UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Ecología reproductiva de aves en dos tipos de hábitat secundario en la subprovincia fisiográfica de los Llanos de Ojuelos, México

Tesis

que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

presenta

Biól. Noé Abraham Muñoz Padilla

DIRECTORA

Dra. Mónica Elizabeth Riojas López

Zapopan, Jalisco 24 de junio de 2016

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Ecología reproductiva de aves en dos tipos de hábitat secundario en la subprovincia fisiográfica de los Llanos de Ojuelos, México

por

Biól. Noé Abraham Muñoz Padilla

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

Aprobado por:

Dra. Mónica Elizabeth Riojas López
Director de Tesis e integrante del jurado

26/mayo/2016
Fecha

Dr. Eric Mellink Bijtel
Co-director de Tesis e integrante del jurado

20 mayo 2016
Fecha

Dr. Gustavo Moya Raygoza
Asesor de Tesis e integrante del jurado

2 Junio 2016
Fecha

Dr. Liberato Portillo Martínez
Sinodal de Tesis e integrante del jurado

02 junio 2016
Fecha

Miguel Vázquez Bolaños
Dr. Miguel Vázquez Bolaños
Sinodal de Tesis e integrante del jurado

2 Junio 2016
Fecha

Agradecimientos

A mi familia, por su apoyo siempre incondicional y sincero en cualquiera de mis decisiones.

A mis directores, Mónica Riojas y Eric Mellink, por dejarme haber sido parte de este proyecto, por su orientación y los valiosos conocimientos que me compartieron y por su paciencia en los momentos difíciles del proyecto.

Al doctor Gustavo Moya, por haber aceptado ser asesor del proyecto y por su valiosa contribución a la realización del mismo.

A los doctores Liberato Portillo y Miguel Vásquez, por aceptar ser los sinodales del proyecto y por su amable apoyo.

A mis compañeros de proyecto, Teresa Morquecho y Moisés Montes, por su valiosa amistad, apoyo sincero y gran compañerismo.

A Liliana, Melinda, Nabor, Isis y David, por su compañerismo y apoyo en el trabajo de campo y la logística del proyecto.

A los dueños de las parcelas, por permitirnos trabajar en ellas y estar interesados en este tipo de proyectos.

A todas las personas que de alguna u otra forma contribuyeron a la realización de este trabajo.

Al CONACyT, por la beca otorgada para mis estudios de maestría y los recursos para el proyecto.

Este trabajo fue financiado por: CONACyT. CB-2010. Proyecto: “Influencia del paisaje secundario del centro de la Mesa Central en la conservación biológica de vertebrados terrestres”, otorgado a Mónica Elizabeth Riojas López.

Índice

Agradecimientos.....iv

Resumen.....ix

Abstract.....x

1. Introducción..... 1

2. Antecedentes 4

2.1 Disminución y pérdida de la biodiversidad..... 4

2.2 Aves: selección de hábitat y reproducción..... 5

2.3 Hábitats secundarios..... 7

2.3.1 Agrosistemas..... 9

2.3.2 Hábitats de pastoreo.....11

2.3.3 Hábitats secundarios en México y su impacto 12

3. Objetivos 14

4. Hipótesis 14

5. Justificación.....15

6. Método 16

6.1 Área de estudio 16

6.1.1 Selección y descripción de las parcelas de estudio 16

6.2 Trabajo de campo 20

6.2.1 Registro de las especies de aves anidantes 20

6.2.2 Detección de nidos 21

6.2.3 Caracterización de los nidos.....21

6.2.3.1 Visibilidad del nido 22

6.2.4 Éxito reproductivo.....22

6.2.5 Diversidad de altura foliar (DAF).....24

6.2.6 Colecta de artrópodos 24

6.3 Análisis estadísticos.....26

6.3.1 Transformación de datos 26

6.3.2 Diversidad de especies de aves anidantes 26

6.3.3 Comparación de los nidos entre hábitats 26
6.3.4 Éxito reproductivo 27
6.3.5 Porcentaje de visibilidad alrededor del nido 27
6.3.6 Disponibilidad de artrópodos 27
6.3.7 Diversidad de altura foliar 27
6.3.8 Relación entre la anidación de las especies y variables ambientales 27
7. Resultados 29
7.1 Especies de aves anidantes y número de nidos 29
7.2 Éxito reproductivo 31
7.2.1 Visibilidad alrededor del nido 31
7.3 Nidos fuera de las parcelas 31
7.4 Disponibilidad de artrópodos 33
7.5 Diversidad de altura foliar 35
7.6 Relación entre la anidación de las especies con variables ambientales 36
7.7 Miasis 38
8. Discusión 39
8.1 Selección de hábitat y sitio para anidar 39
8.2 Anidación de *Zenaida macroura* 40
8.3 Éxito reproductivo 42
8.4 Otras especies anidantes 42
8.5 Papel de los hábitats secundarios en la conservación biológica 43
9. Conclusiones 45
10. Literatura citada 46
Anexo 53

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Cultivo de nopal tunero en 2014 en los estados que conforman los Llanos de Ojuelos y en los municipios de Pinos (Zacatecas) y Ojuelos de Jalisco (Jalisco) (SIAP, 2014). 13

Cuadro 2. Relación de los muestreos realizados. 21

Cuadro 3. Número de nidos por especie en cada tipo de hábitat. **H**: huerta. **M**: matorral. 30

Cuadro 4. Número de nidos por muestreo en cada tipo de hábitat. **H**: huerta. **M**: matorral. 30

Cuadro 5. Número de nidos encontrados por parcela y su destino, durante todo el estudio. 31

Cuadro 6. Número de nidos encontrados por especie fuera de las parcelas durante los cinco muestreos y en todos los sitios, mostrados por tipo de hábitat y planta hospedera. El número entre paréntesis son los nidos exitosos. Las especies con asterisco (*) anidaron en construcciones abandonadas. 32

Cuadro 7. Listado de órdenes de artrópodos representados y de individuos colectados en cada tipo de hábitat durante todo el estudio. Los individuos de la clase Collembola se consideraron como un solo grupo. 33

Cuadro 8. Comparación de las muestras colectadas de artrópodos (según su masa en gramos y número de individuos) tanto en huertas como en matorrales durante los cinco períodos de muestreo. 34

Cuadro 9. Comparación del índice de diversidad de altura foliar (DAF) tanto en huertas como en matorrales durante los cinco períodos de muestreo. 35

Cuadro 10. Relación entre el número de nidos de cada hábitat con la masa y número de individuos de artrópodos colectados durante el estudio. 37

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación de las localidades de muestreo. **1** Santo Domingo. **2** Ojuelos Cerro. **3** La Mesa del Sitio. **4** Morenitos. **5** La Laborcilla. **6** La Victoria. 17

Figura 2. Diferencias fisonómicas entre las huertas. **A**. Santo Domingo. **B** Ojuelos Cerro. **C** La Mesa del Sitio. **D** Morenitos. **E** La Laborcilla. **F** La Victoria. 18

Figura 3. Diferencias fisonómicas entre los matorrales. **A**. Santo Domingo. **B** Ojuelos Cerro. **C** La Mesa del Sitio. **D** Morenitos. **E** La Laborcilla. **F** La Victoria. 19

Figura 4. Tablero utilizado como herramienta para cuantificar el porcentaje de obstrucción visual alrededor de los nidos encontrados. 23

Figura 5. Utilización de cámara digital (**A** y **B**), y espejo (**C**), fijados a tubos extensores para observar el contenido de algunos de los nidos más altos. 23

Figura 6. Delimitación de las parcelas de trabajo y las diferentes actividades realizadas en ellas. 24

Figura 7. Implementos utilizados para el trabajo de campo. (**A**) Tabla guía, cuerda y tablero para la toma de lecturas de obstrucción visual. (**B**) Trampa de ventana para la colecta de artrópodos. (**C**) Trampa de fosos para la colecta de artrópodos. 25

Figura 8. Promedio de individuos de artrópodos colectados en cada parcela en huertas de nopal tunero durante todo el estudio. Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes. 34

Figura 9. Promedio de la masa (ln) de artrópodos colectados en cada tipo de hábitat durante los períodos de muestreo (excepto el primero). Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes. 35

Figura 10. Promedio del índice de diversidad de altura foliar (DAF, transformado por box-cox) en huertas con lectura perpendicular al borde de la parcela y a 45º a la derecha de ésta en las diferentes parcelas. Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes. 36

Figura 11. Promedio del índice de diversidad de altura foliar (DAF) en matorrales con lectura perpendicular al borde de la parcela en las diferentes parcelas. Medias con letra diferente (indicada arriba del círculo) son significativamente diferentes. 36

Figura 12. Relación entre la anidación de las aves en huertas con los valores de diversidad de altura foliar (DAF). **A** y **B** corresponden al número de nidos encontrados y **C** y **D** a los que fueron exitosos. 37

Resumen

Dos de los principales hábitats secundarios en los Llanos de Ojuelos son los matorrales secundarios y las huertas de nopal tunero. Estos hábitats ofrecen refugio y alimento a poblaciones de aves nativas, pero no se conoce la importancia que tienen para éstas como hábitats reproductivos en esta zona semiárida e intensamente perturbada del centro de México. Con el fin de generar conocimiento sobre este valor, se estudió y comparó la ecología reproductiva de aves en seis huertas y seis matorrales de diferentes características fisonómicas. Los resultados sugieren que aunque no hubo preferencia por anidar en algún hábitat en particular, la mayoría de las especies prefieren hacerlo en los matorrales, posiblemente debido a una mayor diversidad de formas de vida vegetal, que se traduce en una mayor cantidad de sitios potenciales para anidar. Por otro lado, especies generalistas como *Zenaida macroura* y *Melozone fusca* anidan tanto en matorrales como en huertas en proporciones similares. Además, para *Z. macroura* las características existentes en huertas maduras son lo suficientemente atractivas como para anidar en ellas e incluso usarlas como principal hábitat reproductivo cuando los adyacentes no son adecuados para anidar. En la zona, la depredación fue la principal causa de pérdida de nidadas y a pesar de la preferencia por anidar en los matorrales, no hubo diferencias en el éxito reproductivo de las especies entre los hábitats. Las especies que anidaron en las huertas (a excepción de *Z. macroura*) lo hicieron principalmente en arbustos o árboles que, debido al grado de manejo, crecieron dentro de las huertas. Característica clave a considerar en futuras estrategias de conservación y en las que también deben de incluirse los matorrales secundarios, ya que son uno de los principales hábitats reproductivos para las aves de la región.

Palabras clave: Anidación de aves, hábitats perturbados, diversidad de altura foliar, *Zenaida macroura*.

Abstract

Two major secondary habitats in the Llanos de Ojuelos region are the secondary thickets and the fruit-oriented prickly-pear orchards. These habitats provide shelter and food for native bird populations, but the importance for them as reproductive habitat in this semiarid and intensely disturbed area of central Mexico remains unknown. In order to meet this value, we studied and compared the breeding ecology of birds in six orchards and six thickets of different physiognomic characteristics. The results suggest that although there was no preference for nesting in a particular habitat, most species prefer do it in the thickets, possibly due to a greater diversity forms of plant life, which results in a greater amount of potential nesting sites. On the other hand, for generalist species as *Melozone fusca* and *Zenaida macroura* use both habitats in equal proportions. Additionally, for *Z. macroura* the characteristics of a mature orchard are attractive enough to actively nesting in it and even turn it in the main breeding habitat when adjacent are not suitable for nesting. In the area, predation was the main cause of loss of clutches and despite the preference for nesting in the thickets, there was no difference in reproductive success of species between habitats. Species nesting in orchards (except for *Z. macroura*) did it mainly in shrubs or trees that, due of the degree of use, grew in the orchards. A key feature to consider in future conservation strategies and where the secondary thickets should also be included, since they are one of the main reproductive habitats for birds in the region.

Key words: Birds nesting, disturbed habitats, diversity foliar height, *Zenaida macroura*.

1. Introducción

La pérdida de la biodiversidad es actualmente uno de los mayores problemas que enfrenta la humanidad. El creciente aumento en nuestras necesidades ha ocasionado un impacto en los ecosistemas, transformándolos y degradándolos a una escala sin precedentes que pone en riesgo la provisión, regulación y soporte de los servicios ecosistémicos y por lo tanto nuestro bienestar (MEA, 2005). La transformación de los hábitats naturales a secundarios, entre los que destacan las zonas de cultivo, es una de las causas que más impacto negativo tienen sobre la biodiversidad debido a que estos hábitats normalmente soportan una menor biodiversidad que los originales (Beecher et al., 2002; Harris y Pimm, 2004; Barlow et al., 2007) y porque suelen formar grupos de parches transformados con diferentes características, relegando la vegetación original a fragmentos alejados entre sí.

Las aves son afectadas fuertemente por el cambio de uso de suelo debido a su dependencia de la vegetación, por lo que se les usa como indicadoras de deterioro ambiental (Wiens, 1992). La preferencia de las aves por un hábitat específico depende en muchas ocasiones de la calidad de éste, donde características como la heterogeneidad y estructura de la vegetación están entre las más importantes (Wiens, 1992; Winter et al., 2006). Estas características influyen en la distribución, diversidad y éxito reproductivo de las aves (Wiens, 1992; Winter et al., 2006; Rotenberry y Wiens, 2009) y, junto con otros atributos, como la composición florística, disponibilidad de alimento, microclima, presencia y densidad de depredadores o de otras especies, moldean la composición de las comunidades en los diferentes hábitats, tanto naturales como perturbados (Wiens, 1992; Rossmanith et al., 2007). Debido a la estrecha relación de las aves con la vegetación, en los planes de manejo y conservación para muchas de ellas debe de considerarse la protección de grandes extensiones de vegetación con la menor perturbación posible, con lo que además, se beneficiaría a muchos otros componentes de la biodiversidad (Sundar y Subramanya, 2010).

Una buena manera de analizar si un hábitat específico es adecuado para las aves es analizando su reproducción. De hecho, la caracterización de la ecología reproductiva permite identificar cuáles de las características de hábitat y requerimientos de las especies son prioritarios para su conservación (Martin y Geupel, 1993). La medición del éxito reproductivo es una herramienta útil para saber si un hábitat específico cumple con los requerimientos necesarios para que las poblaciones de aves persistan (Shochat et al., 2005a; Winter et al., 2005; Driscoll, 2008) y también permite estimar la viabilidad de dichas poblaciones (Rossmanith et al., 2007), por lo que su estudio tanto en hábitats originales como secundarios es importante para la conservación de las aves.

Los hábitats secundarios son los que surgen a partir de la transformación de los originales y pueden ser, por ejemplo, las zonas de cultivo y las que se utilizan como agostaderos. Estos

tipos de hábitat son de los más usados por las aves neotropicales, tanto para alimentarse como para anidar (Parker et al., 1996). La composición de especies que usan estos hábitats puede estar influenciada por factores como la disponibilidad de recursos, la cercanía a parches de hábitat natural o la etapa de sucesión del hábitat secundario (Borges, 2007), en los que las especies generalistas y de distribuciones amplias regularmente son las que mejor se adaptan a vivir ahí (Harris y Pimm, 2004). Características importantes en estos hábitats como la presencia de especies vegetales nativas dentro o entre parches, la intensidad del manejo o prácticas agrícolas y su cercanía a zonas naturales no perturbadas pueden ser determinantes en la elección de las aves (sobre todo las nativas) por habitarlos (Beecher et al., 2002; Harris y Pimm, 2004; Ranganathan y Daily, 2010; Sundar y Subramanya, 2010).

Ante la rápida transformación y pérdida de hábitats naturales que ocurre actualmente, los hábitats secundarios tienen el potencial de ser usados para la conservación de la biodiversidad (Harris y Pimm, 2004; Riojas-López et al., 2011). Aunque comúnmente se les menosprecia y se les atribuye una baja calidad, algunos de estos hábitats sustentan un número considerable de especies nativas que persisten en ellos (Harris y Pimm, 2004; Riojas-López, 2006; Riojas-López et al., 2011).

En los Llanos de Ojuelos dos de los principales tipos de hábitat secundario son los cultivos de nopal tunero (conocidos también como huertas de nopal tunero) y los matorrales secundarios. Esta es una zona semiárida ubicada en el centro de México que ha sido afectada por actividades humanas desde hace aproximadamente 450 años (Riojas-López y Mellink, 2005) y no cuenta con áreas protegidas. Sin embargo, sus hábitats secundarios, junto con remanentes de vegetación nativa proveen una gran cantidad de microambientes con una estructura vegetal compleja, que son aprovechados por especies nativas de pequeños mamíferos, aves, reptiles y anfibios (Riojas-López y Mellink, 2005; 2006; Riojas-López et al., 2011).

Aunque estos hábitats secundarios son usados por las aves de la región, no se conocían el grado en que eran usados para anidar, ni el nivel en que factores específicos, como la diversidad de altura foliar o la disponibilidad de artrópodos influenciaban en la decisión de las aves por anidar en ellos, ni en su éxito reproductivo.

Aspectos como el grado de manejo en un hábitat secundario y la presencia de especies vegetales nativas (sobre todo en agrosistemas) pueden influir en la riqueza de las comunidades de aves que los habitan (Beecher et al., 2002). En los Llanos de Ojuelos, tanto los matorrales secundarios como las huertas de nopal tunero tienen especies de plantas nativas que pueden ser atractivas para las aves. Sin embargo, hay variaciones en la diversidad de altura foliar y la disponibilidad tanto de artrópodos como de sitios potenciales para anidar entre diferentes huertas y matorrales y, sumadas a las diferencias en el grado

de manejo de estos hábitats, éstas seguramente influyen en la riqueza de las especies de aves que anidan en ellos. En concordancia, el presente estudio se enfocó en comparar la riqueza y el éxito reproductivo de las aves anidantes en huertas de nopal tunero y en matorrales secundarios cercanos, e identificar cómo atributos de la estructura vegetal, como la diversidad de altura foliar y la disponibilidad de artrópodos en cada tipo de hábitat influyeron en su reproducción.

2. Antecedentes

2.1 Disminución y pérdida de la biodiversidad

El uso intensivo que el ser humano le ha dado a los ecosistemas se remonta hasta hace 10,000 años con el inicio de la agricultura (MEA, 2005). Sin embargo, durante la mayor parte del tiempo desde entonces su impacto en los ecosistemas había sido moderado y no ha sido sino a partir de la segunda mitad del siglo pasado cuando se han alterado los ecosistemas a una escala sin precedentes, ocasionando la disminución y pérdida de la biodiversidad y la erosión y baja fertilidad del suelo, así como la sobreexplotación de los mantos acuíferos (FAO, 1989; MEA, 2005). Se han transformado los ecosistemas naturales principalmente para la producción de alimento, fibras textiles, otros bienes, convirtiendo cada vez más hábitats silvestres a zonas de cultivo. Actualmente, estos sistemas ocupan el 24% de la superficie terrestre, convirtiéndolos la categoría de mayor uso de tierra en el mundo (MEA, 2005). Cuando se da un cambio en el uso de suelo, pasando de vegetación silvestre a sistemas agrícolas o a cualquier otro uso, la conformación original del paisaje puede transformarse en una serie de fragmentos de diferente tamaño y calidad (Frankling et al., 2002).

El cambio de uso de suelo, la sobreexplotación de especies y la invasión de especies exóticas, la contaminación y el cambio climático son algunas de las principales causas de la disminución de la biodiversidad en el mundo (MEA, 2005). Entre ellos, la fragmentación, ocasionada por cambios en el uso del suelo, es uno de los conductores de pérdida de biodiversidad con mayor impacto y tiene tres efectos principales: la disminución de la extensión y calidad del hábitat, el aislamiento de los parches remanentes de vegetación nativa dentro de una matriz y el incremento de la intensidad del efecto de borde (Arriaga-Weiss et al., 2008; Stauffer et al., 2011). Además hay otras consecuencias como el surgimiento de endogamia en poblaciones aisladas o muy selectivas de hábitat que las lleva eventualmente a la extinción (Laiolo y Tella, 2007).

La mayoría de los estudios que abordan el impacto de la pérdida y fragmentación de hábitats originales en la biodiversidad se han hecho en los trópicos (Terborgh y Weske, 1969; Barlow et al., 2007; Borges, 2007; Rangel-Salazar et al., 2008; Sundar y Subramanya, 2010; Hernández et al., 2013), aunque hay algunos en zonas templadas y semiáridas (Shochat et al., 2001; Beecher et al., 2002; Laiolo y Tella, 2007; Perlut et al., 2008; Buij et al., 2013). Muchos de estos estudios coinciden en la importancia de que algunos hábitats secundarios, como los agrosistemas, son una alternativa para la conservación de la biodiversidad local y hacen hincapié en que deben ser considerados en estrategias integrales de conservación, ya sea en conjunto con áreas naturales protegidas o como un grupo de parches de diferentes características intercalados con otros de vegetación nativa

(Ranganathan et al., 2008). Sin embargo, estos estudios también revelan que algunos de los procesos que se dan en estos hábitats secundarios son afectados por amenazas como el uso de pesticidas y abonos químicos junto con prácticas agrícolas de gran impacto (principalmente mecanizadas), que afectan la calidad potencial de los recursos que podrían ofrecer a la biodiversidad local (Beecher et al., 2002; Benton et al., 2003; Sundar y Subramanya, 2010).

En todo el mundo, el evitar la pérdida y degradación del hábitat ha sido a través del establecimiento de áreas naturales protegidas. Pero ello no es posible en muchas regiones, por lo que es importante entender cómo las especies nativas pueden mantener poblaciones viables en paisajes modificados y bajo cuáles regímenes de manejo, además de saber en qué medida estos hábitats pueden conferir diferentes beneficios para la conservación.

2.2 Aves: selección de hábitat y reproducción

Las aves son uno de los grupos más distribuidos y más estudiados tanto taxonómica como biogeográficamente, además de que, por su facilidad de movimiento, suelen tener una amplia presencia en los ecosistemas (Navarro y Sánchez-González, 2003; Martínez-Morales, 2004). Además, proveen información a diferentes escalas. Por un lado, la distribución de los diferentes grupos de aves refleja patrones de escala grande y se ha usado para definir las regiones biogeográficas del planeta (Wiens, 1992). Por el otro, debido a que muchas especies tienen requerimientos de hábitat muy específicos, frecuentemente se las utiliza como indicadores del deterioro ambiental (Beintema, 1982; Wiens, 1992; Wells, 2007). Además, las aves cumplen una relación importante con las plantas, ya que muchas son polinizadoras o dispersoras de semillas (Ornelas y Lara, 2003) y su extirpación trae consecuencias negativas a los ecosistemas (Sodhi et al., 2004).

Muchos factores influyen en la selección de hábitat por un individuo (Wiens, 1992) y, se supone que las aves siempre eligen el mejor hábitat disponible de acuerdo con sus diferentes necesidades (alimentación, refugio, reproducción), por lo que muchos de los trabajos que estudian la relación ave-hábitat, así como las decisiones que se toman para el manejo de áreas de conservación de aves, se hacen bajo esa premisa (Rotenberry y Wiens, 2009). Dada esta relación con el hábitat, se considera que deben conservarse grandes extensiones de vegetación lo menos perturbada posible, a fin de cubrir un mayor número de variables y relaciones ocultas que no se consideran en la toma de decisiones de manejo pero que pueden tener una influencia crítica en la selección de hábitat de una especie (Rotenberry y Wiens, 2009; Sundar y Subramanya, 2010).

Aspectos como la estructura del hábitat, su composición florística, disponibilidad de alimento, distancia desde los bordes, microclima, presencia de otras especies, entre otros, pueden permitirle a un individuo establecerse o no en un área determinada (Wiens, 1992;

Rossmanith et al., 2007). Las especies residentes suelen ser más sensibles que las migratorias a los cambios en su ambiente como consecuencia de la fragmentación y pérdida de vegetación debido a sus requerimientos más específicos y áreas de distribución más limitadas (Mortellitti et al., 2010), al grado que el tamaño de parches de hábitat y su calidad explican la viabilidad de las poblaciones de aves (Beintema, 1982).

En el contexto anterior, la heterogeneidad y estructura de la vegetación tienen influencia directa sobre la distribución, diversidad y éxito reproductivo de las aves (Wiens 1992; Winter et al., 2006; Rotenberry y Wiens, 2009; Molina et al., 2012). En una escala mayor, estos aspectos son influenciados principalmente por la composición del paisaje y el clima (Winter et al., 2006). Existen pocos estudios en una escala espacio-temporal lo suficientemente amplia para revelar las consecuencias que los cambios en la estructura de la vegetación o el clima causan en la densidad poblacional y en el éxito reproductivo de las aves (Winter et al., 2005).

El análisis del éxito reproductivo es una de las mejores formas de saber si un hábitat específico cumple con los requerimientos necesarios para que las poblaciones persistan (Shochat et al., 2005b; Winter et al., 2005; Driscoll, 2008). Además, también es uno de los parámetros más importantes para estimar la viabilidad de las poblaciones (Rossmanith et al., 2007). La caracterización de la ecología reproductiva asociada con la estructura de la vegetación permite identificar cuáles de las características de hábitat y los requerimientos de las especies son prioritarios para una mejor conservación, incluso mejor que los métodos tradicionales que miden diversidad y abundancia, además de mostrar los rasgos de la historia de vida de las especies y advertir sobre futuros desafíos en las poblaciones (Martin y Geupel, 1993). Este éxito reproductivo se puede medir determinando cuántos de los huevos puestos eclosionan y, eventualmente, cuántos de esos pollos se convierten en volantones (Mayfield, 1961).

Un factor determinante en el éxito reproductivo y en la abundancia de las aves es la disponibilidad de los recursos alimenticios. La mayoría de las aves anidan durante el inicio de la estación de lluvias debido al incremento en la disponibilidad de artrópodos con los que alimentan a los pollos (Wiens, 1992; Morrison y Bolger, 2002; Rossmanith et al., 2007; Murphy et al., 2010), ya que estos no tienen la misma capacidad para digerir alimentos vegetales que un adulto (Valera et al., 2005). Otros factores que influyen en el éxito reproductivo son el tipo y calidad de hábitat, los atributos del sitio de anidación, el cuidado parental, clima y la temporalidad del período de anidación (Rossmanith et al., 2007; Rangel-Salazar et al., 2008). Además, una mayor densidad de individuos, incluyendo los heteroespecíficos, tiende a ser relacionada con un éxito reproductivo más alto debido a un aumento en la protección contra los depredadores (Winter et al., 2005; Rossmanith et al., 2007).

Dos tipos de hábitat, pastizales y matorrales, han experimentado reducciones en su superficie en las zonas semiáridas del continente (Kozma y Mathews, 1997; Perlut et al., 2008; Mortelliti et al., 2010; Stauffer et al., 2011) y, dado que son hábitats importantes para una serie de aves, es necesario caracterizar su importancia en la ecología reproductiva de las aves.

2.3 Hábitats secundarios

El cambio de uso de suelo tiene un impacto directo sobre la biodiversidad local y ello es preocupante dados los niveles de cambio en el mundo. En la actualidad, el 24% de la superficie terrestre se utiliza para la agricultura, el 13% son pastizales naturales o inducidos en los que se llevan a cabo actividades como el pastoreo y el 9% está cubierta por matorrales, que también se usan para el pastoreo (MEA, 2005; Latham et al., 2014). Este uso genera hábitats secundarios, aquellos en los que se ha la composición vegetal original (Harris y Pimm, 2004; Riojas-López et al., 2011) y comúnmente se les atribuye una baja calidad o se les considera degradados (Harris y Pimm, 2004).

Aunque suelen menospreciarse y en algunas veces pueden ser sumideros de poblaciones (Harris y Pimm, 2004), en ocasiones estos hábitats secundarios sustentan un número considerable de especies nativas (Harris y Pimm, 2004; Riojas-López, 2006; Riojas-López et al., 2011). Esto se debe a su capacidad de conservar atributos de los hábitats originales [como los cultivos perennes de especies nativas (Riojas-López, 2006)] o porque las especies que los usan tienen adaptaciones que les permiten sobrevivir en ellos (Harris y Pimm, 2004). Estas especies tienden a tener zonas de distribución amplias y abundancias altas, factores que amortiguan el daño por pérdida de hábitat (Harris y Pimm, 2004; Sundar y Subramanya, 2010).

Existen especies de aves que usan e incluso anidan regularmente en hábitats secundarios; mientras que hay otras típicas de otros hábitats pero que visitan los hábitats secundarios, para aprovechar, por ejemplo, algún recurso alimenticio (Parker et al., 1996). De hecho, después de las planicies tropicales y el bosque de montaña perene, los hábitats secundarios son el hábitat más usado por las especies de aves neotropicales (Parker et al., 1996). La composición de especies de aves en hábitats secundarios puede variar en grupos de especies o gremios por diferencias en la fase de sucesión de estos hábitats, siendo los más antiguos los más similares al original y los que generalmente sustentan un mayor número de especies nativas (Borges, 2007). En Mesoamérica, aproximadamente el 50% de las especies nativas pueden sobrevivir en zonas perturbadas, aunque la abundancia de muchas de ellas es baja (Ranganathan y Daily, 2010)

Existen tres características importantes de paisaje que otorgan ventajas de sobrevivencia a especies nativas en bosques perturbados. La primera es la cercanía de estos hábitats a

grandes zonas remanentes de bosque relativamente intacto (Harris y Pimm, 2004; Ranganathan y Daily, 2010; Sundar y Subramanya, 2010), debido a que algunas especies persisten solo en esos bosques, pero se mueven ocasionalmente a zonas perturbadas (Ranganathan y Daily, 2010). La segunda es la presencia de vegetación nativa en hábitats secundarios, ya sea en forma de cercos vivos, cortinas, rompe-viento o árboles y vegetación remanentes, que promueven la persistencia de las especies nativas (Ranganathan y Daily, 2010). La tercera es la intensidad de las prácticas agrícolas en el paisaje, ya que el incremento de ésta se correlaciona negativamente con el potencial del hábitat para conservar la biodiversidad (Beecher et al., 2002; Benton et al., 2003; Ranganathan y Daily, 2010). Las especies que usan los hábitats secundarios sobreviven mejor la pérdida de bosque primario cuando tienen tasas altas de crecimiento poblacional y la capacidad de dispersarse ampliamente (Harris y Pimm, 2004; Ranganathan y Daily, 2010).

Desde luego, la calidad del hábitat primario puede ser diferente de la de los secundarios. En Chiapas, una especie amenazada de zorzal (*Catharus frantzii*) que anida en hábitats primarios y secundarios tuvo un mayor número de sitios adecuados para anidar, nidos y un éxito reproductivo más alto en los hábitats primarios que en los secundarios (Rangel-Salazar et al., 2008). En el Amazonas, las plantaciones o bosques secundarios, tuvieron sólo el 47 y 59%, respectivamente de las especies de aves presentes en bosque primario (Barlow et al., 2007). Además, varios de los registros en los hábitats secundarios fueron de individuos solitarios, lo cual no asegura la persistencia de sus especies fuera del bosque primario. Quitando estos registros, las proporciones bajaron a 39% para plantaciones y 46% para bosques secundarios.

Igualmente en la selva amazónica, el bosque primario fue el más diverso, mientras que de los secundarios el más joven fue el que tuvo menor diversidad (Borges, 2007). En otro estudio en la selva amazónica hubo un número de especies menor en cuatro hábitats secundarios que en dos primarios, a pesar de que los dos tipos de hábitat tenían una estructura vegetal similar (Terborgh y Weske, 1969). Esto habría podido resultar del grado de aislamiento de los parches de vegetación secundaria con respecto a la primaria y a que en la secundaria podrían no estar representados ciertos aspectos cualitativos presentes en la vegetación primaria y que son necesarios para la presencia de las aves en hábitats modificados (Terborgh y Weske, 1969).

Por otro lado, ciertos cultivos de nuez en India con varias décadas de desarrollo pueden albergar hasta el 96% de las especies nativas de aves de los bosques que los rodean debido a que sus estructuras verticales son muy parecidas, además de que se permite el crecimiento de especies arbustivas dentro del cultivo y el manejo es de baja intensidad (Ranganathan et al., 2008).

Aunque se sabe poco de la capacidad que tienen los diferentes hábitats secundarios para conservar especies nativas de aves, es necesario expandir las estrategias de conservación en éstos (Ranganathan y Daily, 2010) para entender el papel que jugarían los paisajes modificados en la conservación. Estrategias de manejo a escalas local y de paisaje, pueden mejorar en gran medida las oportunidades para la conservación de la biodiversidad en sistemas modificados por el hombre (Altieri, 1999).

2.3.1 Agrosistemas

El incremento en la demanda de productos agrícolas debido al incremento de la población humana, en términos generales, tiene consecuencias ambientales negativas, ya que los sistemas cultivados tienden a usar más agua, incrementan la contaminación de ésta y erosionan el suelo, almacenan menos carbono, emiten más gases de efecto invernadero y soportan significativamente menos biodiversidad que los ecosistemas que reemplazan (MEA, 2005). Sin embargo, no es una regla fija, ya que la biodiversidad presente en los agrosistemas varía en función de las especies cultivadas, su estructura y su manejo, y es de dos tipos: la planeada, que es la que el productor decide cultivar y la asociada, que son todos aquellos organismos que se encuentran en el agroecosistema, se desarrollan e interactúan con la vegetación cultivada (Altieri, 1999). Muchas especies de aves utilizan los campos de cultivo para anidar, forrajear, descansar o como escala en la migración (Beecher et al., 2002; Di Giacomo y López, 2010) y algunos sistemas agrícolas son capaces de sustentar niveles altos de especies (Beecher et al., 2002; Benton et al., 2003; Di Giacomo y López, 2010; Sundar y Subramanya, 2010).

Una de las amenazas de mayor impacto para las aves por el cambio de uso de suelo a sistemas agrícolas es la disminución de sitios adecuados para anidar (Ranganathan y Daily, 2010). Muchas especies de aves en Europa y Norteamérica han disminuido sus poblaciones a causa de la actividad agrícola (Donald et al., 2001; Benton et al., 2003), pero esto ocurre también en otras partes del planeta (Di Giacomo y López, 2010; Sundar y Subramanya, 2010). Por ejemplo, en zonas tropicales el cultivo de palma para aceite ha sido uno de los de mayor expansión en los últimos años, pero alberga, en promedio, sólo el 15% de las especies de aves registradas en los bosques primarios que lo rodean (Struebig et al., 2010). Por otro lado, en el subcontinente Indio, las zonas agrícolas (incluyendo todos los tipos de cultivos), son usadas por cuando menos el 45% de las especies de aves de la región (Sundar y Subramanya, 2010). Aquí mismo, los cultivos de arroz tienen la riqueza más alta de cualquier cultivo y proveen de hábitat para 27% de las aves nativas, aunque algunas de esas especies son de hábitos ecotonales entre los cultivos y los hábitats adyacentes, pero hábitat de anidación para solo 10% de ellas (Sundar y Subramanya, 2010).

Hay especies que se reproducen activamente en sistemas agrícolas, pero su valor depende del manejo que se les dé. Por ejemplo, en el norte de Camerún el paisaje agrícola provee hábitats adecuados para la reproducción de *Butastur rufipennis*, un ave rapaz que anida regularmente en una sabana natural. En este caso, aunque la sabana era de mejor calidad que el hábitat agrícola (mayor disponibilidad de alimento, cobertura y sitios para anidar), en el agrícola la depredación fue menor debido a que tenía una concentración más baja de depredadores y a una distancia más amplia entre nidos (Buij et al., 2013). En contraparte, aunque un sistema agrícola proporcione condiciones adecuadas, puede convertirse en una trampa ecológica, por ejemplo cuando la cosecha causa una destrucción masiva de nidos o los deja sin protección contra depredadores (Beecher et al., 2002; Sundar y Subramanya, 2010; Gilroy et al., 2011).

La fragmentación también ejerce presiones importantes en los agrosistemas, en los que grandes extensiones de zonas agrícolas forman matrices de diferentes tipos de cultivos dejando inmersos pequeños parches de vegetación nativa y con diferentes grados de aislamiento (Laiolo y Tella, 2007). Tanto los fragmentos de hábitat como los bordes de cultivos pueden ser importantes para la dispersión, migración y uso por parte de las aves (Beecher et al., 2002), y los cultivos son generalmente más ricos y diversos en los bordes que en el interior, debido, entre otros factores, a que en esta parte la estructura vegetal es más compleja y diversa, aumentando la disponibilidad de alimento y de requerimientos de hábitat específicos (Beecher et al., 2002; Benton et al., 2003; Di Giacomo y López, 2010).

Los cultivos de especies nativas perenes y los de tipo orgánico son alternativas buenas para favorecer un incremento de la biodiversidad en zonas agrícolas. Éstos últimos excluyen el uso de fertilizantes químicos y pesticidas y su manejo es tradicional, además utilizan insumos orgánicos (Altieri, 1999; Beecher et al., 2002). En un estudio que comparó la diversidad de aves en diferentes cultivos de los Estados Unidos, un 94% del total de especies nativas de aves se registraron en cultivos orgánicos, mientras que los cultivos convencionales fueron usados por solo el 72% de las especies (Beecher et al., 2002). Una de las razones más probables de que los cultivos orgánicos soporten comunidades más ricas de aves son las mejores oportunidades de forrajeo asociadas con una vegetación más diversa en especies y estructura (Beecher et al., 2002; Benton et al., 2003).

Los sistemas agrícolas han recibido mucha atención en los últimos años como una vía potencial para la conservación de la biodiversidad local (Shochat et al., 2001; Benton et al., 2003; Riojas-López y Mellink, 2005; Hernández et al., 2013).

En contraste, la intensificación de las prácticas mecanizadas de agricultura pueden traducirse en altos rendimientos de los cultivos al menos en el corto plazo, pero esta intensificación perjudica tanto a la biodiversidad como a los servicios ambientales que son importantes para la propia agricultura y el bienestar humano (Macfadyen et al., 2012). Es por

eso que al cambiar las estrategias de manejo convencionales por estrategias orgánicas puede generar beneficios para el ambiente como el mantenimiento de los servicios ambientales y su posible funcionamiento como corredores biológicos, además de generar beneficios económicos para los productores (Beecher et al., 2002; Di Giacomo y López, 2010).

2.3.2 Hábitats de pastoreo

Además de la transformación de hábitats naturales en sistemas agrícolas, el sobrepastoreo es otra de las principales amenazas a la biodiversidad (FAO, 2005). El sobrepastoreo tiene varias consecuencias en el ambiente, incluyendo la disminución de la fertilidad del suelo, cambios en su pH y pérdida de nutrientes esenciales, cambios en la composición vegetal, disminución o pérdida ésta, el impedimento de una adecuada infiltración, el incremento de escorrentías y erosión, la liberación de miles de toneladas de gases de efecto invernadero, la extinción de especies y el consumo excesivo de agua dulce, entre otras (FAO, 2005; Wang y Batkhishing, 2014). El sobrepastoreo se presenta en zonas templadas y semiáridas, impactando principalmente a los pastizales (Kelley, 1990; Riojas-López et al., 2011; Mellink & Contreras, 2014; Wang y Batkhishing, 2014), los que por esta causa pueden convertirse en matorrales secundarios (Klug et al., 2010; Riojas-López et al., 2011) repercutiendo en la biodiversidad que los habita (Mellink y Valenzuela, 1992; Winter et al., 2005; Derner et al., 2009; Klug et al., 2010). El ganado directa o indirectamente influye en la disponibilidad de recursos y modifica la estructura de la vegetación (Derner et al., 2009). En la estepa arbustiva de Norteamérica, el pastoreo ha provocado cambios en su estructura y función de la vegetación nativa, además de la pérdida y fragmentación de esta, afectando la persistencia de varias especies de aves relacionadas con este ecosistema (Rotenberry y Wiens, 2009).

Para las aves, el pastoreo tiene efectos tanto positivos como negativos. En San Luis Potosí, la presencia de arbustos, por efecto del sobrepastoreo, puede incrementar la riqueza de aves (Mellink y Valenzuela, 1992). De manera similar, en Norteamérica, el desarrollo de arbustos en pastizales por el sobrepastoreo aumentan la densidad de parejas reproductoras y el éxito reproductivo de algunas especies de aves (Winter et al., 2005). Por el contrario, en otros casos hay una correlación negativa entre el número de nidos exitosos cuando hay más arbustos debido al sobrepastoreo (Klug et al., 2010). Aunque los arbustos pueden proveer cobertura y protección para los nidos (Martin y Geupel, 1993; Kozma y Mathews, 1997), pueden ser usados ampliamente por serpientes y otros depredadores, lo que puede representar un mayor riesgo de depredación de los nidos (Klug et al., 2010).

Si bien la presencia de matorrales puede sustentar la reproducción de algunas especies de aves (Kozma y Mathews, 1997), el pastoreo en zonas como los pastizales semiáridos ha

resultado en la falta de hábitats adecuados para las aves que no se benefician con la presencia de arbustos (Derner et al., 2009).

2.3.3 Hábitats secundarios en México y su impacto

En México, hay hábitats secundarios en muchos ecosistemas, incluyendo selvas, bosques, matorrales y pastizales y son principalmente zonas cultivadas o destinadas al pastoreo (SEMARNAT, 2008). Actualmente, la agricultura ocupa el 11% de la superficie nacional (SIAP, 2014), mientras que 56% se destina a la ganadería (SAGARPA, 2010) y se practica en gran medida en los matorrales y pastizales semiáridos del país. En el 2008 había más de 50 millones de hectáreas de matorral xerófilo y más de 10 millones de hectáreas de pastizales naturales y ambos tipos de vegetación podrían estar afectados por el sobrepastoreo en 70 y 95%, respectivamente (SEMARNAT, 2008).

Los Llanos de Ojuelos, México, son una zona semiárida que forma parte de la porción central de la Mesa Central y alberga la extensión más sureña de los pastizales norteamericanos, los cuales se mezclan e intercalan con diferentes tipos de matorrales xerófilos y encinares (Rzedowski, 2006). Desde hace aproximadamente 450 años la región ha sufrido cambios en el paisaje por actividades humanas, particularmente por la ganadería (Riojas-López y Mellink, 2005), originando matorrales secundarios donde antes posiblemente había pastizales (Riojas-López et al., 2011). En esta misma zona, a mediados del siglo XX se introdujo el cultivo de nopal tunero, mismo que en las últimas décadas ha crecido para convertirse en uno de los cultivos más importantes de la zona (Riojas-López, 2006; Cuadro 1), y junto con cultivos de temporal y de riego (como maíz, frijol y avena) forma parte del paisaje actual severamente fragmentado (Riojas-López et al., 2011).

Las huertas de nopal tunero contribuyen a la conservación de la biodiversidad local, ya que su manejo suele ser esporádico y no mecanizado y porque son perenes y utilizan especies nativas. Además, en ellos se permite el establecimiento de asociaciones vegetales complejas de plantas tanto perenes como anuales (Harker et al., 2008) que influyen en su comunidad, heterogeneidad y estructura vegetal. Estas huertas funcionan como alternativa de hábitat para algunas especies, a la vez que promueven la conservación biológica y las actividades económicas de la región (Riojas-López y Mellink, 2005; Riojas-López, 2006; Riojas-López et al., 2011). Junto con las huertas de nopal tunero, algunos remanentes de vegetación nativa y los matorrales secundarios proveen una gran cantidad de microambientes debido a su estructura vegetal compleja, lo que los hace ser buenos sitios de refugio y con suficientes recursos para muchas especies nativas, especialmente mamíferos pequeños y aves (Riojas-López y Mellink, 2005; Riojas-López et al., 2011).

Cuadro 1. Cultivo de nopal tunero en 2014 en los estados que conforman los Llanos de Ojuelos y en los municipios de Pinos (Zacatecas) y Ojuelos de Jalisco (Jalisco) (SIAP, 2014).

	cultivo de tuna	
	superficie sembrada (ha)	superficie cosechada (ha)
Estado		
Zacatecas	18,201.90	17,606.15
San Luis Potosí	3,085.00	1,867.00
Jalisco	2,159.00	2,154.00
Guanajuato	1,784.00	1,784.00
Aguascalientes	647.00	647.00
Total	25,876.90	24,058.15
Municipio		
Pinos (Zacatecas)	13,360.00	13,130.00
Ojuelos de Jalisco (Jalisco)	2,102.00	2,102.00
Total	15,462.00	15,232.00

3. Objetivos

Caracterizar la ecología reproductiva de aves residentes que anidan en dos tipos de hábitats secundarios: huertas de nopal tunero y matorrales secundarios en la subprovincia de los Llanos de Ojuelos.

Comparar el éxito reproductivo entre los diferentes hábitats.

Cuantificar el efecto de las variables de hábitat que influyen en el éxito reproductivo, incluyendo la disponibilidad de alimento y complejidad estructural vertical de la vegetación.

4. Hipótesis

Los hábitats con mayor complejidad en la estructura vertical de la vegetación tienen un mayor número de especies de aves anidantes que los de menor complejidad.

Los hábitats que tienen una mayor disponibilidad de artrópodos tienen un mayor éxito reproductivo de aves.

5. Justificación

El crecimiento de la población rural ha ocasionado una fuerte presión sobre los hábitats originales, fragmentándolos, degradándolos y convirtiéndolos en tierras de cultivo y, en parte a través de su pastoreo, en otros tipos de hábitat secundario, favoreciendo la invasión de especies exóticas (como algunos pastos y aves) y transformando el paisaje en una matriz de diferentes tipos de parches intercalados con las pocas áreas no alteradas que quedan en el planeta. Los Llanos de Ojuelos es una zona que ha sufrido esta presión desde hace 450 años y su diversidad biológica podría estar enfrentando efectos negativos en la persistencia de sus poblaciones y comunidades. Los efectos de esta transformación en la persistencia de las poblaciones y comunidades de aves en los Llanos de Ojuelos no se conocen bien, por lo que es importante entenderlos desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad en un entorno en el que existe un desarrollo humano constante.

La determinación del éxito reproductivo de las aves que anidan en dos tipos de hábitat secundario de los Llanos de Ojuelos generaría información básica sobre algunas de las variables que lo afectan y sería de utilidad en el diseño de esquemas de manejo del ambiente que incorporen la conservación de las aves en la región. Este estudio supone ser uno de los primeros de México en el que se estudie la ecología reproductiva de comunidades de aves en un paisaje semiárido transformado, ya que los existentes se enfocan principalmente en una sola especie y frecuentemente son realizados en hábitats tropicales. La escasez de este tipo de estudios en México limita la ejecución de medidas acertadas para evitar la pérdida de esta parte de la biodiversidad. Además, investigaciones de este tipo sientan los precedentes para generar información acerca de las relaciones que existen entre la avifauna y su medio, en un contexto de hábitats secundarios dentro de un paisaje fragmentado, por lo que podrían beneficiar a la conservación de la avifauna en áreas altamente perturbadas, sirviendo como base para la toma de decisiones de manejo integrales que beneficien tanto a la biodiversidad como al desarrollo rural sustentable.

6. Método

6.1 Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en los municipios de Ojuelos de Jalisco, Jal. y Pinos, Zac. en la subprovincia de los Llanos de Ojuelos, en el centro de la Provincia de la Mesa Central de México. Ésta es una área de valles extensos con algunos lomeríos y cañones. El clima es semiárido con temperaturas medias que oscilan entre los 14 y 18 ºC, siendo las mínimas en enero (-2 ºC) y las máximas en mayo (32 ºC) (INEGI, 2010a, b). La precipitación es de 400 a 700 mm anuales, llovidos principalmente de junio a septiembre. Los tipos de suelo dominantes son el feozem, leptosol y durisol, con texturas arenosas o arcillosas, derivados principalmente de rocas ígneas (INEGI, 2010a, b). Hay una capa subyacente de tepetate sílico (Nieto-Samaniego et al., 2005), la cual dirige los escurrimientos hacia lagunas endorreicas, charcos y arroyos de temporal. Los tipos de vegetación dominantes son principalmente pastizales (parte del bioma del pastizal que se extiende desde el centro-sur de Canadá), en los que resaltan especies de los géneros *Bouteloua*, *Muhlenbergia, Aristida* y *Euphorbia*; así como matorrales xerófilos de diferentes características y fisonomía, donde los géneros dominantes son: *Acacia*, *Mimosa* y *Opuntia* (Rzedowski, 2006). Otro tipo de vegetación importante en la región son los encinares, con varias especies del género *Quercus*, que están restringidos a las zonas más altas y con cañones más pronunciados (Rzedowski, 2006; Harker et al., 2008). Estos tipos de vegetación tienen cerca del 30% de especies endémicas a México (Harker et al., 2008).

Junto con estos tipos de vegetación están los hábitats secundarios, matorrales o pastizales pastoreados, además de los hábitats creados por el hombre: cultivos de temporal y riego (maíz, frijol, avena y sorgo) y cultivos de nopal tunero (Riojas-López, 2006). Esta zona es una de las principales productoras de tuna a nivel nacional, cultivándose especies como *Opuntia ficus-indica*, *O. megacantha*, *O. albicarpa*, *O. joconostle,* y *O. matudae.* (Gallegos-Vázquez et al., 2005).

6.1.1 Selección y descripción de las parcelas de estudio

Este trabajo de realizó en seis localidades (Figura 1), cada una con dos sitios de estudio: una huerta de nopal tunero y un matorral xerófilo secundario, con una distancia ≤800 metros entre sí (Figura 1). Para la selección de los sitios se tomaron en cuenta tres criterios: (a) cada sitio debía tener un tamaño suficiente para delimitar una parcela de trabajo de una hectárea con un borde mínimo de 20 m por los cuatro lados, (b) que fuera fácilmente accesible y, (c) que la huerta tuviera más de cuatro años de establecida, ya que esa es la edad mínima para ser consideradas productivamente activas (INE, 1994). Las esquinas se

georreferenciaron. En la descripción de las parcelas (abajo), las coordenadas indicadas corresponden al centro de la parcela.

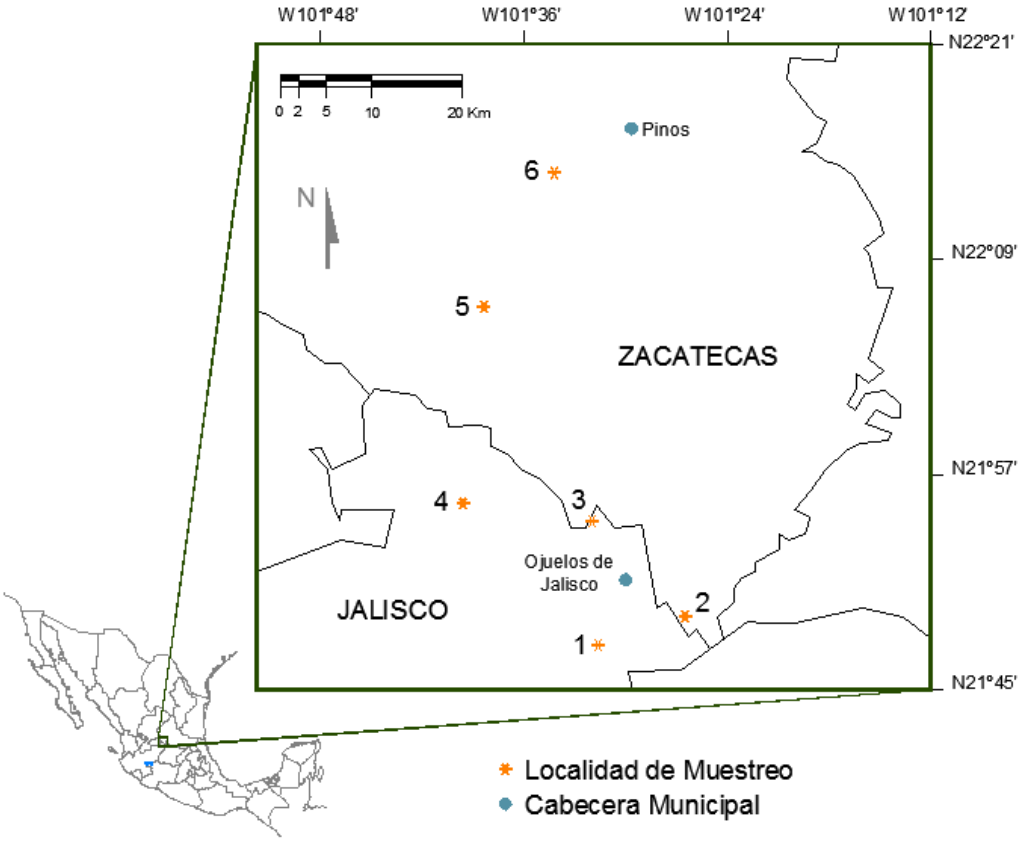

Figura 1. Ubicación de las localidades de muestreo. **1** Santo Domingo. **2** Ojuelos Cerro. **3** La Mesa del Sitio. **4** Morenitos. **5** La Laborcilla. **6** La Victoria.

Localidad 1: Santo Domingo. Distancia ente centros de parcela: 250 m.

Huerta (21º81'82"N, 101º61'21"O, 2254 msnm. Figura 2A). El cultivar es *O. megacantha* cv. pico chulo. Los estratos vegetales dominantes son herbáceo y arbustivo, con algunos elementos arborescentes. Esta huerta recibe muy poco manejo, que se limita a la cosecha de la fruta madura. Se encuentra rodeada por comunidades de pastizal y matorral.

Matorral (21º81'64"N, 101º61'34"O, 2253 msnm. Figura 3A). Es un matorral extenso que se prolonga más allá de las caras sur y oeste de la parcela de estudio. Sus estratos vegetales están bien diferenciados, predominando el herbáceo y el arborescente, con dominancia de pirul (*Schinus molle*), huizache (*Acacia* sp.) y nopal (*Opuntia* sp.). Se utiliza como agostadero para el pastoreo de ganado bovino.

Localidad 2: Ojuelos Cerro. Distancia entre centros de parcela: 200 m.

Huerta (21º50'09"N, 101º32'25"O, 2253 msnm. Figura 2B). El cultivar es *O. megacantha* cv. pico chulo, y tiene cuatro estratos vegetales bien diferenciados: herbáceo, un estrato denso de plantas arbustivas (principalmente de los géneros *Mimosa* y *Dalea*), arbustos altos (nopales plantados), con algunas herbáceas altas que crecen debajo y entre ellos, y

elementos arborescentes (principalmente pirules). El manejo se limita a la cosecha de la fruta madura.

Matorral (21º50’03”N, 101º32’24”O, 2251 msnm. Figura 3B). Es un matorral extenso, adyacente a la huerta en su lado noroeste y una parcela de cultivo de temporal. Su vegetación es muy densa, con dos estratos vegetales: uno de plantas arbustivas (géneros *Dalea* y *Perymenium*) y otro de formas arborescentes (dominado por especies del género *Opuntia*). Este matorral es usado como agostadero para el pastoreo de ganado bovino.

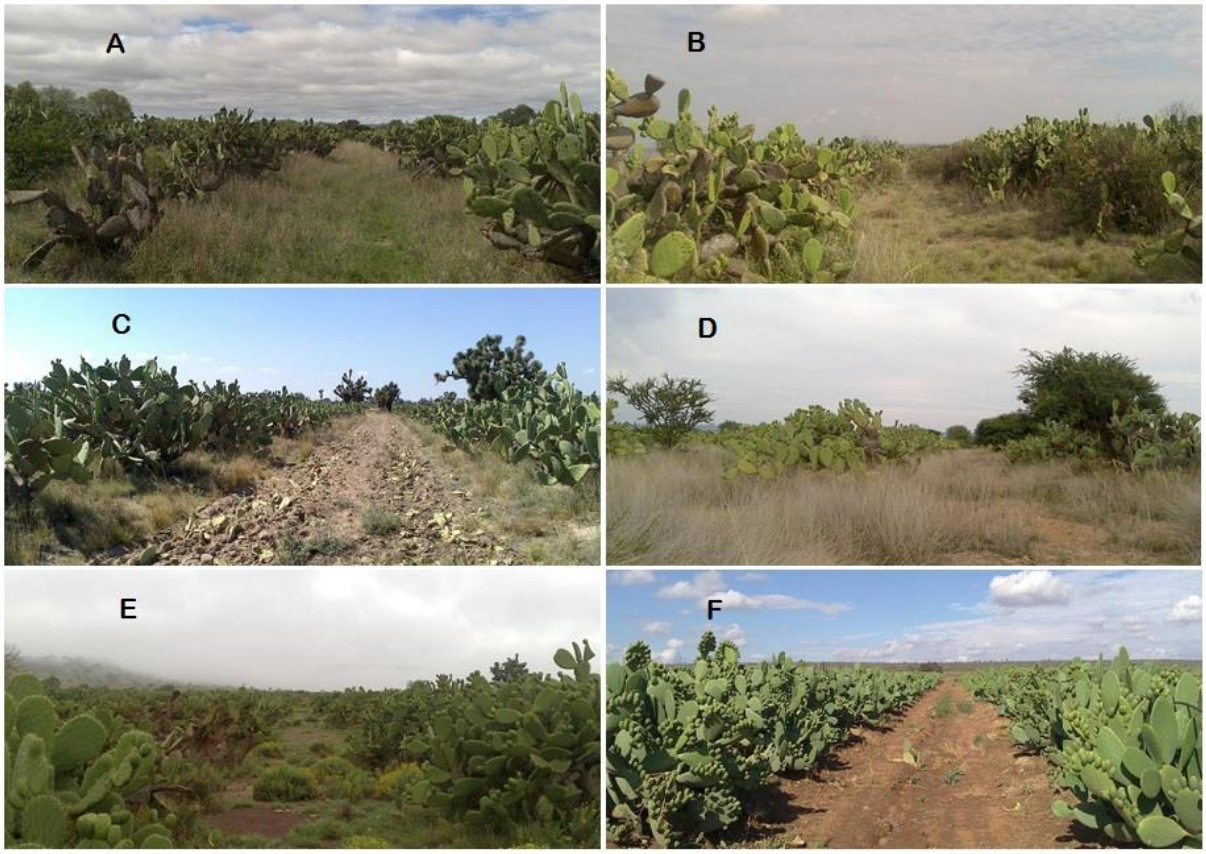

Figura 2. Diferencias fisonómicas entre las huertas. **A.** Santo Domingo. **B.** Ojuelos Cerro. **C.** La Mesa del Sitio. **D.** Morenitos. **E.** La Laborcilla. **F.** La Victoria.

Localidad 3: La Mesa del Sitio. Distancia entre centros de parcela: 470 m.

Huerta (21º91’59”N, 101º62’23”O, 2254 msnm. Figura 2C). En esta huerta se produce *Opuntia albicarpa* cv. cristalina. Su fisonomía es homogénea ya que hay solo dos estratos, uno de herbáceas que crecen sobre todo debajo y entre los nopales, y el otro, de arbustos medianos (los nopales). Comparado con los anteriores, el manejo que se le da a esta huerta es mayor, ya que se deshierban las calles, se podan los nopales, se aplica abono orgánico y se cosecha la fruta madura. Esta huerta está rodeada de huertas de nopal tunero abandonadas en las que se han establecido arbustos como *Acacia* spp., *Mimosa* spp. y *Perymenium* spp., así como elementos arborescentes del género *Yucca*.

Matorral (21º91’18”N, 101º62’46”O, 2254 msnm. Figura 3C). Se extiende más allá de la parcela en todas direcciones a excepción de su lado norte, que colinda con una huerta de nopal tunero abandonada. Tiene tres estratos: el de herbáceas (que es el más extenso), arbustivo y arborescente. Es un matorral usado intensamente como agostadero para ganado caprino.

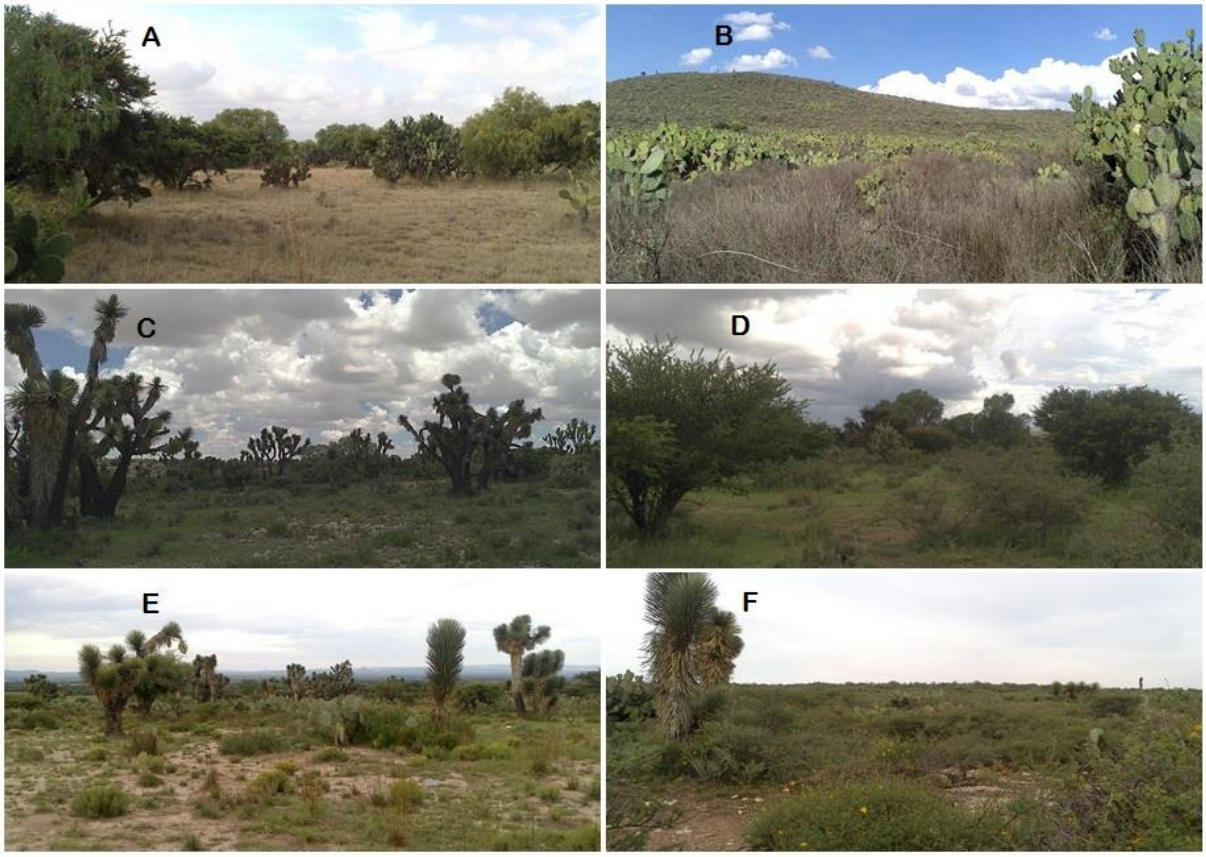

Figura 3. Diferencias fisonómicas entre los matorrales. **A.** Santo Domingo. **B.** Ojuelos Cerro. **C.** La Mesa del Sitio. **D.** Morenitos. **E.** La Laborcilla. **F.** La Victoria.

Localidad 4: Morenitos. Distancia entre centros de parcela: 650 m.

Huerta (21º93’31”N, 101º74’61”O, 2152 msnm. Figura 2D). En ésta se cultiva *Opuntia megacantha* cv. pico chulo y tiene tres estratos vegetales predominantes: herbáceo, arbustivo (nopal plantado de tamaño uniforme) y arborescente, en el que destacan pirules. Está rodeada de parcelas de cultivos de temporal y un manchón de matorral secundario. Su manejo consiste en el deshierbe de sus calles y la cosecha de la fruta madura.

Matorral (21º93’56”N, 101º75’20”O, 2165 msnm. Figura 3D). Está rodeado de parcelas de cultivos de temporal y en su cara oeste se extiende más allá de la parcela de estudio. Sus estratos vegetales dominantes son: herbáceo, arbustivo (sobre todo *Mimosa* spp.) y arborescente (huizaches y pirules). Este matorral es utilizado para el pastoreo de ganado bovino.

Localidad 5: La Laborcilla. Distancia entre centros de parcela: 370 m.

Huerta (22º09'89"N, 101º71'95"O, 2247 msnm. Figura 2E). En esta huerta se produce *Opuntia megacantha* cv. pico chulo. Su manejo consiste en la aplicación de abono orgánico y cosechar la fruta madura. Tiene dos estratos vegetales principales: herbáceo y arbustivo, que incluye arbustos pequeños (géneros *Icosoma* y *Mimosa*) y grandes (nopales cultivados). Está rodeada de parcelas de cultivos de temporal y matorrales.

Matorral (22º09'57"N, 101º71'95"O, 2245 msnm. Figura 3E). En este matorral tiene tres estratos bien diferenciados: herbáceo, arbustivo y arborescente, aunque mucha de su superficie se encuentra desnuda. Colinda con la huerta correspondiente a esta localidad y con parcelas de cultivo de temporal y se usa como agostadero para el pastoreo de ganado bovino.

Localidad 6: La Victoria. Distancia entre centros de parcela: 780 m.

Huerta (22º22'00"N, 101º64'10"O, 2240 msnm. Figura 2F). En esta huerta se produce *Opuntia ficus-indica* cv. rojo pelón. Esta huerta tiene mucho manejo, consistente en poda de los nopales cultivados, deshierbe de sus calles e hileras de nopales, aplicación de riego por goteo y de agroquímicos, por lo que domina el estrato de arbustos medianos (los nopales), aunque algunas herbáceas crecen debajo de los nopales. El manejo de esta huerta es el más intenso de las seis. Esta huerta forma parte de un parche extenso huertas de nopal de diferentes variedades pero que reciben el mismo manejo, intercaladas con cultivos de temporal. Esto ha restringido la vegetación nativa a los bordes entre parcelas y cultivos.

Matorral (22º21'64"N, 101º63'43"O, 2244 msnm. Figura 3F). Es un matorral muy denso, donde el estrato dominante es el arbustivo (géneros *Mimosa*, *Perymenium* y *Dalea*) y, en menor proporción, el arborescente (*Opuntia* spp. y *Yucca decipiens*). En este matorral se extrae gusano de maguey y algunas biznagas para su venta como especies de ornato.

6.2 Trabajo de campo

6.2.1 Registro de las especies de aves anidantes

De marzo a julio de 2014 se realizaron cinco muestreos para la identificación de las especies de aves anidantes en las diferentes parcelas de estudio (Cuadro 2). Los primeros tres muestreos correspondieron a la temporada seca-cálida y los últimos dos, a la temporada de lluvias. Para fines prácticos, se le asignó un nombre de mes a cada muestreo con el fin de facilitar su identificación durante el resto del presente documento.

Cuadro 2. Relación de los muestreos realizados.

Nombre del muestreo	Período de muestreo (2014)
Marzo	24 marzo – 5 abril
Abril	14 abril – 26 abril
Mayo	5 mayo – 17 mayo
Junio	26 mayo – 6 junio
Julio	16 junio – 03 julio

Cada período de búsqueda de nidos por parcela comenzó por la tarde 3.5 h antes de la puesta del sol y continuó la mañana siguiente por 3.5 h a partir de la salida de éste. Además de la búsqueda de nidos, se invirtió tiempo en la colocación de banderas para la delimitación de la parcela, trampas para artrópodos, caracterización de la diversidad de altura foliar (como componente de la estructura vertical de la vegetación) y medición de variables de los nidos encontrados, procesos que se detallan más adelante.

6.2.2 Detección de nidos

Los nidos se detectaron mediante búsquedas intensivas dentro de la parcela de trabajo (Martin y Geupel, 1993; Rangel-Salazar et al., 2008; Gilroy et al., 2011), cubriendo el total de la superficie dentro de ésta y en todos los estratos vegetales. La búsqueda estuvo guiada por despliegues de cortejo de las aves, acarreo de material de construcción o alimento para las crías (Martin y Geupel, 1993; Kozma y Mathews, 1997), llamados, conducta alterada y despliegues de engaño (Mayfield, 1961; Winter et al., 2005; Gilroy et al., 2011; Krama et al., 2012). En algunos casos, los llamados de los pollos desde el nido sirvieron como guía para su ubicación. Una vez que se revisaba toda la parcela, la búsqueda se extendía fuera de los límites de ésta pero siempre dentro del mismo tipo de hábitat.

6.2.3 Caracterización de los nidos

De cada nido se registró: i) orientación respecto a la planta hospedera y, en el caso de cavidades o construcciones cerradas orientación de la entrada; ii) altura desde el suelo (cuando fue el caso); iii) distancia del nido al borde y centro de la planta hospedera; y iv) tipo y forma de nido (cavidad, domo, plataforma, copa, etc.). Adicionalmente, se registraron características de la vegetación alrededor del nido: v) altura, especie y condición (en latencia, vigorosa, reverdeciente, en floración o muerta) de la planta hospedera; y vi) la distancia, altura y condición de las cuatro plantas arbustivas más cercanas al nido (orientadas según los puntos cardinales, una por cuadrante).

6.2.3.1 Visibilidad del nido

Se cuantificó la obstrucción visual alrededor de cada nido (excepto los que estaban a alturas mayores a 2.5 m), con ayuda de un tablero de 250 cm de alto por 30 cm de ancho, dividido en rectángulos de 25 cm de alto (Hays et al., 1981). Cada lectura consistió en colocar el tablero detrás de la planta hospedera en dirección al nido mientras que el observador estaba colocado en el lado opuesto de la planta, quedando alineado entre el tablero, el nido y él con respecto a uno de los puntos cardinales, haciendo lo mismo para los tres restantes (Figura 4). Se anotó el porcentaje de obstrucción visual de cada rectángulo del tablero. Con estos datos, utilizando el índice de diversidad de Shannon (Zar, 1999), se calculó un Índice de Obstrucción Visual (IOV) de cada planta hospedera (proceso que se detalla adelante). Adicionalmente, se tomó lectura de la obstrucción visual alrededor del nido en el nivel en que éste estaba colocado, correspondiente a cada punto cardinal para obtener un valor de obstrucción visual horizontal inmediato alrededor del nido.

6.2.4 Éxito reproductivo

El éxito reproductivo se estimó con base en cinco variables: (a) tamaño de la nidada (número de huevos o pollos al momento de encontrar el nido); (b) número de huevos o pollos depredados o perdidos; (c) número de huevos que eclosionaron; (d) parasitismo aviar o presencia de artrópodos; y (e) número de volantones. Debido a que las especies anidantes de la zona difieren en su temporalidad reproductiva, algunos nidos se visitaron entre muestreos para documentar su destino, programando las visitas justo antes o en la fecha estimada de salida de los volantones, dependiendo del período de cría de cada especie (Baicich y Harrison, 2005). Se consideraron como exitosos los nidos que produjeron cuando menos un volantón, mientras que aquellos que ya no contenían ni huevos o pollos antes de la fecha estimada de salida de los volantones se consideraron depredados (Kozma y Mathews, 1997; Rangel-Salazar et al., 2008). En caso de encontrar huevos abandonados o pollos muertos, los nidos se consideraron abandonados (Kozma y Mathews, 1997).

Para observar y grabar el contenido de nidos en cavidades se usó una cámara digital para computadora portátil con iluminación por led conectada a una computadora portátil. Esta cámara se usó también para observar el contenido de los nidos más altos, a los que era difícil acceder (Figura 5A y B). Para observar el contenido de otros nidos se usó un espejo (Figura 5C).

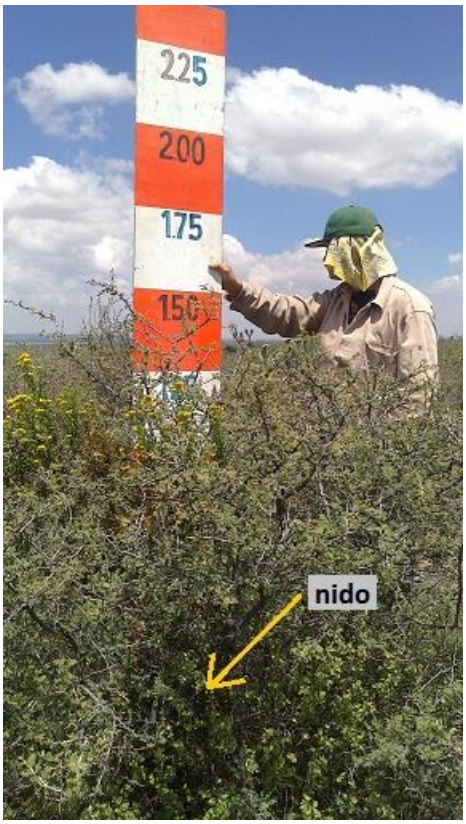

Figura 4. Tablero utilizado como herramienta para cuantificar el porcentaje de obstrucción visual alrededor de los nidos encontrados.

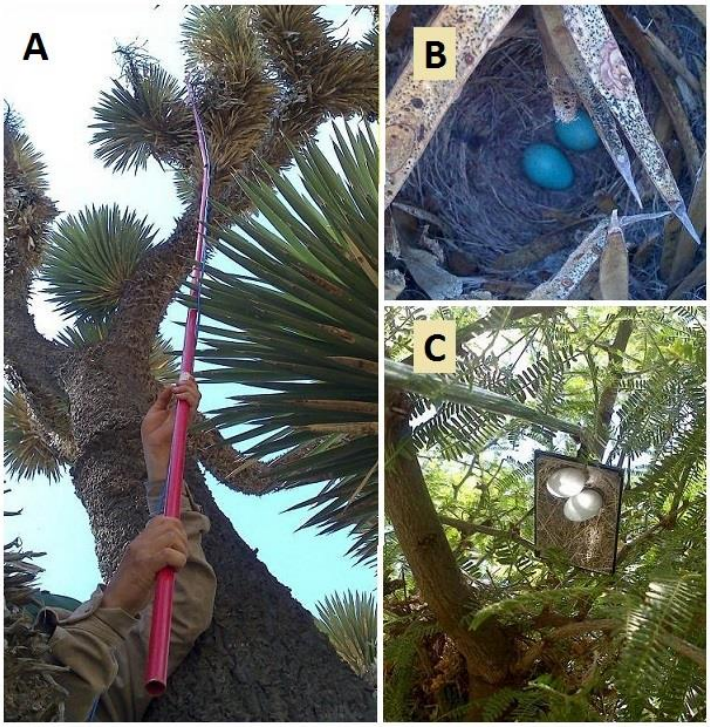

Figura 5. Utilización de cámara digital (**A** y **B**), y espejo (**C**), fijados a tubos extensores para observar el contenido de algunos de los nidos más altos.

6.2.5 Diversidad de altura foliar (DAF)

En cada parcela se tomaron dos lecturas de obstrucción de todas las divisiones de un tablero de 2.5 m de altura (Hays et al., 1981; ver apartado 6.2.3.1), con los que se calcularon sendos valores de diversidad de altura foliar (DAF). Cada lectura se hizo desde puntos ubicados a 50 m de cada esquina y 5 m hacia el interior de la parcela (Figura 6). La primer lectura fue en perpendicular a la línea límite de la parcela y la segunda a 45º a la derecha de ese punto (Figura 6), cada una con 15 m de distancia entre la persona que sostenía el tablero y la que hacía las observaciones. El observador registró el porcentaje de obstrucción visual visto perpendicularmente en cada sección del tablero. Para garantizar que cada lectura fuera perpendicular, el observador usó una guía de 2 m de alto dividida en secciones de 25 cm (Figura 6). Estos datos se procesaron con el índice de diversidad de Shannon para obtener un valor, en cada caso, de DAF.

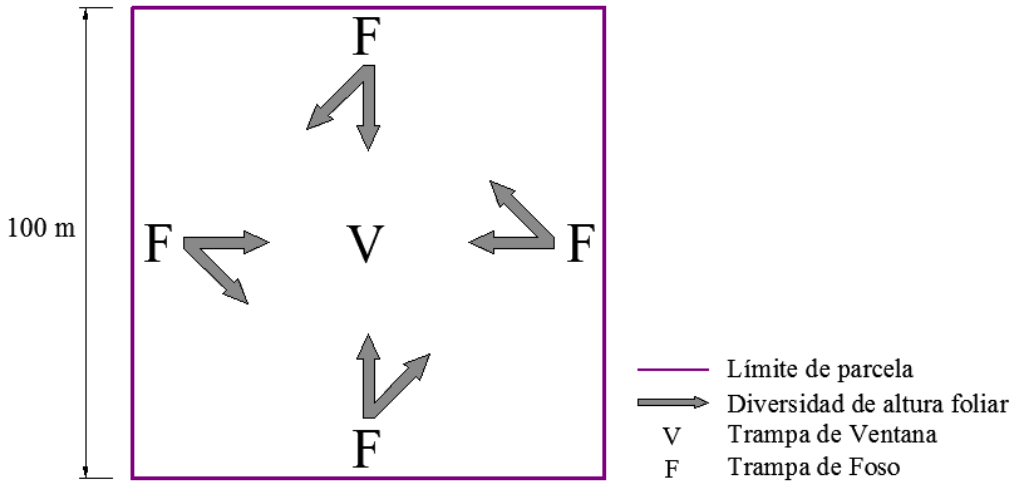

Figura 6. Delimitación de las parcelas de trabajo y las diferentes actividades realizadas en ellas.

6.2.6 Colecta de artrópodos

Con el fin de conocer la disponibilidad de los artrópodos como recurso alimenticio para las aves de la zona en temporada reproductiva, se realizaron colectas con dos tipos de trampa. La primera fue una trampa de ventana (Figura 7; Southwood, 1978), que se utilizó para la colecta de artrópodos voladores, colocada en el centro de cada parcela de trabajo (Figura 6). Las dimensiones de la ventana eran de 50 x 80 cm y la trampa se colocaba un metro por encima del suelo. Los artrópodos chocaban con la ventana y caían en un recipiente con agua jabonosa. La trampa se dejaba activa 3.5 h antes de la puesta del sol y por 3.5 h más a partir de la salida de éste, por parcela y por muestreo. Los artrópodos colectados se conservaron en frascos debidamente etiquetados que contenían alcohol al 70%, para su posterior identificación en laboratorio.

El segundo método para evaluar las poblaciones de artrópodos fueron trampas de foso, para artrópodos no voladores. En cada parcela se colocaron cuatro trampas de foso (Figura 7) ubicadas a 50 m de cada esquina y a 5 m hacia el interior de la parcela (Figura 6). Cada una consistió de dos frascos de 7 cm de profundidad con un diámetro de boca de 6 cm, los cuales contenían agua jabonosa. Cada frasco se enterró hasta el nivel de la boca y estaban separados 50 cm entre sí. Para guiar a los artrópodos hacia los fosos, entre ellos se colocó un saco de tela de 50 cm de largo por 10 cm de alto relleno con arena. Los fosos se dejaron activos simultáneamente en ambas parcelas de trabajo por 48 h. Los artrópodos colectados se conservaron en frascos debidamente etiquetados que contenían alcohol al 70%.

Los artrópodos colectados tanto en la trampa de ventana como en los fosos se contaron y agruparon por orden, con la ayuda de un estereoscopio y guías de identificación (Borror y White, 1970; Milne y Milne, 1980). Posteriormente se pesaron en seco con una báscula analítica.

Figura 7. Implementos utilizados para el trabajo de campo. (**A**) Tabla guía, cuerda y tablero para la toma de lecturas de obstrucción visual. (**B**) Trampa de ventana para la colecta de artrópodos. (**C**) Trampa de fosos para la colecta de artrópodos.

6.3 Análisis estadísticos

Todos los análisis se hicieron con un valor de α= 0.05 excepto la prueba de comparaciones múltiples de Nemenyi, que se consideró significativa con un α= 0.1. La normalidad de los datos se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilk, recomendada para cantidades menores a 50 datos (Zar, 1999). Los análisis se realizaron con ayuda de los paquetes estadísticos MINITAB 17 y SPSS 19.

6.3.1 Transformación de datos

El número de nidos de todas las especies en los cinco muestreos no se ajustó a la normalidad en ninguno de los dos hábitats. Lo mismo pasó sólo con los de *Zenaida macroura*, los valores de los índices de DAF, tanto de las plantas hospederas, como de la lectura de obstrucción visual a 45° en matorrales y los promedios de porcentaje de obstrucción visual alrededor de los nidos. Por lo tanto, para analizar esta información se usaron pruebas no paramétricas.

Los datos de abundancia y masa de artrópodos se normalizaron por medio de una transformación logarítmica. Por otro lado, los datos correspondientes a los índices de DAF de las huertas y de la lectura perpendicular en matorrales se normalizaron mediante la transformación de Box-Cox (Peña y Peña, 1986).

6.3.2 Diversidad de especies de aves anidantes

Ésta se expresó como el número efectivo de especies, considerando especie a cada una de las anidantes y el número de nidos como su abundancia. El valor de diversidad de especies anidantes para cada hábitat se calculó al sumar los nidos de cada especie en sus seis parcelas, por medio del exponencial del índice de Shannon (Zar, 1999).

Los valores de diversidad de especies anidantes de cada tipo de hábitat se compararon por medio de la prueba *t* de Hutchenson (Zar, 1999).

6.3.3 Comparación de los nidos entre hábitats

Para saber si había diferencia significativa en el total de nidos de todas las especies entre hábitats se usó la prueba U de Mann-Whitney (Zar, 1999). Por otro lado, la prueba de Kruskal-Wallis se usó para detectar diferencias significativas en el número de nidos entre parcelas y entre muestreos en cada tipo de hábitat. Para detectar las diferencias en los resultados significativos de este análisis se usó la prueba de comparaciones múltiples de Dunn (Zar, 1999).

6.3.4 Éxito reproductivo

El éxito reproductivo, tanto en el número de nidos de todas las especies como en los de *Z. macroura*, se comparó entre hábitats y muestreos con pruebas de proporciones de ji cuadrada. El número de nidos en las parcelas fue tan bajo que no permitió compararlas estadísticamente. Con esta misma prueba, se comparó el éxito de todos los nidos encontrados en relación con su forma (abiertos o cerrados).

6.3.5 Porcentaje de visibilidad alrededor del nido

Se obtuvo el valor del índice de DAF de cada planta hospedera (de los nidos en los que fue posible obtenerlo) con base en el índice de Shannon. Además, se promedió el porcentaje de obstrucción visual de la suma de las cuatro lecturas (respecto a los puntos cardinales) alrededor del nido en el nivel en que éste estaba colocado, a fin de obtener un valor de obstrucción visual inmediato a su alrededor. Para saber si los nidos que estaban más ocultos fueron los más exitosos, se realizaron pruebas U de Mann-Whitney para comparar, tanto el valor de DAF de las plantas hospederas como el valor de obstrucción visual alrededor del nido con respecto a su destino.

6.3.6 Disponibilidad de artrópodos

Para saber si había diferencias en la disponibilidad de artrópodos entre parcelas, muestreos y hábitats, se realizaron análisis de varianza de una vía con los datos normalizados. Cuando los resultados de los análisis de varianza mostraron diferencias significativas entre las medias, se usó la prueba de comparación múltiple de Duncan (Zar, 1999).

6.3.7 Diversidad de altura foliar

Con los datos de obstrucción visual se obtuvo un valor de DAF por muestreo y por parcela con base en el índice de Shannon (Zar, 1999). A fin de detectar diferencias en este atributo entre parcelas, muestreos y hábitats, se realizaron análisis de varianza de una vía con los datos normalizados, mientras que para la información de la lectura a 45° de los matorrales, las comparaciones se hicieron mediante la prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Cuando los resultados de los análisis de varianza mostraron diferencias significativas entre las medias, se usó la prueba de comparación múltiple de Duncan para conocer las que diferían. Para detectar las diferencias entre las medias detectadas por la prueba de Kruskal-Wallis se usó la prueba de comparaciones múltiples de Nemenyi (Zar, 1999).

6.3.8 Relación entre la anidación de las especies y variables ambientales

Se realizaron regresiones lineales para examinar si había una relación entre el número de nidos y su éxito con la disponibilidad de artrópodos. Para comparar el número y éxito de los

nidos con el valor de DAF se hicieron pruebas de correlación de Spearman debido a que no hubo homocedasticidad de varianzas (Zar, 1999).

7. Resultados

7.1 Especies de aves anidantes y número de nidos

Se registraron 39 nidos de nueve especies de aves anidantes en ambos tipos de hábitat. Diecisiete nidos de tres especies estuvieron en huertas y, veintidós de ocho especies en matorrales (Cuadro 3). La diversidad de especies anidantes fue significativamente mayor el matorrales (H= 6.09) que en huertas (H= 2.12) (t_{prueba}= 4.60, $t_{0.05(2),37}$= 2.02), aunque la cantidad total de nidos no fue significativamente diferente en los dos hábitats (z= -0.54, p= 0.58). No hubo diferencias significativas en la cantidad de nidos por muestreo en matorrales (H= 5.15, p= 0.27) ni en huertas (H= 4.59, p= 0.33). Tampoco hubo diferencia significativa en el número de nidos entre parcelas en los matorrales (H= 1.15, p= 0.95) pero sí en las huertas (H= 12.08, p= 0.03), de las que La Laborcilla tuvo significativamente más nidos que las otras (Q_{prueba}= 2.93, $Q_{0.10,6}$= 2.71; Cuadro 4).

En las huertas, 14 de los 17 nidos estuvieron colocados en nopales y los 3 restantes en arbustos. En los matorrales 9 nidos se encontraron en nopales, 11 en arbustos y 2 en elementos arbóreos.

A lo largo del estudio hubo 20 nidos diferentes de *Zenaida macroura*, en 9 de los 12 sitios (Cuadro 3). La cantidad de nidos de esta especie entre las diferentes huertas y matorrales fue muy similar, generalmente de cero a dos nidos por sitio, aunque dos de las huertas tuvieron más (cuatro en Ojuelos Cerro y seis en La Laborcilla) (Cuadro 4).

Cuadro 3. Número de nidos por especie en cada tipo de hábitat. **H**: huerta. **M**: matorral.

	La Mesa		La Victoria		Morenitos		Santo Dom.		Ojuelos C.		La Laborcilla		total	
Especie	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Amphispiza bilineata	-	-	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	4
Auriparus flaviceps	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Geococcyx californianus	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
Haemorhous mexicanus	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Melozone fusca	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	2	-	4	1
Spizella atrogularis	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Toxostoma curvirostre	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	3
Zenaida asiatica	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	2
Z. macroura	1	2	-	1	1	-	-	2	4	2	6	1	12	8
Especies anidantes	1	2	0	3	2	5	1	2	2	2	2	2	**3**	**8**
Total de nidos	1	3	0	5	2	6	1	3	5	3	8	2	**17**	**22**

Cuadro 4. Número de nidos por muestreo en cada tipo de hábitat. **H**: huerta. **M**: matorral.

	La Mesa		La Victoria		Morenitos		Santo Dom.		Ojuelos C.		La Laborcilla		total	
Período de muestreo	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
marzo	0	2	0	0	1	0	1	0	2	2	2	0	6	4
abril	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	1
mayo	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	3
junio	1	0	0	1	0	2	0	2	2	1	2	1	5	7
julio	0	1	0	2	1	4	0	0	0	0	2	0	3	7
Total de nidos	1	3	0	5	2	6	1	3	5	3	8	2	**17**	**22**

7.2 Éxito reproductivo

En huertas, seis nidos (35%) fueron exitosos mientras que en matorrales lo fueron diez (45%). No hubo diferencia significativa en el éxito de los nidos en los dos tipos de hábitat (x^2= 0.42, p= 0.51). La depredación fue la principal causa de pérdida de nidadas en los dos hábitats. En huertas, 10 nidos fueron depredados y 1 abandonado, mientras que en matorrales los 12 nidos no exitosos fueron depredados (Cuadro 5). No hubo elementos suficientes para determinar los probables depredadores de los nidos en ninguno de los sitios. *Zenaida macroura* fue la única especie con la cantidad suficiente de nidos como para poder realizar comparaciones entre los hábitats y no hubo diferencia significativa en su éxito entre hábitats (x^2= 0.002, p= 0.96).

Cuadro 5. Número de nidos encontrados por parcela y su destino, durante todo el estudio.

	huertas			matorrales		
	exitosos	depredados	abandonados	exitosos	depredados	abandonados
Mesa del Sitio	-	1	-	1	2	-
La Victoria	-	-	-	3	2	-
Morenitos	-	2	-	3	3	-
Sto. Domingo	-	1	-	1	2	-
Ojuelos Cerro	2	3	-	2	1	-
La Laborcilla	4	3	1	-	2	-
Total	6	10	1	10	12	0

7.2.1 Visibilidad alrededor del nido

El valor de DAF de las plantas hospederas varió de 1.02 a 2.30, y el 83% de los valores estuvieron por encima de 2.00. No hubo diferencias significativas entre las medias de estos valores con respecto al destino de los nidos (z= -0.26, p= 0.81). Sin embargo, probablemente sea más crítico para las aves el nivel de obstrucción visual alrededor del nido que el de la planta hospedera en general. Esta obstrucción varió de 22 a 100% y 31 de los 36 nidos tuvieron un valor superior al 80%. Sin embargo, tampoco hubo diferencias significativas entre estos valores con respecto al destino de los nidos (z= -0.65, p= 0.53).

7.3 Nidos fuera de las parcelas

Adicionalmente a las 9 especies anidantes dentro de las parcelas, 16 más lo hicieron fuera de éstas pero en el mismo tipo de hábitat o en sus bordes (Cuadro 6), resultando en un total de 25 especies anidantes y 143 nidos registrados durante el estudio.

Cuadro 6. Número de nidos encontrados por especie fuera de las parcelas durante los cinco muestreos y en todos los sitios, mostrados por tipo de hábitat y planta hospedera. El número entre paréntesis son los nidos exitosos. Las especies con asterisco (*) anidaron en construcciones abandonadas.

especie	nidos por hábitat		planta hospedera		
	matorral	huerta	nopal	arbusto	arbóreo
Zenaida macroura	24 (7)	21 (10)	35	4	6
Toxostoma curvirostre	3 (3)	6 (2)	3	3	3
Campylorhynchus brunneicapillus	7 (4)	1 (1)	1	5	2
Melozone fusca	5 (4)	1 (0)	2	4	-
Spizella atrogularis	4 (2)	1 (1)	-	-	5
Haemorhous mexicanus	5 (4)	-	1	1	3
Z. asiatica	2 (1)	-	-	-	2
Picoides scalaris	1 (0)	1 (1)	-	-	2
Melanerpes aurifrons	2 (2)	-	-	-	2
Myiarchus cinearescens	1 (1)	1 (1)	-	-	2
Corvus corax	-	2 (2)	-	-	2
Auriparus flaviceps	2 (2)	-	-	2	-
Thryomanes bewickii	2 (2)	-	2	-	-
Phainopepla nitens	2 (2)	-	-	2	-
Callipepla squamata	-	1 (0)	1	-	-
Falco sparverius	1 (1)	-	-	-	1
*Sayornis nigricans**	1 (1)	-	-	-	-
*S. saya**	1 (1)	-	-	-	-
Tyrannus vociferans	1 (0)	-	-	-	1
Lanius ludovicianus	1 (0)	-	-	-	1
Corvus cryptoleucus	1 (0)	-	-	-	1
*Hirundo rustica**	1 (1)	-	-	-	-
Psaltriparus minimus	-	1 (1)	-	-	1
Amphispiza bilineata	1 (0)	-	1	-	-
Total	68 (38)	36 (19)	46	21	34

De los 104 nidos encontrados fuera de las parcelas, el 55% fueron exitosos. De los no exitosos, un 89% se perdió por depredación y el resto fueron abandonados. La forma del nido influyó significativamente en su éxito, ya que del 85% (n= 122) que eran abiertos (de copa o de plataforma), el 47% fueron exitosos, pero del 15% (n= 21) fueron cerrados (de domo, bolsa o cavidad) el éxito fue del 76% (x^2= 6.22, p= 0.01. Anexo).

7.4 Disponibilidad de artrópodos

La suma de los artrópodos colectados en los dos tipos de trampa fue de 11,055 individuos correspondientes a seis clases, de las cuales, la clase Collembola se consideró un solo grupo debido a que los ejemplares no se identificaron a nivel de orden. Además de esta clase, se encontraron ejemplares de 23 órdenes (Cuadro 7). Adicionalmente, se colectaron 51 larvas, 22 en huertas y 29 en matorrales, que no se pudieron identificar. El orden Himenóptera fue el más abundante tanto en huertas como en matorrales (68 y 62% del total de los ejemplares colectados, respectivamente), seguido de los Dípteros (10 y 13%) y los Hemípteros en huertas (5%) y los Colémbolos en matorrales (9%). No hubo diferencias significativas entre parcelas en ninguno de los dos hábitats en masa de artrópodos (Cuadro 8), mientras que en el número de individuos las hubo sólo en huertas (Cuadro 8, Figura 8). Por otro lado, los períodos de muestreo fueron significativamente diferentes en masa de artrópodos, en ambos hábitats (Cuadro 8, Figura 9) pero no en la cantidad de individuos (Cuadro 8).

Cuadro 7. Listado de órdenes de artrópodos representados y de individuos colectados en cada tipo de hábitat durante todo el estudio. Los individuos de la clase Collembola se consideraron como un solo grupo.

Orden	Número de individuos		Orden	Número de individuos	
	Huerta	Matorral		Huerta	Matorral
Hymenoptera	3,840	3,327	Solifugae	4	2
Diptera	561	700	Escorpionidae	3	-
Hemiptera	306	342	Opiliones	2	10
Collembola	294	475	Julida	2	2
Acari	273	127	Isopoda	2	1
Coleoptera	190	196	Scutigeromorpha	1	1
Araneae	110	100	Pseudoscorpionida	1	-
Grylloblattodea	23	16	Archeognata	-	10
Orthoptera	14	18	Lithobiomorpha	-	4
Lepidoptera	11	50	Siphonaptera	-	4
Psocoptera	7	8	Neuroptera	-	3
Thysanoptera	7	7	Dermoptera	-	1
Total de individuos				5,651	5,404

Cuadro 8. Comparación de las muestras colectadas de artrópodos (según su masa en gramos y número de individuos) tanto en huertas como en matorrales durante los cinco períodos de muestreo.

Hábitat	Variable de medida	Comparación	$F_{(gl)}$	p
Huertas	masa	entre muestreos	$4.35_{(3,20)}$	0.016
	masa	entre parcelas	$1.88_{(5,18)}$	0.15
	individuos	entre muestreos	$0.15_{(3,20)}$	0.99
	individuos	entre parcelas	$3.97_{(5,18)}$	0.013
Matorrales	masa	entre muestreos	$9.72_{(3,20)}$	<0.001
	masa	entre parcelas	$0.52_{(5,18)}$	0.76
	individuos	entre muestreos	$0.70_{(3,20)}$	0.56
	individuos	entre parcelas	$1.60_{(5,18)}$	0.21

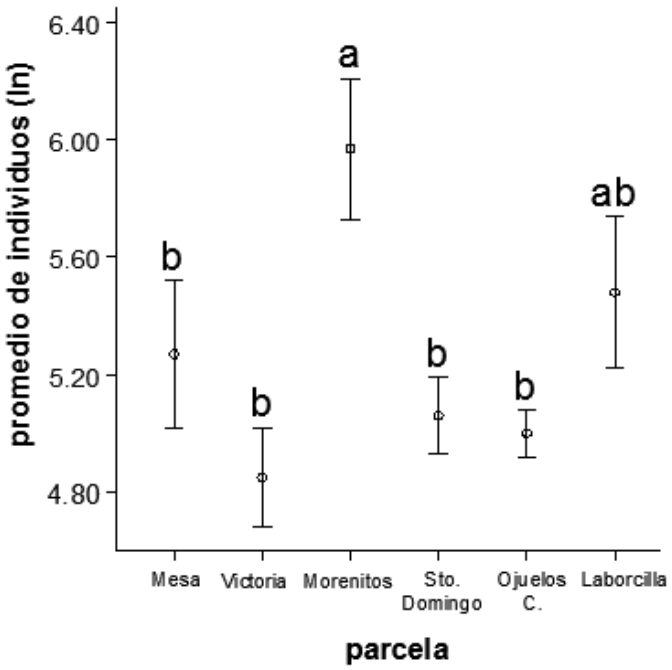

Figura 8. Promedio de individuos de artrópodos colectados en cada parcela en huertas de nopal tunero durante todo el estudio. Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes.

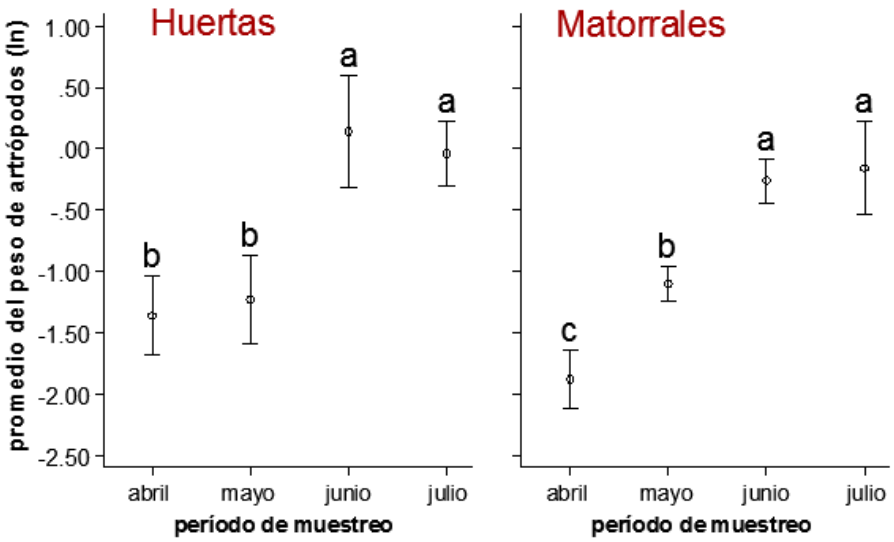

Figura 9. Promedio de la masa (ln) de artrópodos colectados en cada tipo de hábitat durante los períodos de muestreo (excepto el primero). Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes.

7.5 Diversidad de altura foliar

El valor de DAF en sus dos medidas (perpendicular al borde de la parcela y 45º a la derecha de ésta) en las huertas no fue significativamente diferente entre muestreos (Cuadro 9) pero sí entre parcelas (Cuadro 9, Figura 10). En los matorrales no hubo diferencias significativas en el valor de DAF perpendicular entre muestreos pero sí entre parcelas (Cuadro 9, Figura 11), mientras que el valor de DAF a 45º no fue significativamente diferente entre muestreos (H= 1.62, p= 0.81) pero sí entre parcelas (H= 21.98, p= 0.001). De estas, el matorral de Santo Domingo tuvo el valor más alto y La Victoria y La Laborcilla tuvieron los más bajos (q_{prueba}= 5.18, $q_{0.10,alfa,6}$= 3.66).

Cuadro 9. Comparación del índice de diversidad de altura foliar (DAF) tanto en huertas como en matorrales durante los cinco períodos de muestreo.

Hábitat	Índice DAF	Comparación	$F_{(gl)}$	p
Huertas	perpendicular	entre muestreos	$0.32_{(4,25)}$	0.86
	perpendicular	entre parcelas	$17.82_{(5,24)}$	<0.001
	45º	entre muestreos	$0.30_{(4,25)}$	0.87
	45º	entre parcelas	$27.74_{(5,24)}$	<0.001
Matorrales	perpendicular	entre muestreos	$0.72_{(4,25)}$	0.58
	perpendicular	entre parcelas	$5.23_{(5,24)}$	0.002

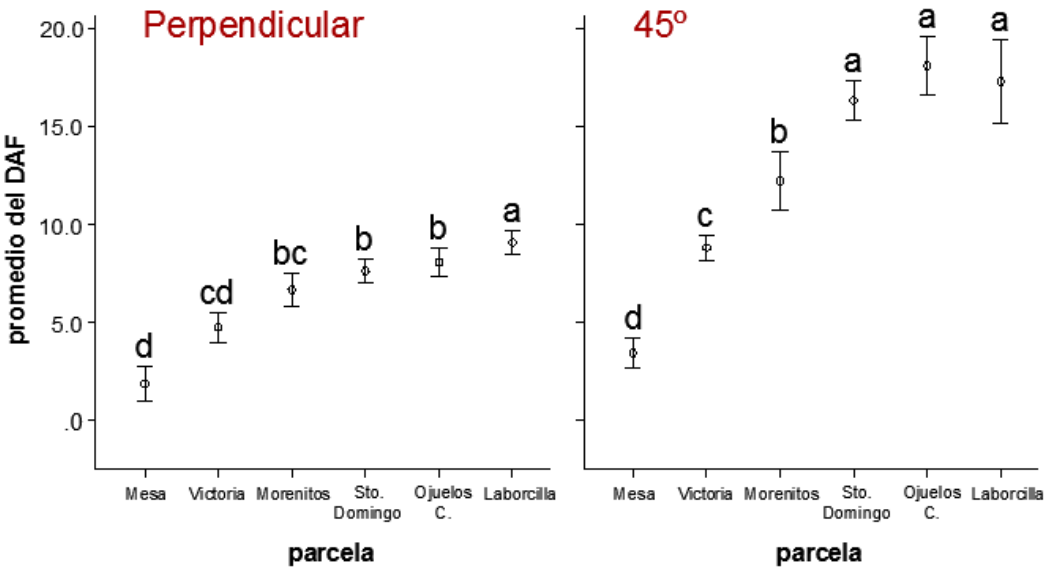

Figura 10. Promedio del índice de diversidad de altura foliar (DAF, transformado por box-cox) en huertas con lectura perpendicular al borde de la parcela y a 45º a la derecha de ésta en las diferentes parcelas. Medias (± error estándar) con letra diferente (indicada arriba de la línea) son significativamente diferentes.

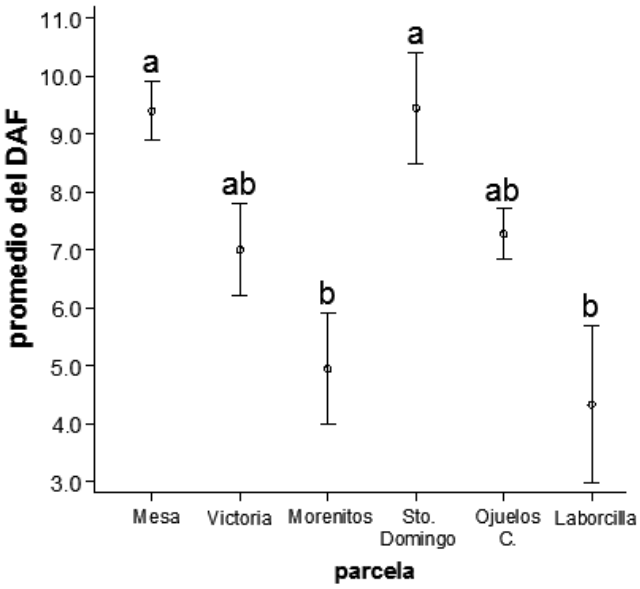

Figura 11. Promedio del índice de diversidad de altura foliar (DAF) en matorrales con lectura perpendicular al borde de la parcela en las diferentes parcelas. Medias con letra diferente (indicada arriba del círculo) son significativamente diferentes.

7.6 Relación entre la anidación de las especies con variables ambientales

El número de nidos en huertas y matorrales no tuvo relación con la masa ni la abundancia de los artrópodos (Cuadro 10). De igual manera, ni el número de nidos ni el éxito reproductivo en matorrales se relacionaron con los valores de DAF, mientras que en las

huertas si tuvieron relación (Figura 12). Por otro lado, ni la masa ni el número de artrópodos colectados tuvieron relación con el éxito reproductivo en ninguno de los dos hábitats.

Cuadro 10. Relación entre el número de nidos de cada hábitat con la masa y número de individuos de artrópodos colectados durante el estudio.

Hábitat	Variable	R^2	p	signo de la relación
Huertas	masa	<0.01	0.98	(+)
	número de individuos	4.12	0.28	(-)
Matorrales	masa	5.34	0.22	(+)
	número de individuos	3.66	0.31	(+)

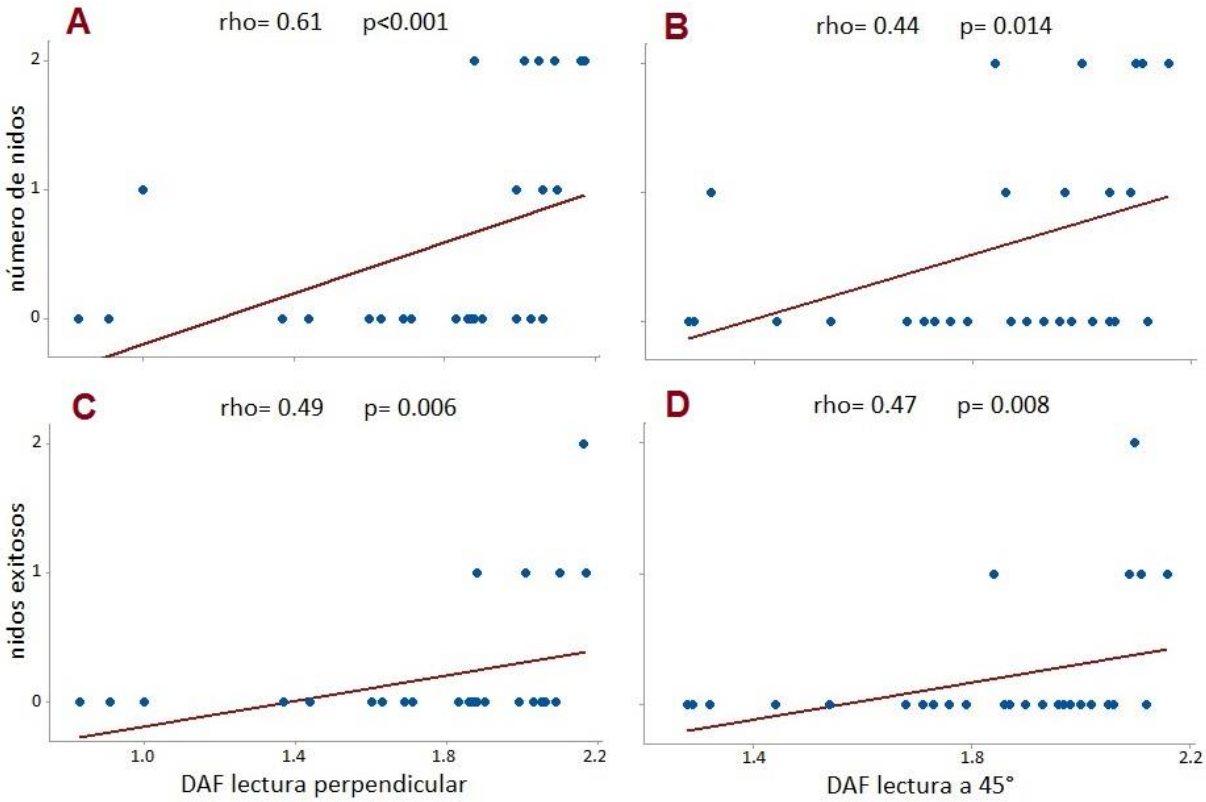

Figura 12. Relación entre la anidación de las aves en huertas con los valores de diversidad de altura foliar (DAF). **A** y **B** corresponden al número de nidos encontrados y **C** y **D** a los que fueron exitosos.

7.7 Miasis

Dos de los nidos encontrados en el matorral de Santo Domingo, uno de *Thryomanes bewickii* y otro de *Toxostoma curvirostre* (encontrados el 7 y 20 de junio de 2014, respectivamente) tenían sus pollos parasitados por larvas subcutáneas de un díptero de la familia Muscidae. Cada nido tenía tres pollos (todos parasitados) en la última etapa de su desarrollo y ambos fueron exitosos.

8. Discusión

8.1 Selección de hábitat y sitio para anidar

La diversidad de especies anidantes fue significativamente mayor en matorrales, debido, probablemente, a que tuvieron una mayor diversidad de formas de vida vegetales que las huetas. La hipótesis de que a mayor complejidad en la estructura vertical de la vegetación equivale a una mayor diversidad de especies anidantes parece cumplirse, ya que en los matorrales anidaron ocho especies y en las huertas tres.

Aunque la cantidad de nidos entre hábitats fue similar, entre parcelas sí hubo diferencias, aunque solo fueron significativas en las huertas. Estas diferencias se pueden atribuir a las características propias de cada parcela con respecto, por ejemplo, al grado de manejo, el tipo de hábitat que la rodea e incluso a las especies vegetales presentes.

Existen características específicas en la estructura de la vegetación que reflejan el valor que tiene un determinado hábitat para las aves y su interacción con este, ya sea para establecer sus territorios, refugiarse, forrajear o reproducirse (Martin, 1993). En este estudio hubo tanto huertas como matorrales donde las aves anidaron poco, incluso cuando tuvieron características fisonómicas muy diferentes. Por los matorrales, los más pobres fueron los de Santo Domingo y Ojuelos Cerro, en los que domina el estrato arbóreo y el arbustivo es muy homogéneo. Por las huertas, fueron la de La Victoria y la de La Mesa del Sitio, donde las prácticas de manejo del cultivo y la homogeneidad en sus estratos vegetales pudieron haber significado que no cumplen los requerimientos necesarios por las aves para anidar.

En cambio, el matorral de Morenitos y el de La Victoria fueron los más usados para anidar, lo que podría deberse a que sus estratos vegetales, por lo menos en Morenitos, son más heterogéneos y diversos. En este matorral se encontraron nidos desde los 60 cm hasta los 2.68 m y fue en el que anidaron más especies, lo que sugiere una mejor calidad de los sitios potenciales de anidación que la de los otros matorrales, e incluso de las huertas. Dicha calidad puede ser evaluada usando parámetros demográficos tales como el éxito reproductivo, que ejerce fuertes presiones selectivas que pueden afectar la selección del hábitat para anidar (Powell y Steidi, 2000). Por su parte, el matorral de La Victoria, en el que el estrato arbustivo es el dominante, fue de los que aportó más nidos aunque la mayoría pertenecieron a *Amphispiza bilineata*, especie que prefiere arbustos bajos para anidar (Kozma y Matews, 1999).

Usualmente las aves eligen ciertas plantas para anidar (Martin, 1993; Kozma y Mathews, 1997) y suelen hacerlo en partes específicas de éstas, como cerca de los bordes o las zonas más densas. En el caso de los nopales de las huertas, su altura pudo ser un factor que influyó en la decisión de las aves (sobre todo *Z. macroura*) por anidar en ellos. En la huerta de La Mesa del Sitio, que es una huerta joven y con cierto grado de manejo, se

encontró sólo un nido dentro de la parcela (de *Z. macroura* colocado en el suelo), lo que podría deberse al tamaño relativamente pequeño de sus nopales, tanto en altura como diámetro (la mayoría con altura <1.70 m y diámetro <1.50 m).

La huerta de La Laborcilla, que fue la que tuvo más nidos, fue también la que tuvo los valores más altos de DAF, junto con las de Santo Domingo y Ojuelos Cerro. Resalta que la huerta de Santo Domingo, a la que se le dio muy poco manejo y fue de las menos productivas respecto a número de nidos, se agrupe con las dos más productivas con respecto al índice de DAF. En este caso, características propias de esta huerta, como una aparente edad avanzada de sus nopales y una cierta forma decumbente de los mismos (a diferencia de los de La Laborcilla y Ojuelos Cerro, más jóvenes, grandes y erguidos), puede haber influido en el número de especies anidantes de esta huerta. Sin embargo, individuos de especies pequeñas como *Auriparus flaviceps* y *Psaltriparus minimus*, que forrajean activamente en arbustos relativamente grandes (como huizaches) en búsqueda de artrópodos pequeños, se registraron en los cinco muestreos forrajeando en los arbustos de esta huerta; de hecho, además del nido de *A. flaviceps* en un huizache en la huerta, hubo uno de *P. minimus* en un pirul dentro de la huerta aunque fuera (34 m) de la parcela de estudio. Esto sugiere que especies insectívoras pequeñas como éstas quizás son atraídas por árboles y arbustos dentro de las huertas para forrajear y reproducirse, aunque, en este caso, la huerta no fue diferente de otras en masa o cantidad de artrópodos capturados en las trampas.

Con respecto a la estacionalidad de la anidación, no hubo diferencias en la cantidad de nidos entre muestreos en ninguno de los hábitats, debido a que la temporada de anidación de la mayoría de las especies registradas comienza en la primavera (Baicich y Harrison, 2005), pero principalmente a que la mayoría de los nidos en ambos hábitats fueron de *Zenaida macroura*, cuya temporada reproductiva en su distribución más sureña puede ser de todo el año (Baicich y Harrison, 2005; Mirarchi et al., 2010).

8.2 Anidación de *Zenaida macroura*

Ésta es una de las especies más ampliamente distribuidas y abundantes de Norteamérica (Meyers et al., 2006; Mirarchi et al., 2010) y ubicua en la zona de los Llanos de Ojuelos. Tiene una temporada reproductiva prolongada, en la que puede anidar más de una vez (Marks, 2006; Mirarchi et al., 2010) y lo puede hacer en una gran variedad de hábitats, incluyendo cultivos (Miller et al., 2010) y hábitats secundarios (Meyers et al., 2006). Fue, por mucho, la especie más prolífica durante el estudio y anidó en números similares en huertas y en matorrales y en los diferentes muestreos. No hubo diferencias significativas en su número de nidos en los diferentes sitios de matorral, pero en las huertas, sí. *Zenaida macroura* anidó principalmente en nopales a una altura promedio de 1.20 m, lo que

corresponde muy bien con los nopales que componen una huerta madura de nopal tunero, los cuales tienen dimensiones homogéneas (alturas hasta de 2.20 m y diámetros hasta de 3 m), que se traducen en varios sitios potenciales para anidar para esta especie.

La Laborcilla fue la huerta más usada por esta especie para anidar, donde se encontraron seis nidos dentro de la parcela (aunque de esos, tres pertenecieron a una misma pareja, por lo que técnicamente fue un solo nido pero tres anidaciones) y otros cuatro fuera de ésta. Su preferencia por los nopales para anidar fue clara (82% del total de sus nidos estuvieron colocados en nopales). De hecho, se detectó un cierto patrón en la anidación de *Z. macroura* por elegir sitios relativamente bien cubiertos tanto en huertas como en matorrales, ya que muchos de sus nidos (además de otros que no estaban activos pero que eran de esa misma temporada reproductiva) estuvieron colocados sobre nopales que tenían los cladodios cubiertos por las ramas de otra planta, regularmente un pirul, sin embargo, el éxito reproductivo de estos nidos “más ocultos” no fue significativamente mayor al de los otros.

La estructura de la vegetación y la composición florística tienen una fuerte influencia en la estructura de las comunidades de aves (Powell y Steidi, 2000). En las huertas, los valores de DAF se relacionaron tanto con el número total de nidos encontrados como con los de *Z. macroura*, por lo que esta relación podría estar influenciada por esta especie. Una posible explicación de esta relación es su tipo de vuelo, el cual, como la mayoría de los columbiformes, es rápido, recto y muchas veces a una distancia no muy grande desde el suelo, por lo que si volara sobre una huerta de manera paralela a sus calles, podría identificar más fácilmente un sitio potencial de anidación. Otra razón pudieran ser las características de su nido, el cual, debido a su forma y fragilidad necesita tener una base sólida y horizontal para disminuir el riesgo de que los huevos se caigan de él (Baicich y Harrison, 2005). Este requisito de anidación lo pueden cubrir los nopales plantados en las huertas, ya que suelen tener cladodios grandes y en posiciones horizontales que permiten alojar un nido de esta especie, además, los nopales en cada huerta son dimensionalmente homogéneos, lo que puede ayudar a que *Z. macroura* perciba las huertas de nopal como un hábitat adecuado para anidar.

Esta especie es afectada de manera negativa por el pastoreo intensivo, que limita la disponibilidad de sus principales fuentes de alimento, aunque el pastoreo moderado le provee de hábitats adecuados para vivir y reproducirse (Joseph et al., 2004). En el presente estudio esta especie anidó en matorrales que están sometidos a diferentes presiones de pastoreo aunque el número de nidos entre éstos no fue significativamente diferente, lo que indica la existencia de otras condiciones, como la complejidad en la estructura vertical de la vegetación o la presencia de nopales, que influencian la decisión de esta especie para anidar en un sitio o no.

A diferencia de poblaciones de *Z. macoura* en otras latitudes, donde anida en mayor cantidad en hábitats riparios que en bosques de encino y cultivos de nuez (Miller et al., 2010), la de los Llanos de Ojuelos usa las huertas de nopal tunero para anidar, en proporción igual al que usa los matorrales secundarios.

8.3 Éxito reproductivo

No hubo pruebas concluyentes que soportaran la hipótesis de que a una mayor disponibilidad de artrópodos el éxito reproductivo es más alto, ya que no hubo una relación entre la cantidad ni la masa de los artrópodos colectados en ninguno de los hábitats con el éxito de sus nidos. Sin embargo, especies generalistas como *Z. macroura* requirieron de este recurso mientras criaban a sus pollos. Aunque el 99% de su dieta es a base de semillas (Marks, 2006), *Z. macoura* incluye artrópodos y caracoles en los primeros días de crianza de sus pollos (Tesky, 1993), a los que alimenta con “leche de molleja”, la cual es una secreción nutritiva producida en las paredes de la molleja de los padres que contiene >50% de proteínas y >35% de grasas, además de nutrientes esenciales que permiten un rápido crecimiento de los pichones (Davies, 1939; Blockstein, 1989). Así, la no relación en este estudio sugiere que incluso en los sitios con menos artrópodos, su tipo y abundancia era probablemente adecuada para las aves y fueron otros factores los que condicionaron la calidad del hábitat para la anidación de aves. Todas las especies con más de cinco nidos, a excepción de *Z. macroura*, tuvieron un éxito reproductivo mayor al 50%, el cual, comparado con otros estudios (Renton y Salinas-Melgoza, 2004; Rangel-Salazar et al., 2008) es alto. Sin embargo, hay que tomar con prudencia estos valores, ya que el tamaño de muestra fue pequeño.

La depredación fue la causa principal de pérdida de nidadas en este estudio y aunque se sabe que una mayor densidad de la vegetación alrededor del nido puede incrementar el éxito reproductivo (Martin, 1993; Winter et al., 2006), en este estudio no se encontró una relación entre el nivel de ocultamiento de los nidos con su éxito. Esto coincidió con lo encontrado en un estudio realizado en matorrales en Arizona (Powell y Steidi, 2000). El que no haya habido diferencias entre el éxito de los nidos que estaban más ocultos y el de los más descubiertos, y que la principal causa de pérdidas fuera la depredación, hace pensar que los depredadores usan técnicas de detección que les permitieron encontrar nidos incluso cuando están muy ocultos o que la diversidad o densidad de depredadores durante el estudio era relativamente alta.

8.4 Otras especies anidantes

La estacionalidad en la anidación de las aves fue evidente. Este es un factor que influye en la selección de las aves por un hábitat particular para anidar (Martin, 1993) y la variabilidad

climática puede afectar la reproducción de las aves, particularmente en ambientes áridos donde el éxito reproductivo puede ser sensible a la precipitación (Renton y Salinas-Melgoza, 2004). El período del estudio abarcó parte de las temporadas seca-cálida y lluvias y por lo menos tres especies (*Melozone fusca*, *A. bilineata* y *Spizella atrogularis*) esperaron para anidar hasta que la mayoría de los arbustos (sobre todo de *Mimosa* y *Perymenium* spp.) habían reverdecido (cuarto y quinto muestreos).

El aumento en el follaje debido a las lluvias, se vio reflejado en la mejora de la calidad de los arbustos para anidar, además de que puede limitar el movimiento de los depredadores y aumentar el nivel de protección y ocultamiento de los nidos (Martin, 1993), y contribuye también con en el aumento en la disponibilidad de artrópodos, los cuales son la principal fuente de alimento de la mayoría de las aves en temporada reproductiva (Laiolo y Tella, 2007). La preferencia por anidar en arbustos de la mayoría de las especies que lo hicieron en las huertas podría deberse, entre otras cosas, a las características propias de los nidos de cada una, ya que por ejemplo, en un nopal sería muy difícil colocar un nido en forma de bolsa (como el de *P. minimus*) o inclusive un nido en forma de copa cuando los cladodios tienen una disposición horizontal, a excepción de especies como *Z. macroura* que construye nidos en forma de plataforma que deben ser colocados forzosamente en una superficie horizontal.

8.5 Papel de los hábitats secundarios en la conservación biológica

Se ha demostrado, tanto en Norteamérica como en Europa, que la intensificación de las prácticas agrícolas tiene un efecto negativo en las poblaciones de aves que habitan zonas agrícolas (Perlut et al., 2008; Gilroy et al., 2011). En este estudio las aves utilizaron las huertas de nopal tunero para anidar. Sin embargo, si el manejo de las mismas se intensifica, por ejemplo al eliminarles los arbustos y elementos arbóreos, se podría afectar negativamente a estas comunidades con respecto al uso de las propias huertas como hábitat para anidar.

En el caso de los matorrales, los elementos arbóreos que tienen un gran volumen y un crecimiento complejo pueden ser de gran importancia en zonas áridas que tienen poca estructura vertical de la vegetación, ya que pueden proveer de sitios de forrajeo y refugio, además de que pueden ser usados por un gran número de especies para anidar (Powell y Steidi, 2000). En la región, estos elementos son nopales arborescentes, izotes, huizaches y pirules, que crecen tanto en los matorrales secundarios, como en muchas de las huertas de nopal tunero.

La diversidad en la fisonomía y en la variedad de especies vegetales que contienen los matorrales los convierte en un hábitat importante para la reproducción de las aves nativas

de la región y da una idea de la importancia que tienen como opción de hábitat para otros grupos animales y vegetales.

Por su parte, las huertas de nopal tunero funcionan de manera semejante a los matorrales secundarios con respecto a que son usadas por las aves para anidar. Aunque la mayoría de las especies parece preferir los matorrales para reproducirse, las que anidaron en las huertas encontraron en ellas las condiciones requeridas para hacerlo, debido, entre otras características, a que su producción se basa en especies nativas que son perenes y requieren relativamente de poco manejo.

Es por eso que la capacidad tanto de las huertas de nopal tunero como de los matorrales secundarios de proveer hábitats de calidad para la fauna y flora locales y funcionar como opciones de hábitat, complementándose y fusionándose dentro de un ecosistema severamente perturbado y fragmentado, a la vez que proveen diversos servicios ecosistémicos y permiten el desarrollo económico y social de la región, son características que deben de ser consideradas en la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos de la región. Además, también deben de considerarse en futuros esquemas integrales de conservación que permitan seguir con el desarrollo rural sustentable de la zona, haciendo a los propietarios de estos hábitats secundarios partícipes activos en la conservación de la biodiversidad de su región.

9. Conclusiones

- En matorrales secundarios y huertas de nopal tunero de Los Llanos de Ojuelos anidan 25 especies de aves.
- Los matorrales secundarios albergan una diversidad de especies de aves anidantes mayor que la de las huertas de nopal tunero.Las huertas de nopal tunero funcionan como hábitat reproductivo para 11 de las especies de aves anidantes registradas durante el estudio, siempre y cuando existan arbustos y elementos arborescentes dentro de ellas. Por otro lado, para *Zenaida macroura*, las huertas tienen el mismo valor que los matorrales secundarios como hábitat para anidar.Algunas de las condiciones estructurales de una huerta madura de nopal tunero, como la homogeneidad en el tamaño de los nopales y la cercanía y el crecimiento de herbáceas entre éstos, favorecen la anidación de *Z. macroura*.
- La nula relación entre las cantidades de artrópodos con la anidación de las aves no significa que este recurso no sea importante para ellas, sino más bien la similitud entre las cantidades de este recurso en huertas y matorrales ayuda a evidenciar que ambos hábitats son adecuados para la anidación de las aves de la región.
- El nivel de ocultamiento en la vegetación de los nidos durante el estudio no mejoró el éxito reproductivo de las aves.
- El éxito reproductivo de la mayoría de las especies anidantes fue superior al reportado en otros estudios, en otros lugares del país, sugiriendo, cuando menos de manera preliminar, condiciones particularmente buenas en los hábitats estudiados.
- El carácter generalista de *Z. macroura* y su disposición para anidar en una gran variedad de sitios y hábitats, además de tener la capacidad para reanidar varias veces durante su temporada reproductiva, hacen de esta especie la más ubicua en la zona de estudio y un buen modelo del ejemplo del beneficio de un sistema agrícola de especies nativas que puede ser considerado en estrategias integrales de conservación de la biodiversidad local.
- La decisión de los productores respecto al tipo de manejo que le dan a sus huertas de nopal tunero puede influir directamente en la calidad del hábitat para la anidación de las especies de aves que anidan en la zona. Por su parte, los matorrales secundarios son hábitats importantes para la reproducción de la avifauna local y es recomendable que sean incluidos en las futuras decisiones de manejo de la biodiversidad en los Llanos de Ojuelos.

10. Literatura citada

Altieri, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture ecosystems & environment*. *74*: 19-31.

American Ornithologists' Union (AOU). 1998. Check-list of North American birds. 7th edition. Allen Press. Washington, D. C., USA

Arriaga-Weiss, S. L., S. Calmé & C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation. 17*: 173-190.

Baicich, P. J. & C. J. O. Harrison. 2005. Nest, eggs, and nestlings of North American birds. Second edition, Princeton University Press, New Jersey, USA.

Barlow, J., T. A. Gardner, I. S. Araujo, T. C. Ávila-Pires, A. B. Bonaldo, J. E. Costa, M. C. Esposito, L. V. Ferreira, J. Hawes, M. I. M. Hernandez, M. S. Hoogmoed, R. N. Leite, N. F. Lo-Man-Hung, J. R. Malcolm, M. B. Martins, L. A. M. Mestre, R. Miranda-Santos, A. L. Nunes-Gutjahr, W. L. Overal, L. Parry, S. L. Peters, M. A. Ribeiro-Junior, M. N. F. da Silva, C. da Silva Motta & C. A. Peres. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 104*(47): 18555-18560.

Beecher, N. A., R. J. Johnson, J. R. Brandle, R. M. Case & L. J. Young. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology. 16*(6): 1620-1631.

Beintema, A. J. 1982. Meadow birds as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment. 3*: 391-398.

Benton, T. G., J. A. Vickery & J. M. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends In Ecology and Evolution. 18*(4): 182-188.

Blockstein, D. E. 1989. Crop milk and clutch size in mourning doves. *The Wilson Bulletin. 101*(1): 11-25.

Borges, S. H. 2007. Bird assemblages in secondary forest developing after slash-and-burn agriculture in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology. 23*(4): 469-477.

Borror, D. J. & R. E. White. 1970. A field guide to the insects of America North of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A.

Buij, R., K. Kortekaas, R. Roderick, D. Van Krimpen, R. Van Wijk, S. Van Der Zanden, H. H. De Iongh, I. M. A. Heitkönig, G. R. De Snoo & J. Komdeur. 2013. Breeding performance of the Grasshopper Buzzard (Butastur rufipennis) in a natural and a human-modified West African savanna. *The Condor. 115*(1): 47-57.

Davies, W. L. 1939. CIX. The composition of the crop-milk of pigeons. *Biochemical Journal. 33*: 898-901.

Derner, J. D., W. K. Lauenroth, P. Stapp & D. J. Augustine. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. *Rangeland Ecology & Management. 62*(2): 111-118.

Di Giacomo, A. S. & J. López. 2010. Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical ecosystem. *The Condor. 112*(2): 283-293.

Donald, P. F., R. E. Green & M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the The Royal Society of London. 268*: 25-29.

Driscoll, D. A. 2008. The frequency of metapopulations, metacommunities and nestedness in a fragmented landscape. *Oikos 117*: 297-309.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1989. *Arid zone forestry: A guide for field technicians*. Rome, Italy.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2005. *Informe sobre políticas pecuarias 03. Ganadería y deforestación*. Rome Italy.

Frankling A. B., B. R. Noon, & T. L. George. 2002. What is habitat fragmentation?. *Studies in Avian Biology. 25*: 20-29.

Gallegos-Vázquez, C., Cervantes-Herrera J. y Barrientos-Prieto A. F. 2005. Manual gráfico para la descripción varietal del nopal tunero y xoconostle (Opuntia spp.). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. SNICS-SAGARPA y UACh. México D.F.

Gilroy, J. J., G. Q. A. Anderson, J. A. Vickery, P. V. Grice & W. J. Sutherland. 2011. Identifying mismatches between habitat selection and habitat quality in a ground-nesting farmland bird. *Animal Conservation. 14*: 620-629.

Harker, M., L. A. García & M. E. Riojas-López. 2008. Composición florística de cuatro hábitats en el Rancho Las Papas de Arriba, municipio de Ojuelos de Jalisco, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana. 85*: 1-29.

Harris, G. M. & S. L. Pimm. 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology*. *18*(6): 1607-1616.

Hays, R.J., C. Summers & W. Seitz. 1981. *Estimating wildlife habitat variables*. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program FWS/OBS-81/47. Washington, D.C.

Hernández, S. M., V. E. Peters, P. L. Weygandt, C. Jiménez, P. Villegas, B. O'Connor, M. J. Yabsley, M. García, S. M. Riblet & C. R. Carroll. 2013. Do Shade-Grown coffee plantations pose a disease risk for wild birds? *EcoHealth. 10*: 145-158.

Instituto Nacional de Ecología (INE). 1994. *Nopal tunero Opuntia spp. Cultivo alternativo para las zonas áridas y semiáridas de México*. México, CONAZA

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010a. *Compendio de información geográfica municipal 2010, Ojuelos de Jalisco, Jalisco*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010b. *Compendio de información geográfica municipal 2010, Pinos, Zacatecas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

Joseph, J., J. L. Holechek, R. Valdes & M. Thomas. 2004. Mourning dove densities on Chihuahuan Desert rangelands. *Rangeland Ecology & Management. 57*(3): 243-247.

Kelley, H. W. 1990. Keeping the land alive; soil erosion – its causes and cures. FAO Soils Bulletin 50. Roma.

Klug, E. P., S. L. Jackrel & K. A. With. 2010. Linking snake habitat use to nest predation risk in grassland birds: the dangers of scrub cover. *Oecologia. 162*: 803-813.

Kozma, J. M. & N. E. Mathews. 1997. Breeding bird communities and nest plant selection in Chihuahuan deset habitats in south-central New Mexico. *The Wilson Bulletin. 109*(3): 424-436.

Krama, T., A. Bērziņš, S. Rytkönen, M. J. Rantala, D. Wheatcroft & I. Krams. 2012. Linking anti-predator behavior and habitat quality: group effect in nest defense of a passerine bird. *Acta Ethologica. 15*: 127-134.

Laiolo, P. & J. L. Tella. 2007. Erosion of animal cultures in fragmented landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment. 5*(2): 68-72.

Latham, J., R. Cumani, I. Rosati, & M. Bloise. 2014. Global Land Cover (GLCSHARE) Beta-Release 1.0 Database. Land and Water Division, Food and Agriculture Organization, Rome.

Macfadyen, S., S. A. Cunningham, A. C. Costamagna & N. A Schellhorn. 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same?. *Journal of Applied Ecology. 49*(3): 690-694.

Marks, R. 2006. Mourning dove (*Zenaida macroura*). *Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet. 31*: 1-8

Martin, T. E. 1993. Nest predation y nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience. 43*: 523-532.

Martin, T. E. & G. R. Geupel. 1993. Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithologist. 64*(4): 507-519.

Martínez-Morales, M. A. 2004. Nuevos registros de aves en el bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Huitzil. 5*: 12-19.

Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin. 73*: 255-261.

Mellink, E. & J. Contreras. 2014. Impact of ranching on wildlife in Baja California. En E. V. Wehncke, J.R., Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego y E. Ezcurra (Eds.). *Conservation*

science in Mexico's northwest: Ecosystem status and trends in the Gulf of California. UCMexus, SEMARNAT y INECC-SEMARNAT. México, D.F.

Mellink, E. & S. Valenzuela. 1992. Comunidades aviares y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, San Luis Potosí. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables. 2*: 87-94.

Meyers, P. M., W. D. Ostrand, M. R. Conover & J. A. Bissonette. 2006. Assessing differences in mourning dove *Zenaida macroura marginella* nesting activity after 40 years. *Wildlife Biology. 12*(2): 171-178.

Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Vol. 1. Washington, D. C., Island Press.

Miller, M. R., C. L. Stemler, J. L. Yee & D. S. Blankenship. 2010. Season, weather, and habitat effects on mourning dove nest density. *Northwestern Naturalist. 91*: 183-197.

Milne, L. & M. Milne. 1980. Field guide to North American insects and spiders. Chanticleer Press, Canada.

Molina, D., J. Torres-Guerrero y M. L. Avelarde-Gómez. 2012. Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Huitzil. 13*(1): 22-38.

Morrison S. A. & D. T. Bolger. 2002. Variation in a sparrow's reproductive success with rainfall: food and predator-mediated processes. *Oecologia. 133*: 315-324.

Mortellitti, A., Fagiani, S., Battisti, C. Capizzi, D., y Boitani, L. 2010. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Biodiversity and Distributions 16*: 941-951.

Murphy, T. G., V. G. Rohwer & E. Scholes. 2010. Breeding biology and longevity of Russet-crowned motmots in central Mexico. *Journal of Field Ornithology. 81*(1): 13-16.

Navarro, S. A. y L. A. Sánchez-González. 2003. La diversidad de las aves. Pp. 24-85 en: Gómez de Silva, H. y A. oliveras de Ita (eds). *Conservación de aves (experiencias en México)*. CONABIO, México.

Nieto-Samaniego, A. F., S. A. Alaniz Álvarez & A. C. í Cano. 2005. La Mesa Central de México: estratigrafía, estructura y evolución tectónica cenozoica. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 3*: 285-318.

Mirarchi, R. E., T. S. Baskett, D. L. Otis, J. H. Schulz & D. Miller. 2010. Mourning dove (*Zenaida macroura*). Neotropical Birds Online (NBO). Editor: T. S. Schulenberg. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; retrieved from Neotropical Birds Online: http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=173141 (consultado: 10 de julio de 2015).

Ornelas, J. F. y Lara, C. 2003. Conservación de interacciones planta-ave. Pp. 195-223. En Gómez de Silva, H. y Oliveras de Ita, A. (eds) *Conservación de aves (experiencias en México)*. CONABIO, México.

Palomera-García, C., E. Santana & R. Amparan. 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del occidente de México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología. 65*(1): 137-175.

Parker, T. A. III, D. F. Stotz & J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. Pages 113-436 in: D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits, eds. *Neotropical bird ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.

Peña, S. R. D. y J. I. Peña. 1986. Un contraste de normalidad basado en la transformación Box-Cox. *Estadística Española. 110*: 33-46.

Perlut, N. G., A. M. Strong, T. M. Donovan & N. J. Buckley. 2008. Regional population viability of grassland songbirds: Effects of agricultural management. *Biological Conservation. 141*: 3139-3151.

Powell, B. F. & R. J. Steidi. 2000. Nesting habitat and reproductive success of southwestern riparian birds. *The Condor. 102*: 823-831.

Ranganathan, J., R. J. Ranjit, M. D. Subash, P. R. Ehrlich & G. C. Daily. 2008. Sustaining biodiversity in ancient tropical countryside*. Proceedings of the National Academy of Sciences*.

Ranganathan, J. & G. C. Daily. 2010. Countryside biogeography: harmonizing biodiversity and agriculture. Pages 251-253 in: Sodhi, N. S. & P. R. Ehrlich eds. *Conservation biology for all*.Oxford University Press, New York.

Rangel-Salazar, J. L., K. Martin, P. Marshall & R. W. Elner. 2008. Influence of habitat variation, nest-site selection, and parental behavior on breeding success of ruddy-capped nightingale thrushes (*Catharus frantzii*) in Chiapas, Mexico. *The Auk. 125*(2): 358-367.

Renton, K. & A. Salinas-Melgoza. 2004. Climatic variability, nest predation y reproductive output of Lilac-crowned parrots (*Amazona finschi*) in tropical dry forest of western Mexico. *The Auk. 121*(4): 1214-1225.

Riojas-López, M. E. & Mellink, E. 2005. Potential for biological conservation on man-modified habitats in north-eastern Jalisco. *Biodiversity and Conservation 14*: 2251–2263.

Riojas-López, M. E. y Mellink, E. 2006. Herpetofauna del Rancho las Papas, Jalisco, Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes, México. *Acta Zoológica Mexicana. 22*(3): 85-94.

Riojas-López, M. E. 2006. Rodent communities in two natural and one cultivated “nopaleras” (*Opuntia* spp.) in north-eastern Jalisco, Mexico. *Journal of Arid Environments. 67*: 428-435.

Riojas-López, M. E., Mellink, E., Raoul, F., Luévano, J., Vaniscotte, A. y Giraudoux, P. 2011. Landscape partitioning by nocturnal rodent assemblages in the Llanos de Ojuelos, in Mexico's Central High Plateau. *Biodiversity and Distributions 17*: 739-747.

Rossmanith, E., K. Höntsch & N. Blaum. 2007. Reproductive success and nestling diet in the Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*): the early bird gets the caterpillar. *Journal of Ornithology. 148*: 323-332.

Rotenberry, J. T. & J. A. Wiens. 2009. Habitat relations of shrubsteppe birds: a 20-year retrospective. *The Condor. 111*(3): 401-413.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México, primera edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2010. Claridades agropecuarias. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. No. 207. México D.F.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008. Compendio de estadísticas ambientales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010.

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2014. Anuario estadístico de producción agrícola. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-estado/ (consultado: 22 de junio de 2015).

Shochat, E., Z. Abramsky & B. Pinshow. 2001. Breeding bird species diversity in the Negev: effects of scrub fragmentation by planted forest. *Journal of Applied Ecology. 38*: 1135-1141.

Shochat, E., Wolfe, D. H., Patten, M. A., Reinking, D. L., y Sherrod, S. K. 2005a. Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation 121*: 399-407.

Shochat, E., Patten, M. A., Morris, D. W., Reinking, D. L., Wolfe, D. H. and Sherrod, S. K. 2005b. Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos 111*: 159-169.

Sodhi, N. S., L. H. Liow & F. A. Bazzaz. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forest. Annual Review of Ecology, *Evolution and Systematics. 35*: 323-345.

Southwood, T.R.E. 1978. Ecological methods; with particular reference to the study of insect populations. 2nd ed. Wiley. New York. 524p.

Stauffer, G. E., Diefenbach, D. R., Marshall, M. R. y Brauning, D. W. 2011. Nest success of grassland sparrows on reclaimed surface mines. *The Journal of Wildlife Management 75*(3): 548-557.

Struebig, M., B. Phalan, & E. Fitzherbert. 2010. Conservation in the face of oil palm expansion. Pages 249-250 in: Sodhi, N. S. & P. R. Ehrlich eds. *Conservation biology for all*.Oxford University Press, New York.

Sundar, K. S. G. & S. Subramanya. 2010. Bird use of rice fields in the Indian subcontinent. *Waterbirds. 33*: 44-70.

Terborgh, J. & J. S. Weske. 1969. Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. *Ecology, 50*(5): 765-782.

Tesky, J. L. 1993. *Zenaida macroura*. In: Fire effects information system (Online). U. S. Departament of Agriculture, Forest Service Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. http://www.fs.fed.us/database/feis/animals/bird/zema/all.html (consultado: 27 de septiembre de 2015).

Valera, F., R. H. Wagner, M. Romero-Pujante, J. E. Gutiérrez & P. J. Rey. 2005. Dietary specialization on high protein seeds by adult and nestling serins. *The Condor 107*: 29-40.

Wang, Q. & O. Batkhishing. 2014. Impact of overgrazing on semiarid ecosystem soil properties: a case study of the eastern Hovsgol Lake area, Mongolia. *Ecosystem & Ecography. 4*(1): 1-7.

Wells, J. 2007. Birder's conservation handbook. 100 North American birds at risk. Princeton University Press. New Jersey, U.S.A.

Wiens, J. A. 1992. The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundations and patterns. Cambridge University Press. Cambridge, U. K.

Winter, M., Johnson, D. H., Shaffer y J. A. Donovan 2005. Variability in vegetation effects on density and nesting success of grasslands birds. *Journal of Wildlife Management 69*(1): 185-197.

Winter M., Johnson, D. H., Shaffer, J. A. Donovan, T. M. y Svedarsky, W. D. 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grasslands birds. *Journal of Wildlife Management 70*(1): 158-172.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis 4th ed. Prentice-Hall Inc. New Yersey, USA.

Anexo

Listado general de especies de aves registradas durante el proyecto, siguiendo la clasificación taxonómica propuesta por la AOU (1998). Categorías de protección según la NOM-059 (SEMARNAT, 2010): [a] (amenazada), [pr] (sujeta a protección especial). Distribución: [e] (endémica), [se] (semiendémica). [h] (especie acuática). **Gre**: gremio alimenticio (Palomera-García et al., 1994) {(A) detritus y vegetación acuática, (C) carnívoros, (CÑ) carroñeros, (G) granívoros, (GI) granívoros-insectívoros, (I) insectívoros, (IA) invertebrados acuáticos, (IC) insectívoros-carnívoros, (IF) insectívoros-frugívoros y (NI) nectarívoros-insectívoros}. **Afin**: afinidad biogeográfica (A: neártica, E: extensa y T: tropical). **Est**: estacionalidad en la zona de estudio (R: residente, Mi: migratorio invernal y Ti: transitorio). **Anid**: anidación (○ solo en huertas, ♦ solo en matorrales, ▲ ambos hábitats). dent: dentro de la parcela; fue: fuera de la parcela. H: huerta; M: matorral. • especie presente en hábitat; § especie haciendo uso del hábitat.

ORDEN / Familia					registro dentro y/o fuera de la parcela				presencia y uso de hábitat de cada especie en cada sitio de muestreo											
									Localidades											
					Huertas		Matorrales		Morenitos		S. Domingo		Ojuelos c.		Mesa Sitio		Victoria		Laborcilla	
especie	Gre	Afin	Est	Anid	dent	fue	dent	fue	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
ANSERIFORMES																				
Anatidae																				
Anas platyrhynchos diazi[a,e,h]	A	A	R		•	•		•	•	•	•	•	•	•			•			
GALLIFORMES																				
Odontophoridae																				
Callipepla squamata	G	A	R	○	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Colinus virginianus	G	A	R			•			•§								•§			
CICONIIFORMES																				
Ardeidae																				
Egretta thula[h]	C	E	R		•			•		•	•	•								
ACCIPITRIFORMES																				
Cathartidae																				
Cathartes aura	CÑ	E	R			•		•						•					•	•
Accipitridae																				
Elanus leucurus	C	T	R			•											•			
Circus cyaneus	C	A	Mi		•	•	•	•	•	•					•	•			•	•
Accipiter cooperii[pr]	C	A	Mi			•	•											•§		
Parabuteo unicinctus[pr]	C	A	R			•									•§		•§		•§	
Buteo jamaicensis	C	A	R			•	•	•				•		•		•		•§	•	•
CHARADRIIFORMES																				
Charadriidae																				
Charadrius vociferus[h]	IA	A	R			•	•	•	•	•§						•	•	•		•§
COLUMBIFORMES																				
Columbidae																				
Columbina inca	G	T	R		•			•										•§	•§	
Columbina passerina	G	T	R					•												•§
Zenaida asiatica	G	T	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Zenaida macroura	G	E	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
CUCULIFORMES																				
Cuculidae																				
Geococcyx californianus	C	A	R	♦	•	•	•	•		•§	•§	•§	•§	•§		•§	•§	•§	•§	
STRINGIFORMES																				
Tytonidae																				
Tyto alba	C	E	R					•		•§										
Strigidae																				
Bubo virginianus	C	E	R			•	•	•	•§	•§	•§		•§		•§	•§	•§			
CAPRIMULGIFORMES																				
Caprimulgidae																				
Phalaenoptilus nuttallii	I	A	R			•		•	•§									•§		
APODIFORMES																				
Trochilidae																				

Anexo. (continuación). Listado general de especies de aves registradas durante el proyecto, siguiendo la clasificación taxonómica propuesta por la AOU (1998). Categorías de protección según la NOM-059 (SEMARNAT, 2010): [a] (amenazada), [pr] (sujeta a protección especial). Distribución: [e] (endémica), [se] (semiendémica). [h] (especie acuática). **Gre**: gremio alimenticio (Palomera-García et al., 1994) {(A) detritus y vegetación acuática, (C) carnívoros, (CÑ) carroñeros, (G) granívoros, (GI) granívoros-insectívoros, (I) insectívoros, (IA) invertebrados acuáticos, (IC) insectívoros-carnívoros, (IF) insectívoros-frugívoros y (NI) nectarívoros-insectívoros}. **Afin**: afinidad biogeográfica (A: neártica, E: extensa y T: tropical). **Est**: estacionalidad en la zona de estudio (R: residente, Mi: migratorio invernal y Ti: transitorio). **Anid**: anidación (○ solo en huertas, ♦ solo en matorrales, ▲ ambos hábitats). dent: dentro de la parcela; fue: fuera de la parcela. H: huerta; M: matorral. • especie presente en hábitat; § especie haciendo uso del hábitat.

ORDEN / Familia / *especie*	Gre	Afin	Est	Anid	registro dentro y/o fuera de la parcela: Huertas dent	Huertas fue	Matorrales dent	Matorrales fue	presencia y uso de hábitat de cada especie en cada sitio de muestreo – Localidades: Morenitos H	Morenitos M	S. Domingo H	S. Domingo M	Ojuelos c. H	Ojuelos c. M	Mesa Sitio H	Mesa Sitio M	Victoria H	Victoria M	Laborcilla H	Laborcilla M
Calothorax lucifer[se]	NI	A	R		•			•	•§					•§						
Archilochus alexandri	NI	A	Ti		•								•§		•§					
Selasphorus rufus	NI	A	Ti		•			•					•§	•						
Cynanthus latirostris[se]	NI	T	R		•	•	•	•	•§	•§	•§		•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
PICIFORMES																				
Picidae																				
Melanerpes aurifrons	I	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Picoides scalaris	I	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Colaptes auratus	I	A	R		•	•	•	•		•§	•§	•§	•§		•§	•§	•§	•§	•§	•§
FALCONIFORMES																				
Falconidae																				
Caracara cheriway	CÑ	T	R		•		•	•	•	•		•			•	•		•		
Falco sparverius	C	E	R	♦	•	•	•	•							•§	•		•	•§	•§
PASSERIFORMES																				
Tyrannidae																				
Camptostoma imberbe	I	E	R		•	•		•		•§	•§	•§	•§	•§						•§
Empidonax oberholseri	I	A	Mi				•	•		•§		•§		•§						
Sayornis nigricans	I	E	R	♦				•				•§								
Sayornis phoebe	I	A	Mi					•		•§										
Sayornis saya	I	A	R	♦	•	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§		•§	•§	•§	•§	•§	•§
Pyrocephalus rubinus	I	T	R		•	•	•	•	•§	•§					•	•§				
Myiarchus cinerascens	I	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§		•§	•§	•§		•§	•§
Pitangus sulphuratus	I	T	R		•	•	•	•		•§	•§	•§							•§	
Tyrannus vociferans[se]	I	A	R	♦	•	•	•	•		•§				•§	•			•§	•§	•§
Laniidae																				
Lanius ludovicianus	IC	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§			•§	•§	•§		•§	•§
Vireonidae																				
Vireo gilvus	I	A	Ti					•				•§								
Corvidae																				
Aphelocoma californica	IF	A	R			•	•	•		•§	•§	•§							•	•
Corvus cryptoleucus	C	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•	•§	•	•§	•§	•	•
Corvus corax	C	A	R	○	•	•		•	•§	•		•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Alaudidae																				
Eremophila alpestris	G	A	R			•		•						•§			•§	•§		
Hirundinidae																				
Stelgidopteryx serripennis	I	A	Ti		•			•			•							•	•	
Hirundo rustica	I	E	R	♦	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•§	•§	•§
Remizidae																				
Auriparus flaviceps	I	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§		•§	•§	•§			•§	•§
Aegithalidae																				
Psaltriparus minimus	I	A	R	○	•	•	•	•		•§	•§	•§								
Troglodytidae																				
Troglodytes aedon	I	A	R		•										•§					
Thryomanes bewickii	I	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Campylorhynchus brunneicapillus	I	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Sylviidae																				

Anexo. (continuación). Listado general de especies de aves registradas durante el proyecto, siguiendo la clasificación taxonómica propuesta por la AOU (1998). Categorías de protección según la NOM-059 (SEMARNAT, 2010): [a] (amenazada), [pr] (sujeta a protección especial). Distribución: [e] (endémica), [se] (semiendémica). [h] (especie acuática). **Gre**: gremio alimenticio (Palomera-García et al., 1994) {(A) detritus y vegetación acuática, (C) carnívoros, (CÑ) carroñeros, (G) granívoros, (GI) granívoros-insectívoros, (I) insectívoros, (IA) invertebrados acuáticos, (IC) insectívoros-carnívoros, (IF) insectívoros-frugívoros y (NI) nectarívoros-insectívoros}. **Afin**: afinidad biogeográfica (A: neártica, E: extensa y T: tropical). **Est**: estacionalidad en la zona de estudio (R: residente, Mi: migratorio invernal y Ti: transitorio). **Anid**: anidación (○ solo en huertas, ♦ solo en matorrales, ▲ ambos hábitats). dent: dentro de la parcela; fue: fuera de la parcela. H: huerta; M: matorral. • especie presente en hábitat; § especie haciendo uso del hábitat.

ORDEN / Familia					registro dentro y/o fuera de la parcela				presencia y uso de hábitat de cada especie en cada sitio de muestreo											
					Huertas		Matorrales		Localidades											
									Morenitos		S. Domingo		Ojuelos c.		Mesa Sitio		Victoria		Laborcilla	
especie	Gre	Afin	Est	Anid	dent	fue	dent	fue	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Polioptila caerulea	I	E	Mi		•	•	•	•		•§	•§	•§	•§		•§	•§		•§		
Regulidae																				
Regulus calendula	I	A	Mi				•									•§				
Mimidae																				
Toxostoma curvirostre	I	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Mimus polyglottos	IF	A	R		•	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•		•§			•§	•§
Motacillidae																				
Anthus rubescens	I	A	Mi		•		•	•	•	•	•							•§		
Ptilogonatidae																				
Phainopepla nitens	IF	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§			•§	•§			•§	•§
Parulidae																				
Oreothlypis celata	I	A	Mi		•										•					
Setophaga coronata	I	A	Mi		•	•	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•	•§	•	•	•	•
Setophaga townsendi	I	A	Mi				•			•§		•§								
Cardellina pusilla	I	A	Mi			•	•	•		•§	•§	•§				•§				
Emberizidae																				
Pipilo chlorurus	GI	A	Mi				•							•§				•§		
Pipilo maculatus	GI	A	R				•	•				•§		•§						
Melozone fusca	GI	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Peucaea botterii	GI	A	R			•		•		•§	•§	•§								
Spizella passerina	G	A	Mi		•	•	•	•	•§	•§	•	•§			•	•§			•§	
Spizella pallida[se]	G	A	Mi		•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•	•§	•	•
Spizella breweri	G	A	Mi					•				•§								
Spizella atrogularis	G	A	R	▲	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Pooecetes gramineus	G	A	Mi		•	•	•	•	•§	•	•		•	•§	•§		•	•		•§
Chondestes grammacus	G	A	Mi		•	•	•	•	•§	•§	•	•§	•	•§		•§	•			
Amphispiza bilineata	G	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§				•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Calamospiza melanocorys	G	A	Mi		•	•	•										•	•		
Ammodramus savannarum	G	E	Mi		•										•§					
Melospiza lincolnii	G	A	Mi				•	•		•§		•§								
Thraupidae																				
Piranga ludoviciana	I	A	Mi					•								•§				
Cardinalidae																				
Cardinalis sinuatus	GI	A	R			•	•	•				•§	•§	•§						
Pheucticus melanocephalus[se]	GI	A	R			•					•§									
Passerina caerulea	GI	E	R		•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Passerina ciris[pr]	G	A	Mi					•		•§										

Anexo. (continuación). Listado general de especies de aves registradas durante el proyecto, siguiendo la clasificación taxonómica propuesta por la AOU (1998). Categorías de protección según la NOM-059 (SEMARNAT, 2010): [a] (amenazada), [pr] (sujeta a protección especial). Distribución: [e] (endémica), [se] (semiendémica). [h] (especie acuática). **Gre**: gremio alimenticio (Palomera-García et al., 1994) {(A) detritus y vegetación acuática, (C) carnívoros, (CÑ) carroñeros, (G) granívoros, (GI) granívoros-insectívoros, (I) insectívoros, (IA) invertebrados acuáticos, (IC) insectívoros-carnívoros, (IF) insectívoros-frugívoros y (NI) nectarívoros-insectívoros}. **Afin**: afinidad biogeográfica (A: neártica, E: extensa y T: tropical). **Est**: estacionalidad en la zona de estudio (R: residente, Mi: migratorio invernal y Ti: transitorio). **Anid**: anidación (○ solo en huertas, ♦ solo en matorrales, ▲ ambos hábitats). dent: dentro de la parcela; fue: fuera de la parcela. H: huerta; M: matorral. • especie presente en hábitat; § especie haciendo uso del hábitat.

ORDEN					registro dentro y/o fuera de la parcela				presencia y uso de hábitat de cada especie en cada sitio de muestreo											
									Localidades											
Familia					Huertas		Matorrales		Morenitos		S. Domingo		Ojuelos c.		Mesa Sitio		Victoria		Laborcilla	
especie	Gre	Afin	Est	Anid	dent	fue	dent	fue	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Icteridae																				
Agelaius phoeniceus	I	A	R		•				•		•									
Sturnella magna	I	E	R			•		•	•§	•§	•§	•§			•§	•§				
Sturnella neglecta	I	E	R			•		•	•§	•§	•§	•§			•§	•§	•§	•§		
Xanthocephalus xanthocephalus	I	A	Mi					•		•										
Euphagus cyanocephalus	IF	A	Mi			•	•								•					•
Quiscalus mexicanus	I	T	R		•	•	•		•	•							•		•	
Molothrus aeneus	GI	A	R		•		•	•				•					•	•		
Molothrus ater	GI	A	R			•	•	•	•	•										
Icterus wagleri	I	A	R		•	•	•	•		•§	•		•§						•§	•§
Icterus parisorum	I	A	R		•	•	•	•		•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Fringillidae																				
Haemorhous mexicanus	G	A	R	♦	•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•§
Spinus psaltria	G	T	R		•	•	•	•	•§	•§	•§	•§	•§	•§	•	•§	•§	•§	•§	•