctoral]. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. [Accedido 1. 03. 2017]. Disponible: http://digital.bl.fcen.uba.ar/gsd-282/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=tesis&d=Tesis_4298_Sosa
- Sosa RA, Benz VA, Galea JM, Poggio IV. 2010. Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial Parque Luro, La Pampa, Argentina. *Rev. Asoc. Argent. Ecol. Paisajes* 1: 101–110.
- Tingley MW, Ruiz-Gutiérrez V, Wilkerson RL, Howell CA, Siegel RB. 2016. Pyrodiversity promotes avian diversity over the decade following forest fire. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283(1840): 20161703. Disponible: 10.1098/rspb.2016.1703.

- Troya DJ. 2017. Análisis del efecto generado por los incendios forestales Sobre la diversidad, abundancia y gremios tróficos de la Avifauna del parque metropolitano guanguiltagua de Quito [Tesis de Licenciatura]. Quito: Universidad Internacional del Ecuador. [Accedido 4. 04. 2017]. Disponible: <http://repositorio.uide.edu.ec:8080/bitstream/37000/1903/1/T-UIDE-1428.pdf>
- Venegas AM, Varela S, Estades CF. 2009. Efecto del fuego en la comunidad de aves de bosque en la reserva nacional Malleco. *Bol. Chil. Ornitol.* 15(1): 1–7.
- Ventura NE. 1980. Análisis de la distribución, dispersión y dominancia de la vegetación arbórea del Parque Nacional Walter Thilo Deininger. San Salvador: Universidad de El Salvador.
- Verner J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environ. Manage.* 8(1): 1–13. Disponible: 10.1007/BF01867868.
- Verzino G, Joseau J, Dorado M, Gellert E, Rodríguez Reartes S, Nóbile R. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, sierras de Córdoba, Argentina. *Ecol. Apl.* 4(1–2): 25–34.
- Vicente MG, Valencia PL. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de habitats. *Lurralde Investig. Espac.* 33: 147–158.
- Vilchez SJ, Harvey C, Sánchez D, Medina A, Hernández B. 2004. Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Encuentro* 68: 60–75.
- Whelan RJ. 1995. *The Ecology of Fire*. 1 edition. New York: Cambridge University Press.
- White AM, Manley PN, Tarbill GL, Richardson TW, Russell RE, Safford HD, Dobrowski SZ. 2015. Avian community responses to post-fire forest structure: implications for fire management in mixed conifer forests. *Anim. Conserv.* 19(3): 256–264. Disponible: 10.1111/acv.12237.
- Wilson JB. 1999. Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos* 86(3): 507–522. Disponible: 10.2307/3546655.
- Witsberger D, Current D, Archer E. 1982. *Árboles del Parque Deininger*. 1st ed. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Educación.
- Zar JH. 1999. *Biostatistical Analysis*. 5 edition. New Jersey: Prentice Hall.

ANEXOS



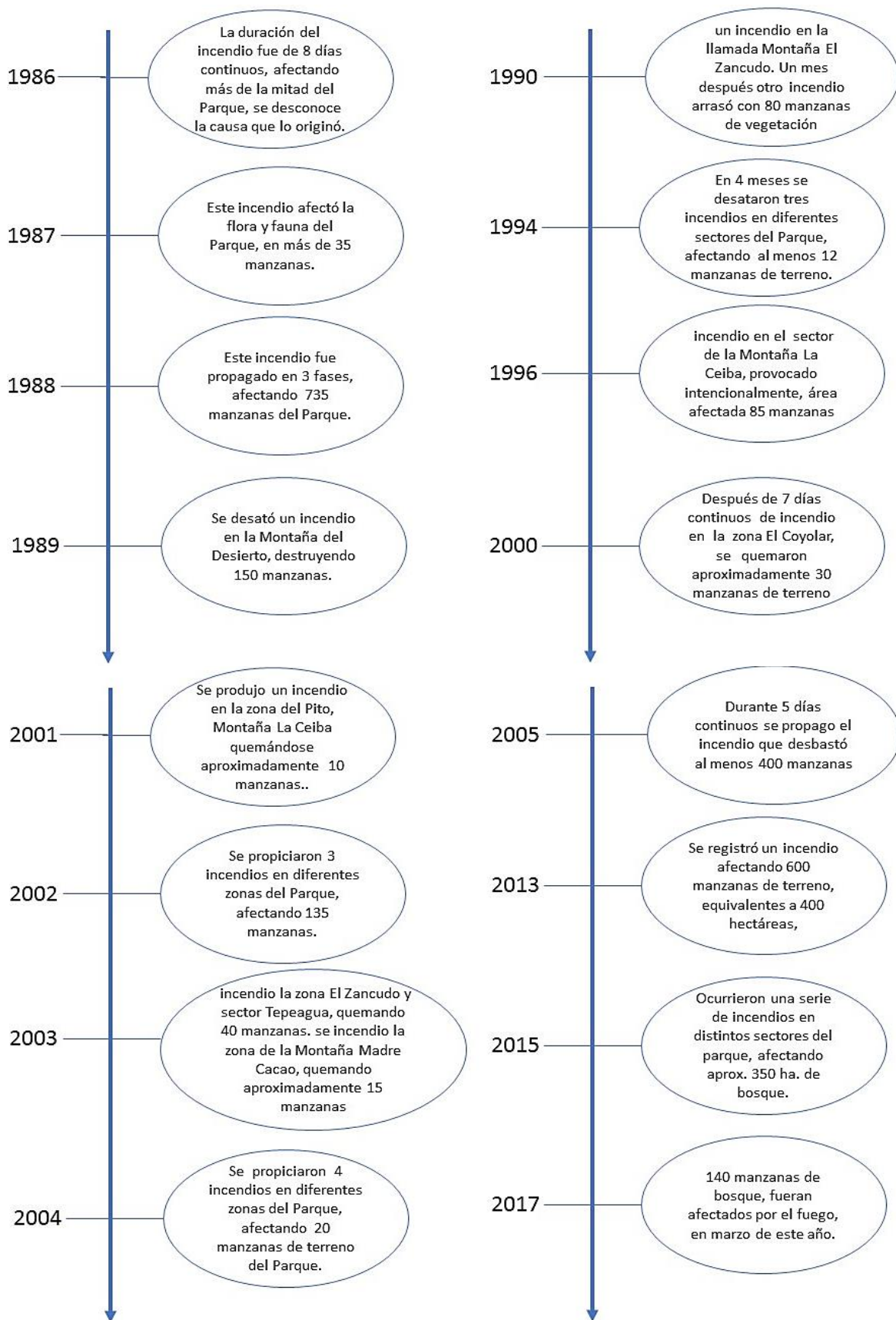
Anexo 1. Número de incendios y cantidad de hectáreas afectas por éstos, en el periodo 2011-2013. Tomado de: CNIF 2013.



Anexo 2. Cantidad de incendios por departamento para el año 2013. Tomado de: CNIF 2013.



Anexo 3. El parque Walter Thilo Deininger fue una de las áreas protegidas más afectadas por el fuego en 2013. Tomado de: CNIF 2013.



Anexo 4. Línea de tiempo sobre los incendios que han ocurrido en el Parque Natural Walter Thilo Deininger entre 1986 y 2017. Fuente: ISTU 2015; El Metropolitano Digital 2017.

Anexo 5. Posición geográfica y elevación de los puntos de radio fijo muestreados en cada una de las tres zonas.

Punto	Latitud	Longitud	Elevación*	Distancia (m)**
Zona 1				
1	13°29'40.82"N	89°15'41.76"O	184.9	N/A
2	13°29'34.81"N	89°15'43.17"O	80.5	290
3	13°29'29.45"N	89°15'44.43"O	150.7	258
4	13°29'24.28"N	89°15'50.05"O	25.3	319
			Extensión:	867
Zona 2				
1	13°30'14.90"N	89°16'3.17"O	141	N/A
2	13°30'8.43"N	89°16'2.46"O	136.1	306
3	13°29'59.33"N	89°16'1.29"O	138.6	385
4	13°29'52.32"N	89°16'5.35"O	127.8	319
			Extensión:	1,010
Zona 3				
1	13°30'9.71"N	89°15'25.86"O	169	N/A
2	13°30'4.29"N	89°15'28.47"O	138.8	251
3	13°29'57.82"N	89°15'33.70"O	135.7	263
4	13°29'51.22"N	89°15'39.19"O	111.5	312
			Extensión:	826

*Metros Sobre el Nivel del Mar (m s.n.m). **Distancia en metros desde el punto anterior.

Anexo 6. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 1 (Z1).

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
1	1	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	2	6	A
1	2	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	6	8.92	A
1	3	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	4	11	A
1	4	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	10	A
1	5	Fabaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i>	Quebracho	2	11	A
1	6	Fabaceae	<i>Piptadenia obliqua</i>	Pintadillo	7	9.43	A
1	7	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	7	4.14	B
1	8	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	1	5	B
1	9	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	1	4	B
1	10	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	3	B
1	11	Malvaceae	<i>Luehea candida</i>	Cabo de Hacha	7	4.07	B
1	12	Fabaceae	<i>Piptadenia obliqua</i>	Pintadillo	1	5	B
1	13	Apocynaceae	sp		1	5	B
1	14	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	9	0.66	H
1	15	Malvaceae	<i>Helicteres guazumifolia</i>		11	0.77	H
2	16	Leguminosae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno	9	9.33	A
2	17	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	1	6	A
2	18	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	8	A
2	19	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	5	9.8	A
2	20	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	8	8.62	A
2	21	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Irayol	1	9	A
2	22	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	10	A
2	23	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	9	A
2	24	Fabaceae	<i>Poeppigia procera</i>	Memble	1	10	A
2	25	Rubiaceae	<i>Randia armata</i>	Crucito	1	6	A
2	26	Malpighiaceae	sp		4	7.75	A
2	27	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrio	1	13	A
2	28	Apocynaceae	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	Cojon de Puerco	1	8	A
2	29	Meliaceae	<i>Trichilia</i> sp		1	11	A
2	30	Leguminosae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno	2	3.5	B
2	31	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	2	5	B
2	32	Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Papaya montes	1	4	B
2	33	Rubiaceae	<i>Randia armata</i>	Crucito	1	4	B
2	34	Annonaceae	sp		1	5	B
2	35	Malpighiaceae	sp		2	4.5	B
2	36	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	9	0.4	H
2	37	Malvaceae	<i>Luehea candida</i>	Cabo de Hacha	1	0.5	H
2	38	Marantaceae	sp		15	0.5	H
2	39	Poaceae	sp		4	0.5	H
3	40	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	2	10	A
3	41	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	7	A

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
3	42	Euphorbiaceae	<i>Jatropha curcas</i>	Tempate	2	11	A
3	43	Fabaceae	<i>Poeppigia procera</i>	Memble	1	10	A
3	44	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	jocote jobo	5	8	A
3	45	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	1	8	A
3	46	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Maquilishuat	3	9	A
3	47	Polygonaceae	<i>Cocoloba</i> sp		1	3	B
3	48	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	5	B
3	49	Malpighiaceae	sp		2	4	B
3	50	Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i>	Caoba	1	3	B
3	51	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Maquilishuat	1	5	B
3	52	Poaceae	sp	zacate	6	0.6	H
4	53	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	8	A
4	54	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	2	7.5	A
4	55	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	7	A
4	56	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	6	9	A
4	57	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	1	15	A
4	58	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	jocote jobo	1	7	A
4	59	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Maquilishuat	2	7.5	A
4	60	Annonaceae	<i>Annona</i> sp		1	5	B
4	61	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	4	B
4	62	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	1	5	B
4	63	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	5	B
4	64	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	1	3	B
4	65	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Maquilishuat	2	3.5	B
4	66	Meliaceae	<i>Trichilia trifolia</i>	Cola de pavo	2	4.5	B
4	67	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Irayol	1	0.5	H
4	68	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	1	H
4	69	Orchidaceae	<i>Oeceoclades maculata</i>		1	0.5	H
4	70	Sapindaceae	<i>Paullinia pinnata</i>		1	1.2	H
4	71	Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp		1	1.6	H
4	72	Poaceae	sp1		4	0.5	H
4	73	Poaceae	sp2	Zacate	5	0.5	H
4	74	Apocynaceae	sp	Trepadora	1	1	H
4	75	Poaceae	Sp3	zacate	6	1.1	H
4	76	Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Cortez	1	1	H

Z1; #: número de individuos. Alt.*: altura promedio. Estrato: A, Arbóreo (más de 5 m) B, Arbustivo (3-5 m) y H, Herbáceo (0-3 m).

Anexo 7. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 2 (Z2).

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
1	1	Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	Peina de mico	1	6	A
1	2	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	8	A
1	3	Meliaceae	<i>Cedrella odorata</i>	Cedro	1	8	A
1	4	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	1	8	A
1	5	Boraginaceae	<i>Cordia alba</i>	Tiguilote	1	7	A
1	6	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	6	A
1	7	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Irayol	1	4	B
1	8	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	5	B
1	9	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jocote jobo	1	5	B
1	10	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	1	4	B
1	11	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	31	1.29	H
1	12	Fabaceae	<i>Crotalaria</i> sp		8	0.5	H
1	13	Malvaceae	<i>Hibiscus</i> sp	hibisco	9	1.44	H
1	14	Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp	Dormilona	19	0.5	H
1	15	Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp		7	0.78	H
1	16	Poaceae	sp		25	0.75	H
1	17	Vitaceae	sp		7	1.27	H
2	18	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	1	7	A
2	19	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	2	7	A
2	20	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	8	A
2	21	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	3	6	A
2	22	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	6	3.83	B
2	23	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	19	3.78	B
2	24	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	5	B
2	25	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	1	3	B
2	26	Fabaceae	<i>Senna</i> sp		1	2	H
2	27	Poaceae	sp	Zacate	5	0.8	H
2	28	Fabaceae	sp		1	0.5	H
2	29	Vitaceae	sp	Enredadera	1	2	H
2	30	Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Cinco negritos	1	0.5	H
2	31	Lygodiaceae	<i>Lygodium</i> sp	helecho	1	0.5	H
3	32	Leguminosae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno	1	6	A
3	33	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	1	6	A
3	34	Malvaceae	<i>Ceiba pendrandra</i>	Ceiba	1	7	A
3	35	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	20	6.55	A
3	36	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	6	A
3	37	Leguminosae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno	1	3	B
3	38	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	9	4.44	B
3	39	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	2	4	B
3	40	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	56	4.83	B

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
3	41	Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	Árbol de fuego	2	6	B
3	42	Malvaceae	<i>Helicteres</i>		3	4	B
3	43	Fabaceae	<i>Senna</i> sp		1	4	B
3	44	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrio	2	4.5	B
3	45	Malvaceae	<i>Helicteres</i> sp		13	0.69	H
3	46	Poaceae	sp	Zacate	57	0.64	H
4	47	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	1	4	A
4	48	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	2	10	A
4	49	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	1	10	A
4	50	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	7	A
4	51	Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysanthus</i>	Guayacán amarillo	1	10	A
4	52	Rhamnaceae	<i>Karwinskia calderonii</i>	Guilihuishte	1	12	A
4	53	Malvaceae	<i>Luehea candida</i>	Cabo de Hacha	3	8	A
4	54	Fabaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i>	Quebracho	1	12	A
4	55	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jocote jobo	1	12	A
4	56	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	9	3.77	B
4	57	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	5	B
4	58	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrio	1	5	B
4	59	Malvaceae	<i>Sterculia apetala</i>	Castaño	1	5	B
4	60	Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp	zacate	18	0.5	H
4	61	Poaceae	sp	zacate	23	0.63	H

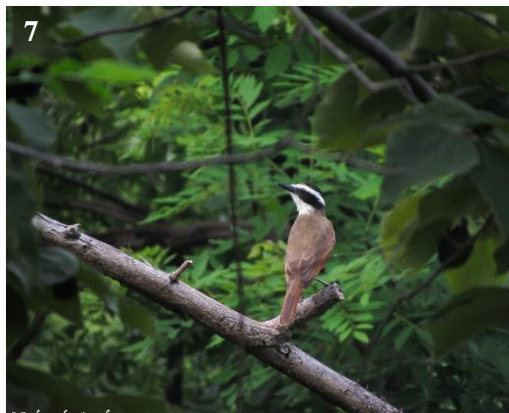
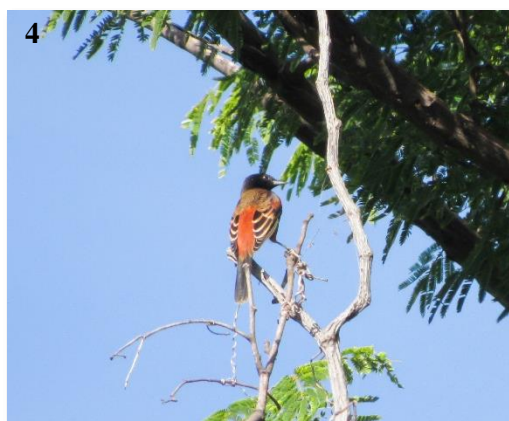
Z2; #: número de individuos. Alt.*: altura promedio. Estrato: A, Arbóreo (más de 5 m) B, Arbustivo (3-5 m) y H, Herbáceo (0-3 m).

Anexo 8. Listado de especies vegetales correspondientes a la Zona 3 (Z3).

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
1	1	Leguminosae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno Conacaste	1	7	A
1	2	Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i>	blanco	1	6	A
1	3	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	7	A
1	4	Malvaceae	<i>Ceiba pendrandra</i>	Ceiba	1	8	A
1	5	Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Conacaste negro	2	9	A
1	6	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	2	6.5	A
1	7	Malvaceae	<i>Luehea candida</i>	Cabo de Hacha	2	7.5	A
1	8	Fabaceae	<i>Poepigia procera</i>	Memble	1	10	A
1	9	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	2	7	A
1	10	Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Cortez	1	8	A
1	11	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	4	B
1	12	Malvaceae	<i>Ceiba pendrandra</i>	Ceiba	1	4	B
1	13	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i> <i>Stemmadenia donnell-</i> <i>smithii</i>	Jocote pitarrío	1	5	B
1	14	Apocynaceae	<i>smithii</i>	Cojon de Puerco	2	3.5	B
1	15	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	10	0.71	H
1	16	Salicaceae	<i>Casearia corymbosa</i>		1	0.8	H
1	17	Apocynaceae	<i>Mandevilla</i> sp		5	0.34	H
1	18	Malvaceae	<i>Sida</i> sp		5	0.36	H
1	19	Poaceae	sp	zacate	23	0.6	H
2	20	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	1	7	A
2	21	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	4	11.5	A
2	22	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	8	8.83	A
2	23	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	2	8.5	A
2	24	Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Copinol	1	6	A
2	25	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	10	A
2	26	Fabaceae	sp		1	10	A
2	27	Malpighiaceae	sp		1	6	A
2	28	Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i>	Caoba	3	6.6	A
2	29	Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Cortez	1	8	A
2	30	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	2	3	B
2	31	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Irayol	8	3.75	B
2	32	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	7	4	B
2	33	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Tapaculo	1	5	B
2	34	Malpighiaceae	sp		1	5	B
2	35	Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i>	Caoba	1	5	B
2	36	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	9	1.23	H
2	37	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	2.9	H
2	38	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao	1	3	H
2	39	Malvaceae	<i>Helicteres guazumifolia</i>		10	1.63	H

Punto	N°	Familia	Nombre científico	Nombre Común	#	Alt.*	Estrato
2	40	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	1	2.9	H
2	41	Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp		2	0.5	H
2	42	Poaceae	sp		36	0.66	H
2	43	Bignoniaceae	sp		2	1	H
2	44	Fabaceae	sp		15	0.5	H
3	45	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	2	6.5	A
3	46	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	1	10	A
3	47	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	2	7.5	A
3	48	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	2	6.5	A
3	49	Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp	Pie de venado	4	4.5	B
3	50	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	2	4.5	B
3	51	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche	1	5	B
3	52	Solanaceae	<i>Solanum nocturnum</i>		2	4	B
3	53	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	3	4.66	B
3	54	Malvaceae	<i>Helicteres guazumifolia</i>		3	0.66	H
3	55	Apocynaceae	<i>Mandevilla</i> sp		2	0.85	H
3	56	Poaceae	sp		4	0.4	H
4	57	Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	Ojushte	1	6	A
4	58	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote	1	6	A
4	59	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	2	8	A
4	60	Fabaceae	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	Chaperno	4	9.25	A
4	61	Annonaceae	sp		1	6	A
4	62	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote pitarrío	4	6.5	A
4	63	Apocynaceae	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	Cojon de Puerco	2	7	A
4	64	Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Cortez	1	12	A
4	65	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	1	5	B
4	66	Piperaceae	<i>Piper arborescens</i>	Cordoncillo	1	3	B
4	67	Rubiaceae	<i>Randia armata</i>	Crucito	1	3	B
4	68	Malpighiaceae	sp		1	4	B
4	69	Meliaceae	<i>Trichilia trifolia</i>	Cola de pavo	1	4	B
4	70	Urticaceae	<i>Urera</i> sp		1	4	B
4	71	Commelinaceae	<i>Commelina</i>		1	0.1	H
4	72	Malvaceae	<i>Helicteres guazumifolia</i>		1	0.4	H
4	73	Orchidaceae	<i>Oeceoclades maculata</i>		2	0.4	H
4	74	Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp		1	0.5	H
4	75	poaceae	sp		37	0.77	H
4	76	Apocynaceae	sp		1	0.9	H
4	77	poaceae	sp2		8	0.45	H
4	78	Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp		1	0.25	H

Z3; #: número de individuos. Alt.*: altura promedio. Estrato: A, Arbóreo (más de 5 m) B, Arbustivo (3-5 m) y H, Herbáceo (0-3 m).



Anexo 9. Algunas especies de aves encontradas en esta investigación. 1. *Archilochus colubris* 2. *Euphonia affinis* 3. *Icterus galbula* 4. *Icterus spurius* 5. *Eupsittula canicularis* 6. *Passerina ciris* 7. *Myiozetetes similis* 8. *Polioptila albiloris*. Fotografías: Julio E. Aguilera.