



Universidad Autónoma de Tlaxcala

Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta

**Aves como indicadores de diferencias en la estructura de la vegetación de un bosque de encinos en la Malinche, Tlaxcala.**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO (A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

P r e s e n t a

**Hellen Martínez Roldan**

Codirección

**Dr. Raúl Ortiz Pulido**

**Dr. Carlos Lara Rodríguez**

Tlaxcala, Tlax.

Marzo, 2012



Universidad Autónoma de Tlaxcala  
Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta



COORDINACIÓN DE LA MAESTRÍA  
CENTRO TLAXCALA DE BIOLOGÍA DE LA CONDUCTA  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA  
P R E S E N T E

Los abajo firmantes, miembros del jurado evaluador del Proyecto de tesis que **Hellen Martínez Roldán** realiza para la obtención del grado de Maestro en Ciencias Biológicas, expresamos que, habiendo revisado la versión final del documento de tesis, damos la aprobación para que ésta sea impresa y defendida en el examen correspondiente. El título que llevará es "Aves como indicadores de diferencias en la estructura de la vegetación de un bosque de encino en la Malinche, Tlaxcala".


Sin otro particular, aprovechamos para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE  
TLAXCALA, TLAX., FEBRERO 24 DE 2012

  
DR. RAUL ORTIZ PULIDO

  
DR. CARLOS ALBERTO LARA RODRIGUEZ

  
DR. JOSÉ LUIS MARTÍNEZ Y PÉREZ

  
DR. NUMA POMPILIO PAVÓN HERNANDEZ

  
DR. CARLOS ALBERTO CHÁVEZ ZICHINELLI



Sistema Institucional de Gestión de la Calidad Certificado Bajo la Norma:  
ISO 9001:2000-NMX-CC-9001-IMNC-2000



Km. 1.5 Carretera Tlaxcala-Puebla CP 90070 Tel/Fax: 01(246)462-15-57 e-mail: [posgradoctbcuat@gmail.com](mailto:posgradoctbcuat@gmail.com)  
Tlaxcala, Tlax.

## AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT

Al Programa de Movilidad Estudiantil ECOES

A los miembros del comité: Dr. Carlos Lara, Dr. Raúl Ortiz Pulido, Dr. José Luis Martínez y Pérez y Dr. Numa Pavón Hernández, gracias por todo su tiempo, apoyo y enseñanzas, así como su paciencia. Ya que, este proyecto se pudo concluir con la ayuda de todos.

## DEDICATORIA

A la fuerza que me ha hecho seguir adelante y me ha mostrado esta enseñanza Dios.

A mis padres y familiares, por todo su amor y cuidados. Además, por apoyarme en todas mis decisiones y siempre estar presentes.

A mis amigos y compañeros de laboratorio, en especial a: Leyda, Luci, Vane, Chefa y Esmeralda, gracias por su amistad, sin ustedes no hubiera sido tan divertido.

*Gracias a todos por compartir su tiempo y espacio.*



## RESUMEN

Las perturbaciones antrópicas modifican la estructura de la vegetación dando como resultado la pérdida de diversos hábitats, y la consecuente amenaza para la sobrevivencia de la flora y fauna existente. Uno de los temas claves en la conservación biológica es la determinación de aproximaciones que permitan evaluar la biodiversidad y estimar su cambio. Uno de los ejemplos más exitosos para este tipo de evaluaciones es el uso de bioindicadores, los cuales son usados para evidenciar los efectos de una perturbación y poder determinar la calidad de un hábitat. Las aves son consideradas excelentes bioindicadores, ya que cumplen con una serie de requisitos establecidos para la selección de dichas especies. En el Parque Nacional La Malinche, se pueden encontrar bosques de encino en las zonas aledañas al parque, y que tienen continuidad hacia el interior de este. La densidad de árboles cambia con respecto a la lejanía o cercanía del parque, formando un gradiente de perturbación. Estas características, nos permitió hacer un estudio comparativo sobre las especies de aves que responden a diferencias estructurales en este gradiente y que puedan ser consideradas como bioindicadoras. Con 79 especies registradas en un esfuerzo de muestreo de 360 puntos de conteo, encontramos que las aves responden a los cambios en la estructura de la vegetación. De estas especies de aves, seis cumplen con los criterios para seleccionar especies bioindicadoras, siendo la variable cobertura de dosel, la que más influye en la presencia o ausencia de estas especies.

## ÍNDICE

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN.....	7
2. OBJETIVOS.....	12
2.1 Objetivo general.....	12
2.2. Objetivos particulares.....	12
3. MÉTODO.....	13
3.1 Sitio de Estudio.....	13
3.2 Trabajo de Campo.....	14
3.3 Diseño del Estudio.....	16
3.3.1 Puntos de Conteo y Muestreo de Aves.....	16
3.3.2 Caracterización de la Vegetación en Cada Ambiente.....	17
3.3.3 Criterios para Seleccionar las Especies de Aves Bioindicadoras.....	18
3.3.4 Análisis de Datos.....	19
4. RESULTADOS.....	23
4.1 Riqueza, Diversidad y Similitud de Aves.....	23
4.2 Vegetación.....	26
4.3 Posibles Especies Bioindicadoras.....	28
4.4 Ordenación de Datos (ACP y ACC).....	31
5. DISCUSIÓN.....	36
6. CONCLUSIONES.....	45
7. PERSPECTIVAS.....	46
8. REFERENCIAS.....	47



## 1. INTRODUCCIÓN

Un disturbio o perturbación, es cualquier evento discreto que modifica la estructura de una comunidad, cambia la disponibilidad de recursos y sustratos o el ambiente físico (Krebs 2001). Se han propuesto diversas definiciones de lo que puede ser una perturbación. Por ejemplo, puede ser vista como un proceso de remoción de la biomasa (vegetal y animal) presente en un sitio (Grime et al. 1979 citado en Hobbs y Huenneke 1992), o considerada como eventos destructivos, tales como el fuego o una fluctuación ambiental como una helada. Bajo esta noción, pueden ser clasificadas como exógenas (se originan desde fuera de la comunidad, como el fuego) o endógenas (resultados de interacciones biológicas tales como la depredación o parasitismo). Estas dos clases son el extremo de un continuo de tipos de perturbación, y muchas comunidades son afectadas por una combinación de las perturbaciones exógenas y endógenas (Smith y Smith 2007).

Las perturbaciones, pueden ser tanto de origen natural (por ejemplo: creación de espacios abiertos por caída de árboles, depredación, senescencia y muerte del dosel de los árboles) como antropogénico (por ejemplo: tala de árboles, quema de bosques e introducción de especies exóticas), y desempeñan un papel remarcable en la organización de las comunidades biológicas (Pickett y White 1985). La perturbación del hábitat, por factores antropogénicos, amenaza la sobrevivencia de la flora y fauna en la actualidad. Por ejemplo, la modificación inducida del hábitat natural puede cambiar las condiciones microclimáticas, los flujos de agua y nutrientes, y la incidencia de luz, lo cual puede a su vez provocar un aumento en la temperatura, aumentando la desecación y dando como resultado que estos hábitat ya no sean viables (Saunders et al. 1991).

Una de las principales perturbaciones antropogénicas es la deforestación. Este tipo de perturbación ha fomentado el cambio de la cobertura forestal primaria por otro tipo de cobertura de mayor producción a corto plazo tal como los cultivos y pastizales inducidos (Challenger 1998). En México, los estudios regionales sostienen que la tasa de deforestación oscila entre 1 y 10% anual. En el país, los recursos forestales de mayor cobertura-son los matorrales, bosques y selvas, que en conjunto cubren más del 61% del territorio nacional; sin embargo, cerca del 17% de estas comunidades vegetales muestran algún tipo de modificación estructural o sufrido un cambio en el uso del suelo (Velázquez et al. 2002).

Además, se ha acordado en programas de manejo ambiental que una buena especie bioindicadora debe de ser fácil de distinguir en condiciones de campo, puesto que van dirigidos a proporcionar información a los gerentes o encargados de formular políticas ambientales. Si bien, algunos bioindicadores pueden responder a todos los cambios drásticos en el sistema, los más usados son los que no necesitan personas especializadas o instrumentos difíciles de conseguir, ya que esto podría ser un obstáculo para poder evitar la pérdida de la diversidad biológica (Dale y Beleyer 2001).

Aun cuando grupos bioindicadores como las plantas y mamíferos han sido muy utilizados para la evaluación de la perturbación en diversos ambientes (Croonquist y Brooks 1991). Las aves en particular son un grupo que cumple con los requisitos ya mencionados para ser considerados excelentes bioindicadores (González et al. 2003, Bock y Jones 2004, Padoa-Schioppa et al. 2005). Por ejemplo, las aves pueden reaccionar inmediatamente a los cambios en su hábitat, debido a su gran movilidad (Reynaud y Thioulouse 2000). Son de los vertebrados más visibles y fáciles de identificar por sus colores y típica vocalización (Hutto 1998). Permiten una rápida colección de datos, no solo en presencia o ausencia sino también en abundancia (Keast 1990 y Petty y Avery 1990). Además, los métodos para muestrearlas son simples, directos y relativamente económicos en comparación con los utilizados con otros organismos como los mamíferos (Croonquist y Brooks 1991).

Por todo lo mencionado, históricamente las aves han sido utilizadas como una valiosa herramienta para medir el estado del ambiente. Por ejemplo, en las minas de carbón, los canarios eran utilizados como indicadores de gases tóxicos. En Canadá y Estados Unidos la disminución del Águila Calva en la década de los 60's fue un indicador del deterioro ambiental provocado por pesticidas como el DDT. Esta sustancia química era transmitida a través de su alimento, debilitando los cascarones de sus huevos, lo cual limitaba la capacidad de reproducirse. Este caso en particular demostró que las aves también responden a cambios positivos, ya que después de la prohibición del DDT la población de esta especie incrementó (Newman 1993 y Berlanga et al. 2010).

Por otra parte, la sensibilidad y especificidad al seleccionar el hábitat, han distinguido al grupo de pájaros carpinteros o el gremio de los trepatroncos como buenos indicadores de conservación, por tener una fuerte afinidad a los bosques maduros (Mikusinski 2001 y Tellería 1983). Asimismo, en diversos estudios, las aves insectívoras



son a menudo utilizadas como indicadores de conservación forestal, ya que, la mayoría de ellas son especialistas en sus preferencias alimenticias o técnicas de forrajeo (Snow 1976, Rosenberg 1990, Marra y Remsen 1997). Por el contrario, aves urbanas o agrícolas (por lo general especies omnívoras) dominan hábitats de condiciones bajas en conservación (agrícolas/herbáceas), indicando sitios con pobre calidad biótica (Pettersson et al. 1995 y O'Connell et al. 2000).

A pesar de su buena respuesta a los cambios en el ambiente, la selección de las aves como indicadores debe ser cuidadosa para poder evaluar las condiciones de un aspecto o factor ambiental que las estén afectando (Hess y King 2002). Esto es particularmente debido a que la abundancia de algunas especies de aves no necesariamente pueden estar reflejando las condiciones de conservación o perturbación presentes en el hábitat (Morrison 1986, Landres et al. 1988), sino que su variación puede ser debida a factores independientes de esto, tales como, fluctuaciones poblacionales debidas a migraciones (Temple y Wiens 1989) o aspectos relacionados a la historia de vida de las especies (Martin y Li 1992, Martin 1993, 1995).

En México, son pocos los trabajos que relacionan cambios poblacionales de aves (densidad o abundancia) con parámetros ambientales a través del tiempo (Villaseñor y Santana 2003). Uno de ellos es el de García-Paredes (2007), quien a través de la estimación de la abundancia de especies (con el método de puntos de conteo) y su correlación con variables de la vegetación (tales como cobertura del dosel, puntos de toque y la cobertura de hojarasca), identificó a las especies de aves sensibles a las diferencias estructurales de bosque de encino, en tres localidades, con dos tipos de bosques: bosque maduro y bosque en desarrollo posterior a una perturbación en el municipio de Mineral del Chico, Hidalgo. Sus resultados determinaron que de las 51 especies de aves registradas, sólo dos pueden funcionar como especies indicadoras a las diferencias estructurales de la vegetación; de estas *Trogon mexicanus* fue la especie con más registros, presente sólo en bosque maduro; *Junco phaeonotus* y *Carduelis psaltria* fueron las especies con más registros sólo en bosque en desarrollo posterior a una perturbación (García-Paredes 2007).

El estado de Tlaxcala se encuentra severamente perturbado, y se ha estimado que alrededor del 85% del todo el territorio se encuentra en esta situación, principalmente por la agricultura, vegetación secundaria inducida y mancha urbana (Acosta-Pérez et al. 1991). Pese a ello, Tlaxcala cuenta únicamente con una área natural protegida que es El Parque

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo General**

Definir a las especies de aves sensibles a los cambios en la estructura de la vegetación que puedan ser consideradas como bioindicadores en un gradiente de perturbación del bosque de encino presente en La Malinche, Tlaxcala, México.

### **2.2 Objetivos Específicos**

1. Caracterizar estructuralmente y fenológicamente a la vegetación presente en cada una de las tres zonas que comprenden el gradiente de perturbación.
2. Registrar durante un año a las especies de aves y sus abundancias en cada una de las zonas evaluadas.
3. Relacionar la información obtenida sobre las aves y los datos de estructura de la vegetación para determinar a las especies de aves bioindicadoras de cada zona.

### 3. METODO

#### 3.1 Sitio de Estudio

El estudio se realizó en el Parque Nacional La Malinche (Fig. 1), ubicado en la zona centro-oriente de la República Mexicana, entre los 19°06'30''-19°20'19'' Latitud Norte y los 97°55'32''-98°09'55'' de Longitud Oeste; con un rango altitudinal que va de 2300 msnm, considerando la altura promedio del valle, hasta los 4461 msnm que es la cima de la montaña. El clima predominante es templado subhúmedo, con lluvias en verano, tiene una precipitación media anual entre 600 y 1000 mm con una temperatura media anual de 12-18°C (López-Domínguez y Acosta 2005).

Los principales tipos de vegetación localizados en el parque son: bosque de pino, bosque de oyamel, bosque de encino, y las asociaciones de bosque de pino-encino, encino-alnus, pino-encino-oyamel, pino-encino-alnus, así como pastizal natural, chaparral, páramo de altura, agricultura de temporal y agricultura de riego (Acosta-Pérez et al. 1991). El tipo de vegetación localizada en el área de estudio es una transición de agricultura de temporal a bosque de encino, caracterizada por presentar como especie arbórea dominante a *Quercus crassipes*.



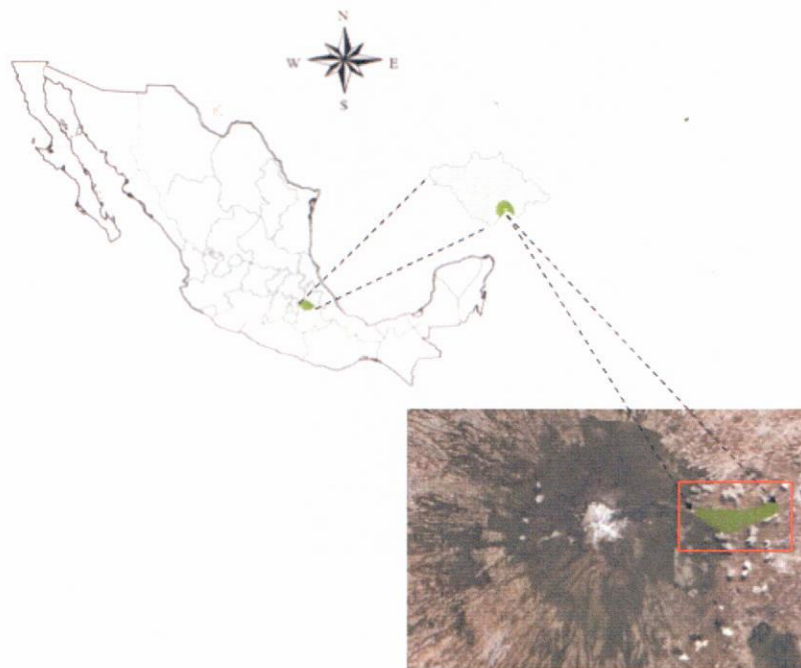


Figura 1. Área de estudio en los límites del Parque Nacional La Malinche, siguiendo un gradiente de perturbación hacia las cercanías de la población de Ixtenco, Tlaxcala, México. El recuadro indica el área de muestreo.

### 3.2 Trabajo de Campo

El trabajo se llevó a cabo de febrero del 2010 a enero del 2011, siguiendo un gradiente de perturbación que abarcó zonas de muestreo cuyo límite superior fueron los bosques de encinos ubicados dentro del Parque Nacional La Malinche y el límite inferior las áreas de cultivo aledañas a la localidad de Ixtenco. Se decidió utilizar el continuo de distribución de los encinos debido a que estas especies de árboles se encuentran desde La Malinche hasta las zonas bajas de la áreas de influencia, y su abundancia en este gradiente no es principalmente explicada por cambios ambientales naturales (como podría ocurrir si seleccionáramos el bosque de pino, cuyas especies pueden ser afines a gradientes de altitud) sino principalmente por la fragmentación antropogénica del hábitat. Esto permitió tener representados tres niveles de perturbación a lo largo del gradiente altitudinal que son: (1) zona con perturbación intensa (cultivos con escasa cubierta arbórea por encino u otras especies), (2) zona con perturbación intermedia (cultivos con presencia importante de encinos) y (3) zona con mínima perturbación (bosque de encino) (Fig. 2).



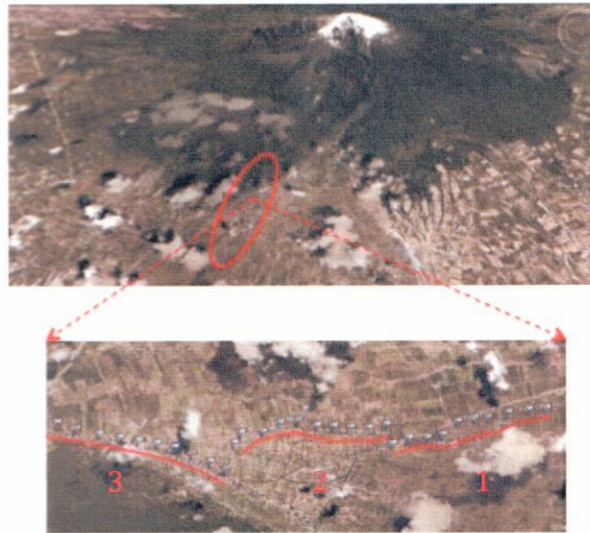


Figura 2. Localización de las zonas de perturbación en el estudio: (1) zona con perturbación intensa, (2) zona con perturbación intermedia y (3) zona con perturbación mínima.

Para determinar la selección de los transectos y para los fines de este estudio, se consideró la intensidad de la perturbación antropogénica, con la presencia de especies vegetales introducidas (maíz y pastizales). Una importante suposición de este estudio, es que la estructura y la composición de las zonas seleccionadas fueron muy similares antes de la perturbación, dada la proximidad de los sitios de estudio (La distancia más alejada entre las tres zonas de estudio se aproxima a los 6 Km), y la presencia de una especie arbórea dominante como *Quercus crassipes* (Newmark 2006).

Como la definición de las zonas de perturbación se realizó arbitrariamente, se identificaron las principales especies vegetales de cada zona directamente en campo, considerando herbáceas, arbustos y árboles. Estas fueron identificadas con ayuda del Dr. José Luis Martínez y Pérez del CICB-UAT. Cabe mencionar, que la identificación se realizó con el fin de observar características generales de cada sitio de muestreo y si existía similitud entre ellas (antes de la obtención y análisis de los datos de la estructura de vegetación).

### 3.3 Diseño del Estudio

#### 3.3.1 Puntos de Conteo y Muestreo de Aves

El muestreo de las aves se llevó a cabo utilizando el método de puntos de conteo con radio fijo. Este consiste en registrar a las aves observadas en un radio de 25 m en cada punto durante 10 minutos, el método permite estudiar la diferente composición específica según el tipo de hábitat y los patrones de abundancia de cada especie (Ralph et al. 1993). Es un método común en censo de aves y ha sido adoptado como método estándar de monitoreo (Ralph et al. 1996). En cada una de las tres zonas de estudio, se establecieron 10 puntos de conteo dispuestos en forma lineal y separados entre sí por 200 metros (asegurándonos que en cada punto estuviera presente por lo menos un encino). Se recomienda esta distancia debido a que la mayoría de las aves tiene un área menor de territorio y es suficientemente pequeña para muestrear sitios que garanticen independencia entre puntos (O'Connell et al. 2000, MacGregor-Fors et al. 2010). *A priori* se consideraron todas las especies observadas ya que al discriminar una especie, esta *a posteriori* podría cumplir con los requisitos para ser una especie bioindicadora.

Los muestreos de aves se realizaron mensualmente, la hora en que se hicieron los registros fue de 0700 a 1000 h, por ser el periodo de mayor actividad y el más estable en cuanto a detección de aves (Ralph et al. 1996). En cada punto de conteo se registraron las especies observadas, el número de individuos por especie y la distancia lineal a la cual fueron observadas. La distancia de observación se calcula visualmente por el observador utilizando un intervalo de 5 m de la posición del observador hasta el ave (por ejemplo, usando los intervalos 5, 10, 15, 20 y 25 m). Las especies se determinaron con ayuda de guías para identificación en campo (Dunn y Alderfer 2006, National Geographic 2008). Cuando en campo no se podían determinar las especies, se tomaron fotografías, las cuales, posteriormente se identificaban en el laboratorio, con ayuda de las guías mencionadas anteriormente.



### 3.3.2 Caracterización de la Vegetación en Cada Ambiente

Dado que las aves tienen una estrecha relación con la estructura de la vegetación de su hábitat, se evaluaron las siguientes variables de ésta: cobertura de herbáceas, hojarasca y dosel, número de árboles, diámetro a la altura del pecho y puntos de toque. Estas variables son las más comúnmente asociadas con la presencia y abundancia de las aves, y son las que frecuentemente se han medido en otros estudios a nivel mundial (Whitmore 1975, Franzreb y Ohmart 1978, Clark et al. 1983, Sedgwick 1987, Conner y Dickson 1997, Germaine et al. 1997 y Canterbury et al. 2000, Sekercioglu 2002, Parkes et al. 2003, Newmark 2006), debido a que reflejan la estructura vertical de un sitio, su abundancia y tal vez, fuentes potenciales de alimento, sitios de anidación y de protección contra depredadores e inclemencias del tiempo (Clark et al. 1983).

Las variables antes mencionadas fueron medidas con la intención de determinar cuantitativamente las diferencias en la estructura de la vegetación entre los tres diferentes niveles de perturbación (mínima, intermedia e intensa). Con estos datos se exploró, *a posteriori*, los factores, que podrían estar afectando la presencia/ausencia o abundancia de determinadas especies de aves. El método de muestreo de la vegetación es una adaptación basada de los métodos usados en los estudios antes mencionados. El cual, consistió en trazar en cada punto de conteo un círculo con un radio de 12 m. Este círculo fue dividido en cuatro segmentos, y en cada segmento se colocaron dos cuadros de madera de 1x1 m (ocho cuadros en total), que a su vez estaban divididos en 25 celdas de 20 x 20 cm (Fig. 3). Un cuadro se situó en el centro de cada segmento y el segundo a dos metros en diagonal del primero.

En cada cuadro se determinó el porcentaje de cobertura ocupado por hojarasca y herbáceas, determinando para ello el número de celdas de 20 x 20 cm ocupados por cada una de estas variables.

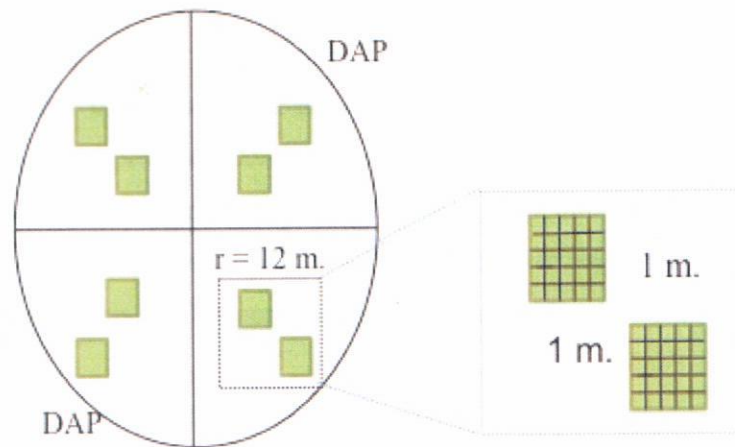


Figura 3. Esquema del método para caracterizar la vegetación. En cada punto de conteo de las tres zonas evaluadas del estudio, se caracterizaron las variables de vegetación: cobertura de herbáceas, hojarasca y dosel, número de árboles, diámetro a la altura del pecho y puntos de toque.

Para determinar el número de estratos, se midieron los puntos de toque con la ayuda de un clinómetro. Se observaba dentro de cada cuadro los puntos de la vegetación que pudieran ser utilizados como perchas, por las aves, registrando así la altura de los estratos arbóreos y arbustivos existentes en el interior de los cuadros. La variable diámetro a la altura del pecho, se midió solo en los árboles que se encontraban en dos segmentos del círculo (usando siempre la parte superior derecha e inferior izquierda del círculo para estandarizar el método). Por último, se midió la cobertura del dosel a través de una estimación ocular, en donde se calculaba el porcentaje de cubierta de la variable a medir, con un diseño de cuadrícula que abarcaba el círculo utilizado para muestrear la vegetación. Para recopilar estos datos en campo nos apoyamos en dos observadores, llevando acabo sesiones de capacitación antes de la temporada de campo. Los observadores demostraron estar de acuerdo al menos el 90% en las evaluaciones de porcentajes.

### 3.3.3 Criterios para Seleccionar las Especies de Aves Bioindicadoras.

Para determinar las especies bioindicadoras, se tomaron en cuenta los siguientes criterios: (1) que las especies mostraran una preferencia por una zona. Para determinarlo se utilizaron datos de frecuencia de cada especie en el tiempo y espacio, este criterio define a las especies más características del hábitat, y se analizó a través de tablas de contingencia y prueba de  $X^2$ . (2) Que las especies tengan un valor alto de densidad o abundancia relativa. Para esto se obtuvo el número de individuos/ha, con el programa Distance, (3) Que sean



fáciles de registrar o detectar. Para ello se utilizó el valor de Probabilidad de Detección obtenido mediante el programa Distance y por último, (4) que haya evidencia de que estas especies presenten una respuesta a las condiciones de diferencia a la estructura de la vegetación, ocasionadas por la perturbación. Lo cual se evaluó utilizando dos análisis multivariados (Análisis de Componentes Principales (ACP) y Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

### 3.3.4 Análisis de Datos

#### Riqueza, Diversidad y Similitud

Para identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies y el grado de similitud o diferencia en la composición de las especies entre la diferentes zonas evaluadas se utilizaron índices de diversidad, los cuales proporcionan una respuesta biológica, en una expresión numérica que puede ser comprendida con facilidad. Los índices utilizados fueron:

**Diversidad Verdadera:** Toma en cuenta como unidades de medición números efectivos de especies, y estos permiten elaborar una interpretación unificada e intuitiva de la diversidad. Los números efectivos son derivados de la transformación de algunos índices de entropía (por ejemplo Shannon y Simpson) y con base a la serie de números de Hill (Hill 1973). Al ser transformados estos índices producen una estable y fácil interpretación, semejante a lo medido en campo. En su fórmula,  ${}^qD$  es la diversidad, y el exponente  $q$  determina la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies; es decir, la influencia que pueden tener las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad, determinando cuantas especies son consideradas en la muestra analizada, dependiendo de su nivel de rareza (Hill 1973).

En este trabajo, se calcularon los valores de números efectivos con una diversidad orden cero ( $q = 0$ ). Esta es completamente insensible a las abundancias de las especies; por lo tanto, el valor obtenido equivale simplemente a la riqueza de especies. Diversidad de orden uno ( $q = 1$ ) es donde todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad, y diversidad de orden dos ( $q = 2$ ) toma más

en cuenta la equidad de las especie comunes. Desde el enfoque de la ecología de las comunidades, la diversidad de especies es esencialmente un concepto relacionado con la estructura de la comunidad: el recíproco de un promedio de las abundancias relativas (Hill 1973). Por lo tanto, la medida de estos tres ordenes integran la composición de la diversidad.

**Coefficiente de similitud de Jaccard:** Expresan el grado en el que las muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, usando datos cualitativos. El intervalo de valores para este índice va de cero cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta uno, cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies.

**Índice de complementariedad:** Describe el grado de disimilitud en la composición de especies, con datos cualitativos. Varía desde cero, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta uno, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas (Colwell y Coddington 1994). Para ver detalles sobre las fórmulas utilizadas consultar el manual de Moreno (2001) y Moreno y colaboradores (2011).

### **Densidad y Probabilidad de Detección**

Para calcular la densidad y probabilidad de detección de las aves, se utilizo el programa Distance 6.0. Este software estima el número de individuos que existen dentro del área de estudio (individuos/hectárea) y calcula la probabilidad de registrar un individuo aleatoriamente dentro del área de estudio. Ocupa datos de conteo y distancias en donde se registraron las detecciones de los organismos (en esta tesis se utilizaron los intervalos de distancia de 5 m). Se calculó la densidad y probabilidad de detección de las especies que fueron registradas más de 10 veces en cada zona de perturbación. Ya que, los resultados con un menor número de registro pueden ser sobreestimados (Hernández 2005). Se ha recomendado un mínimo de 40 registros para una estimación confiable (Buckland et al. 1993). Por lo tanto, un número de registros cercano a este sería una estimación adecuada.

Para la selección de densidad y probabilidad de detección, se realizó una combinación de los modelos (“uniform, half-normal, hazard rate y negative exponential”) con las funciones (“cosine, simple polynomial y hermite polynomial”) para un total de 12



combinaciones. Los modelos seleccionados fueron aquellos que presentaron un mejor ajuste a los datos de campo. Para seleccionar estos modelos se tomaron en cuenta las curvas hipotéticas de detección de los organismos (Buckland et al. 2004), y se observó si los datos se ajustaban a dichas curvas (p. ej. los datos son consistentes en una distancia de detección, a menor distancia se detectan mas individuos, hay heterogeneidad en la detección o si a mayor distancia se detectan más individuos). Otra medida importante de selección fue el menor valor del criterio de información Akaike (AIC). Esta es una medida de bondad de ajuste y se recomienda para la selección de un modelo, además incorpora una corrección del sesgo en muestras pequeñas (Buckland et al. 2004, Thomas et al. 2005, Childersy Dinsmore 2008 y Hartmann et al. 2009 ).

### **Análisis Multivariados**

Con el fin de facilitar la interpretación de nuestros datos, se realizaron técnicas multivariadas. Para explorar la similitud de especies vegetales entre las zonas de perturbación de estudio, se realizo una técnica de clasificación (Análisis de Cluster). Y para verificar cual o cuales características separaban las zonas de perturbación y a los individuos, se utilizaron métodos multivariados. (Análisis de Componentes Principales y Análisis de Componentes Canónicos). Estos métodos son útiles para definir la importancia de los datos con una gran cantidad de variables, y son utilizados en general para encontrar la relación entre las variables de respuesta (especies de aves) y unidades experimentales (zonas de perturbación). De esta manera, se considera un espacio multidimensional donde cada uno de los ejes representa a un atributo, que en conjunto caracteriza a las unidades de estudio. Estas técnicas reducen dicho espacio a otro de dos o tres dimensiones sin demasiada pérdida de información (Sneath 1988).

**Análisis de Cluster:** Como una forma de explorar si nuestros sitios diferían en composición de especies vegetales, se realizó un análisis de cluster, esta técnica en general ayuda a clasificar cualquier unidad de estudio. Los datos utilizados fueron de incidencia, en este trabajo se eligió como base una matriz de similitud generada mediante el índice de similitud de Bray-Curtis (este índice de similitud tiene una buena aplicación en análisis de agrupamiento florísticos con una connotación biogeográfica (Márquez et al. 2001)) y como

criterio de amalgamiento la unión de pares por promedio (UPGMA), con el programa Multivariate Statística 3.0. Con esto se obtiene un dendograma que muestra las similitudes entre la flora de nuestros sitios.

**Análisis de Componentes Principales (ACP):** Para determinar si el gradiente de perturbación que establecimos arbitrariamente era correcto, se utilizó un ACP con el programa Past 2.10. Este método tiene como objetivo principal reducir la dimensionalidad del conjunto de datos, identificar las variables significativas y dar un enfoque exploratorio y descriptivo de las variables medidas. Se utilizó una matriz de covarianza, debido a que los datos se ajustaban mejor y a que las variables fueron medidas con las mismas unidades. Se realizó un ACP para las variables de vegetación y los registros de aves. En el caso de las aves se utilizó una matriz de incidencia, de cada punto de conteo durante los 12 meses de muestreo. Esto con el fin de observar si la presencia/ausencia de las aves mantenían de igual manera una ordenación en la selección de las zonas establecidas.

**Análisis Canónico de Correspondencia (ACC):** Para poder relacionar la respuesta de la avifauna a la variación del medio ambiente, se realizó un ACC, empleando el programa PC-ORD 4.0 (McCune y Mefford 1995). El análisis combina métodos de ordenación y regresión múltiple para detectar una posible relación entre las variables medidas (Ter Braak 1986). El ACC se realiza con dos matrices. La primera es de respuesta, para este estudio, las abundancias de las aves observadas y la segunda explicativa, variables de vegetación. Debido a que la matriz de aves presentó muchas ausencias, (muchas especies no se registraron en todos los sitios) se decidió transformar los datos con el método de *Beals Smoothing*. Este método se basa en una matriz de ocurrencias comunes entre especies. La transformación disminuye el problema ocasionado por una gran cantidad de ceros en la matriz (McCune y Mefford 1995). El ACC muestra un esquema de ordenación en donde los puntos representan las especies y los vectores representan las variables ambientales. El diagrama resume las relaciones existentes entre la comunidad y el medio ambiente.



## 4. RESULTADOS

### 4.1 Riqueza, Diversidad y Similitud de Aves

Con un esfuerzo de 60 h de observación (30 puntos de conteo x 10 minutos x 12 meses) se registro un total de 79 especies pertenecientes a 32 familias, con un total de 2 359 registros (Tabla 1). Para la zona con perturbación intensa se registraron 61 especies, 55 en la zona con perturbación intermedia y 45 en la zona con perturbación mínima. De estas, 9 se encontraron solo en zona con perturbación intensa y 5 en la zona con perturbación intermedia y mínima. Las especies que compartieron las tres zonas fueron 23.

Tabla 1. Especies registradas y sus abundancias durante los 12 meses de muestreo, en las tres zonas de perturbación del estudio.

Familia	Especie	Zona con Perturbación Intensa	Zona con perturbación intermedia	Zona con perturbación mínima	X <sup>2</sup>	p
Odontophoridae	<i>Cyrtonyx montezumae</i> <sup>1</sup>	2	0	0	4.0	0.135
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	21	4	0	29.8	<b>0.000</b>
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i> <sup>1</sup>	4	0	0	8.0	<b>0.018</b>
Accipitridae	<i>Circus cyaneus</i>	1	5	0	7.0	<b>0.03</b>
	<i>Buteo jamaicensis</i>	5	2	0	5.4	0.066
Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	12	4	0	14.0	<b>0.000</b>
Columbidae	<i>Zenaida macroura</i> *	16	1	3	19.9	<b>0.000</b>
	<i>Zenaida asiática</i> *	18	7	2	14.8	<b>0.000</b>
Cuculidae	<i>Geococcyx californianus</i>	2	1	0	2.0	0.367
Strigidae	<i>Bubo virginianus</i> <sup>1</sup>	2	0	0	4.0	0.135
Trochilidae	<i>Hylocharis leucotis</i> *	25	37	34	2.4	0.295
	<i>Lampornis clemenciae</i> <sup>2</sup>	0	2	0	4.0	0.135
	<i>Selasphorus platycercus</i> *	27	26	5	15.9	<b>0.000</b>
	<i>Selasphorus rufus</i>	1	0	0	2.0	0.367
Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i> *	12	60	69	39.9	<b>0.000</b>
	<i>Colaptes auratus</i>	0	1	13	22.4	<b>0.000</b>
	<i>Sphyrapicus nuchalis</i> <sup>3</sup>	0	0	4	8.0	<b>0.018</b>
	<i>Picoides scalaris</i>	0	6	4	5.6	0.060
Tyrannidae	<i>Contopus pertinax</i> *	2	1	2	0.4	0.818
	<i>Contopus sordidulus</i> *	2	1	5	3.2	0.196
	<i>Empidonax sp.</i> *	4	17	21	11.2	<b>0.003</b>
	<i>Empidonax difficilis</i>	2	4	0	4.0	0.135
	<i>Empidonax occidentalis</i>	4	0	1	5.2	0.074
	<i>Empidonax fulvifrons</i> <sup>3</sup>	0	0	10	20.0	<b>0.000</b>
	<i>Sayornis saya</i>	1	0	3	3.5	0.173
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	19	4	0	26.1	<b>0.000</b>
	<i>Tyrannus vociferans</i>	27	1	0	50.2	<b>0.000</b>
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	20	11	0	19.4	<b>0.000</b>
Vireonidae	<i>Vireo belli</i> *	1	7	1	8.0	<b>0.018</b>
	<i>Vireo huttoni</i> <sup>2</sup>	0	1	0	2.0	0.367
Corvidae	<i>Aphelocoma californica</i> *	7	1	4	4.5	0.105
	<i>Aphelocoma ultramarina</i> *	67	64	64	0.0	0.954
Hirundinidae	<i>Tachycineta thalassina</i>	1	0	7	10.7	<b>0.004</b>

Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	0	2	29	47.3	<b>0.000</b>
Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus*</i>	73	10	4	100.7	<b>0.000</b>
Certhiidae	<i>Certhia americana<sup>3</sup></i>	0	0	7	14.0	<b>0.000</b>
Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	0	1	9	14.6	<b>0.000</b>
	<i>Sitta pygmaea</i>	3	0	8	8.9	<b>0.011</b>
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon<sup>2</sup></i>	0	1	0	2.0	0.367
	<i>Thryomanes bewickii</i>	26	8	0	31.2	<b>0.000</b>
Regulidae	<i>Regulus caléndula*</i>	55	3	3	88.6	<b>0.000</b>
	<i>Regulus sátrapa<sup>1</sup></i>	2	0	0	4.0	0.135
Turdidae	<i>Sialia sialis*</i>	36	13	14	16.0	<b>0.000</b>
	<i>Sialia mexicana*</i>	61	56	12	33.8	<b>0.000</b>
	<i>Catharus guttatus</i>	1	0	1	1.0	0.606
Mimidae	<i>Turdus migratorius*</i>	26	22	15	2.9	0.228
Bombycillidae	<i>Toxostoma curvirostre<sup>1</sup></i>	8	0	0	16.0	<b>0.000</b>
Ptiligonatidae	<i>Bombcilla cedrorum</i>	10	0	10	10.0	<b>0.006</b>
Parulidae	<i>Phainopepla nitens</i>	2	5	0	5.4	0.066
	<i>Vermivora celata*</i>	3	1	5	2.6	0.263
	<i>Vermivora ruficapilla</i>	0	1	1	1.0	0.606
	<i>Dendroica coronata*</i>	29	84	8	76.3	<b>0.000</b>
	<i>Dendroica townsendi*</i>	28	11	16	8.3	<b>0.015</b>
	<i>Dendroica nigrescens<sup>1</sup></i>	2	0	0	4.0	0.135
	<i>Dendroica graciae</i>	0	2	1	2.0	0.367
	<i>Mniotilta varia</i>	0	1	1	1.0	0.606
	<i>Wilsonia pusilla</i>	4	0	1	5.2	0.07
	<i>Myioborus miniatus</i>	0	2	4	4.0	0.135
Ptiligonatidae	<i>Myioborus pictus<sup>3</sup></i>	0	0	7	14.0	<b>0.000</b>
Icteridae	<i>Ptilogonys cinereus</i>	22	9	0	23.6	<b>0.000</b>
Thraupidae	<i>Amblycercus holosericeus</i>	1	0	0	2.0	0.367
	<i>Piranga flava</i>	1	1	0	1.0	0.606
Emberizidae	<i>Euphonia elegantissima<sup>3</sup></i>	0	0	2	4.0	0.135
	<i>Pipilo fuscus</i>	144	6	0	265.4	<b>0.000</b>
	<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	2	17	0	27.2	<b>0.000</b>
	<i>Pipilo maculatus</i>	2	0	2	2.0	0.367
	<i>Aimophila ruficeps</i>	11	6	0	10.7	<b>0.004</b>
	<i>Spizella passerina*</i>	53	132	3	135.0	<b>0.000</b>
	<i>Spizella pallida*</i>	4	35	1	53.1	<b>0.000</b>
	<i>Spizella atrogularis</i>	8	1	0	12.6	<b>0.001</b>
	<i>Melospiza lincolni<sup>2</sup></i>	0	2	0	4.0	0.135
	<i>Melospiza melodia<sup>1</sup></i>	40	0	0	80.0	<b>0.000</b>
Cardinalidae	<i>Junco phaeonotus*</i>	44	25	8	25.2	<b>0.000</b>
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	39	21	0	38.1	<b>0.000</b>
Fringillidae	<i>Passerina caerulea<sup>1</sup></i>	11	0	0	22.0	<b>0.000</b>
	<i>Carpodacus mexicanus</i>	85	15	1	120.3	<b>0.000</b>
	<i>Carduelis pinus<sup>2</sup></i>	0	3	0	6.0	<b>0.049</b>
	<i>Carduelis psaltria*</i>	21	1	1	34.7	<b>0.000</b>
	<i>Carduelis notatus<sup>1</sup></i>	5	0	0	10.0	<b>0.006</b>

<sup>1</sup> Especies únicas en zona de perturbación intensa, <sup>2</sup> especies únicas en zonas con perturbación intermedia, <sup>3</sup> especies únicas en zonas con perturbación mínima y \* especies compartidas en las tres zonas. En negritas los valores significativos de las especies de aves de las tres zonas de perturbación (prueba de  $\chi^2$ ).

La zona con perturbación intensa fue la que presentó mayor riqueza y diversidad (Tabla 2). Por otra parte, la baja diversidad y riqueza en las zonas de perturbación intermedia y mínima, posiblemente se debe a la alta dominancia del área de perturbación intensa. Sin embargo, la diversidad verdadera en  $^1D$  y  $^2D$  parece variar poco a través de las zonas con perturbación intermedia y mínima. Si bien, fue mayor en la zona con perturbación intensa, la zona de perturbación mínima refleja un aumento en la diversidad, tomando en cuenta el número de especies y abundancias relativas, en las zonas de estudio.

Tabla 2. **Diversidad verdadera de los registros de aves durante los 12 meses de muestreo, en las tres zonas de perturbación del estudio.**

Zonas de perturbación	Índice de Shannon	Diversidad Verdadera		
		$^0D$	$^1D$	$^2D$
Intensa	3.43	61	31.09	21.80
Intermedia	3.10	55	22.30	13.94
Mínima	3.11	45	22.53	13.82

La semejanza en los ensambles (número de especies compartidas) mostraron, con menor similitud (coeficiente de similitud de Jaccard) y mayor disimilitud (índice de complementariedad) a las zonas con perturbación intensa *versus* mínima. Lo cual, se esperaba debido al panorama diferencial en la estructura de la vegetación observado en cada zona (Tabla 3).

Tabla 3. **Índices de similitud y disimilitud de las especies de aves presentes en cada zona y compartidas, durante los 12 meses de muestreo.**

Zonas de Perturbación	Coefficiente de similitud de Jaccard	Índice de complementariedad
Intensa - Intermedia	0.567	43%
Intermedia - Mínima	0.470	52%
Intensa - Mínima	0.452	54%



## 4.2 Vegetación

La evaluación de la vegetación, muestra para las tres zonas 128 especies vegetales, pertenecientes a 42 familias. De estas, 101 especies fueron registradas en zonas con perturbación intensa, 83 en zonas con perturbación intermedia y 46 en zonas con perturbación mínima. Respecto a la caracterización vegetal, las zonas mostraron un gradiente de complejidad estructural, tanto en las variables seleccionadas (ver método), como en la composición de especies. A continuación se describen las zonas de perturbación:

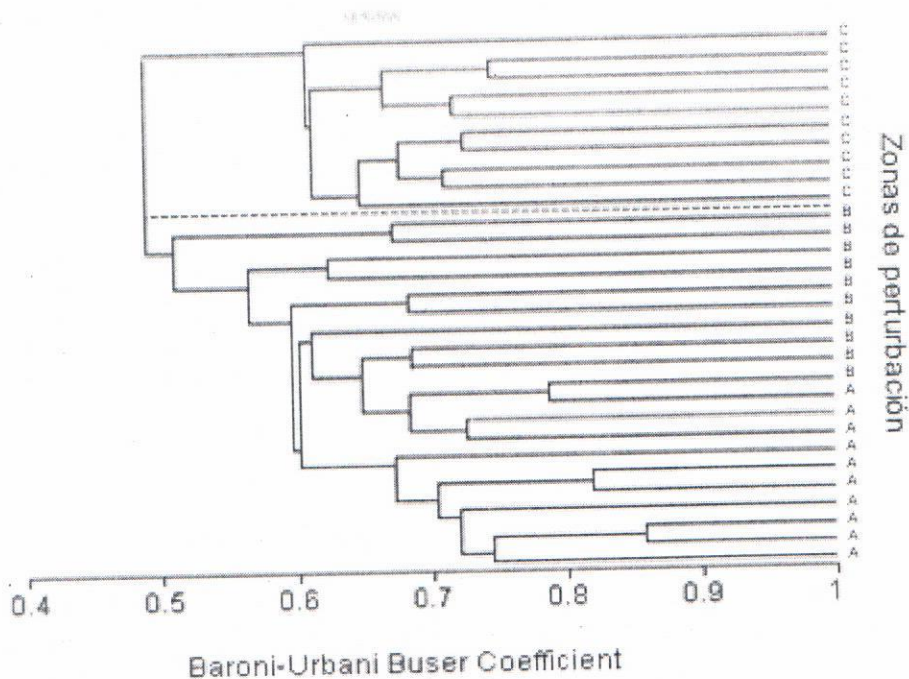
Zona con perturbación intensa: suelos casi desprovistos de cubierta arbórea (campos de cultivo y pastizales), la especie de encino presente es *Quercus crassipes*, con un aproximado de 40% de cobertura de dosel. La cubierta vegetal consiste principalmente de herbáceas (cobertura aproximada 54%) de menos de 25 cm de altura. Las especies predominantes de la zona son: *Eupatorium deltoideum* (Asteraceae), *Ipomoea purpurea* (Convolvulaceae), *Microsechium helleri* (Cucurbitaceae), *Geranium seemannii* (Geraniaceae), *Lopezia racemosa* (Onagraceae), *Bromus catharticus* (Poaceae), *Bouvardia ternifolia* (Rubiaceae) y *Solanum nigrescens* (Solanaceae).

Zona con perturbación intermedia: formaciones arboladas abiertas, usadas como cercas vivas, con la especie de encino *Quercus crassipes*. Con una cobertura de dosel en promedio de 65%. La vegetación incluye arbustos y herbáceas (cobertura 41%) que van de 25 cm y 1 m de altura. Las especies encontradas con mayor frecuencia a lo largo de la zona son: *Agave salmiana* (Agavaceae), *Senecio salignus* (Asteraceae), *Symphoricarpos microphyllus* (Caprifoliaceae), *Lopezia racemosa* (Onagraceae), *Brachypodium mexicanum*, *Piptochaetium virescens* (Poaceae) y *Verbena carolina* (Verbenaceae).

Zona con perturbación mínima: bosque de encinos compuestos con árboles maduros, de cuatro especies *Quercus crassipes* (especie dominante), *Quercus crassifolia*, *Quercus glabrescens* y *Quercus rugosa*. En promedio la cobertura del dosel es de 76% y 30% de cobertura de herbáceas. Las especies comunes de la zona son: *Baccharis conferta*, *Bidens odorata* (Asteraceae), *Symphoricarpos microphyllus* (Caprifoliaceae), *Helianthemum glomeratum* (Cistaceae), *Salvia elegans* (Lamiaceae) y *Corallorhiza maculata* (Orchidaceae).

En cuanto a la similitud entre las zonas, el análisis de similitud o semejanza con datos de presencia-ausencia, generó un dendograma con los sitios de las tres zonas de perturbación (Figura 4). Los resultados parecen conformar dos ensambles florísticos, en donde se separa la zona de perturbación mínima, del grupo que conforma las zonas con perturbación intermedia e intensa. Sin embargo, se puede observar que existe un gradiente diferencial de especies en cada zona de perturbación, ya sea por el número o abundancia de las especies.

Figura 4. Dendograma que muestra las relaciones en las especies vegetales presentes en las tres zonas de perturbación del estudio.



La línea roja indican la separación de dos grupos. (C) zona con mínima perturbación, (B) zona con perturbación intermedia y (A) zona con perturbación intensa.



### 4.3 Posibles Especies Bioindicadoras

#### Densidad y Probabilidad de Detección

Siguiendo los supuestos para la elección de aves bioindicadoras, se determinaron las especies que cumplen con los primeros tres criterios propuestos: (1) preferencia por una zona (2) alto valor de densidad y (3) facilidad de detección). De las 79 especies registradas, 11 fueron seleccionadas para calcular la densidad (D) y probabilidad de detección (PD) con el programa DISTANCE (Tabla 4). Estas especies además de cumplir con los requisitos, mostraron estimaciones confiables al ser calculadas con el programa y estuvieron registradas más de la mitad de los meses muestreados, indicándonos que la presencia no estaba dada por una tendencia (migración), aumentando la probabilidad de registrarlas en cualquier época del año.

Para la zona con perturbación intensa 7 especies cumplieron con los requisitos. De las cuales, *Carpodacus mexicanus* (D 16.9 ind/ha y PD 0.34) y *Pipilo fuscus* (D 22.4 ind/ha y PD 0.42) obtuvieron los valores más altos, con respecto al tiempo, estas especies se acoplan para poder ser registradas todo el año. Por lo tanto, son nuestras potenciales especies bioindicadoras para esta zona. En la zona con perturbación intermedia *Dendroica coronata* (D 11.9 ind/ha y PD 0.46) y *Spizella passerina* (D 11.7 ind/ha y PD 0.74) son las únicas especies seleccionadas, ya que fueron las únicas en cumplir con lo antes mencionado. Por último, la zona con perturbación mínima es representada por *Colaptes auratus* (D 3.1 ind/ha y PD 0.17) y *Poecile sclateri* (D 7.0 ind/ha y PD 0.27), de igual manera cumplen con los criterios y ajustes, y pueden ser registradas todo el año. Por otro lado, la zona tuvo pocos registros y especies, comparado con las otras dos zonas, no obstante estas especies se han reportado con un alto grado de sensibilidad a los cambios ocasionados por la perturbación, por la cual, se sugieren como potenciales especies bioindicadoras de la zona.



Tabla 4. Densidad y Probabilidad de Detección de las 11 especies de aves seleccionadas como posibles bioindicadoras

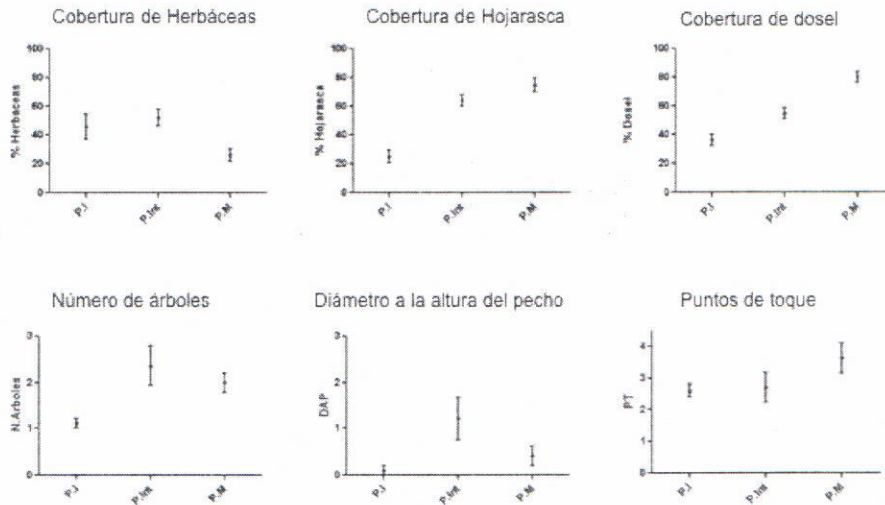
Zona con Perturbación Intensa																	
Especie	R	D	PD	C	EDR	Registros Mensuales											
						(Ind/ha)	(m)	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.
<i>Carpodacus mexicanus</i>	85	16.9	0.34	-	11	x			x	x	x	x	x	x		7	
<i>Pipilo fuscus</i>	144	22.4	0.42	-	13	x	x	x	x	x	x		x	x	x	11	
<i>Psaltriparus minimus</i>	73	6.3	0.3	5.7	8.3	x			x	x		x		x		6	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	19	4.7	0.28	-	10	x	x	x	x	x		x				8	
<i>Regulus calendula</i>	55	9.7	0.4	-	12		x			x				x	x	6	
<i>Thryomanes bewickii</i>	26	5.4	0.31	-	11	x	x		x	x	x		x	x		9	
<i>Tyrannus vociferans</i>	27	5.2	0.39	-	13	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10	
Zona con Perturbación Intermedia																	
<i>Dendroica coronata</i>	84	11.9	0.46	-	13		x	x				x	x		x	6	
<i>Spizella passerina</i>	132	11.7	0.74	-	20			x		x		x	x	x	x	7	
Zona con Perturbación Mínima																	
<i>Colaptes auratus</i>	13	3.1	0.17	-	10				x		x	x		x	x	6	
<i>Poecile sclateri</i>	29	7.0	0.27	2.2	10	x	x		x	x		x			x	6	

(R) registros, (D) densidad, (PD) Probabilidad de detección, (C) Tamaño de Cluster (se utiliza sólo en especies gregarias), (EDR) radio de detección efectivo. En negrita las especies seleccionadas como posibles especies bioindicadoras para cada zona de perturbación. La selección se realizó en los tres primeros criterios (ver método).

## Selección de Variables de Vegetación

En relación a las variables medidas para la estructura de la vegetación (Ver en método), se realizó un ACP, considerando solo tres de las seis variables medidas (cobertura de hojarasca, herbáceas y dosel). Esta selección se realizó debido a que las variables número de árboles, DAP y puntos de toque, no mostraban una significancia en el análisis, el tamaño de muestra era pequeño y no contaban con diferencias significativas en las tres zonas (Figura 5). Por otro lado, el ACP que explicaba mejor nuestros sitios fue el que utiliza matriz de covarianza, un importante supuesto de este análisis, es que las variables deben de ser medidas con las mismas unidades, lo cual cumplen las tres variables seleccionadas en nuestro análisis.

Figura 5. Selección de Variables de la Estructura de la vegetación de las zonas de perturbación (intensa, intermedia y mínima).



Media y error estándar de las 6 variables de la estructura de vegetación, reportando las tres variables seleccionadas (cobertura de herbáceas, hojarascas y dosel) para realizar el ACP. PI (zona con perturbación intensa), P.int (zona con perturbación intermedia) y PM (zona con perturbación mínima).

#### **4.4 Ordenación de Datos (ACP y ACC)**

##### **Variables de la Estructura de la Vegetación**

En el análisis de componentes principales, al utilizar las tres variables seleccionadas (cobertura de herbáceas, hojarasca y dosel), se observa que existe un alta variación en cobertura de herbáceas y dosel. Donde el primer componente explica el 56% de la varianza total y el segundo componente contiene el 32% de la varianza total. Las variable que más explican en el primer componente es la cobertura de dosel (peso 0.755) y cobertura de hojarasca (peso 0.623). Este componente de lado izquierdo a derecho (eje 1) muestra un aumento gradual de estas variable, lo que indica que los puntos que se establecen en la zona derecha mantienen altos porcentajes de estas variables (Figura 6).

Para el segundo componente la variable que lo define es el porcentaje de herbáceas (peso -0.201), de igual forma este componente exhibe un aumento gradual de abajo hacia arriba (eje 2) de esta variable (puntos establecidos en la parte superior, tiene mayor porcentaje de herbáceas) (Figura 6). Las variables de vegetación analizadas permitieron observar una clara separación de las tres zonas de perturbación evaluadas. Lo que arbitrariamente habíamos establecido como gradiente de perturbación, al analizar las variables que componen la estructura de vegetación, se pudo corroborar estadísticamente.



Figura 6. Análisis de Componentes Principales de Estructura de la Vegetación

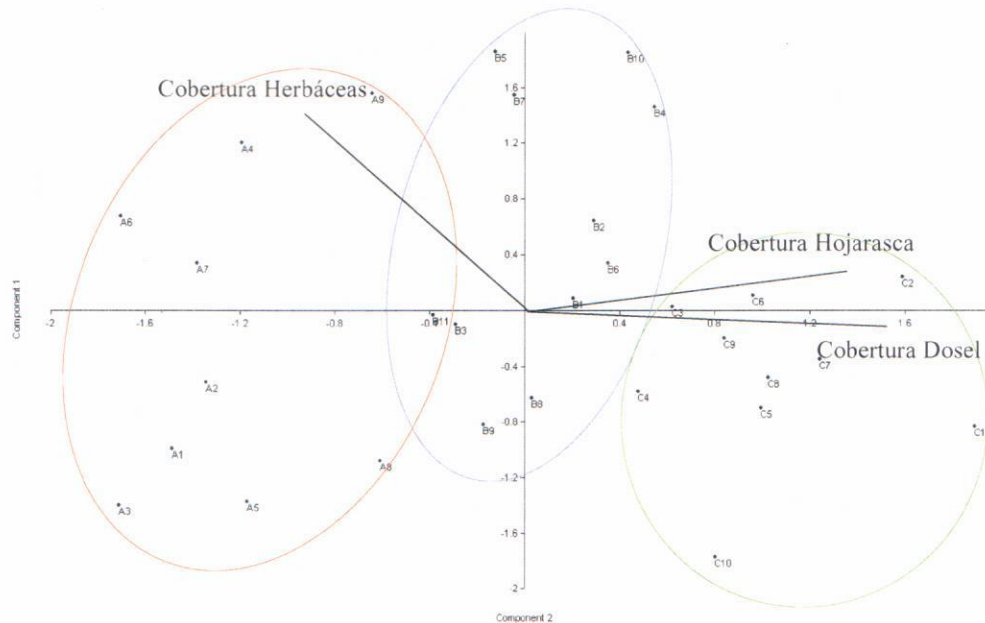


Figura 6. Diagrama que muestra la ordenación de los 30 sitios de muestreo. A zona con perturbación intensa (círculo rojo), B intermedia (círculo azul) y C mínima (círculo verde) mediante ACP de las variables porcentaje de herbáceas, hojarasca y dosel. Las líneas en negro muestran los vectores de las variables medidas.

### Ordenación de Aves con las Zonas

Se realizó un Análisis de componentes principales de las 79 especies de aves registradas. El propósito de este análisis fue observar si mantenían una ordenación con respecto a las zonas de perturbación establecidas (intensa, intermedia y mínima). El primer componente explicó el 24% de la varianza y el segundo el 7%. El primer componente (eje 1) es el más importante por su valor, las especies que mantuvieron una mejor ordenación en el análisis son *Pipilo fuscus* (peso 0.257), *Pheucticus melanocephalus* (peso 0.253), *Ptilononys cinereus* (peso 0.239), *Thryomanes Bewickii* (0.230) y *Carpodacus mexicanus* (peso 0.217) que se encuentran en hábitat perturbados y corresponden a nuestra zona con perturbación intensa. Las especies *Colaptes auratus* (peso -0.175), *Parus sclateri* (peso -0.170), *Sitta Carolinensis* (peso -0.144) y *Certhia americana* (peso -0.131) se asocian con valores negativos del eje 1, las cuales se encuentran presentes en los puntos de conteo de la zona con perturbación mínima (Figura 7).

La presencia de las especies muestra en el gráfico una ordenación de las comunidades con el mismo patrón que exhibe el ACP de la estructura de la vegetación, formando tres grupos bien definidos por el gradiente de perturbación (intensa (A) intermedia (B) y mínima (C) del estudio. Es importante mencionar que las especies *Pipilo fuscus* y *Carpodacus mexicanus* fueron seleccionadas como posibles especies bioindicadoras por cumplir con los tres primeros criterios propuesto (ver en método). En cuanto a *Colaptes auratus* y *Parus sclateri* son las especies elegidas para la zona con perturbación mínima. Para la zona con perturbación intermedia este análisis no pudo corroborar con claridad la presencia de la especies seleccionadas para la zona. Ya que, las especies elegidas se encuentran presentes en otras zonas y la razón de su elección fue sobre todo por su abundancia y detección.

Figura 7. Análisis de Componentes Principales de Aves

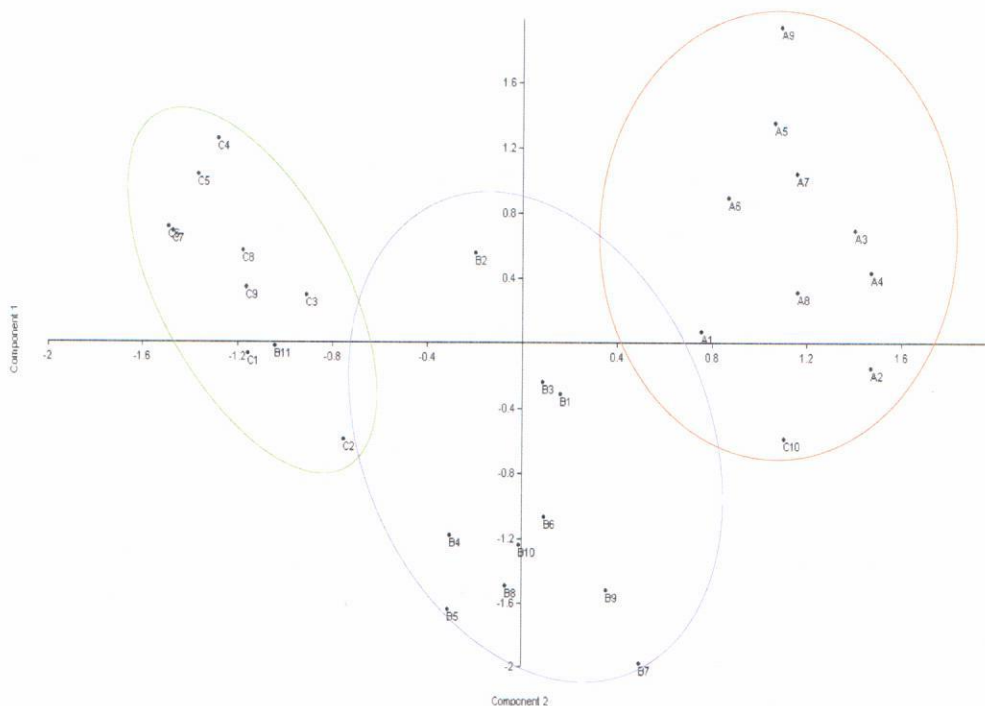


Figura 7. Ordenación de las 79 especies de aves registradas en los 30 sitios de muestreo (A zona de perturbación intensa, B intermedia y C mínima). En cuanto a los puntos modificados en la estructura de la vegetación, de la zona intensa (A) a mínima (C) y mínima (C) a intermedia (B), las aves no respondieron a este cambio, ya que se mantuvieron en las zonas establecidas.



Figura 8. Análisis de correspondencia canónica

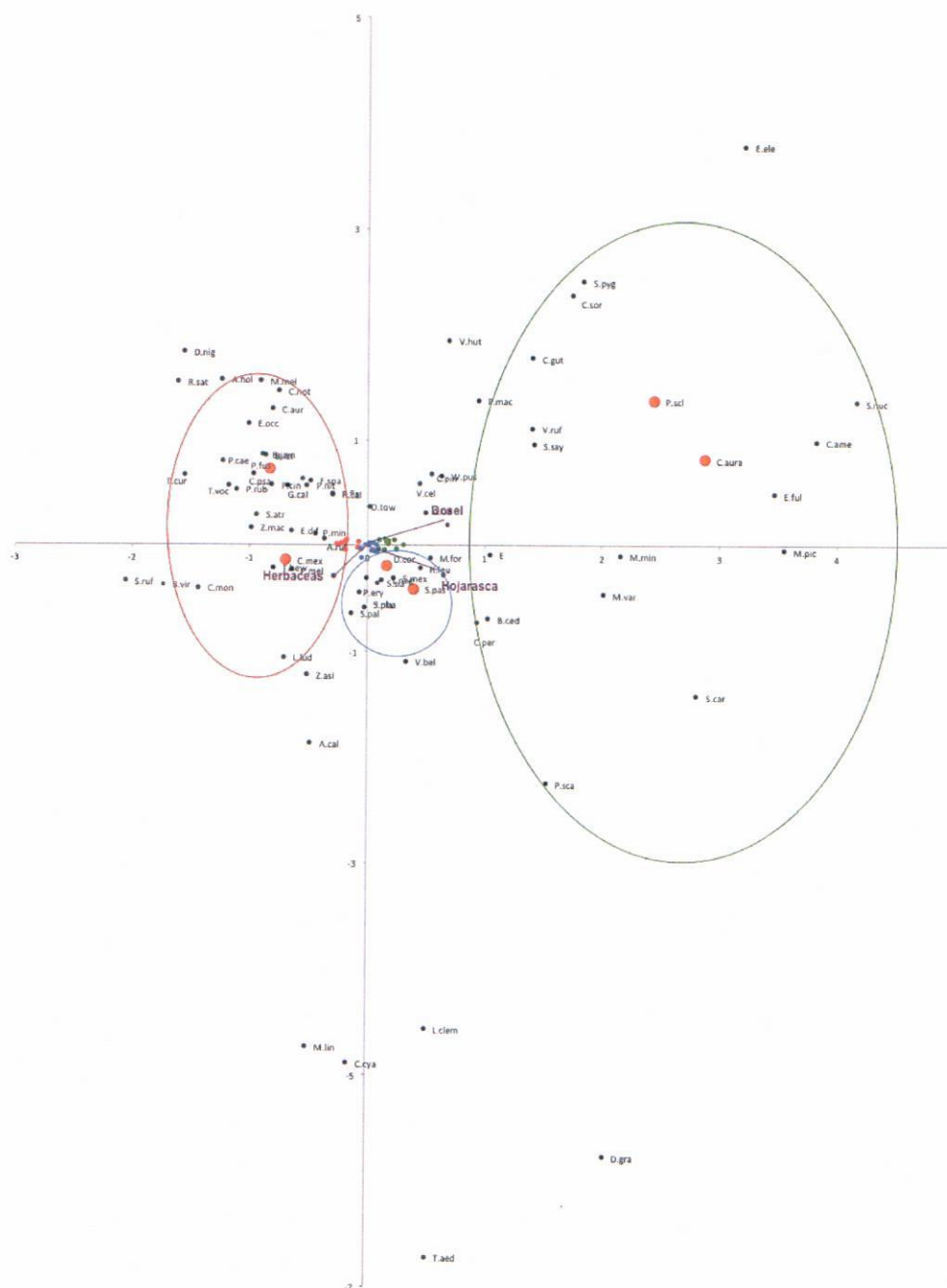


Figura 8. Diagrama de ordenación de las variables de vegetación (30 sitios) y aves (79 especies). Las zonas con perturbación intensa, intermedia y mínima, están representadas por los puntos rojos, azules y verdes (ubicados en la intersección de los ejes). El círculo de la derecha (verde) muestra las especies asociadas mayor porcentaje de cobertura de dosel (perturbación mínima). El círculo azul, indica a las especies con valores medios de dicha variable (perturbación intermedia) y el círculo de la izquierda (rojo) muestra especies más asociadas a zonas con perturbación intensa. En todos los círculos se encuentran especies con mayor abundancia o exclusividad de cada zona (Tabla 1). Los puntos anaranjados señalan la ubicación de las especies seleccionadas como posibles bioindicadoras para cada zona.

## 5. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que en la zona de estudio existen comunidades de aves que responden a un gradiente ecológico, provocado por perturbaciones antropogénicas en su hábitat. De esta manera, en la zona evaluada se encuentran especies que se caracterizan por su alto nivel de sensibilidad a diferencias estructurales de la vegetación. En este trabajo se determinaron 6 especies de aves que responden a modificaciones en la estructura de la vegetación, las cuales cumplen con todos los criterios propuestos para ser utilizadas como posibles especies bioindicadoras de perturbación.

### Características de las zonas de perturbación

Se ha destacado que la perturbación antrópica a menudo trae como consecuencia diferentes ensamblajes de hábitat, que indican condiciones de recursos particulares (Croonquis y Brooks 1991). En los sitios de estudio se observó la existencia de una heterogeneidad ambiental que promueve la presencia de zonas con determinadas características en la estructura de la vegetación. Esto fue corroborado con ACP que utilizó variables de cobertura de herbáceas, hojarasca y dosel, las cuales fueron seleccionadas de siete variables propuestas en el método, ya que mostraban una adecuada ordenación en los datos (ver resultados). De acuerdo con lo anterior, encontramos que estas tres variables tienden a formar un componente de variación, registrado principalmente en la diferencia de dos variables con mayor porcentaje de varianza (56%) en el CP1 y para el CP2 (32%). Las variables que permitieron la diferenciación entre las tres zonas de perturbación de este estudio, son cobertura de dosel (CP1) y cobertura de herbáceas (CP2).

Los resultados de ACP muestran que la zona con perturbación mínima está fuertemente asociada con valores altos de cobertura de dosel, infiriendo un buen estado de conservación de esta zona. Esta inferencia puede ser sustentada por trabajos previos a este respecto. Por ejemplo, se ha determinado que el incremento de la cobertura del dosel está fuertemente relacionada con masas forestales maduras (Conner et al. 1983). Asimismo, se ha demostrado que la cobertura de dosel se relaciona con el incremento en número de



árboles, altura y calidad de follaje, las cuales son características asociadas positivamente con aves pertenecientes a bosque maduros (Smith 1977, Allen y O'Connor 2000).

Por el contrario, la zona con perturbación intensa mostró una relación positiva con la variable cobertura de herbáceas. Esta respuesta es asociada con hábitat perturbados por factores antrópicos (fuego, introducción de ganado o cultivo) en donde existe una simplificación del hábitat, que trae como resultado el incremento de esta variable (Marone 1990). Esto se debe particularmente, a que las herbáceas son el estrato que más tolerancia tiene a los factores ambientales que conlleva la perturbación (Stanton 1994), dado principalmente por la remoción de la vegetación autóctona presente anteriormente (Christian y Wilson 1999). Esta característica fue evidente en la selección de nuestra zona con mayor grado de perturbación.

La zona con perturbación intermedia mantuvo valores semejantes de las dos variables que categorizaron nuestras zonas con perturbación (mínima e intensa) exhibiendo un efecto de borde. Esto es atribuido a la combinación de los hábitats adyacentes, resultando en la yuxtaposición de ecosistemas contrastantes en cada lado de la discontinuidad (Sammalisto 1957). Esta declaración es claramente aplicable debido a los atributos estructurales y en el ensamble florístico (Figura 4), dado que la zona se mantiene agrupada en los valores medios de estos análisis.

Ha sido reconocido que las perturbaciones afectan directamente la estructura y dinámica de las comunidades que la componen (Bock et al. 1993). Como una forma de explorar si las comunidades de aves registradas en cada zona mantenían una clasificación entre los niveles de perturbación, se realizó un segundo ACP (Figura 7). Este obtuvo un resultado de ordenación comparable al ACP de la estructura de vegetación (Figura 6), lo que prueba que las comunidades de aves están respondiendo a los cambios ambientales, formando un mismo patrón de selección. Es decir especies registradas en cada una de las zonas se agrupan, tal y como sucede en la formación de las tres zonas con perturbación (intensa, intermedia y mínima).



## Diversidad y Riqueza

Anteriormente, se reconocía que los hábitats con alto grado de conservación tiene mayor cantidad de especies pero presentan menores abundancias; y por el contrario que hábitats perturbados existe una riqueza menor dominada por especies muy abundantes (p. ej. Emlen 1974, Campbell y Dagg 1976, Lancaster y Rees 1979, Edgar y Kershaw 1994). En la actualidad, se ha observado que existen diversos factores que pueden incrementar la diversidad, tal como lo demuestran nuestros resultados. En donde la zona con perturbación intensa obtuvo un mayor valor de diversidad. Para empezar, se ha observado que la abundancia y diversidad de aves puede ser atribuida a la gran cantidad de recursos asociados con el ser humano en particular las zonas agrícolas (Melles et al. 2003). El incremento en la riqueza de aves se debe principalmente a la introducción de fuentes de agua y plantas productoras de frutos y semillas, lo cual, diversifica la oferta de recursos tróficos en estas áreas (Díaz y Tellería 1994, Carrascla et al. 2002). Además, muchas especies pertenecientes a bosque maduros pueden dispersarse a áreas cercanas para alimentarse (Freemark y Merriam 1986, Dunning et al. 1992 y Er 2002), utilizando los cultivos como proveedores de dichos recursos. Este tipo de respuestas sugieren el incremento en la diversidad en la zona con perturbación intensa de nuestro trabajo.

El incremento en diversidad de especies en la zona de perturbación intensa se dio particularmente en las especies granívoras y omnívoras (27 especies, sobre todo de la familia Emberizidae, Cardinalidae y Fringillidae), y especies rapaces (*Buteo jamaicensis*, *Circus cyaneus*, *Falco sparverius* y *Bubo virginianus*), quienes sólo utilizan este hábitat para alimentarse, así como especies invasoras como *Bubulcus ibis*. Asimismo, se registraron especies que muestran plasticidad (23 especies) al poder encontrarse en más de una de las zonas de perturbación analizada en este estudio, explorando diferentes zonas.

Por otra parte, un importante problema metodológico al evaluar el impacto de la perturbación ha sido la detección de las especies (Boulinier et al. 1998) y el desarrollo vertical de las áreas de estudio (Carrascal et al. 2002). Las investigaciones ha demostrado, que es más fácil detectar especies en hábitats abiertos (perturbados) que en zonas boscosas y que el tamaño del paisaje conlleva a una mayor biodiversidad, es decir grandes superficies tienden a refugiar más especies y poblaciones que las áreas pequeñas (Burbidge et al. 1997). Estas determinaciones son claramente aplicables en nuestro estudio, ya que La

Malinche está rodeada de zonas con un alto grado de perturbación (Figura 1), lo que sin duda ayuda al aumento de diversidad en esta zona.

En cuanto a la zona con perturbación intermedia, que obtuvo mayor valor en diversidad ( $^2D$ ), comparado con la zona de perturbación mínima. Esto puede estar atribuido a que en la zona existe un efecto de borde, y ha sido ampliamente reconocido que los bordes pueden incrementar la biodiversidad en los ambientes implicados debido a la atracción a estas zonas de especies que pueden explotar ambos lados de la discontinuidad, además de aquellas especies características de cada lado (Clapham 1973). Esto último, corresponde a nuestros resultados, ya que esta zona alberga 55 especies pertenecientes a casi todas las familias registradas en el estudio, y con diferentes tipos de alimentación (frugívoros, nectarívoros, granívoros e insectívoros). Estas características han sido reportadas previamente para zonas que indican niveles medios de perturbación (Villegas y Garitano-Zavala 2008).

A pesar de haber obtenido valores bajos de riqueza y diversidad, la zona con perturbación mínima mantuvo una importante composición de especies vulnerables a las perturbaciones. Tal es el caso de las especies insectívoras (31 especies). El incremento de este gremio ha sido utilizado para evaluar el estado de conservación de los bosques, esto es principalmente por el grado de especificidad que muestran al seleccionar un hábitat (Newmark 2006). En particular, las especies pertenecientes al gremio de los trepatroncos y carpinteros son mencionadas como unos buenos indicadores de la biodiversidad forestal (Short y Horne 1990, Angelstam y Mikusinski 1994 y Scherzinger 1998). En el caso de los pájaros carpinteros, estudios en bosques europeos consideran que son uno de los grupos más exigentes en términos de sus requerimientos ecológicos y por lo tanto en la calidad del hábitat (Wesolowski y Tomialojc 1986, Angelstam 1990, Stenberg y Hogstad 1992, Angelstam y Mikusinski 1994).

En nuestros resultados para la zona de perturbación mínima se registraron especies pertenecientes a estos grupos de insectívoros tal es el caso de la familia Picidae (*Melanerpes formicivorus*, *Colaptes auratus*, *Sphyrapicus nuchalis* y *Picoides scalaris*), Certhiidae (*Certhia americana*) y Sittidae (*Sitta Carolinensis* y *Sitta pygmaea*). La identificación de estas especies raras es muy importante debido a que su distribución es restringida y agregada en áreas relativamente pequeñas (Arita et al. 1997), por lo que una



alta proporción de dichas especies evidencia un buen estado de conservación de la zona y es de gran utilidad para los propósitos de selección de especies bioindicadoras.

### **Elección de Especies Bioindicadoras**

La selección de un indicador biológico implica el cumplimiento de una serie de requisitos que han sido sugeridos en numerosos estudios (Pearson 1994, De Groot et al. 1995, Shahabuddin 2003, Villaseñor y Santana 2003 y Niemi y McDonald 2004). Estos trabajos han enfatizado que cuatro factores particulares son los que determinan a un indicador biológico: 1) una alta densidad en el área de estudio, 2) facilidad de medir e identificar, 3) amplia distribución en la zona y 4) sensibilidad a la variación del ambiente. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que estos criterios se deben ver como una medida integradora, ya que por separado no reportarían resultados adecuados que ayuden a evaluar los cambios ocasionados por las perturbaciones.

En nuestro estudio para la obtención de especies bioindicadoras de cada zona, se tomaron en cuenta estos criterios, los cuales sirvieron como un filtro para la obtención de dichas especies. De las 79 especies registradas, se seleccionaron 6 especies que pueden ser utilizadas como especies bioindicadoras (dos para cada zona) las cuales son analizadas más adelante.

Una factor importante en la elección de especies bioindicadoras, es tomar en cuenta la estructura de la vegetación. Esto es debido a que este variable puede ser utilizada como parte del hábitat requerido para alimentarse o reproducirse. El análisis de correspondencia canónica (ACC) realizó una combinación en la relación existente de los datos de aves y variables de vegetación, relacionada con una combinación de los 30 sitios (10 para cada zona). El resultado de este análisis detectó que la variable cobertura de dosel esta asociada en la presencia, ausencia o abundancia de estas especies. De igual forma nos ayudó a delimitar grupos en donde se integra las especies más características de cada zona (Figura 8). Con base a estos resultados se integraron todos los atributos de los criterios propuestos para la selección de especie bioindicadoras.

Para la zona con perturbación intensa se seleccionaron dos especies: la primera es *Pipilo fuscus* la cual obtuvo la mayor densidad (22.4 ind/ha), fue fácil de registrar en la zona (PD 0.42) y está ampliamente distribuida en tiempo (meses) y espacio (registrada en



todos los puntos establecidos en la zona). Estas son medidas indirectas de selección de un hábitat por un organismo (Bock y Jones 2004). Esta especie se caracterizó por mostrar una alta dependencia a zona perturbadas (mayor cobertura de herbáceas), lo cual parece haber favorecido sus hábitos alimenticios, dado que son especies de hábitos terrestres, se alimentan de granos e invertebrados, la mayoría de veces los encuentran escarbando y anidan en arbustos pequeños de zonas pedregosas o bosques abiertos, hábitat que corresponde a las características de esta zona.

*Carpodacus mexicanus* es la segunda especie que mantuvo valores altos de densidad (16.9 ind/ha) y PD (0.34), estuvo ampliamente distribuida en la zona y sobre todo tiene un incremento en zonas con mayor cobertura de herbáceas. Esta ave habita una amplia variedad de ambientes, desde zonas urbanas hasta bosque de encino, pero siempre se caracteriza por seleccionar zonas áridas perturbadas. Se alimenta de semillas e insectos a nivel del suelo y anida en arbusto y árboles. En los análisis multivariados parecen verse afectadas por el incremento de la cobertura de dosel, sugiriéndose que son favorecidas por la perturbación. Por todo lo mencionado, podemos inferir que una alta densidad de esta especie sugiere un alto grado de perturbación del hábitat.

En la zona de perturbación intermedia las especies que cumplieron con los criterios propuestos en este trabajo son: *Dendroica coronata* (11.9 ind/ha) y PD 0.46) y *Spizella passerina* (11.7 ind/ha y PD 0.74). Es importante mencionar que ambas especies son parcialmente migratorias y muestran plasticidad al seleccionar un hábitat. A pesar de esto, se decidió seleccionarlas ya que estuvieron registradas más de 6 meses y su alta densidad y distribución en zonas con perturbación intermedia era evidente, ya que son las especies más fáciles de registrar (valor de PD). Rodewald y Brittingham (2004) demostraron una relación positiva entre la disponibilidad de recursos en las zonas con efecto de bordes y la abundancia de la familia Parulidae, a la cual pertenece *Dendroica coronata*, ya que las aves de esta familia usualmente obtienen gran provecho en la disponibilidad de alimento y muestran flexibilidad en sus estrategias de forrajeo. Ambas especies por lo general viven en bosques con áreas arbustivas, suelen ir en busca de su alimento en sotobosque, trasladándose por arbustos y básicamente son insectívoras, aunque *Spizella passerina* también se alimenta de granos de pastos (Pineda et al. 2009). Estas especies tienen requerimientos muy similares del hábitat, y tienden a seleccionar zonas con niveles medios de cobertura de dosel y herbáceas como lo demostró el ACC.

*Poecile sclateri* (7.0 ind/ha y PD 0.27) y *Colaptes auratus* ( 3.1 ind/ha y PD 0.17) son la especies que consideramos como bioindicadoras de la zona con perturbación mínima, ya que estas parecen ser altamente sensibles a las diferencias estructurales de la vegetación. Aunque su densidad y probabilidad de ser registradas son bajas (comparado con las otras especies), cumplen con los criterios propuestos. En el ACC llevado a cabo, se indica que la presencia de esta ave esta relacionada con los sitios con alta cobertura de dosel, lo que las hace más sensibles a cambios estructurales. Ambas especies son consideradas como afectadas por cambios forestales en su medio (Carrascal y Tellería 1985), mostrando una especificidad en la selección de su hábitat. *Poecile sclateri* se alimenta de insectos que se encuentran en arbustos y el dosel, casi siempre anda en parejas o pequeños grupos, y se ha reportado que anida en pequeños huecos de árboles muertos y por lo general se desplazan sobre el dosel. *Colaptes auratus*, se caracteriza por picotear la corteza de los árboles de donde obtiene su principal alimento, los insectos de corteza y savia, también complementa su dieta con bellotas, y se desplazan sobre ramas gruesas y troncos donde buscan su alimento y anidan en cavidades. Aunque está ampliamente distribuida en Estados Unidos, Canadá y México sus poblaciones se han disminuido en más de un 50% en los últimos 40 años. Berlanga y col. (2010) sugieren que las especies comunes que están desapareciendo rápidamente son indicadores sensibles de la cada vez más deteriorada calidad del hábitat. Esta afirmación, incrementa el valor de *Colaptes auratus* como una especie bioindicadora en este trabajo.

Las aves pueden indicarnos ciertas características de un hábitat, su presencia, ausencia o abundancia pueden ayudarnos a detectar patrones que estén afectando al ambiente (Bryce y Hughes 2002). Sin embargo, la selección de especies indicadoras debe de ser cuidadosa. Por ejemplo, se ha considerado que la simple abundancia de una o más especies de aves puede ser una medida de calidad de hábitat (Bock y Jones 2004). Por el contrario, como se demostró en este trabajo, esta declaración no es válida para todas las especies o hábitat, debido a que pueden existir otras tendencias que expliquen la abundancia, y no por que estén respondiendo a la conservación o perturbación del hábitat evaluado.

Es necesario, tomar en cuenta otros parámetros que en combinación con la abundancia y distribución ayuden a evaluar los cambios ocasionados por la perturbaciones (Brooks et al. 1998, Canterbury et al. 2000). Las dificultades que existen al



seleccionar aves bioindicadoras pueden disminuirse al utilizar elementos que integran un hábitat, ya que numerosos procesos podrían estar involucrados en los patrones que observamos en el presente estudio. Nuestros resultados de igual forma sugieren que los sitios donde anidan, se reproducen, alimentan y realizan sus tácticas de forrajeo son factores que determinan la selección de hábitat. Estos factores son importantes para poder hacer predicciones sobre la dinámica de las poblaciones y empezar a entender los procesos que las estén afectando.

Una de las aproximaciones a este trabajo y de gran importancia por los objetivos y resultados similares, es el estudio de García-Paredes (2007). En ese trabajo se identificaron especies de aves que fueran sensibles a las diferencias en la estructura de la vegetación en bosque de encino. En particular, se encontró el mismo tipo de patrón, donde la presencia de las especies de aves en bosque maduros incrementan su densidad y parecen estar influidas sobre todo, con la cobertura del dosel. Por otra parte, la presencia de las especies de aves en sitios perturbados esta relacionada con la disminución de la misma variable y el aumento de la cobertura de herbáceas. Con respecto a las especies seleccionadas, en particular, no son las mismas especies (en bosque maduros *Trogon mexicanus* y en bosques en desarrollo posterior a la perturbación *Junco phaeonotus* y *Carduelis psaltria*). Sin embargo, tiene requerimientos similares de hábitat e historia de vida, a los seleccionados en este trabajo. Lo cual, apoya a las especies seleccionadas y al método utilizado para la selección.

Las especies propuestas en este trabajo contribuyen a la comprensión de especies bioindicadoras. A pesar de no ser comparables a nivel de especie, pueden ser utilizadas como una guía, para la selección de especies que muestren requerimientos de hábitat similares. Por ejemplo, en el trabajo de García-Paredes (2007), en un sitio conservado se esperan encontrar altos niveles de cobertura de dosel y especies que aniden en cavidades, y para sitios con alto grado de perturbación, la disminución de cobertura de dosel y aumento de cobertura de herbáceas, así como especies de hábitos terrestres. Por otra parte, en nuestro trabajo se evaluó una zona con niveles medios de las variables medidas de la estructura de vegetación. Estas variables son de gran utilidad ya que el incremento de estas especies son podrían dar una alerta temprana en la modificación de la estructura de la vegetación, provocada sobre todo, por los cambios a niveles medios de las variables medidas en este trabajo.



Las especies propuestas constituyen a una hipótesis de trabajo. Asimismo, podemos proponer que la diferencia en la estructura de la vegetación, dada principalmente por la disminución o aumento de la cobertura del dosel, puede determinar la presencia o ausencia de especies según su requerimiento de hábitat. No obstante, se necesita poner a prueba, muestreando sitios similares a este trabajo, que reflejen el impacto de las diferencias en la estructura de la vegetación.

## 6. CONCLUSIONES

1. El bosque de encino estudiado alberga 79 especies de aves, siendo las zonas con perturbación intensa la que obtuvo una mayor diversidad de aves.
2. Las aves son altamente sensibles a la perturbación, debido a que tienen una estrecha relación con su hábitat, lo cual se evidenció en la respuesta de la composición de especies con respecto a los cambios en la estructura de la vegetación.
3. La variable cobertura de dosel esta relacionada con la presencia, ausencia o abundancia de las especies propuestas como bioindicadores.
4. Las especies de aves que responden a estos cambios ambientales y cumplen con todos los criterios propuestos en este trabajo son :
  - (a) Zona con perturbación mínima: *Colaptes auratus* y *Parus sclateri*.
  - (b) Zona con perturbación intermedia: *Dendroica coronata* y *Spizella passerina*.
  - (c) Zona con perturbación intensa: *Pipilo fuscus* y *Carpodacus mexicanus*.
5. Podemos concluir que algunas especies de aves pueden fungir como especies bioindicadoras de bosque de encino en este gradiente de perturbación en La Malinche, Tlaxcala.

## 7. PERSPECTIVAS

La propuesta de las especies bioindicadoras en bosque de encino en La Malinche, Tlaxcala, así como en método utilizado para su obtención permite dirigir esfuerzos de investigación y sugerir propuestas como:

1.- Dirigir esfuerzos de investigación en diferentes hábitat, para determinar especies sensibles a las diferencias estructurales de la vegetación, provocadas por la perturbación antrópica.

2.- Utilizar a las especies propuestas en otros bosques de encinos con características similares.

3.- Dar a conocer a las personas encargadas de implementar leyes ambientales, el uso de estas especies para la conservación.



## 8. REFERENCIAS

- Acosta-Pérez R., Delgado Montoya J. L. y Cervantes Saldaña P. 1991. La vegetación del Estado de Tlaxcala. México. Folleto Divulgativo No. 6 Gobierno del Estado de Tlaxcala-Jardín Botánico Tizatlán.
- Allen A. P. y O'Conner R. J. 2000. Interactive effects of land use and other factor on regional bird distributions. *Jurnal of Biogeography* 27: 88-900.
- Angelstam P. 1990. Factors determining the composition and persistence of local woodpecker assemblages in taiga forest in Sweden: a case for landscape ecological studies. En Carlson A. y Aulén G. (eds). Conservation and management of woodpecker populations. Report 17. Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. pp 147-164.
- Angelstam P. y Mikusinski G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest. *Annales Zoologici Fennici* 31:157-172.
- Arita H. T., Figueroa F., Frisch A., Rodríguez P. y Santos-Del Prado K. 1997. Geographical range size and the conservation of Mexican mammals. *Conservation Biology* 11: 92-100.
- Berlanga H., Kennedy J. A., Rich T. D., Arizmendi M. C., Beardmore C. J., Blancher P. J., Butcher G. S., Couturier A. R., Dayer A. A., Demarest D. W., Easton W. E., Gustafson M., Iñigo-Elias E., Krebs E. A., Panjabi A. O., Rodriguez-Contreras V., Rosenberg K. V., Ruth J. M., Santana Castellón E., Ma Vidal R. y Will T. 2010. Conservando a nuestras aves compartidas: La vision trinacional de compañeros en vuelo para la conservación de la aves terrestres. Cornell Lab of Ornithology: Ithaca, NY.
- Bock C. E., Saab V. A., Rich T. D. y Dobkin D. S. 1993. Effects of livestock grazing on Neotropical migratory landbirds in western North America. Status and management of Neotropical migratory birds. pp 296-309.
- Bock C. E. y Jones Z. 2004. Avian habitat evaluation: should counting birds count?. *Frontiers in Ecology Environment* 2: 403-410.

- Boulinier T., Nichols J. D., Sauer J. R., Hines J. E., y Pollock K. H. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79:1018-1028.
- Brooks R. P., O'Connell T. J., Wardrop D. H., y Jackson L. E. 1998. Towards a regional index of biological integrity: the example of forested riparian systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 51: 131-143.
- Bryce S. A. y Hughes R. M. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2): 294-310.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake L., Borchers D. L. y Thomas L. 1993. Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford university press. Reino Unido.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake L., Borchers D. L. y Thomas L. 2004. Advanced distance sampling. Oxford University Press, Oxford, England.
- Burbidge A. A., Williams M. R. y Abbott I. 1997. Mammals of Australian Islands: factors influencing species richness. *Journal of Biogeography* 24(6):703-715.
- Campbell C. A., y Dagg A. I. 1976. Bird populations in downtown and suburban Kitchener-Waterloo, Ontario. *Ontario Field Biologist* 30:1-22.
- Canterbury G., Martin T., Petit D., Petit L. y Bradford D. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14(2):544-558.
- Carignan V. y Villard M. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78:45-61.
- Carrascal L. M., Palomino D. y Lobo J. M. 2002. Patrones de preferencia de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation*. 25(1):7-40.
- Carrascal, M. L. y J. L. Tellería. 1985. Estudio multidimensional del uso del espacio en un grupo de aves insectívoras durante el invierno. *Ardeola* 32(1): 95-113.



- Challenger A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO-Instituto de Biología-UNAM-Sierra Madre. México.
- Childers T. M. y Dinsmore J. S. 2008. Density and abundance of mountain plovers in Northeastern Montana. *The Wilson Journal of Ornithology*. 120(4):700-707.
- Christian J. M. y Wilson S. D. 1999. Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the Northern Great Plains. *Ecology* 80(7):2397-2407.
- Clapham W. B. 1973. *Natural ecosystems*. MacMillan, New York.
- Clarck K., Euler D. y Armstrong E. 1983. Habitat associations of breeding cottage and natural areas of central Ontario. *Wilson Bulletin* 95:77-96.
- Colwell R. K. y Coddington J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345:101-118.
- Conner R. N., Dickson J. G., Locke B. A., y Segelquist C. A. 1983. Vegetation characteristics important to common songbirds in east Texas. *Wilson Bull.* 95(3):349-361.
- Conner R. y Dickson J. 1997. Relationship between bird communities and forest age, structure, species composition and fragmentation in the West Gulf Coastal Plain. *The Texas Journal of Science* 49:123-138.
- Croonquist M. J., y Brooks R. P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management* 15:701-714.
- Dale V. y Beleyer S. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.
- De Groot S., Ketner P. y Ovaas A. 1995. Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography* 22:935-943.
- Díaz M. y Tellería J. L. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in Central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 49:289-298.



- Dunn L. J. y Alderfer J. 2006. Field guide to the birds of North America. 5<sup>a</sup>. Ed. National Geographic. Washington, U.S.A. pp 553.
- Dunning J. B., Danielson B. J. y Pulliam H. R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-174.
- Edgar D. R. y Kershaw G. P. 1994. The density and diversity of the bird populations in three residential communities in Edmonton, Alberta. *Canadian Field-Naturalist* 108:156-161.
- Emlen J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184-197.
- Er K. B. H. 2002. Effects of forest loss and fragmentation with urbanization on bird communities in Vancouver. Tesis. University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Feinsinger P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. Island Press. Washington, EUA.
- Franzreb K. y Ohmart R. 1978. The effects of timber harvesting on breeding birds in a mixed-coniferous forest. *The Condor* 80:431-441.
- Freemark K. E. y Merriam H. G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36:115-141.
- García-Paredes I. 2007. Aves sensibles a diferencias estructurales en un bosque de encino en el Chico, Hidalgo, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.
- Germaine S., Vessey S. y Capen D. 1997. Effects of small forest openings on the breeding bird community in a Vermont hardwood forest. *The Condor* 99:708-718.
- González M., Guzmán J., Martín M. y Domínguez L. 2003. Un método para selección de aves bioindicadoras con base en sus posibilidades de monitoreo. *Huitzil* 4:10-16.
- Gregory R., Noble D., Field R., Marchant J., Raven M. y Gibbons D. 2003. Using birds as indicator of biodiversity. *Hornis Hungarica* 12(13):11-24.

- Hall H. M. y Grinnell J. 1919. Life-zone indicators in California. *Proceedings California Academy of Sciences* 9:37-67.
- Hartmann P. J., Maehr S. D. y Larking L. J. 2009. Habitat selection by Cerulean Warblers in eastern Kentucky. *The Wilson Journal of Ornithology* 12(3):469-475.
- Hawksworth D. L. 1995. *Biodiversity: measure and estimation*. Chapman y hall, London.
- Hernández J. 2005. Uso de tres estimadores para el cálculo de densidades de especies de fauna silvestre. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Estado de México, México.
- Hess G. H. y King T. J. 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning* 58:25-40.
- Hill M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.
- Hobbs R. y Huenneke L. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324-337.
- Hutto R. L. 1998. Using Landbirds as an Indicator Species Group. En: *Research and Management*. Marzluff J. M. y Sallabanks R. (eds). Avian Conservation: Island Press. Washington. pp. 75-91.
- Johnson R., Wiederholm T. y Rosenberg D. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organism, population and species assemblages of benthic macroinvertebrates. En: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Rosenberg D. y Resh V. (Eds). British Library. Londres, Reino Unido. pp. 40-125.
- Keast A., 1990. *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. SPB Academic.
- Kelly J. y Harwell M. 1990. Indicators of ecosystem recovery. *Environmental Management* 14:527-545.
- Krebs C. J. 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 5<sup>th</sup> Edition. Benjamin Cummings Press.
- Lancaster R. K. y Rees W. E. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57:2358-2-68.
- Landres P. B., Verner J., y Thomas J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species. *Conservation Biology* 2:316-328.



- López-Domínguez J. C. y Acosta R. P. 2005. Descripción del Parque Nacional Malinche. En: Biodiversidad del Parque Nacional Malinche Tlaxcala, México. Fernández F. J. A. y López-Domínguez J. C. (compil.). Primera Ed. Coordinación General de Ecología del Gobierno del Estado de Tlaxcala. México. pp: 3-22.
- MacGregor-Fors I., Moreles-Pérez L. y Schondube J. E. 2010. Migrating to the city: Responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor* 112(4):711-717.
- Magurran A. E. 2005. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford. U. K. 256 p.
- Marone L. 1990. Modification of local and regional Diversity alter fire in the Monte Desert, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 63:187-195.
- Márquez A. L., Real R. y Vargas J. M. 2001. Methods for comparison of biotic regionalizations: case of pteridophytes in the Iberian Peninsula. *Ecography* 24:659-670.
- Marra P. P. y Remsen J. V. 1997. Insights into the maintenance of high species diversity in the Neotropics: habitat selection and foraging behavior in the understory birds of tropical and temperate forests. *Ornithological Monographs* 48:445-483.
- Martin T. E., y Li P. 1992. Life history traits of open versus cavitynesting birds. *Ecology* 73:579-592.
- Martin T. E. 1993. Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience* 43:523-532.
- Martin T. E. 1995. Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation and food. *Ecological Monographs* 65:101-127.
- McCune B. y Mefford J. 1995. PC-ORD, Multivariate analysis of ecological data. Version ".05 MJM. Software. Gleneden Beach, Oregon. E.U.A.
- Melles S., Glenn S. y Martin K. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7(1):5. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5/>.
- Mikusinski G., Gromadzki M. y Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology* 15(1):208-217.



- Moreno C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, p 84.
- Moreno C. E., Barragán F., Pineda E. y Pavón N. P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Morrison M. L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. *Current Ornithology* 3:429-451.
- Multivariate Statistica Packare. Version 3.0. 2000. Kovach Computing Services.
- National Geographic Society. 2008. Field guide to the birds of North America. National Geographic Society . Washington, D. C., EUA.
- Newman E. I. 1993. Applied ecology. Blackwell Scientific Publications, USA. pp 328.
- Newmark W. 2006. A 16-year study of forest disturbance and understory birds community structure and composition in Tanzania. *Conservation Biology* 20: 122-134.
- Niemi G. y McDonald M. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 89-111.
- O'Connell T. J., Jackson E. L., y Brooks P. R. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications* 10(6):1706-1721.
- Padoa-Schioppa E., Baietto M., Massa R. y Bottoni L. 2005. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*. [www.elsevier.com/locate/ecolind](http://www.elsevier.com/locate/ecolind)
- Parkes D., Newell G. y Cheal D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4:29-38.
- Pearson D. L. 1994. Selecting Indicator Taxa for the quantitative assessment of Biodiversity. *Philosophical Transaction of The Royal Society of London, Series B : Biological Sciences* 345:75-79.
- Pettersson R. P., Ball J. P., Renhorn K., Esseen P., y Sjoberg K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74:57-63.
- Petty S. J. y Avery M. I. 1990. *Forest Bird Communities*. Forestry Commission, Edimburgh.
- Pickett S. y White P. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Nueva York.

- Pineda M. M. A., Mendoza C. R. y Jiménez M. J. F. 2009. Aves del Bosque de Encino de la ciudad de Puebla. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Escuela de biología. pp 115.
- Ralph C. J., Geupel G. R., Pyle P., Martin T. E., DeSante D. F. y Milá B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-144.
- Ralph C. J., Geupel G. R., Pyle P., Martin T. E. y DeSante D. F. 1993. Handbook of field methods for monitoring landbirds. United States Department for Agriculture, Albany.
- Reynaud P. y Thioulouse J. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenn, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59:121-140.
- Rodewald P. G. y Brittingham M. C. 2004. Stopover habitats of landbirds during fall: use of edgedominated and early-successional forests. *The Auk* 121:1040-1055.
- Rosenberg K. V. 1990. Dead-leaf foraging specialization in tropical forest birds: measuring resource availability and use. *Studies in Avian Biology* 13:360-368.
- Sammalisto L. 1957. The effect of the woodland-open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis Fenn* 34: 81-89.
- Saunders D. A., Hobbs R. J. y Margules C. R. 1991. Biological consequences of ecosystems fragmentations: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Scherzinger W. 1998. Sind Spechte "gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? *Vogelwelt* 119:1-6.
- Sedgwick J. 1987. Avian habitat relationships in pinyon-juniper woodland. *Wilson Bulletin* 99:413-431.
- Sekercioglu C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107:229-240.
- Shahabuddin 2003. The Use of Insect as Forest health Bioindicator. [http://www.iptek.net.id/ind/?ch=jsti&id=128.Bioindicator2\\_files](http://www.iptek.net.id/ind/?ch=jsti&id=128.Bioindicator2_files)
- Short L. L. y Horne J. F. M. 1990. Woodpeckers: a world perspective and conservation concerns. p 5-12. En Carlson A. y Aulén G. (Eds). *Conservation and management*



- of woodpecker population. Report 17. Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Smith K. J. 1977. Distribution of summer birds along a forest moisture gradient in an Ozark watershed. *Ecology* 58:810-819.
- Smith T. M. y Smith R. L. 2007. *Ecología*. Pearson educación SA. Madrid.
- Sneath P. H. A. 1988. the phenetic and cladistic approaches. En *Prospects in Systematics*. Hawksworth D. L. Systematics Association. Clarendon Press. Oxford. pp. 252-273.
- Snow D. W. 1976. *The web of adaptation: bird Studies in the American tropics*. Quadrangle, Times Book Co., New York, USA.
- Stanton P. 1994. A tropical Queensland perspective. En: *Country in Flames*. North Australia Research Unit, National Territory University, Darwin.
- Stenberg I. y Hogstad O. 1992. Habitat use and density of breeding woodpeckers in the 1990's in More og Romsdal county, western Norway. *Fauna norvegica, Seria C, Cinclus* 15:49-61.
- Telleria J. L. 1983. La distribución invernal de las aves en el País Vasco atlántico. *Munibe* 35:93-100.
- Temple S. A. y Wiens J. A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds* 43:260-270.
- Ter Braak C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67(5):1167-1179.
- Thomas L., Laake J. L., Strindberg S., Marques F. F. C., Buckland S. T., Borchers D. L., Anderson D. R., Burnham K. P., Hedley S. L., Pollard J. H., Bishop J. R. B. y Marques T. A. 2005. *Distance 5.0*. Release 1. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, St. Andrews, Scotland.
- Velázquez A., Mas J. F., Mayorga-Saucedo R., Díaz J. R., Alcántara C., Castro R., Fernández T., Palacio J. L., Bocco G., Gómez-Rodríguez G., Luna-González L., Trejo I., López-García J., Palma M., Peralta A., Prado-Molina J. y González-Medrano F. 2002. Estado Actual y Dinámica de los Recursos Forestales de México, *Biodiversitas*, núm. 41.
- Villaseñor J. y Santana E. 2003. El monitoreo de poblaciones: herramientas necesarias para la conservación de aves de México. En: *Conservación de aves, experiencias en*



- México. Gómez de Silva H. y Olivera A. (Eds.). NFWF, CIPAMEX y CONABIO. México DF. pp 224-272.
- Villegas B. M. y Garitano-Zavala A. 2008. Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de la Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 43(2):146-153.
- Wesolowski T. y Tomialojc L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest: preliminary data. *Acta Ornithologica* 22:1-21.
- Whitmore R. 1975. Habitat ordination of passerine birds of the Virgin River Valley, Southwestern Utah. *Wilson Bulletin* 87:65-74.
- Windfield JC. 2005. Aves. En: Fernández FJA y López-Domínguez JC (eds.). *Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México*. Coordinación General de Ecología del Gobierno del Estado de Tlaxcala. México. pp. 115-136.
- Zabala C. F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica* 8:47-64.