

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN
SUPERIOR DE ENSENADA, BAJA CALIFORNIA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
DE LA VIDA CON ORIENTACIÓN EN BIOLOGÍA AMBIENTAL**

**Efecto del tamaño de parche y presencia de árboles sobre
las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero,
centro del Altiplano Central de México**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Melinda Cárdenas García

Ensenada, Baja California, México
2015

Tesis defendida por

Melinda Cárdenas García

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Eric Mellink Bijtel
CoDirector del comité

Dra. Mónica Elizabeth Riojas López
CoDirector del comité

Dr. Jaime Luévano Esparza
Miembro del Comité

M. en C. José de Jesús Ibarra Villaseñor
Miembro del Comité

Dra. Rufina Hernández Martínez
Coordinador del Posgrado en
Ciencias de la Vida

Dr. Jesús Favela Vara
Director de Estudios de Posgrado

Abril, 2015

Resumen de la tesis que presenta **Melinda Cárdenas García** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias de la Vida con orientación en Biología Ambiental.

Efecto del tamaño de parche y presencia de árboles sobre las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero, centro del Altiplano Central de México

Resumen elaborado por:

Melinda Cárdenas García

Uno de los agrosistemas más típicos en los Llanos de Ojuelos, en la zona semi-árida del centro de México, son las huertas de nopal tunero. Estos hábitats, por su condición perenne y estructura vertical compleja, ofrecen refugio y alimento al menos, para 69 especies de aves a lo largo del año. Con el fin de determinar el papel del tamaño de parche y la presencia de árboles dentro de la huerta (además de otros aspectos de la estructura interna de la huerta) sobre riqueza y abundancia de aves en ellas estudié 12 huertas a lo largo de un año. Seis huertas se encontraban en parches grandes (>10 ha) de cultivo de nopal y seis en parches pequeños (<10 ha), en cada uno seleccioné tres huertas con árboles y tres sin ellos. Los resultados permitieron concluir que: (1) Para las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero es más importante la calidad del parche que su tamaño; (2) hay una relación directa entre el número de especies de aves y la complejidad de la estructura de la vegetación de las huertas; (3) hubo un claro efecto estacional, siendo febrero el mes con mayor riqueza y abundancia total de aves, asociado con la migración de gorriones, pero también con la riqueza y abundancia de especies ubicuas; (4) este uso en invierno fue favorecido por la fenología de producción de semillas y por la presencia de espacios abiertos en las calles entre las hileras de nopal permitiendo el acceso a semillas e invertebrados del suelo y, (5) las huertas de nopal tunero son importantes para las aves dado el número de especies e individuos que las usan a lo largo del año, sin que ninguna de las especies registradas sea considerada plaga por los productores, lo que refuerza la concepción del valor potencial de las huertas como medio de conservación biológica de las aves de la región.

Palabras clave: **Aves en agroecosistemas, huertas de nopal tunero, tamaño de parche, heterogeneidad ambiental, diversidad de altura foliar.**

Abstract of the thesis presented by **Melinda Cárdenas García** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Life Sciences with orientation in Environmental Biology

Effect of patch size and the presence of trees on bird communities in the nopal orchards, Central High Plateau of Mexico

Abstract by

Melinda Cárdenas García

One of the most typical agroecosystems of the Llanos de Ojuelos region, in the semi-arid zone of central Mexico, are fruit-oriented prickly-pear orchards. These habitats, due to their perennial condition and complex vertical structure provide refuge and food for, at least, 69 species of birds throughout the year. To determine the role of patch size and presence of trees in them, as well as other characteristics of their internal structure, on the bird communities, I studied 12 such orchards throughout a year: Six orchards were in large patches (>10 ha) and six in small patches (<10 ha), including each of these three orchards with trees and three without them. My results allowed to conclude that (1) For the bird communities in prickly-pear orchards, patch quality was more important than patch size; (2) there is a direct relationship between the number of bird species and the complexity of the structure of the vegetation in the orchards; (3) there was a clear seasonal effect, February having the highest richness, and total abundance of birds, largely an effect of migratory sparrows, but also having higher richness and abundance of ubiquitous bird species; (4) this use during the Winter was favored by the phenology of seed production, but also by the presence of open spaces between the prickly-pear rows allowing access to the seeds and invertebrates in the soil and, (5) Fruit-oriented prickly-pear orchards are important for the birds, given the number of species and individuals that use them throughout the year, without any of them being perceived as pest by farmers, which strengthens the conception of the orchards' potential for the conservation of birds in the region.

Key words: Birds in agroecosystems, nopal orchards, patch size, environmental heterogeneity, foliar height diversity.

Dedicatoria

A mis padres René y Edna, y a mis hermanos René, Arturo y Luis Ernesto

A mi madre Olivia

Gracias por enseñarme a volar

Tu amor me salva y me devuelve los sueños

-Paulo Cohelo

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico a través del programa de becas de maestría.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), al Posgrado en Ciencias de la Vida y al Departamento de Biología de la Conservación por su apoyo en mi formación académica.

Al Laboratorio de Fauna Silvestre a cargo de la Dra. Mónica Riojas en el Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA) de la Universidad de Guadalajara (UDG) por todas las facilidades durante el trabajo de laboratorio, gabinete y escritura de la tesis.

A mis codirectores el Dr. Eric Mellink y la Dra. Mónica Riojas por abrir mi mente al mundo inimaginable de la ciencia, gracias por todo el apoyo que me han dado, y gracias sobre todo por su amistad. Al Dr. Jaime Luévano por toda la ayuda durante los muestreos, escritura de tesis y por esa camarería que lo distingue. Al Dr. Jesús Ibarra por aceptar ser parte de mi comité y por sus comentarios al trabajo.

Al financiamiento por parte del CONACyT, a través del proyecto de Ciencia Básica "Influencia del paisaje secundario en la conservación biológica de los vertebrados terrestres del sur de la Mesa Central", otorgado a la Dra. Mónica Riojas, donde el trabajo de campo se realizó al amparo de la credencial de colector FAUT0005 a nombre del Dr. Eric Mellink.

Al Dr. Patrick Giraudoux y a la Université de Franche-Comté por todo el tiempo y atención durante mi estancia en Besançon, Francia. Gracias por el gran viaje.

A los propietarios de las huertas de nopal tunero: Rodolfo López (Ojuelos), INIFAP y Miguel Luna (Santo Domingo), Baltazar Martínez (El Sitio), Abelardo Contreras (Mesa de El Sitio), Ejido Encinillas (Encinillas), Beto Camacho (Morenitos), José García (El Salitrillo), Héctor Alvarado (La Jaula), Alfredo Ruíz (La Estrella), Enrique Campos (La Laborcilla), Flavio Esquivel (La Victoria con árboles) y Mario Álvarez (La Victoria sin árboles) por permitirme llevar a cabo este trabajo en esos lugares tan mágicos.

A Ezequiel Martínez y a su esposa Margarita Chávez por toda su atención y hospitalidad durante las estancias en Ojuelos. Por brindarnos hospedaje y estar siempre al pendiente de nosotros.

A Nabor Aguiñaga y Refugio Reyes por su ayuda durante los muestreos.

A mis amigos y compañeros del equipo OJTeam: Liliana Zaragoza, Moisés Montes, Teresa Morquecho, Noé Muñoz, Isis Díaz, David Almanzor y Noé Pérez por todas esas horas, días y semanas tan amenas y divertidas en el campo y laboratorio. Gracias a todos por su ayuda en los muestreos y gracias también por su amistad.

A mis queridas amigas Joliann Alers, Vanessa Millán, Paola Ramírez y Yesenia Balderas con quienes compartí gran parte de mi vida en Ensenada, por todas esos días de arduo estudio y por supuesto por esas salidas de desestrés. Gracias especiales a mis cómplices y mejores amigas Daniela Durazo y Adriana Cáceres porque ni la distancia y ni el tiempo han podido romper nuestro lazo. Las quiero, pequeñas.

A David Delgado por estar siempre a mi lado a lo largo de todo este camino. Gracias por todo tu cariño y amor siempre presente. Nunca lo olvides, yo también te quiero mucho.

A la familia Beltrán Parra: Luis Fernando, Gabriela, Alexandra, Luis Fernando y Romina por recibirme siempre con los brazos abiertos y hacerme sentir como en casa, yo también los quiero mucho.

Y por último a los más importantes: a mis padres René y Edna y a mis hermanos René, Arturo y Luis Ernesto, gracias por quererme tanto, por ser mis padres y hermanos anhelados. Los amo.

Tabla de contenido

Resumen.....	ii
Abstract.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Agradecimientos.....	v
1 Introducción.....	1
2 Antecedentes.....	4
2.1 Agricultura y biodiversidad	4
2.1.1 El desafío de la conservación biológica en los agroecosistemas.....	6
2.1.2 Conservación de aves en agroecosistemas.....	7
2.1.3 Papel de la heterogeneidad vegetal para las aves en agroecosistemas...	8
2.2 Moduladores de las comunidades de aves	9
2.2.1 Heterogeneidad vegetal.....	10
2.2.2 Tamaño de parche.....	11
2.2.3 Estacionalidad.....	13
3 Objetivos.....	14
4 Hipótesis.....	15
5 Materiales y métodos.....	16
5.1 Área y sitios de estudio	16
5.1.1 Área de estudio.....	16
5.1.2 Selección de sitios de muestreo.....	19
5.1.3 Huertas de estudio.....	20
5.1.3.1 Huertas en parche pequeño sin árboles.....	20
5.1.3.2 Huertas en parche pequeño con árboles	20
5.1.3.3 Huertas en parche grande sin árboles	22
5.1.3.4 Huertas en parche grande con árboles	23
5.1.4 Parcelas de muestreo.....	25
5.2 Trabajo de campo	25
5.2.1 Registro de aves.....	26
5.2.2 Diversidad de altura foliar y porcentaje de cobertura del suelo.....	28
5.2.3 Disponibilidad de alimento.....	29
5.3 Trabajo de laboratorio y gabinete.....	30
5.3.1 Riqueza, abundancia y diversidad de aves.....	30
5.3.2 Diversidad de altura foliar y porcentaje de cobertura del suelo.....	30
5.3.3 Disponibilidad de alimento.....	31
5.4 Análisis de datos	31
6 Resultados.....	33
6.1 Aves	33
6.1.1 Riqueza total de aves.....	33

6.1.2 Abundancia total de aves.....	33
6.1.3 Diversidad total de aves.....	34
6.1.4 Riqueza de especies ubicuas.....	35
6.1.5 Abundancia de especies ubicuas.....	36
6.1.6 Abundancia de gorriones migratorios.....	39
6.2 Vegetación	40
6.2.1 Cobertura del suelo.....	40
6.2.2 Heterogeneidad ambiental.....	41
6.2.3 Diversidad de altura foliar.....	42
6.3 Disponibilidad de alimento	44
6.3.1 Semillas.....	44
6.3.2 Artrópodos.....	44
6.4 Relación de aves con variables ambientales	46
7 Discusión	51
8 Conclusiones	59
Lista de referencias.....	60
Anexo	68

Lista de figuras

- Figura 1. Localización de área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en los Llano Ojuelos..... 17
- Figura 2. Climograma del municipio de Ojuelos de Jalisco, Jalisco. Precipitación y temperatura promedio de 1951-2010 (Elaborado con datos del Sistema Meteorológico Nacional, 2010)..... 17
- Figura 3. Huertas en parche pequeño. Sin árboles: (A) Ojuelos, (B) La Laborcilla, (C) El Sitio; con árboles: (D) El Salitrillo, (E) Morenitos y (F) Santo Domingo.22
- Figura 4. Huertas en parche grande. Sin árboles: (A) Victoria sin árboles, (B) La Mesa de El Sitio, (C), La Estrella; con árboles: (D) La Victoria con árboles, (E) La Jaula y (F) Encinillas.24
- Figura 5. Estaca de marcado de esquinas de parcela y puntos de muestreo.25
- Figura 6. (A) Vista general de la red de niebla, (B) cámara de monitoreo automático de fauna silvestre.27
- Figura 7. Distribución de cada uno de los puntos de toma de datos dentro de la parcela de estudio en la huerta de nopal tunero.27
- Figura 8. Técnicas empleadas para la descripción de la estructura de la vegetación en las huertas estudiadas. (A) Tablero para determinación de la obstrucción visual (B) transecto para determinar la cobertura del suelo.....28
- Figura 9. Técnicas empleadas para la (A) colecta de semillas y (B) colecta de artrópodos en las huertas estudiadas.....29
- Figura 10. Riqueza de aves (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).34
- Figura 11. Abundancia de aves (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).34
- Figura 12. Diversidad de aves (calculado con el exponencial del índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).35

- Figura 13. Riqueza de aves ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).36
- Figura 14. Abundancia de aves ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).36
- Figura 15. Abundancia de gorriones migratorios (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).39
- Figura 16. Abundancia de gorriones migratorios (media \pm error estándar) en cada tamaño de parche y en parcelas con presencia y ausencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).39
- Figura 17. Variación del porcentaje de cobertura media de vegetación de cada categoría durante los periodos de muestreo.41
- Figura 18. Valor de heterogeneidad ambiental (calculado con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).42
- Figura 19. Valor de diversidad de altura foliar a 45° de la calle de las hileras de nopal (calculada con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).43
- Figura 20. Valor de diversidad de altura foliar a lo largo de las calles de las hileras de nopal (calculada con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).43
- Figura 21. Abundancia de semillas capturadas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).44
- Figura 22. Abundancia de artrópodos capturados (media \pm error estándar) capturados por la trampa de ventana durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).45

- Figura 23. Relación entre variables ambientales y riqueza de aves: (A) cobertura de nopal; (B) diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.47
- Figura 24. Relación entre variables ambientales y la diversidad de aves (calculado con el exponencial del índice de Shannon): (A) porcentaje de cobertura de nopal; (B) abundancia de artrópodos capturados. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.48
- Figura 25. Relación entre variables ambientales y el valor de la riqueza de especies ubicuas: (A) cobertura de árboles; (B) diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.50

Lista de tablas

Tabla 1. Sitios de muestreo de las huertas de nopal tunero en Los Llanos de Ojuelos en cada combinación de factores.	19
Tabla 2. Periodos de muestreo en las huertas de nopal tunero y su relación con la temporada del año en los Llanos de Ojuelos.....	26
Tabla 3. Efecto del periodo de muestreo, tamaño de parche y la ausencia o presencia de árboles dentro de la parcela de estudio sobre la abundancia de cada una de las especies ubicuas (ANDEVA, $p \leq 0.05$).....	37
Tabla 4. Abundancia de especies ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada junto a la abundancia) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).	38
Tabla 5. Número de ejemplares por familia taxonómica de plantas colectados en dos huertas de nopal tunero.....	40
Tabla 6. Efecto del periodo de muestreo y la presencia o no de árboles dentro de las huertas sobre la cobertura de cada forma de crecimiento (valores de F del análisis de varianza de dos vías).....	41
Tabla 7. Porcentaje de cobertura de cada categoría (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las huertas con ausencia o presencia de árboles. Medias en una misma columna con la misma letra (indicada junto a la cobertura) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).	41
Tabla 8. Número de especies diferentes de artrópodos por órdenes en las huertas de nopal tunero.....	45
Tabla 9. Relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de aves y las variables del hábitat. En el cuadro se muestra: valor de R^2 de la regresión, seguido del valor de p para la pendiente y, entre paréntesis, el signo de la relación.	46
Tabla 10. Relación entre la riqueza y abundancia de especies ubicuas, la abundancia de gorriones migratorios (sólo en febrero) y las variables ambientales del hábitat. En el cuadro se muestra: valor de R^2 de la regresión, seguido del valor de p para la pendiente y, entre paréntesis, el signo de la relación.	49

1 Introducción

La biodiversidad, dada por la variabilidad de los organismos vivos y los complejos ecológicos de los que forman parte, contribuye directamente al aprovisionamiento, regulación y soporte de los servicios de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Con el comienzo de la revolución verde entre 1950 y 1980, se transformaron más hábitats silvestres para agricultura que durante 1700 y 1850, causando uno de los mayores impactos para la biodiversidad de todo el mundo (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esta transformación ha tenido consecuencias negativas a nivel local como la baja fertilidad y el aumento de la erosión del suelo y la reducción de la biodiversidad. A nivel regional se llegan a contaminar las aguas subterráneas y se eutrofican ríos y lagos; a escalas globales puede haber impactos hacia la atmósfera (Matson et al, 1997).

Una vez realizado el cambio de terrenos con vegetación silvestre a terrenos de cultivo, la vegetación original del paisaje queda constituido por fragmentos de diferente tamaño y calidad (Frankling *et al.*, 2002). Las consecuencias para la biodiversidad de convertir ambientes naturales en paisajes dominados por tierras agrícolas aún no son totalmente conocidas, pero algunas especies exhiben cambios en su abundancia y otras declinan de tal forma que pueden llegar a extirparse localmente (Hinsley, 2000; Cherkaoui *et al.*, 2009; Bennet y Saunder, 2010). Para ayudar al mantenimiento de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos que ésta provee en paisajes con dominancia agrícola, el hombre puede manipular algunas de las características del paisaje, como el número y tamaño de los parches, el grado de conectividad entre ellos, las características de sus bordes y sus características internas, entre otras (Altieri, 1999; Vepsäläinen, 2007).

Aunque los procesos de transformación a agricultura son más extendidos y acentuados en regiones con buena disponibilidad de agua, no están exentas de ellos las zonas áridas y semiáridas. En estas zonas, que cubren aproximadamente una tercera parte del planeta (zona hiper árida: 4.2%; zona árida 14.6%; y zona semiárida 12.2%), sólo las zonas semiáridas pueden soportar una agricultura de buena extensión sin el subsidio de agua externa (fósil o de fuentes lejanas), con niveles más o menos sostenibles (FAO, 1989). En México, las zonas semiáridas del Altiplano Central son un ejemplo de conversión a

tierras agrícolas. Este es el caso de la región semiárida “Llanos de Ojuelos”, que ocupa parte de los estados de Jalisco, Zacatecas, Aguascalientes, Guanajuato y San Luis Potosí (Riojas-López y Mellink, 2014). Originalmente la vegetación se componía de matorrales xerófilos crasicaules (compuestos principalmente por especies del género *Opuntia*) y pastizales (Rzedowski, 2006), pero actualmente se encuentra fuertemente modificada (Riojas-López y Mellink, 2005; Riojas-López y Mellink, 2014) debido al sobrepastoreo y a la transformación de tierras para cultivos anuales de temporal.

Además de pastizales sobrepastoreados y tierras dedicadas a cultivos anuales de temporal, una de las características actuales de esta región es la presencia de huertas de nopal tunero (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2003; Riojas-López y Mellink, 2014), el único cultivo perene de la zona. Tan sólo en los municipios de Ojuelos de Jalisco, Jalisco, y Pinos, Zacatecas, en el 2013 este cultivo ocupó una superficie de cosecha de más de 20 000 ha, representando más de la tercera parte de la superficie sembrada con nopal tunero a nivel nacional (SIAP, 2013).

La reducción de áreas con vegetación natural en la región es irreversible dadas las necesidades sociales de producción agrícola y pecuaria, al tiempo que no existe ningún esquema de conservación biológica que pueda amortiguar estos cambios para la biodiversidad. Sin embargo, se ha propuesto que los huertas de nopal pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad de la región, ya que son utilizados por la fauna silvestre (Mellink y Riojas-López, 2002; Riojas-López y Mellink, 2005; Riojas-López y Mellink, 2014). Estas huertas no son comunidades homogéneas, sino que varían en su composición y estructura, en función de la variedad de nopal utilizada y de las preferencias de los propietarios en su manejo (Mellink *et al.*, en proceso). Algunos productores realizan prácticas culturales a tal grado que dentro de la huerta sólo están presentes los nopales sembrados, eliminando totalmente cualquier otro tipo de vegetación, mientras que otros pueden no realizar ningún tipo de manejo, dejando crecer entre los nopales y las hileras de nopal herbáceas, arbustos y hasta árboles.

Uno de los componentes ecológicos de las huertas de nopal tunero son las aves (Mellink *et al.*, en proceso), mismas que presumiblemente se han afectado por el continuo aumento de las áreas agrícolas ya que son muy sensibles a los cambios en la vegetación (Wiens, 1989a). Los factores que modulan la composición de la comunidad de aves en cada

huerta de nopal tunero no se conocen aún en detalle y falta precisar las características que hacen que en una huerta estén presentes ciertas aves o no. Una vez logrado esto, se podrán diseñar huertas que logren maximizar su potencial de conservación biológica para las aves. Existen características de las huertas que podrían afectar a las aves, pero su efecto aún no se ha dilucidado. Uno de ellos es el tamaño de parche que forman las huertas de nopal tunero. Otro es la presencia o ausencia de elementos arborescentes en las huertas que pueden incidir sobre su valor para las aves. Además, la estructura dada por otras plantas arbustivas y herbáceas dentro de la huerta puede también incidir sobre su valor para las aves. En concordancia, el presente estudio se enfocó de manera principal en determinar el efecto del tamaño de parche y de la presencia de árboles sobre las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero, y además exploró el papel de otros elementos vegetales estructurales en las mismas.

2 Antecedentes

2.1 Agricultura y biodiversidad

Los agroecosistemas ocupan actualmente una gran proporción de la superficie terrestre. El área cultivada ha aumentado un 12% en los últimos 50 años y para el año 2011 el 11% de la superficie terrestre de la Tierra se encontraba ocupada por sistemas agrícolas, para la cual el 70% del agua requerida provenía de acuíferos y lagos (FAO, 2011). Entender los efectos negativos y positivos que estos cambios tienen sobre la biodiversidad es crítico para la conservación biológica (Tschardt *et al.*, 2005) porque pueden ayudar a predecir cómo responderá la biodiversidad a estos cambios en el futuro (Benton, 2007).

La biodiversidad en los agroecosistemas se encuentra en función de las especies cultivadas, su edad, su estructura y su manejo (Altieri, 1999). Existen varias dimensiones de la biodiversidad dentro de los agroecosistemas: están la biodiversidad planeada, que comprende a las plantas y animales que el productor decide cultivar para la producción de alimentos, y la biodiversidad asociada, que complementa a la primera por medio de ciclos de nutrientes, control de plagas, polinización, entre otros (Altieri, 1999). Ambas tienen efectos negativos y positivos una sobre la otra.

La biodiversidad soporta muchas funciones del ecosistema, algunas de las cuales son cruciales para el bienestar humano (Macfadyen *et al.*, 2012). Los ciclos de nutrientes en la naturaleza se regulan por sí solos, pero en los agroecosistemas estos ciclos se ven afectados por los cambios en los microorganismos e invertebrados del suelo, que a su vez afectan los procesos de las plantas. La reducción de la riqueza de especies vegetales cambia la composición de la comunidad de los insectos herbívoros y sus enemigos naturales resultando en un aumento de las plagas. De igual manera, las condiciones microclimáticas se ven afectadas con este cambio, causando un aumento de hongos patógenos y virus, mismos que tienen una incidencia baja en sistemas de policultivo. Además, la materia orgánica del suelo provee sustratos orgánicos para el mantenimiento de la estructura del suelo y la capacidad de captación de agua y reducción de la erosión (Matson *et al.*, 1997).

El ciclo de nutrientes que realiza la biota del suelo se regula por si sola en la naturaleza, pero en sistemas agrícolas se ve afectado por el cambio de las condiciones físicas del suelo, como la humedad y la temperatura. Así, por ejemplo, para mantener algunas funciones del ciclo de nitrógeno en los agroecosistemas se utilizan fertilizantes, de los que se estima que del 40% al 60% del nitrógeno aplicado es usado por las plantas y el resto se queda en el suelo o se pierde, aumentando las emisiones de gases a la atmósfera. Una vez que estos óxidos de nitrógeno bajan de la atmósfera y se depositan en la tierra pueden llegar a acidificar y eutrofizar zonas, como ríos y lagos (Matson *et al.*, 1997).

Los agroecosistemas tradicionales contienen una gran variedad de especies vegetales cultivadas en la misma parcela y en ellos la biodiversidad puede ser parecida a la de los ecosistemas naturales (Altieri, 1999; Altieri y Nicholls, 2000). Estos sistemas generalmente son estructuralmente más complejos que los sistemas de monocultivo y proveen múltiples beneficios, como la reducción de la erosión del suelo, regulación del agua e incluso se ve un favorecimiento hacia la biodiversidad. A pesar de sus atributos ecológicos, los agroecosistemas tradicionales son frecuentemente menos atractivos para los agricultores porque necesitan mayor mantenimiento y tiempo para establecerse, y a menudo se obtiene una baja productividad y menores ganancias económicas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005b).

En contraste con los agroecosistemas tradicionales, la agricultura moderna transforma la estructura compleja de los ecosistemas naturales a simple por medio del establecimiento de grandes extensiones de monocultivos altamente tecnificados y constituidos por un reducido número de especies de plantas, y tiene una productividad y una estabilidad económica altas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005b), pero un impacto negativo sobre la biodiversidad del lugar (Altieri, 1999; Vepsäläinen, 2007). Con su baja variabilidad genética, alta erosión del suelo, baja regulación del agua y poca biodiversidad asociada (Altieri, 1999), este esquema agrícola afecta negativamente varias de las relaciones ecológicas y servicios ecosistémicos originales (Altieri y Nicholls, 2000; Scherr y McNeely, 2008).

2.1.1 El desafío de la conservación biológica en los agroecosistemas

Los problemas derivados de una relación cada vez más débil entre la ecología y la agricultura han evidenciado la necesidad de otras formas de agricultura moderna que aporten una producción estable de alimentos, al tiempo que conserven la calidad del ambiente (Altieri y Nicholls, 2000; Scherr y McNeely, 2008) y además mantengan los servicios ecosistémicos en el agroecosistema (Macfadyen *et al.*, 2012). Mantener o no los servicios ecosistémicos puede beneficiar o perjudicar la biodiversidad y la agricultura. No es fácil lograr un escenario ideal donde ambos se vean beneficiados, y para hacerlo se debe de entender el vínculo entre el ecosistema y la provisión de servicios, y también entender qué biodiversidad es la que se va a conservar con diferentes esquemas de manejo (Macfadyen *et al.*, 2012). Las prácticas asociadas con la intensificación de la agricultura pueden dañar no solo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que no sólo son importantes para la producción agrícola, sino también aquellos que son importantes para el bienestar humano (Macfadyen *et al.*, 2012).

Aunque los agroecosistemas altamente tecnificados son más estables desde el punto de vista económico, cuando menos a corto plazo, los sistemas tradicionales pueden ser más estables desde el punto de vista ecológico ya que se asocian con altos niveles de biodiversidad (Vickery y Arlettaz, 2012). El estudio de los agroecosistemas tradicionales puede generar ideas sobre su estabilidad ecológica (Mellink, 1991; Bignal y McCracken, 1996), contribuyendo a la búsqueda de estrategias de conservación de la biodiversidad en lugares donde la fragmentación del hábitat ha llegado a tal grado que la superficie de hábitat natural es muy reducida o prácticamente nula (Lockwood, 1999; Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Para que la fauna silvestre pueda utilizar sistemas agrícolas, la estructura y diversidad de estos deben de ser adecuados para facilitar el movimiento del hábitat natural al agrícola y viceversa (Matson *et al.*, 1997), además de proveer alimento y protección. Agroecosistemas tradicionales de tipo perene son un buen ejemplo de ello (Johnson *et al.*, 2011). Por ejemplo, en Honduras al cultivar maíz, sorgo y frijol de manera tradicional entre árboles nativos, en lugar de quemar estos, aumentó la resistencia de los cultivos a las lluvias con lo cual atrajeron a la fauna silvestre (FAO, 2002). En México los agroecosistemas tradicionales de café cuentan con una compleja estructura vegetal que

incluye herbáceas, arbustos y hasta tres diferentes estratos de árboles, que conservan y protegen un gran número de especies de plantas, artrópodos, aves, reptiles y mamíferos que se han visto afectados de manera importante por la deforestación de sus hábitats naturales (Moguel y Toledo, 1999). De igual forma, cacaotales en Indonesia demostraron una asociación positiva de especies de aves frugívoras y nectarívoras de la zona con la riqueza de árboles de sombra (Clough *et al.*, 2009).

Aunque los ejemplos de conservación biológica en agroecosistemas estén mayormente representados en lugares húmedos, las zonas semiáridas también pueden contribuir. Las plantaciones de nopal tunero en la región de Los Llanos de Ojuelos en México son un ejemplo de ello, ya que tienen una similitud florística del 25% con los matorrales xerófilos y 27% con pastizales de la región, tipos de vegetación más representativos de la zona (Harker *et al.*, 2008). Estas plantaciones son usadas por especies de aves que también utilizan los matorrales xerófilos y los pastizales de la región, teniendo una riqueza muy similar a los primeros y mayor a los segundos; además de que algunas especies de aves anidan dentro de las huertas (Mellink *et al.*, en proceso). Además, el 44% de las especies de roedores nocturnos potenciales para la región utilizan, ya sea frecuente u ocasionalmente, las huertas de nopal tunero (Riojas-López, 2012), e incluso son utilizadas por algunas especies de reptiles y anfibios (Riojas-López y Mellink, 2006).

Desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad silvestre, los agroecosistemas deben de poder generar un rendimiento costeable y al mismo tiempo imitar la estructura y función de los ecosistemas naturales (Scherr y Mcnelly, 2008), principalmente de los hábitats de la zona donde se encuentran los cultivos. Para lograr esto se deben de implementar estrategias que integren la industria, los productores y las instituciones que llevan a cabo investigaciones en agroecosistemas en una misma visión agrícola (Matson *et al.*, 1997).

2.1.2 Conservación de aves en agroecosistemas

Las aves de los agroecosistemas forman parte de la biodiversidad asociada de las huertas, son comunes en los cultivos y muchas utilizan los agroecosistemas para anidar, descansar y alimentarse a lo largo del año, incluyendo en la época de migración (Vepsäläinen, 2007; Johnson *et al.*, 2011). Es por esto que en las últimas décadas se ha

sugerido que algunos agroecosistemas podrían utilizarse como lugares para la conservación de aves que se han visto afectadas por la agricultura (Vepsäläinen, 2007; Mellink *et al.* en proceso). Para poder determinar qué prácticas de manejo pueden ser útiles para la conservación de las aves, se debe tener claro qué atributos de las comunidades de aves son el objeto de manejo.

En muchas regiones del mundo se ha documentado que las aves responden a la intensidad con la que se maneje el cultivo, ya que ésta afecta a la heterogeneidad del hábitat (Atauri y De Lucio, 2001; Komar, 2006; Harvey *et al.* 2006; Cunningham, 2008; Vepsäläinen, 2007; Tellería *et al.*, 2008; Clough, 2009). Las comunidades de aves más complejas se encuentran en cultivos tradicionales donde la flora nativa forma parte de la huerta (Komar, 2006; Scherr y McNelly, 2008; Vepsäläinen, 2007). La conservación de aves en paisajes agrícolas requiere de prácticas que beneficien positivamente tanto a las poblaciones de aves como a la estructura de la vegetación (Peterjohn, 2003; Scherr y McNeely, 2008). En concordancia, un objetivo actual de los paisajes agrícolas es lograr un punto en el que los agroecosistemas logren mantener funciones y servicios ecosistémicos, incluyendo el proveer condiciones para mantener las aves del lugar, y al mismo tiempo se obtenga un rendimiento de cultivo que pueda ayudar al bienestar de las personas (Vepsäläinen, 2007; Scherr y McNeely, 2008). En este sentido, el manejo que el hombre le dé a la configuración del agroecosistema dictará el resultado final (Vepsäläinen, 2007; Vickery y Arlettaz, 2012).

2.1.3 Papel de la heterogeneidad vegetal para las aves en agroecosistemas

Entre mayor sea la heterogeneidad vegetal del agroecosistema mayor es la diversidad, riqueza y abundancia de aves (Farina, 1997; Vepsäläinen, 2007; Borkhataria *et al.*, 2012). Dado que se necesita que el hábitat sea heterogéneo en múltiples escalas espaciales para mantener y mejorar la provisión de alimento y lugares para anidación de aves dentro de los agroecosistemas (Wiens *et al.*, 1987; Vickery y Arlettaz, 2012), entre más heterogéneo sea un cultivo y sus hábitats adyacentes, mayor será el valor de un lugar para las aves (Watson *et al.*, 2005; Vickery y Arlettaz, 2012).

Por ejemplo, sistemas agroforestales con mayor número de estratos vegetales, como cultivos de cacao y plátano, tienen mayor abundancia y riqueza de aves que monocultivos

de arroz y frijol (Harvey, 2007). Igualmente, el sembrar árboles en cultivos homogéneos como maíz, sorgo y girasol aumenta la riqueza de aves (Bonthoux *et al.*, 2012). En un estudio la abundancia, riqueza y diversidad de aves en plantaciones de cacao y plátano que tenían árboles del bosque no fueron diferentes que los del bosque en sí y, estas parcelas cultivadas tenían abundancia, riqueza y diversidad de aves mayores que las de los monocultivos de plátano de la región (Harvey y Villalobos, 2007).

De igual forma, en una zona rural de Italia donde el paisaje se encontraba formado por parches de bosque, tierras de cultivo (en ambas zonas predominaban especies del género *Quercus*) y praderas resultantes de granjas abandonadas, hubo una mayor abundancia y riqueza de aves en los cultivos, seguido por el bosque, con los campos abiertos en último lugar (Farina, 1997). En Puerto Rico hay más individuos pero menor riqueza de aves residentes en cafetales con más estratos arbóreos bajo la copa de los árboles (Borkhataria *et al.*, 2012). Por otra parte, en cultivos tradicionales de maíz, en el norte en San Luis Potosí, México, entre más uniforme fue el agroecosistema, mayor cantidad de especies de ictéridos (especies que en general son consideradas plaga) estarán presentes en los cultivos (Mellink, 1991).

Las especies de aves con hábitos alimenticios generales y necesidades poco específicas se encuentran asociadas con cultivos con una estructura vegetal homogénea, mientras que las especies de aves con hábitos más específicos se pueden encontrar en cultivos con mayor estratificación vegetal (Bonthoux *et al.*, 2012). De esta forma, estos últimos imitan los aspectos florísticos y fisonómicos de los sistemas forestales naturales (Devictor y Jiguet, 2007; Harvey, 2007; Rey, 2011). Los elementos arbóreos asociados con los cultivos crean refugios microclimáticos que ponen a disposición múltiples recursos alimenticios (Laiolo, 2004) donde la presencia de árboles en las huertas causa un aumento en el número de artrópodos disponibles (Rey, 2011), mismos que son utilizados por aves de todos los gremios para alimentar a los pollos en la época de crianza (Laiolo, 2004).

2.2 Moduladores de las comunidades de aves

Las aves han sido especialmente populares en las investigaciones ecológicas probablemente porque son fáciles de observar y por lo tanto se puede documentar su

comportamiento fácilmente, además de que se conoce muy bien su historia natural (Wiens, 1989a). A través del conocimiento de los factores que influyen a las comunidades y especies de aves se intenta comprender mejor el funcionamiento de la naturaleza, por lo que se ha tratado de identificar los factores que modulan dichas comunidades o especies y comprender como actúan (Wiens, 1989a).

2.2.1 Heterogeneidad vegetal

Las especies vegetales presentes en determinados hábitats influyen la distribución e interacción de muchas especies de aves. La heterogeneidad del hábitat brinda una explicación para la diversidad de las especies de aves y su respuesta depende del grupo considerado y de la escala del trabajo (Atauri y de Lucio, 2001). Específicamente para las aves hay una relación positiva estrecha entre la heterogeneidad del hábitat y su diversidad y riqueza (MacArthur y MacArthur, 1961; Roth, 1976; Wiens, 1989a; Atauri y de Lucio, 2001; Tews *et al.*, 2004; Haslem y Bennet, 2008; Bennett y Saunders, 2010). Un incremento en la diversidad de altura foliar (i.e. estratificación vertical más uniforme) conlleva a un aumento en el número de especies y su valor de diversidad (Wiens, 1989a; MacArthur y MacArthur, 1961; Roth, 1976). Así, los lugares donde la cubierta vegetal es heterogénea albergan mayor riqueza de aves (Freemark y Merriam, 1986) debido a que se pueden satisfacer las necesidades de distintas especies. Una separación en el uso de los estratos vegetales reduce la competencia entre ellas (Atauri y de Lucio, 2001) y permite la coexistencia de especies con diferente preferencia alimenticia o uso de hábitat (Wiens y Rottenberry, 1981; Atauri y de Lucio, 2001).

En este contexto, los árboles son elementos clave en los ecosistemas debido a que proporcionan recursos alimenticios, refugio y servicios esenciales para diferentes especies (Tews *et al.*, 2004). Por ejemplo, la diversidad de especies de aves en un bosque tiene una relación con la distribución vertical de la vegetación, más allá de la composición de las especies de plantas (MacArthur y MacArthur, 1961). En estos lugares, la heterogeneidad estructural, el tamaño del tronco y la cobertura de arbustos explican las variaciones de la riqueza de especies (van Dorp y Opdam, 1987) debido a que las estructuras arbóreas aumentan la variabilidad del hábitat y la disponibilidad del alimento (Roth, 1976).

Por otra parte, la abundancia y distribución de especies de aves generalistas de pastizales arbustivos en Estados Unidos de América se asocian con diferencias de cobertura de ciertas especies de plantas (Wiens y Rottenberry, 1981; Wiens *et al.*, 1987), ya que éstas pueden influir en la disponibilidad de artrópodos y, por ende, disminuir la competencia por alimento entre las aves (Wiens y Rottenberry, 1981). El efecto de la estratificación vertical de la vegetación afecta incluso a escalas más pequeñas, ya que, por ejemplo, en Kansas y Oklahoma, Estados Unidos de América, la diversidad de algunos gorriones se encuentra estrechamente relacionada con la altura de los pastos (Monroe y O'Connell, 2014).

Como consecuencia de relaciones de esta índole, la diversidad de aves fue mayor en un bosque cubierto por árboles que en cercos vivos y que en potreros con pocos árboles; pero no hubo diferencia entre el número de especies de aves en el bosque y en potreros con alta cobertura de árboles debido a que estos dos últimos tenían una estructura arbórea muy parecida, y ambos ofrecían suficiente comida, sitios de anidación y perchas (Harvey *et al.*, 2006). Por otra parte, la riqueza de aves de algunos sitios de pastizal se incrementó como consecuencia de un incremento en la presencia de arbustos (Mellink y Valenzuela, 1992). A escala local, en campos agrícolas marginales, la complejidad de la vegetación vertical, la abundancia de especies de árboles y las especies de árboles tienen un efecto positivo sobre la riqueza de aves (Zuria y Gates, 2013).

2.2.2 Tamaño de parche

En ecología del paisaje, los parches son comunidades ecológicas rodeadas de una matriz con una estructura y composición diferente (Forman y Gordron, 1981). Las comunidades de animales en ambientes fragmentados frecuentemente exhiben cambios asociados con el tamaño del fragmento (Helzer y Jelinski, 1999; Bennett y Saunders, 2010) y la distancia entre fragmentos, como lo menciona la idea general de la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967), ya que se considera a los parches como islas. La transformación de la vegetación de un área causa la disminución de los parches y el aumento de la distancia entre ellos (Andrén, 1994), lo cual tiene repercusiones negativas para muchas de las especies animales del hábitat original.

En general, la riqueza de aves se ve beneficiada con el aumento de la superficie del parche (Shake *et al.*, 2012). Ello se debe a que parches de mayor tamaño brindan mayor diversidad de microhábitats, fuentes de alimento y refugio contra depredadores (McIntyre, 1995). Incluso parches más grandes pueden tener más especies de aves durante la época de anidación (Estades, 2001). En el norte de España durante la época de crianza de aves, el tamaño de la superficie de plantaciones de pino (*Pinus* sp.) y eucalipto (*Eucalyptus* sp.) es el principal predictor de riqueza y abundancia de aves (Tellería *et al.*, 2008). Aves de especies especialistas prefieren parches grandes o grupos de parches pequeños interconectados porque cuentan con un área necesaria para su dispersión (van Dorp y Opdam, 1987).

Conocer el área mínima que una especie requiere es fundamental para cumplir metas de manejo. Por ejemplo, en Sao Paulo, Brasil, para garantizar el mantenimiento de *Trogon surrucura* es necesario mantener territorios de más de 60 ha de bosque, ya que esta especie no utiliza corredores para moverse en áreas fragmentadas, como lo hacen otras especies (Uezu *et al.*, 2005). En Carolina del norte, Estados Unidos de América, se necesitan parches pequeños para mantener a *Icteria virens* y *Setophaga discolor* (2.3 y 1.1 ha, respectivamente), pero el mínimo para mantener la comunidad de aves de la zona es de 5 ha (Shake *et al.*, 2012). Otras especies de aves de matorral en áreas naturales requieren un mínimo de 0.8 ha para su mantenimiento, mientras que en zonas de matorral restaurado se necesita un mínimo de 5.5 ha para que el lugar comience a ser repoblado (Shake *et al.*, 2012). Para otras condiciones se ha indicado la necesidad de conservar un mínimo de 10 ha de bosque de roble y pino para mantener niveles altos de diversidad de aves (McIntyre, 1995). Para especies frugívoras de gran tamaño asociadas con bosques, el tamaño del parche es particularmente importante, porque la variación espacial y temporal de los recursos exigen una zona amplia en la que puedan satisfacer sus necesidades alimenticias a lo largo del año (Uezu *et al.*, 2005).

Sin embargo, la relación del tamaño del parche para las aves no siempre es clara. En Ontario y Quebec, Canadá, la presencia de ciertas especies de aves estuvo correlacionada con la cobertura del bosque, pero no con la fragmentación del paisaje (Trzcinski *et al.*, 1999). En el Reino Unido un parche con árboles para percha, con alimento

abundante, en el que el costo energético es bajo es adecuado para la presencia del búho *Strix aluco* (Redpath, 1995).

2.2.3 Estacionalidad

La calidad y cantidad de hábitat influencia a las poblaciones de aves debido a que estas pueden viajar miles de kilómetros y encontrarse en diferentes hábitats a largo del año, teniendo necesidades en cada uno de ellos (Wiens, 1989b; Norris y Marra, 2007). La abundancia de alimento se ve influenciada por la estacionalidad, ya que hay un cambio en el tiempo climático y en la estructura de la vegetación, por lo que las épocas de migración, reproducción y crianza se ven afectadas por la calidad del hábitat en una determinada temporada (Wyma, 2012).

El cambio de la cobertura del suelo por plantas herbáceas entre el verano y el invierno contribuye a cambios dentro de la comunidad de aves y entre más cambie la cobertura y altura vegetal hay más cambios en la comunidad de aves (Wyma, 2012). En latitudes bajas, los meses fríos traen consigo la llegada de especies migrantes y la estructura de la vegetación y disponibilidad de alimento y refugio son consideraciones importantes al momento de seleccionar el lugar donde se pasará el invierno (Wyma, 2012). La disponibilidad de recursos alimenticios que utilizan las especies migrantes tienden a ser temporalmente más variables que los recursos utilizados por especies residentes y, por ello, las especies migratorias necesitan limitarse a áreas en la que el alimento sea lo suficientemente abundante para poder mantener sus poblaciones (Bell, 2011). Por su parte, las aves durante la época de reproducción también consideran la estructura de la vegetación y la disponibilidad de alimento, además de la disponibilidad de material para la construcción del nido (Wyma, 2012).

3 Objetivos

Para entender la composición de la comunidad de aves en las huertas de nopal tunero se plantearon los siguientes objetivos:

- 1) Determinar el efecto del tamaño de parche sobre la composición de la comunidad de aves (abundancia y riqueza).
- 2) Determinar el efecto de la presencia de los elementos arborescentes sobre composición de la comunidad de aves (abundancia y riqueza).

4 Hipótesis

La composición de la comunidad de aves de las huertas de nopal tunero es afectada de manera positiva por 1) el tamaño de parche y 2) por la presencia de árboles.

5 Materiales y métodos

5.1 Área y sitios de estudio

5.1.1 Área de estudio

Este estudio se realizó en 12 huertas de nopal tunero ubicadas en la subprovincia biogeográfica “Llanos de Ojuelos”, en la provincia Mesa Central, que se encuentra en los límites entre los estados de Jalisco, Zacatecas, San Luis Potosí, Aguascalientes y Guanajuato (Fig. 1). La región es una meseta alta con una elevación de más de 2000 msnm, donde la morfología está constituida principalmente por valles con lomeríos (Nieto-Samaniego *et al.*, 2005). Se originó durante la era cenozoica (INEGI, 2014).

La región tiene un clima semiárido, con una temperatura media anual de 17°C y 473.5 mm promedio de lluvia al año, concentrados en el verano (Fig. 2; Enciclopedia de los municipios de México, 2010). Los principales tipos de vegetación son los pastizales semiáridos y matorrales diferentes de tipo xerófilo. Los matorrales incluyen comunidades de *Opuntia* spp. (nopales), entre las que destacan especies arborescentes de nopal, como *O. streptacantha* y *O. leucotricha*. Otros elementos perennes de la vegetación son izotes o palmas (*Yucca decipiens*) y arbustos (de los géneros *Mimosa*, *Acacia*, *Dalea*, entre otros). El matorral puede alcanzar una altura de 2 a 4 m, mientras que la cobertura del suelo por la vegetación cambia a lo largo del año y puede alcanzar el 100% cuando están presentes especies de plantas herbáceas (Rzedowski, 2006).

El otro tipo de vegetación que originalmente se encontraba bien representado es el de pastizal. En la zona están compuestos principalmente por las gramíneas *Bouteloua gracilis*, *B. scorpioides*, *Aristida* sp., *Andropogon* sp., *Hilaria mutica*, *Muhlenbergia* spp., *Panicum* sp., *Pennisetum* sp., *Erograstis* spp. y otras especies de *Bouteloua*. Algunos pastizales incluyen plantas leñosas, como resultado del pastoreo desde la llegada de los españoles, incluyendo huizache (*Acacia* spp.), gatuño (*Mimosa aculeaticarpa*) e izotes o palmas (*Yucca decipiens*) (Riojas-López y Mellink, 2005; Rzedowski, 2006).

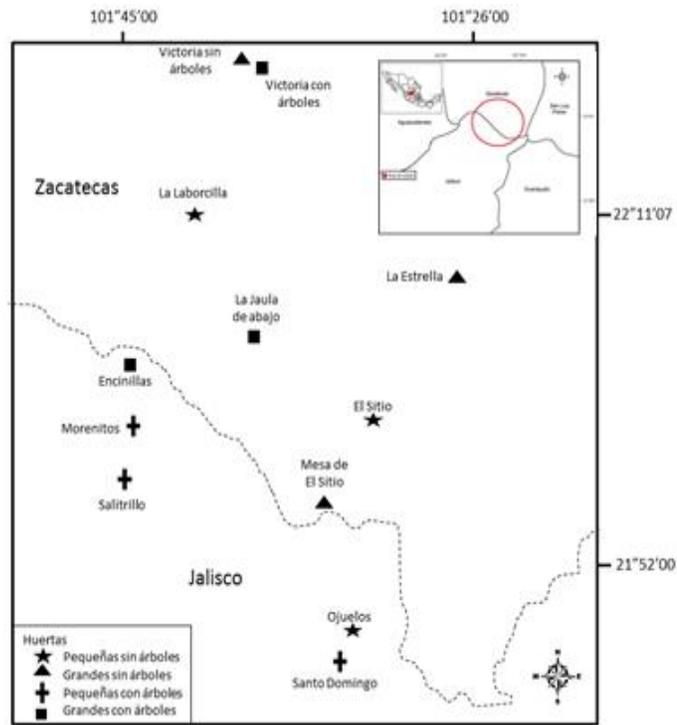


Figura 1. Localización de área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en los Llano Ojuelos.

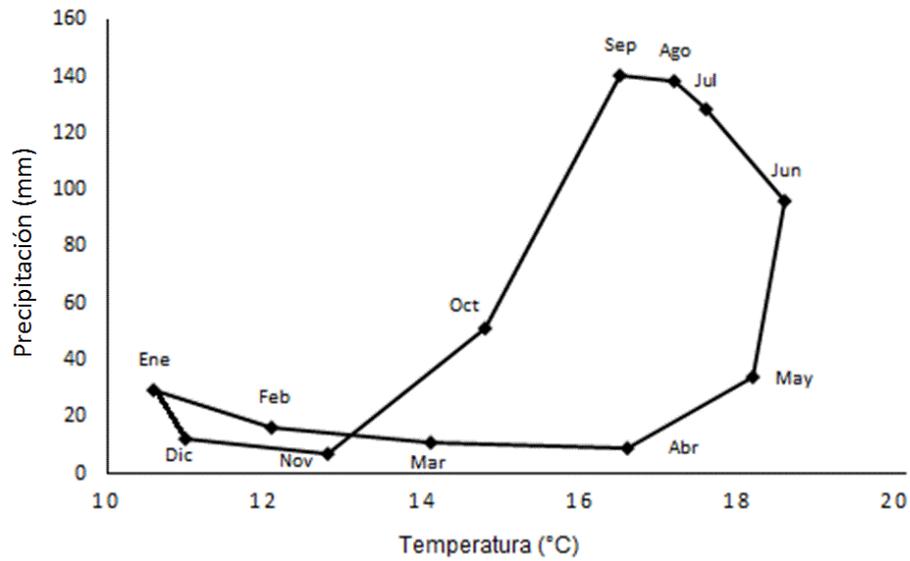


Figura 2. Climograma del municipio de Ojuelos de Jalisco, Jalisco. Precipitación y temperatura promedio de 1951-2010 (Elaborado con datos del Sistema Meteorológico Nacional, 2010).

En la región, la mineralización de carbonato de sílice del suelo da origen a un horizonte impermeable conocido como tepetate (Nieto-Samaniego *et al.*, 2005). El tepetate y la condición de lomeríos y valles generan pequeños cuerpos de agua endorreicos, durante la temporada de lluvias. Actualmente, el agua que escurre no llega, en muchos casos, a las partes bajas de los valles ya que se intercepta con presas, y bordos de agua.

Desde hace unos 400 años, con la llegada de los españoles en la región se han realizado actividades ganaderas y agrícolas (Riojas-López y Mellink, 2005). La mayor parte del tiempo la agricultura se ha centrado en maíz y frijol, pero en 1940 se comenzaron a establecerse plantaciones de nopal tunero, de las que hubo un aumento acelerado en su superficie sembrada a partir de 1975 (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2003). El nopal tunero se desarrolla en clima semiárido, en zonas donde llueve entre 300 y 500 mm al año (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2003) y se tiene una temperatura media anual de 18 a 20°C (Pimienta, 1990). Prefiere suelos arenosos con texturas medias y pH ácido (4.8 – 6.4), poca profundidad (entre 20 y 60 cm) y alcalinos (Pimienta, 1990). Cada cladodio puede llegar a tener más de 20 flores de distintos tonos de amarillos y rojos y generar el mismo número de frutos (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2005).

Las principales especies de nopal en México, aunque no todas se cultivan, son *Opuntia ficus-indica*, *O. megacantha*, *O. albicarpa*, *O. undulata*, *O. joconostle*, *O. durangensis*, *O. streptacantha*, *O. cochinera*, *O. robusta* var. *Larreyi*, *O. leucotricha*, *O. hyptiacantha*, *O. robusta* var. *Robusta*, *O. undulata*, *O. tomentosa* y *Nopalea cochenillifera* que dan origen a más de 70 variedades (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2005). En los estados de Jalisco y Zacatecas se cultivan mayormente las variedades de nopal tunero Burróna y Cristalina (*Opuntia albicarpa*, ambas), Picochulo (*O. megacantha*) y Rojo pelón (*O. ficus-indica*). Las variedades que se cultivan en menor medida o se usan en forma silvestre son las de tuna amarilla (*O. megacantha*), las rojas (*O. ficus-indica* y *O. megacantha*), Xoconostle (*O. joconostle* y *O. matudae*) y Cardona (*O. streptacantha*) (Fuentes-Aguilar, 2005). La mayoría de las plantaciones de nopal tunero en la región utilizan tecnología tradicional y un número reducido de insumos (Gallegos-Vázquez *et al.*, 2003). Las prácticas agrícolas que se llevan a cabo son la poda, aplicación de abono, deshierbe, barbecho, fumigación, aclareo y unos pocos aplican riego por goteo (Fuentes-Aguilar, 2005).

En el municipio de Ojuelos de Jalisco, Jalisco hay 2,152 ha sembradas de nopal tunero con un rendimiento de 7 t/ha al año, mientras que en el municipio de Pinos, Zacatecas hay 18,011 ha con un rendimiento promedio de 10.72 t/ha al año. El número de hectáreas sembradas en ambos municipios representa el 37% del total nacional (SIAP, 2013). Las plantaciones de nopal tardan entre 4 o 5 años para alcanzar niveles de fructificación que permiten su comercialización (INE, 1994). En esta región, los nopales florecen entre los meses de abril y mayo (Pimienta, 1990), y la cosecha se realiza una vez al año, comenzando en julio y terminando en octubre (INE, 1994).

Cuando menos 89 especies de vertebrados silvestres (9 reptiles, 26 aves y 54 mamíferos) son consumidores de alguna parte del nopal. Los cladodios son un importante recurso durante los periodos de sequía y baja disponibilidad de alimento, tanto para especies silvestres (Mellink and Riojas, 2002) y para el ganado en zonas áridas y semiáridas. (Nefzaoui and Salem, 2002). Mientras están disponibles, las flores, los frutos y las semillas son consumidos por bastantes animales silvestres. Aunque algunas especies no utilicen las nopaleras para proveerse de alimento, las usan como hábitat ya que brindan una cobertura para protección de depredadores y materiales para construcción de nidos o madrigueras (Mellink and Riojas, 2002).

5.1.2 Selección de sitios de muestreo

Para el presente estudio se seleccionaron 12 huertas de nopal tunero agrupados bajo dos factores independientes: el tamaño de parche que forma o en el que está incluida la huerta y la estructura interna del parche, dada por la presencia o no de elementos arborescentes (árboles, izotes y nopales arborescentes); teniendo cuatro tratamientos con tres repeticiones. (Tabla 1). Las huertas se encontraron en los municipios de Ojuelos de Jalisco, Jalisco y Pinos, Zacatecas (Fig. 1).

Tabla 1. Sitios de muestreo de las huertas de nopal tunero en Los Llanos de Ojuelos en cada combinación de factores.

Tamaño de parche	Sin árboles	Con árboles
Pequeño \leq 10 Ha	Ojuelos	Santo Domingo
	El Sitio	Morenitos
	La Laborcilla	Salitrillo
Grande $>$ 10 Ha	Victoria sin árboles	Victoria con árboles
	Mesa de El Sitio	La Jaula
	La Estrella	Encinillas

5.1.3 Huertas de estudio

5.1.3.1 Huertas en parche pequeño sin árboles

Ojuelos (21.83479 N, 101.57478 O, 2219 msnm; Fig. 3a). Con un área de 7 ha, la huerta estaba rodeada por campos de cultivo que no se trabajaron durante los muestreos. La plantación de nopal era de la variedad picochulo con plantas de una altura aproximada de 150 cm. No se realizaron prácticas agrícolas dentro de la huerta por parte del agricultor mientras duró el estudio y el suelo se encontraba cubierto por un estrato denso de herbáceas, compuesto principalmente por *Bouteloua* spp., *Chloris virgata* y *Rhynchelytrum repens*, tanto entre las calles de la huerta como entre los nopales.

La Laborcilla (22.09892 N, 101.71957 O, 2220 msnm; Fig. 3b). El área cubierta por la huerta es de aproximadamente 8 ha. Se encontraba en el abanico aluvial de un cerro, uno de sus lados colindaba con un camino de terracería, y los otros tres con matorral. Dentro de la huerta, aunque fuera de la parcela de estudio se encontraban árboles de *Juniperus flaccida* y *Yucca decipiens*. La altura de los nopales (variedad picochulo) era de 150 a 225 cm. Durante el estudio no se realizaron prácticas agrícolas por parte del agricultor, pero en algunas ocasiones introdujeron a pastorear borregos, cabras, reses y caballos. El suelo se encontraba cubierto por una gran variedad de pastos, incluyendo *R. repens* y de los géneros *Muhlenbergia*, *Bouteloua*, *Aristida*, entre otros, tanto entre los callejones de la huerta como entre las hileras de nopal.

El Sitio (21.96900 N, 101.55589 O, 2190 msnm; Fig. 3c). La huerta tenía un área aproximada de 6 ha. A un lado de ella pasaba un camino pavimentado y a su alrededor se encontraban campos de cultivo de frijol. La variedad del nopal era rojo azteca y tenían una altura de entre 100 y 140 cm. No se realizaron prácticas agrícolas durante el estudio. El suelo tuvo una cobertura de herbáceas (*Chloris* spp, *Aristida* spp, *Muhlenbergia* spp, entre otros) de más del 85% durante todo el muestreo entre las calles de la huerta y las hileras de nopal.

5.1.3.2 Huertas en parche pequeño con árboles

El Salitrillo (21.91374 N, 101.74671 O, 2140 msnm; Fig. 3d). De un área aproximada de 6 ha, se encontraba junto a una brecha y en uno de sus lados estaba delimitado por un

cercos vivos de nopal (de unos 3, 4 m de altura). Dentro de ella había un pequeño borde con agua. Los nopales de la huerta, de la variedad picochulo, medían desde 80 hasta 200 cm. No se llevaron a cabo prácticas agrícolas durante, pero algunas veces llevaban caballos y burros a pastar. Dentro de la huerta había árboles de pirul (*Schinus molle*) y huizache (*Acacia* spp.) que medían desde 250 hasta 300 cm. El suelo tenía una cobertura del 50% de herbáceas, principalmente de *R. repens* y del género *Muhlenbergia*. Las herbáceas se encontraban en las calles de la huerta y entre los nopales.

Morenitos (21.93319 N, 101.74612 O, 2140 msnm; Fig. 3e). Con un área de 9 ha, la huerta estaba rodeada en dos de sus lados por campos de cultivo, otro por una huerta de nopal y el último por matorral poco denso. Las plantas de nopal, picochulo, tenían una altura de 150 a 225 cm. En la huerta había árboles de pirul y huizache que medían 300 cm de altura aproximadamente. No se practicaron actividades culturales y nunca hubo ganado dentro de ella. El suelo tenía una cobertura de herbáceas del 45% aproximadamente, principalmente de *R. repens* y *Muhlenbergia* spp, entre otras. Las herbáceas podían encontrarse entre las hileras de nopal y las calles.

Santo Domingo (21.81813 N, 101.61211 O, 2250 msnm; Fig. 3f). La huerta, tenía un área de poco menos de 6 ha, uno de sus lados limitaba con un matorral muy denso, otro con una huerta de nopal y los otros dos eran campos de cultivo abandonados. Los nopales de la huerta tenían una altura de 100 a 200 cm y eran de la variedad amarillo plátano. Dentro de la huerta había árboles de pirul y huizache que tenían una altura de 120 a 230 cm. No se realizaron prácticas agrícolas, pero algunas veces llevaban cabras para alimentarse. El suelo tenía una cobertura del 50% de distintos pastos tanto entre las calles como entre las hileras de nopal.

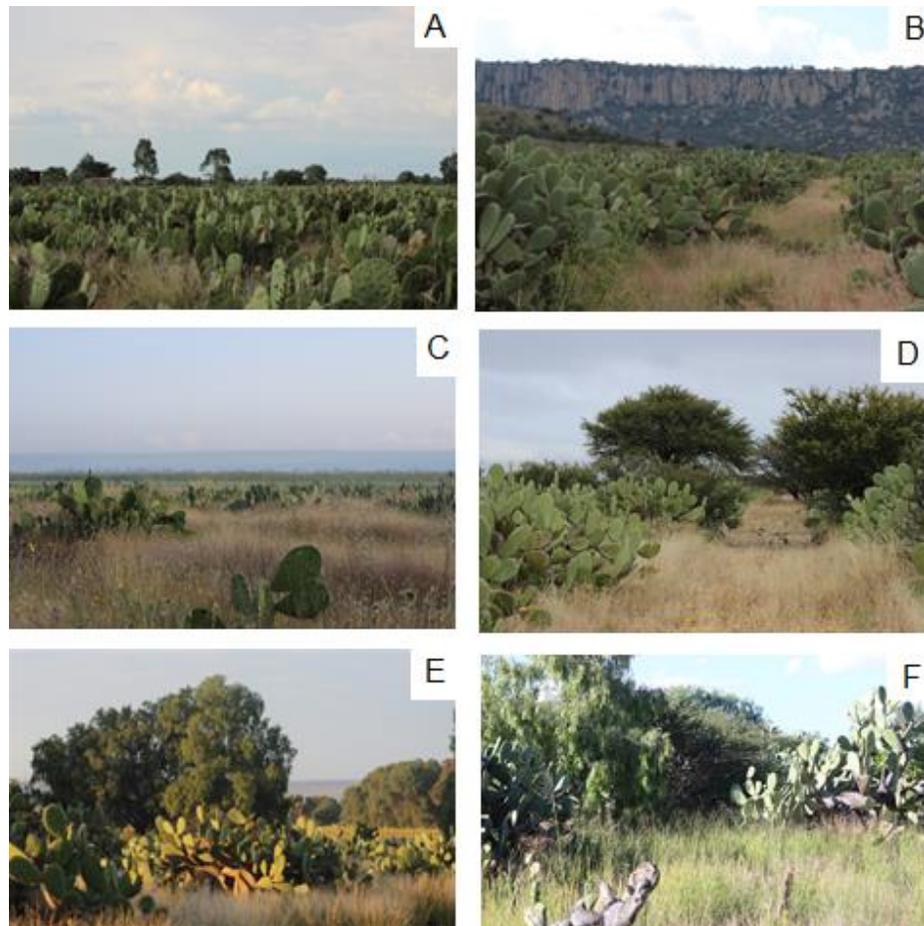


Figura 3. Huertas en parche pequeño. Sin árboles: (A) Ojuelos, (B) La Laborcilla, (C) El Sitio; con árboles: (D) El Salitrillo, (E) Morenitos y (F) Santo Domingo.

5.1.3.3 Huertas en parche grande sin árboles

Victoria sin árboles (22.24015 N, 101.67741 O, 2170 msnm; Fig. 4a). La huerta se encontraba dentro de un manchón de huertas de aproximadamente 16 540 ha. Alrededor de la huerta de estudio había otras huertas de nopal tunero y algunos parches de alfalfa y aunque la huerta no tenía árboles dentro de ella, había algunos árboles a 30 m de distancia sobre los caminos. Las plantas de nopal de la huerta, variedad rojo pelón, tenían una altura de 140 cm. Los nopales se podaban continuamente para que mantuviera su tamaño, se barbechaban las calles entre las hileras de nopal y se llevaba a cabo el deshierbe total de la huerta. Además se aplicaban químicos para las plagas y abono. El suelo tuvo una cobertura menor del 10% a lo largo del muestreo.

Mesa de El sitio (21.91592 N, 101.62236 O, 2250 msnm; Fig. 4b). El área aproximada de la huerta era de 34 ha. Uno de sus lados limitaba con un matorral muy denso y los otros tres con huertas de nopal tunero. Fuera de la parcela de estudio había palmas (*Yucca decipiens*) de unos 8 m. Los nopales de la huerta, variedad cristalina, tenían una altura de 100 a 175 cm. Las calles se barbechaban y los nopales se abonaban con estiércol de chivo. El suelo tenía una cobertura del 60% de zacates, género *Aristida*, *Muhlenbergia* entre otros, entre las calles e hileras de nopal tales.

La Estrella (22.08613 N, 101.50511 O, 2239 msnm; Fig. 4c). Aproximadamente de unas 117 ha, la huerta se encontraba junto a un camino pavimentado y dos de sus lados estaban junto a campos de cultivo y uno a un matorral muy poco denso. No había árboles cercanos a la huerta. La variedad de nopal sembrada era picochulo y los nopales medían entre 150 y 170 cm. No se llevaron a cabo prácticas agrícolas, pero y algunas veces se introdujeron vacas para que pastaran dentro de la huerta. El suelo tenía una cobertura del 40% de herbácea, especialmente zacates de los géneros *Chloris*, *Muhlenbergia*, entre otros.

5.1.3.4 Huertas en parche grande con árboles

Victoria con árboles (22.23357 N, 101.62937 O, 2170 msnm; Fig. 4d). La huerta se encontraba dentro de un manchón de huertas de nopal tunero de un área de 16 540 ha. Los nopales, variedad rojo pelón, tenían una altura aproximada de 140 cm. Los nopales se podaban para mantener su altura y las pencas desechadas se colocaban en las calles e incorporadas al suelo por medio de un barbecho. No se deshirió durante el estudio. Los árboles de la huerta, pirul, eucalipto y huizache, tenían una altura 200 a 300 cm. Las calles se encontraban prácticamente sin cobertura, pero entre los nopales se mantenían herbáceas como *R. repens*, *Chloris* spp., *Muhlenbergia* spp, *Bouteloua* spp. y algunas especies de la familia Asteraceae.

La Jaula (22.04285 N, 101.64356 O, 2140 msnm; Fig. 4e). El manchón donde se encontraba la huerta tenía un área aproximada de 1 260 ha. Alrededor de la huerta de estudio sólo había huertas de nopal tunero. Las plantas de nopal, variedad picochulo, tenían una altura de 170 a 200 cm. Las calles se barbechaban y la cobertura de herbáceas ente algunos los nopales era eliminada por medio de fuego. Dentro de la

huerta había árboles de huizache, pirul e izotes que medían desde 200 hasta 500 cm de altura. Las calles se encontraban prácticamente descubiertas y entre los nopales había herbáceas, incluyendo *R. repens*, *Chloris* spp., *Muhlenbergia* spp. y *Aristida* spp., entre otros.

Encinillas (21.96655 N, 101.74612 O, 2150 msnm; Fig. 4f). La huerta, con un área aproximada de 100 ha, tenía dos de sus lados junto a otras huertas de nopal, otro junto a un campo de cultivo y el último junto a un bordo de agua. Los nopales sembrados, variedad picochulo, tenían una altura de 150 a 230 cm. Los árboles de la huerta eran pirul, de una altura aproximada de 200 a 400 cm. No se realizaron prácticas agrícolas durante el estudio, pero ocasionalmente se introducía ganado vacuno para pastar. El suelo tanto entre las calles como entre los nopales tenía una cobertura del 20% compuesta por especies de zacates de los géneros *Chloris* y *Muhlenbergia*, entre otros.

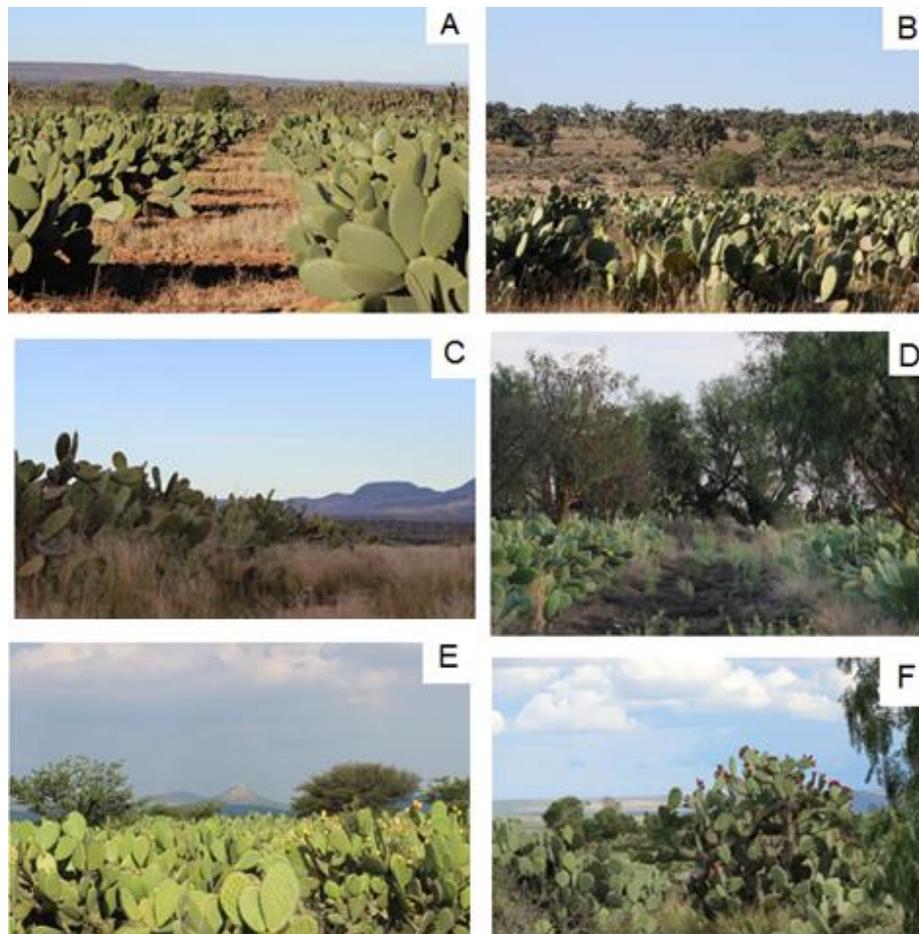


Figura 4. Huertas en parche grande. Sin árboles: (A) Victoria sin árboles, (B) La Mesa de El Sitio, (C), La Estrella; con árboles: (D) La Victoria con árboles, (E) La Jaula y (F) Encinillas.

5.1.4 Parcelas de muestreo

Con el fin de que la información generada fuera comparable establecí unidades de muestreo de mismo tamaño en cada una de las huertas de estudio. Estas eran parcelas cuadradas de 1 ha (100 x 100 m). En ellas marqué con estacas (Fig. 5):

- cuatro esquinas,
- cuatro puntos para colocación de redes ornitológicas,
- cuatro para colocación de cámaras automáticas,
- cuatro puntos para trampas de semillas,
- cuatro puntos de comienzo de los transectos para la estimación de cobertura vegetal,
- cuatro puntos para estimar diversidad altura foliar y
- un punto para colocar una trampa para insectos.

Durante los periodos de toma de datos, coloqué banderas en las esquinas de la parcela de estudio para mantener claramente visible la superficie a trabajar.



Figura 5. Estaca de marcado de esquinas de parcela y puntos de muestreo.

5.2 Trabajo de campo

Muestreé cada huerta en 5 ocasiones entre septiembre de 2013 y junio de 2014 (Tabla 2).

5.2.1 Registro de aves

Para registrar la riqueza y abundancia de aves de cada huerta empleé tres técnicas de muestreo. La primera fue a través de seis recorridos de 30 min en la parcela, separados por intervalos de 30 min entre ellos. Realicé tres vespertinos, iniciando 3 horas antes de la puesta del sol; y tres matutinos iniciando a la salida del sol.

Tabla 2. Periodos de muestreo en las huertas de nopal tunero y su relación con la temporada del año en los Llanos de Ojuelos.

Muestreo	Inicio	Término	Temporada del año
1er	30/09/2013	11/10/2013	Lluviosa
2do	28/11/2013	13/12/2013	Seca fría
3er	16/02/2014	28/02/2014	Seca fría
4to	13/04/2014	24/04/2014	Seca cálida
5to	03/06/2013	15/06/2014	Lluviosa

En cada recorrido documenté las aves en 3 bandas de 30 m de ancho y 100 m de largo paralelas a las hileras de nopal, con un tiempo de observación de 10 min por banda. Identifiqué las aves presentes por observación directa con la ayuda de binoculares, y por sus vocalizaciones. Además identifiqué y conté todas las aves observadas en la huerta fuera de las bandas o del periodo de conteo en ellas.

En la segunda técnica coloqué cuatro redes de niebla de 2.6 m de alto y 12 m de largo, con cuatro bolsas y luz de malla de 65 mm (Fig. 6a). Coloqué una red cerca de cada esquina, 10 m fuera de la parcela (Fig. 7). Mantuve las redes abiertas durante tres horas por la tarde cerrándolas a la puesta del sol, y tres horas por la mañana abriéndolas al amanecer. Éstas se revisaron cada 20 minutos. Registré todos los individuos capturados de cada especie y el intervalo en el cual se capturaron.

Para desarrollar la tercer técnica de muestreo, instalé cuatro cámaras automáticas (Fig. 6b). Dos las programé para capturar una imagen por medio de sensor de movimiento y las otras dos para obtener una imagen cada 5 min. Coloqué las cámaras sobre el límite de la parcela de estudio a 25 m de cada esquina de la parcela, en los lados perpendiculares a las hileras de nopal (Fig. 7). En cada lado se encontraba una cámara de sensor y en el otro una de intervalo fijo. Mantuve las cámaras activas durante un

período de tres horas por la tarde y otro igual por la mañana, comenzando tres horas antes de la puesta del sol y con el amanecer, respectivamente. Cada día, con el cambio de localidad del estudio, se respaldé la información de las cámaras en una computadora.

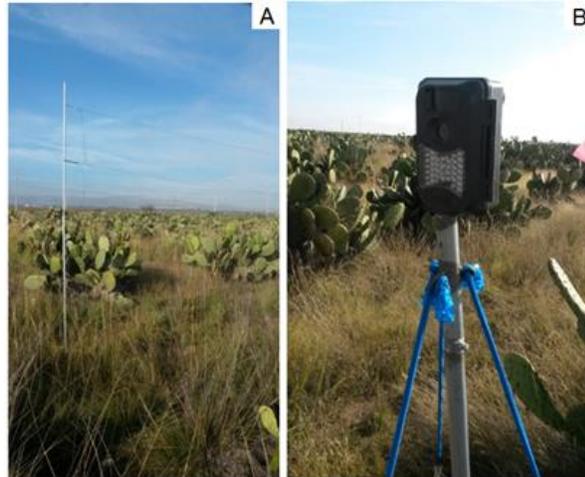


Figura 6. (A) Vista general de la red de niebla, (B) cámara de monitoreo automático de fauna silvestre.

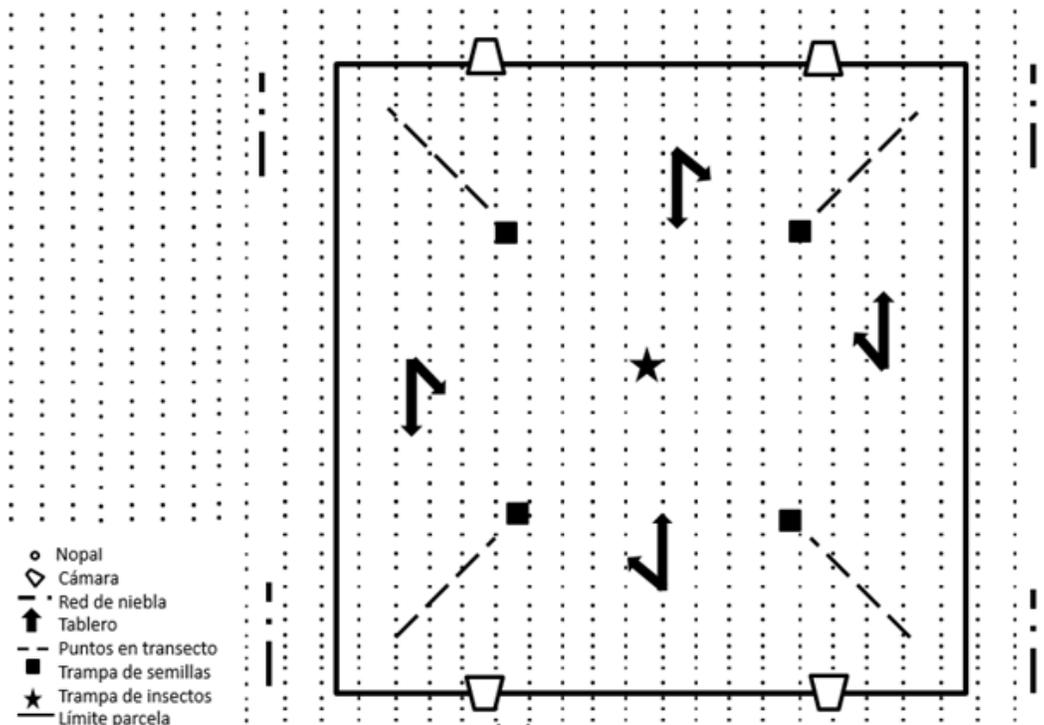


Figura 7. Distribución de cada uno de los puntos de toma de datos dentro de la parcela de estudio en la huerta de nopal tunero.

5.2.2 Diversidad de altura foliar y porcentaje de cobertura del suelo

Para determinar el valor de diversidad de altura foliar se utilizó un tablero vertical de 240 cm de altura y 30 cm de ancho, dividido en secciones de 25 cm (comenzando a partir de cinco centímetros desde el suelo; Fig. 8a; Hays *et al*, 1981). Éste lo coloqué en 4 estaciones de lectura localizadas a la mitad de cada orilla de la parcela, 10 m hacia el centro de la misma. (Fig. 7) y estimé el porcentaje de la obstrucción visual de cada una de las secciones de 25 cm del tablero (hasta donde fue posible, ~170 cm, de manera horizontal; más arriba desde ~170 cm). En cada estación tomé dos lecturas: la primera, a lo largo del centro de la calle entre dos hileras de nopal, colocando el tablero a 15 m del observador; la segunda, en un ángulo de 45 grados con respecto al borde de la parcela, situando el tablero a 10 m del observador. En cada periodo usé la misma orientación

Para determinar la cobertura del suelo utilicé puntos a lo largo de cuatro transectos de 15 m de largo, comenzando cada uno a 10 m de cada esquina, hacia el centro de la parcela (Fig. 7). Cada 10 cm anoté la forma de vida que interceptaba el rayo de luz de un apuntador láser sostenido de manera vertical. Las diferentes categorías fueron: herbáceas, árbol, arbusto, nopal, árbol y espacios abiertos (mantillo y suelo desnudo) (Fig.8b).



Figura 8. Técnicas empleadas para la descripción de la estructura de la vegetación en las huertas estudiadas. (A) Tablero para determinación de la obstrucción visual (B) transecto para determinar la cobertura del suelo.

5.2.3 Disponibilidad de alimento

En la región, los grupos más numerosos de aves son granívoros e insectívoros (Mellink, en proceso), por lo que tomé datos de disponibilidad de semillas y de artrópodos. Para estimar la abundancia de semillas coloqué 4 trampas de semillas (Fig. 9) por sitio. Las trampas las elaboré con piezas de cartulina de 20 x 20 cm a las cuales les unté grasa automotriz, de manera que cualquier semilla que cayera en ella quedara pegada. Éstas las coloqué a un metro de distancia del final de los transectos de vegetación (Fig. 7) y las dejé activas durante toda la sesión de muestreo. Las trampas las coloqué tres horas antes de la puesta del sol y las mantuve hasta tres horas después de la salida del sol del día siguiente. Después de recogerlas, envolví las trampas en plástico para proteger la cubierta de grasa con las semillas adheridas. Las rotulé con el número de trampa, sitio y fecha. Para formar una colección de referencia para la identificación de las semillas que se capturaron en las trampas de semillas, realicé una colecta de plantas en dos de las huertas que contenían el mayor número de especies de herbáceas. Prensé los ejemplares y los llevé al laboratorio para su identificación.



Figura 9. Técnicas empleadas para la (A) colecta de semillas y (B) colecta de artrópodos en las huertas estudiadas.

Como un indicador de la abundancia de artrópodos en los sitios de muestreo utilicé una trampa de ventana, la cual consiste en un vidrio de 60x80 cm, sobre un recipiente de agua jabonosa (Fig. 9) a 100 cm del suelo (Southwood y Henderson, 2000). Ésta la coloqué en el centro de la parcela (Fig. 7) y la mantuve operando durante tres horas antes de la puesta del sol y tres horas después de la salida del sol. En esta trampa, cuando los artrópodos se impactan con el vidrio caen y se ahogan en el recipiente, ya que el jabón

rompe la tensión superficial del agua. Colecté los insectos del agua con la ayuda de un hisopo y los guardé en frascos con alcohol al 70% debidamente rotulados.

5.3 Trabajo de laboratorio y gabinete

5.3.1 Riqueza, abundancia y diversidad de aves

Para obtener el mejor estimador de la riqueza y abundancia de aves de cada huerta de nopal tunero tomé en cuenta el número total de especies y la abundancia máxima, de entre los seis recorridos. El valor de diversidad taxonómica de aves (D) lo calculé por medio del exponencial del índice de Shannon (Jost, 2006) $D = \exp(-\sum_{i:1}^S p_i \ln p_i)$ donde:

- S: Número de especies de aves
- p_i : Proporción de la abundancia máxima de cada una de las especies de aves $i: \frac{n_i}{N}$
- n_i : Abundancia máxima de cada una de las especies de aves i
- N: Abundancia máxima de todas las especies de aves.

5.3.2 Diversidad de altura foliar y porcentaje de cobertura del suelo

Con los datos de obstrucción visual calculé la diversidad de altura foliar (DAF) por muestreo y por sitio, por medio del índice de Shannon $DAF = -\sum_{i:1}^S p_i \ln p_i$, donde:

- S: Número de secciones del tablero obstruidas por la vegetación
- p_i : Proporción del porcentaje de obstrucción de cada sección del tablero $i: \frac{n_i}{N}$
- n_i : Porcentaje de obstrucción de cada sección del tablero i
- N: Suma de los porcentajes de obstrucción de todas las secciones del tablero.

Con los datos de puntos en transecto estimé el porcentaje de cobertura vegetal por estrato, de suelo desnudo y mantillo de cada una de las huertas. Los porcentajes los transformé por medio de la función arcoseno para normalizar los datos. Además obtuve un índice de heterogeneidad ambiental (HA) utilizando el índice de Shannon $HA = -\sum_{i:1}^S p_i \ln p_i$, donde:

- S: Número de estratos de vegetación
- p_i : Proporción de número de puntos de cada estrato de vegetación $i: \frac{n_i}{N}$

- n_i : Número de puntos de cada uno de los estratos de vegetación i
- N : Total de puntos de todas las categorías.

5.3.3 Disponibilidad de alimento

Para determinar la abundancia de semillas, separé éstas de la trampa con ayuda de pinzas, luego las coloqué en agua caliente para quitar el exceso de grasa, posteriormente las sequé y almacené en sobres para luego contarlas. Para la identificación de las especies de semillas, primero identifiqué las plantas colectadas en las huertas con ayuda de bibliografía especializada (Sánchez-Sánchez, 1969; de la Cerda-Lemus, 1996; Herrera-Arrieta, 2001), tomé muestras de sus semillas y luego las relacioné las semillas de las trampas con las de las plantas identificadas.

En el caso de los artrópodos, identifiqué hasta nivel de orden cada uno de los individuos capturados en la trampa de ventana. La identificación la realicé con ayuda de estereoscopio y bibliografía especializada (Cancelado, 2004). Como estimador de la abundancia de artrópodos tomé el número de individuos por orden.

5.4 Análisis de datos

Para determinar el efecto del tamaño de parche, la ausencia o presencia de árboles en las huertas de nopal y del periodo de muestreo sobre la riqueza, abundancia y diversidad total de aves utilicé análisis de varianza de tres vías.

Evalué el efecto del periodo de muestreo, tamaño de parche, la ausencia o presencia de árboles dentro de la parcela de estudio sobre la riqueza y abundancia de especies ubicuas (especies que estuvieron presentes por lo menos en cuatro de los cinco muestreos) por medio de análisis de varianza de tres vías. También realicé análisis de varianza de tres vías para determinar el efecto del periodo de muestreo, tamaño de parche y árboles dentro de las huertas sobre la abundancia de cada una de las especies ubicuas.

Debido a las diferencias en la abundancia total de aves en los periodos de muestreo, exploré si existía un efecto del periodo sobre la abundancia de gorriones migratorios por medio de un análisis de varianza de una vía. Dado que el periodo de muestreo que

presentó mayor abundancia de gorriones migratorios fue febrero, realicé un análisis de varianza de dos vías para determinar si existía un efecto del tamaño de parche y ausencia o presencia de árboles dentro de la parcela de estudio sobre la abundancia en conjunto de las especies de gorriones migratorios sólo durante ese mes.

Como el periodo de muestreo y la ausencia o presencia de árboles en las huertas tuvieron un efecto sobre las aves, determiné el efecto de estas dos variables sobre la cobertura de arbustos, herbáceas, nopales, espacios abiertos, índice de heterogeneidad ambiental, diversidad de altura foliar a 45° con respecto a las calles y a lo largo de las calles de las hileras de nopal, abundancia de semillas y artrópodos mediante un análisis de varianza de dos vías.

Para determinar si la riqueza, la abundancia, la diversidad total de aves, y la riqueza y abundancia de especies ubicuas y gorriones migratorios tenían una relación lineal con las variables ambientales realicé regresiones lineales.

Las diferencias entre las medias, en los análisis de varianza, se consideraron significativos con un $\alpha \leq 0.05$ y utilicé la prueba de Duncan para la separación de medias cuando se detectaron diferencias significativas. Todas las pruebas las realicé con ayuda del paquete Statistica (StatSoft, 2001).

6 Resultados

6.1 Aves

Las redes de niebla estuvieron activas durante 216 horas y las cámaras trampa durante 360. En las redes se capturaron 49 individuos de 14 especies, mientras que las cámaras no registraron imágenes de aves identificables. Ninguna de las aves capturadas en las redes fue de alguna especie que no se hubiera registrado durante la realización de los conteos y en ninguna ocasión se capturaron más individuos de una especie que los contados a lo largo de las bandas de conteo. Debido a que las redes de niebla y cámaras trampa no aportaron información relevante, sólo se analizó la información generada durante los conteos a lo largo de las bandas.

Durante el estudio se registraron 918 individuos de 58 especies de aves, pertenecientes a 25 familias dentro de la parcela de estudio. Las familias con más especies fueron Emberizidae (10) y Tyrannidae (6; Anexo 1). Cincuenta y tres por ciento de las especies fueron insectívoras, 24% granívoras, 9% carnívoras, 7% nectarívoras, 3% omnívoras y 3% frugívoras.

6.1.1 Riqueza total de aves

La riqueza total de aves fue influenciada significativamente por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=2.99$; $p=0.02$) y por la presencia de árboles ($F_{1,53}=20.47$; $p=0.00003$), pero no por el tamaño de parche ($F_{1,53}=0.08$; $p=0.7$; Fig. 10). En febrero la riqueza de aves total fue significativamente mayor a la de abril y diciembre, mientras que junio y septiembre no fueron significativamente diferentes de ninguno de los demás periodos. Las huertas con árboles tuvieron significativamente más riqueza de aves total.

6.1.2 Abundancia total de aves

La abundancia total de aves fue influenciada significativamente por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=3.4$; $p=0.01$), pero no por el tamaño de parche ($F_{1,53}=0.28$; $p=0.59$), ni por la presencia de árboles en las huertas ($F_{1,53}=1.009$; $p=1.009$; Fig. 11). Febrero tuvo una abundancia significativamente mayor a los demás periodos de muestreo.

6.1.3 Diversidad total de aves

La diversidad total de aves no fue influenciada por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=0.79$; $p=0.53$), ni por el tamaño de parche ($F_{1,53}=0.13$; $p=0.71$), pero sí por la presencia de árboles en las huertas ($F_{1,53}=16.34$; $p=0.0001$; Fig. 12). Las huertas con árboles tuvieron valores significativamente mayores de diversidad aviar que las huertas sin ellos.

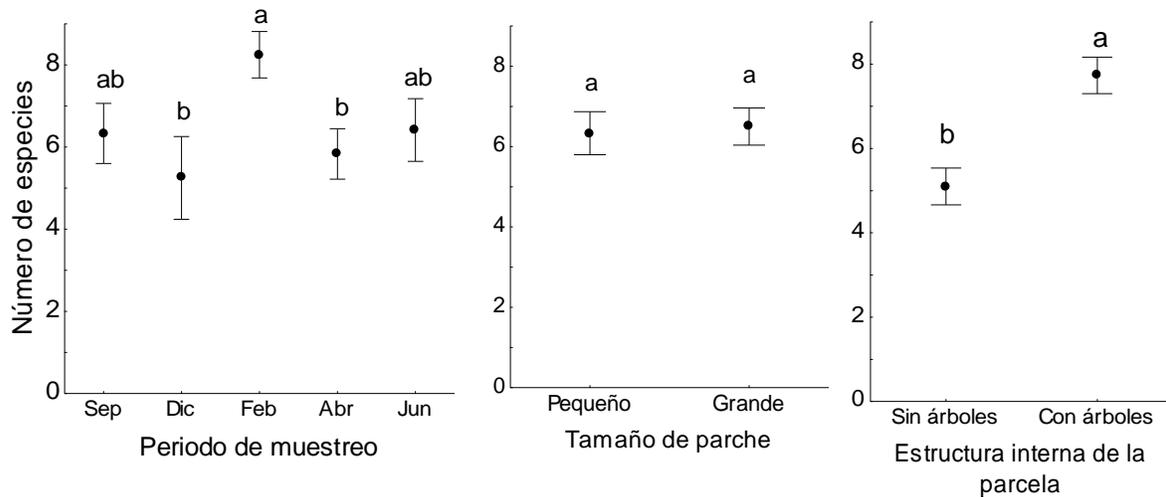


Figura 10. Riqueza de aves (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

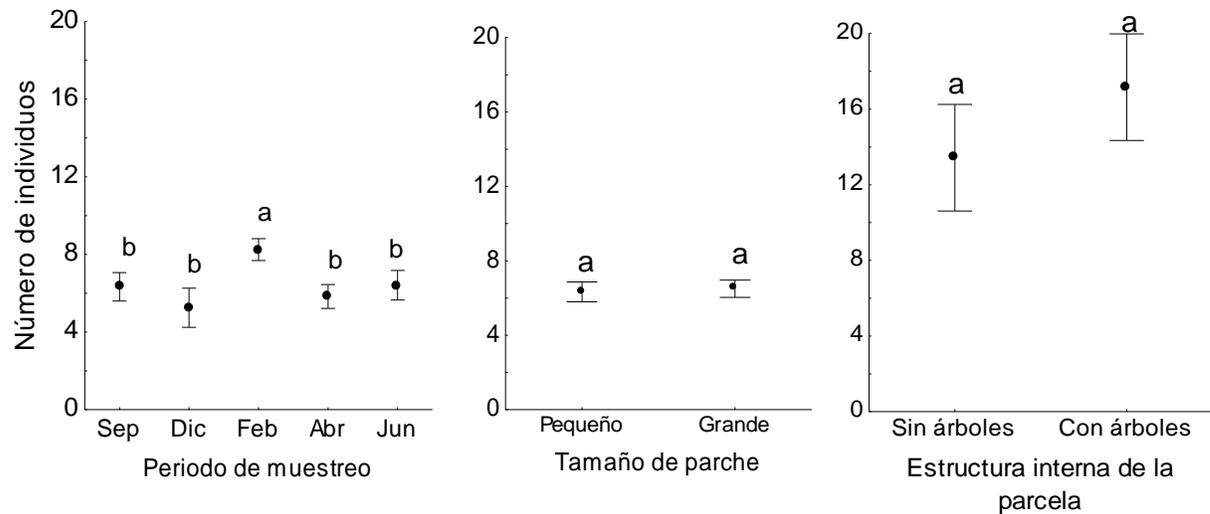


Figura 11. Abundancia de aves (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

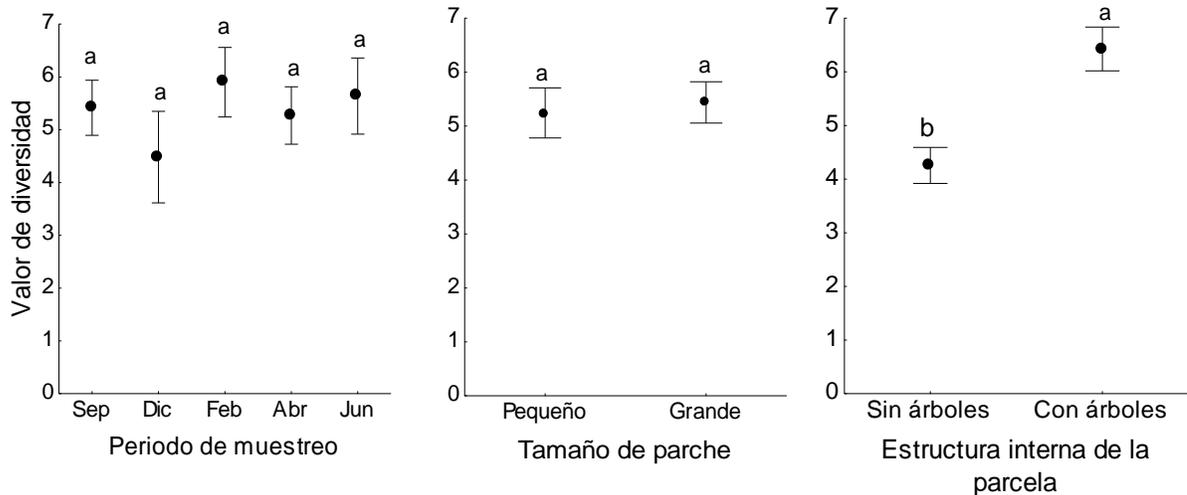


Figura 12. Diversidad de aves (calculado con el exponencial del índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.1.4 Riqueza de especies ubicuas

Las especies ubicuas fueron: *Melospiza fusca*, *Sayornis saya*, *Haemorhous mexicanus*, *Spizella atrogularis*, *Amphispiza bilineata*, *Toxostoma curvirostre*, *Thryomanes bewickii*, *Campylorhynchus brunneicapillus* y *Zenaida macoura*.

La riqueza de este grupo fue influenciada por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=4.09$; $p=0.005$) y la presencia de árboles en las huertas ($F_{1,53}=27.98$; $p=0.00002$; Fig. 15), pero no por el tamaño de parche ($F_{1,53}=0.03$; $p=0.85$) El mes de febrero fue significativamente más rico que los meses de diciembre y abril, mientras que diciembre fue significativamente diferente de septiembre, junio, septiembre y febrero, a su vez, abril no fue diferente de septiembre y junio. Las huertas que tenían árboles dentro de ellas tuvieron mayor riqueza de este grupo de especies.

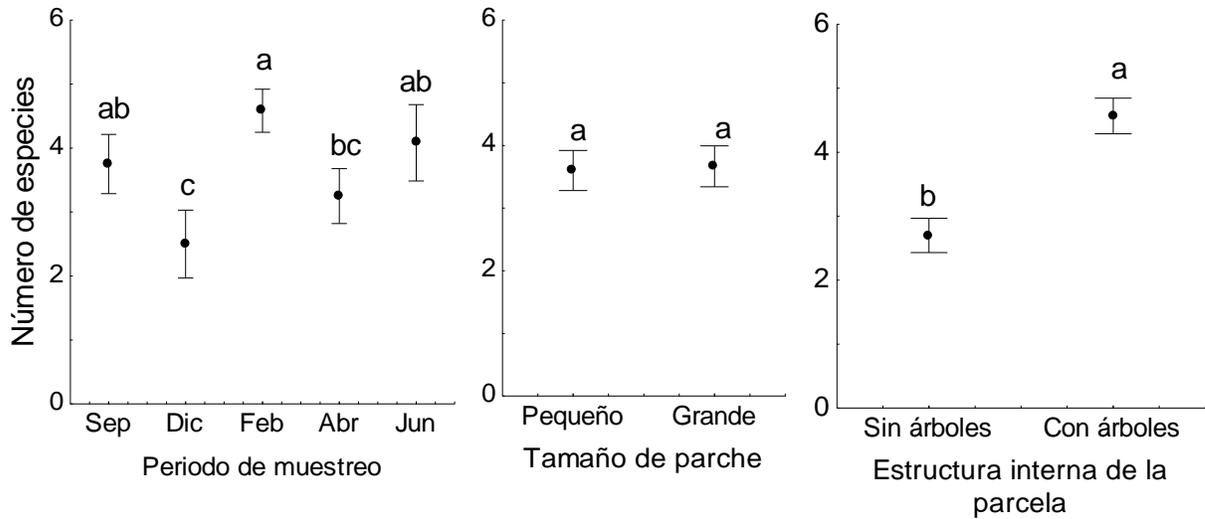


Figura 13. Riqueza de aves ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.1.5 Abundancia de especies ubicuas

La abundancia no fue influenciada por el periodo de muestreo ($F_{4,53} = 2.14$; $p = 0.08$), tampoco por el tamaño de parche ($F_{1,53} = 0.09$; $p = 0.76$), pero sí por los árboles dentro de las huertas ($F_{4,53} = 4.3$; $p = 0.04$; Fig. 16), donde la abundancia fue significativamente mayor que en las parcelas que no contaban con árboles.

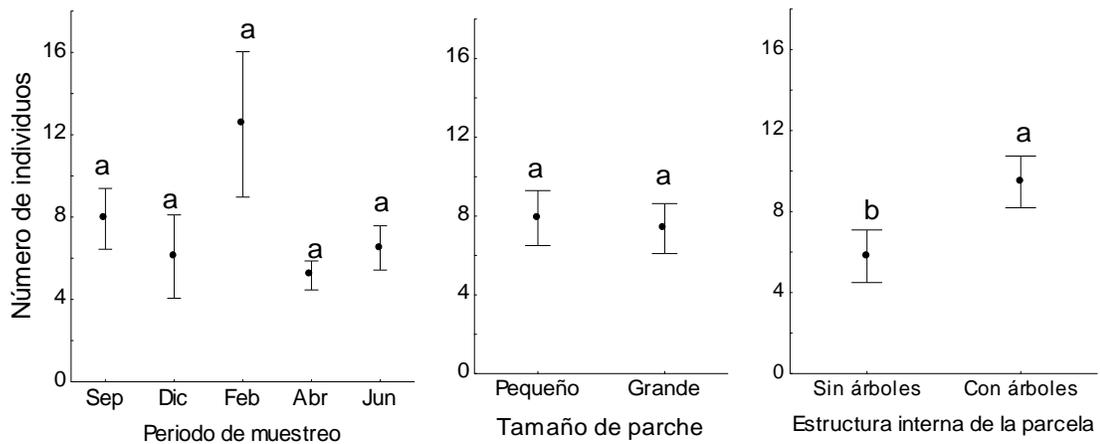


Figura 14. Abundancia de aves ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

El tamaño de parche no tuvo influencia sobre la abundancia de ninguna de las especies ubicuas. La abundancia de *M. fusca*, *H. mexicanus*, *S. atrogularis*, *Z. macroura* y *A. bilineata* no fue afectada tampoco por el periodo de muestreo ni por la presencia o ausencia de árboles dentro de las huertas (Tablas 3 y 4).

El periodo de muestreo tuvo un efecto sobre *S. saya* y *T. curvirostre*; en septiembre la abundancia de *S. saya* fue significativamente mayor que en junio y abril, mientras que en diciembre y febrero no fue significativamente diferente de la de junio, abril y septiembre. En el caso de *T. curvirostre*, abril y septiembre tuvieron una abundancia significativamente mayor a diciembre, mientras que los meses de junio y febrero no fueron significativamente diferentes de diciembre, septiembre y abril (Tablas 3 y 4). La presencia de árboles en las huertas tuvo un efecto positivo sobre *T. bewickii* y *C. brunneicapillus* (Tablas 3 y 4).

Tabla 3. Efecto del periodo de muestreo, tamaño de parche y la ausencia o presencia de árboles dentro de la parcela de estudio sobre la abundancia de cada una de las especies ubicuas (ANDEVA, $p \leq 0.05$)

	Periodo de muestreo $F_{4,53}; p$	Tamaño de parche $F_{1,53}; p$	Árboles dentro de la parcela de estudio $F_{1,53}; p$
<i>Melospiza fusca</i>	1.71; 0.16	0.005; 0.93	0.005; 0.93
<i>Sayornis saya</i>	2.89; <0.01	1.01; 0.31	<0.001; 1
<i>Haemorhous mexicanus</i>	1.03; 0.39	2.06; 0.15	0.009; 0.92
<i>Spizella atrogularis</i>	1.15; 0.34	2.3; 0.13	2.3; 0.13
<i>Toxostoma curvirostre</i>	2.69; 0.04	2.58; 0.11	1.45; 0.23
<i>Thryomanes bewickii</i>	29.05; <0.01	1.33; 0.25	5.33; 0.02
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	1.06; 0.38	0.26; 0.6	6.61; 0.01
<i>Zenaidura macroura</i>	0.91; 0.46	0.28; 0.59	3.29; 0.07
<i>Amphispiza bilineata</i>	0.37; 0.82	2.32; 0.13	0.09; 0.76

Tabla 4. Abundancia de especies ubicuas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo, en los diferentes tamaños de parche y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada junto a la abundancia) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

	<i>Melospiza fusca</i>	<i>Sayornis saya</i>	<i>Haemorhous mexicanus</i>	<i>Spizella atrogularis</i>	<i>Toxostoma curvirostre</i>	<i>Thryomanes bewickii</i>	<i>Campylorhynchus brunneipectus</i>	<i>Zenaidura macroura</i>	<i>Amphispiza bilineata</i>
Periodo de muestreo									
Sep	2.58 \pm 0.7 ^a	1.25 \pm 0.39 ^a	0.83 \pm 0.53 ^a	0.16 \pm 0.11 ^a	0.75 \pm 0.25 ^a	0.41 \pm 0.19 ^a	0.5 \pm 0.28 ^a	1.25 \pm 0.57 ^a	0.16 \pm 0.11 ^a
Dic	0.83 \pm 0.29 ^a	1 \pm 0.32 ^{ab}	0.75 \pm 0.5 ^a	0.08 \pm 0.08 ^a	0.16 \pm 0.11 ^b	0.08 \pm 0.08 ^a	0.5 \pm 0.33 ^a	2.5 \pm 1.63 ^a	0.16 \pm 0.11 ^a
Feb	1.91 \pm 0.57 ^a	0.91 \pm 0.35 ^{ab}	3.25 \pm 2.46 ^a	0.41 \pm 0.14 ^a	0.66 \pm 0.18 ^{ab}	0.83 \pm 0.16 ^a	0.83 \pm 0.27 ^a	3.41 \pm 2.45 ^a	0.25 \pm 0.13 ^a
Abr	1.58 \pm 0.25 ^a	0.16 \pm 0.16 ^b	0.41 \pm 0.22 ^a	0.25 \pm 0.13 ^a	1 \pm 0.21 ^a	0.33 \pm 0.25 ^a	0.83 \pm 0.34 ^a	0.41 \pm 0.25 ^a	0.16 \pm 0.11 ^a
Jun	1.83 \pm 0.38 ^a	0.16 \pm 0.16 ^b	0.5 \pm 0.33 ^a	0.33 \pm 0.14 ^a	0.58 \pm 0.14 ^{ab}	0.66 \pm 0.25 ^a	1.41 \pm 0.57 ^a	0.66 \pm 0.25 ^a	0.33 \pm 0.14 ^a
Tamaño de parche									
Pequeña	1.76 \pm 0.29 ^a	0.56 \pm 0.17 ^a	1.9 \pm 1 ^a	0.33 \pm 0.08 ^a	0.76 \pm 0.12 ^a	0.36 \pm 0.11 ^a	0.73 \pm 0.18 ^a	1.33 \pm 0.67 ^a	0.13 \pm 0.06 ^a
Grande	1.73 \pm 0.32 ^a	0.83 \pm 0.21 ^a	0.4 \pm 0.16 ^a	0.16 \pm 0.06 ^a	0.5 \pm 0.12 ^a	0.56 \pm 0.14 ^a	0.9 \pm 0.28 ^a	1.96 \pm 1 ^a	0.3 \pm 0.08 ^a
Árboles dentro de la huerta									
No	1.73 \pm 0.29 ^a	0.7 \pm 0.22 ^a	1.2 \pm 1 ^a	0.16 \pm 0.06 ^a	0.53 \pm 0.12 ^a	0.26 \pm 0.12 ^b	0.4 \pm 0.17 ^b	0.56 \pm 0.26 ^a	0.23 \pm 0.07 ^a
Si	1.76 \pm 0.32 ^a	0.7 \pm 0.16 ^a	1.1 \pm 0.3 ^a	0.33 \pm 0.08 ^a	0.73 \pm 0.12 ^a	0.66 \pm 0.12 ^a	1.23 \pm 0.27 ^a	2.73 \pm 1.15 ^a	0.2 \pm 0.07 ^a

6.1.6 Abundancia de gorriones migratorios

La diferencia en la abundancia de aves entre los periodos de muestreo fue dada por los gorriones migratorios *Spizella passerina*, *S. pallida*, *Ammodramus savannarum*, *Calamospiza melanocorys*, *Chondestes grammacus*, y *Pooecetes gramineus*. La abundancia de gorriones durante el mes de febrero fue significativamente mayor que en septiembre, abril y junio, mientras que diciembre no fue significativamente diferente de ningún periodo ($F_{4,55}=3.54$; $p=0.015$; Fig. 15).

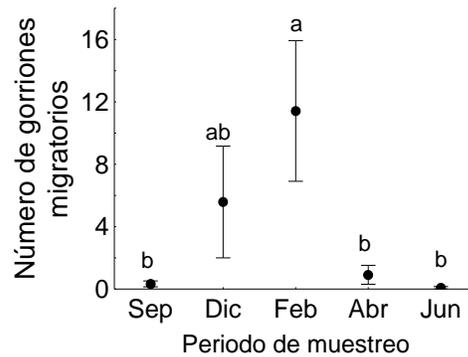


Figura 155. Abundancia de gorriones migratorios (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Ni el tamaño de parche ($F_{1,9}=0.0003$; $p=0.98$), ni la presencia o no de árboles dentro las huertas ($F_{1,9}=0.39$; $p=0.54$) tuvieron un efecto sobre la abundancia de las especies de gorriones migratorios (Fig. 16) en febrero de 2013.

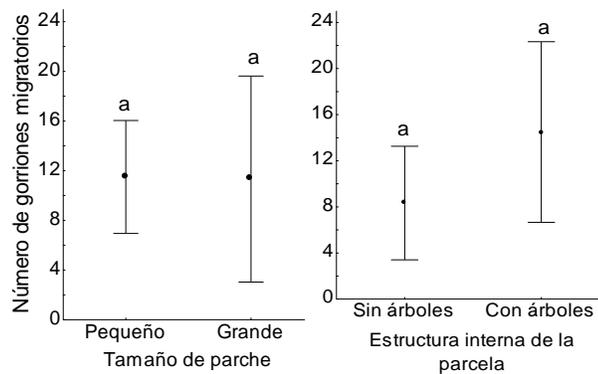


Figura 16. Abundancia de gorriones migratorios (media \pm error estándar) en cada tamaño de parche y en parcelas con presencia y ausencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.2 Vegetación

Se colectaron 43 ejemplares de plantas, pertenecientes a 9 familias y al menos a 30 especies diferentes en las huertas La Laborcilla y El Sitio (Tabla 5; Anexo 2).

Tabla 5. Número de ejemplares por familia taxonómica de plantas colectados en dos huertas de nopal tunero.

Familia	Número de ejemplares
Fabaceae	3
Asteraceae	7
Asparagaceae	1
Poaceae	22
Malvales	3
Amaranthaceae	2
Solanaeae	1
Valerianaceae	2
Resedaceae	1

6.2.1 Cobertura del suelo

El periodo de muestreo no tuvo un efecto sobre la cobertura de arbustos y nopales, pero sí sobre la cobertura de herbáceas y espacios abiertos (Tablas 6 y 7). Los meses de septiembre, diciembre y junio tuvieron significativamente más cobertura de herbáceas que febrero y abril, mientras que febrero y abril tuvieron significativamente más cobertura de espacios abiertos que los meses de septiembre, diciembre y junio (Tablas 6 y 7; Fig. 17).

La presencia o ausencia de árboles dentro de las huertas no tuvo un efecto sobre la cobertura de herbáceas y áreas sin cobertura, pero sí sobre la cobertura de arbustos y nopales (Tablas 6 y 7). Las parcelas de estudio que tuvieron árboles dentro de ellas, tuvieron una cobertura significativamente mayor de arbustos y nopales que las parcelas que no tenían árboles dentro de ellas (Tablas 6 y 7).

Tabla 6. Efecto del periodo de muestreo y la presencia o no de árboles dentro de las huertas sobre la cobertura de cada forma de crecimiento (valores de F del análisis de varianza de dos vías).

Forma de crecimiento	Periodo de muestreo $F_{4,54}; p$	Árboles dentro de la huerta $F_{1,54}; p$
Arbustos	0.82; 0.5	11.5; <0.01
Herbáceas	17.27; <0.01	1.75; 0.19
Nopales	0.47; 0.75	5.16; 0.02
Espacios abiertos	10.45; <0.01	0.32; 0.57

Tabla 7. Porcentaje de cobertura de cada categoría (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las huertas con ausencia o presencia de árboles. Medias en una misma columna con la misma letra (indicada junto a la cobertura) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

	Arbustos	Herbáceas	Nopales	Espacios abiertos
Periodo				
Sep	2.75 \pm 1.92 ^a	47.37 \pm 6.05 ^a	10.41 \pm 0.89 ^a	38.55.67 ^b
Dic	3.58 \pm 1.34 ^a	47.54 \pm 6.57 ^a	10 \pm 1.25 ^a	38.12 \pm 6.12 ^b
Feb	1.45 \pm 0.62 ^a	11.04 \pm 2.31 ^b	9.7 \pm 0.98 ^a	71.12 \pm 5.81 ^a
Abr	3.5 \pm 1.15 ^a	9.16 \pm 2.59 ^b	11.7 \pm 1.07 ^a	74.83 \pm 2.97 ^a
Jun	2.87 \pm 1.05 ^a	38.91 \pm 4.95 ^a	10.62 \pm 1.39 ^a	46.54 \pm 5.46 ^b
Árboles dentro de la parcela de estudio				
No	1.45 \pm 0.6 ^b	33.93 \pm 4.92 ^a	9.46 \pm 0.78 ^b	52.56 \pm 5 ^a
Si	4.22 \pm 0.88 ^a	27.68 \pm 3.62 ^a	11.51 \pm 0.56 ^a	55.08 \pm 3.74 ^a

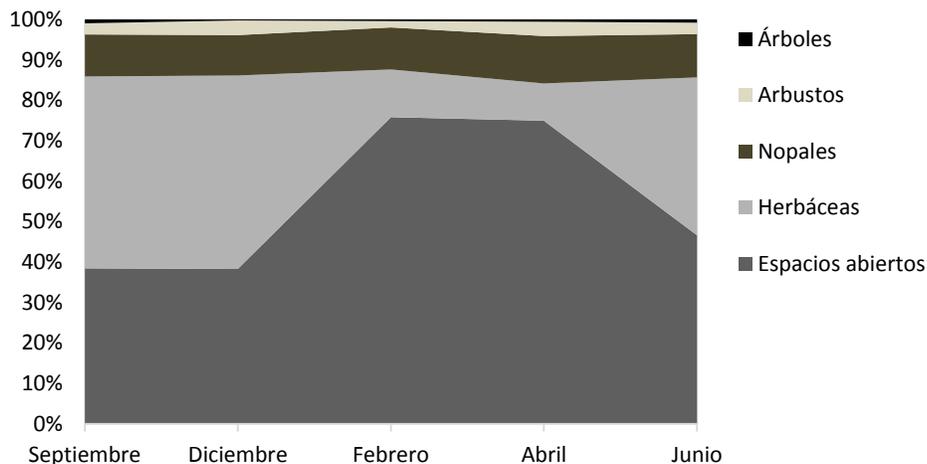


Figura 17. Variación del porcentaje de cobertura media de vegetación de cada categoría durante los periodos de muestreo.

6.2.2 Heterogeneidad ambiental

La heterogeneidad ambiental fue influenciada significativamente por el periodo de muestreo ($F_{4,54}=10.34$; $p=0.00003$) y por la presencia de árboles en las huertas ($F_{1,54}=14.18$; $p=0.004$; Fig. 18). La heterogeneidad ambiental en septiembre, diciembre y junio fue significativamente mayor a la de los meses de febrero y abril. Las huertas con árboles fueron significativamente más heterogéneas.

6.2.3 Diversidad de altura foliar

El periodo de muestreo no tuvo efecto sobre la diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal ($F_{4,54}=1.66$; $p=0.16$) ni sobre la diversidad de altura foliar entre las calles de las hileras de nopal ($F_{4,54}=0.52$; $p=0.71$; Fig. 19 y 20). La presencia o ausencia de árboles en las huertas, sí tuvo un efecto sobre la diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal ($F_{4,54}=18.77$; $p=0.0006$) y sobre la diversidad de altura foliar entre las calles de las hileras de nopal ($F_{1,54}=14.4$; $p=0.0003$; Fig. 19 y 20). La diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal y entre las calles de las hileras de nopal fue significativamente mayor en las huertas que tenían árboles dentro de ellas.

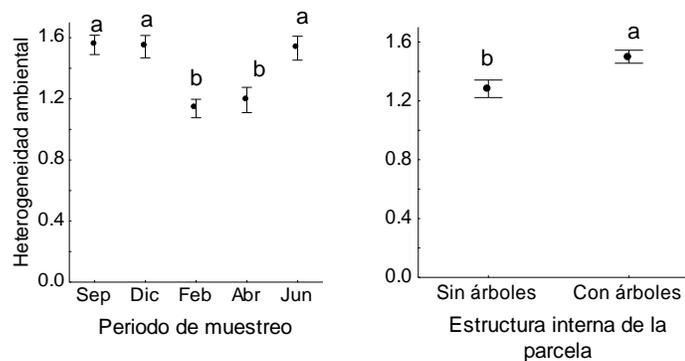


Figura 18. Valor de heterogeneidad ambiental (calculado con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

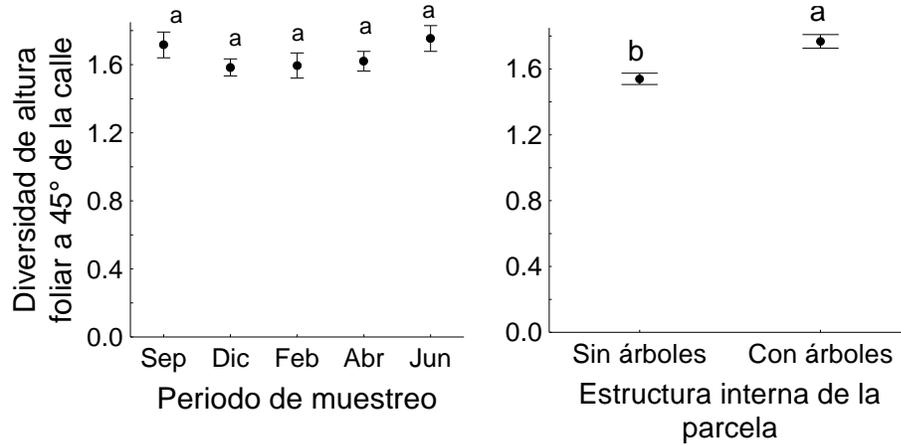


Figura 19. Valor de diversidad de altura foliar a 45° de la calle de las hileras de nopal (calculada con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

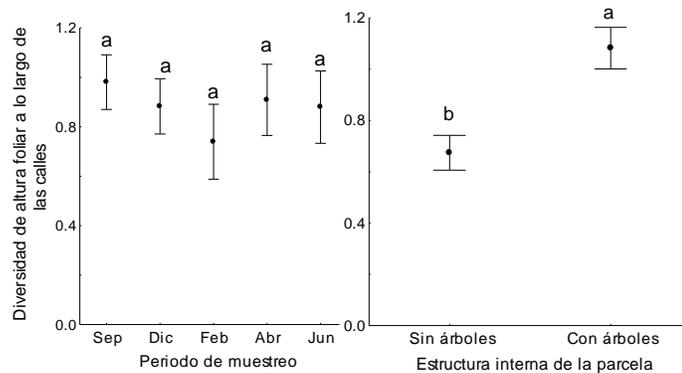


Figura 20. Valor de diversidad de altura foliar a lo largo de las calles de las hileras de nopal (calculada con el índice de Shannon; media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.3 Disponibilidad de alimento

6.3.1 Semillas

Se colectaron 441 semillas en las trampas de 17 especies diferentes, 14 de ellas pertenecientes a la familia Poaceae, dos a Asteraceae y una no identificada. La abundancia de semillas fue influenciada significativamente por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=7.15$; $p=0.00001$), pero no por la presencia de árboles ($F_{1,53}=0.14$; $p=0.7$; Fig. 21). La captura de semillas fue significativamente mayor en el mes de diciembre que en los demás periodos, sin que hubiera diferencias entre éstos.

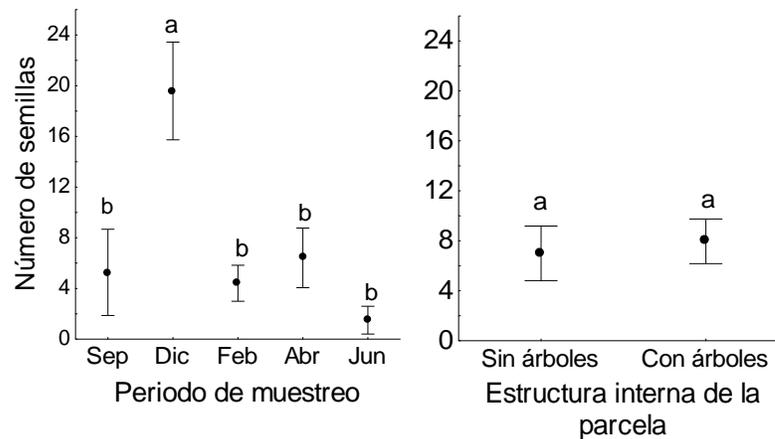


Figura 21. Abundancia de semillas capturadas (media \pm error estándar) durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.3.2 Artrópodos

Se colectaron 762 artrópodos en la trampa de ventana, pertenecientes a cuando menos 242 especies (Tabla 8). Los dípteros fueron el orden más numeroso, seguido por los hemípteros e himenópteros (Tabla 8). La abundancia de artrópodos no fue influenciada significativamente por el periodo de muestreo ($F_{4,53}=0.94$; $p=0.44$), ni por la presencia de árboles ($F_{1,53}=2.51$; $p=0.11$; Fig. 22).

Tabla 8. Número de especies diferentes de artrópodos por órdenes en las huertas de nopal tunero.

Orden	Especies
Ephemeroptera	2
Orthoptera	2
Hemiptera	32
Neuroptera	2
Coleoptera	27
Diptera	81
Lepidoptera	2
Hymenoptera	32
Araneae	9
No identificados	53

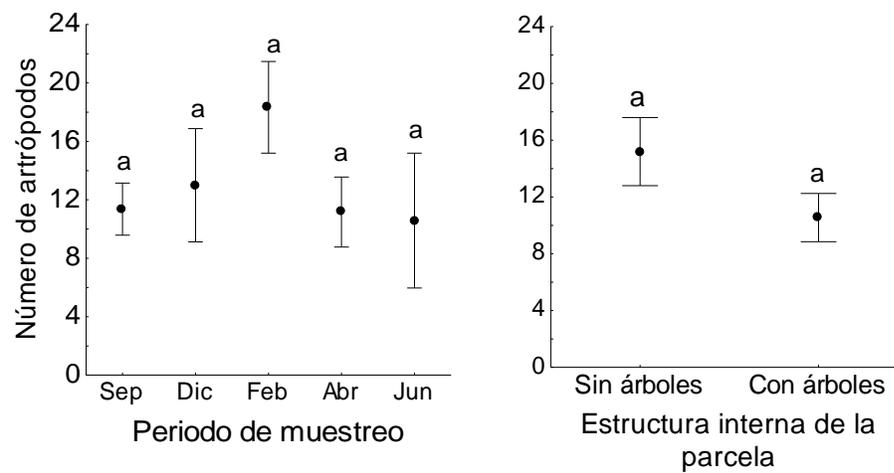


Figura 22. Abundancia de artrópodos capturados (media \pm error estándar) capturados por la trampa de ventana durante los periodos de muestreo y en las parcelas con ausencia o presencia de árboles. Medias con la misma letra (indicada arriba de la línea) no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

6.4 Relación de aves con variables ambientales

La abundancia total de aves no tuvo relación con ninguna de las variables ambientales (Tabla 9). La riqueza total estuvo relacionada positivamente con el porcentaje de cobertura de nopales (Tabla 9; Fig. 23a) y la diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal (Tabla 9; Fig. 23b). La diversidad de aves estuvo relacionada positivamente con el porcentaje de cobertura de nopal (Tabla 9; Fig. 24a) y negativamente con la abundancia de artrópodos capturados (Tabla 9; Fig. 24b).

Tabla 9. Relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de aves y las variables del hábitat. En el cuadro se muestra: valor de R² de la regresión, seguido del valor de p para la pendiente y, entre paréntesis, el signo de la relación.

Variable del hábitat	Variables de la comunidad de aves		
	Riqueza	Abundancia	Diversidad
% Árboles	0.017, 0.3 (+)	0.009, 0.46 (-)	0.03, 0.15 (+)
% Arbustos	<0.01, 0.95 (+)	<0.01, 0.95 (-)	<0.01, 0.82 (+)
% Herbáceas	0.033, 0.16 (-)	0.01, 0.53 (-)	0.01, 0.37 (-)
% Nopales	0.11, 0.007 (+)	<0.01, 0.67 (-)	0.12, 0.005 (+)
% Espacios abiertos	<0.01, 0.67 (+)	<0.01, 0.71 (-)	0.01, 0.4 (+)
Índice de Heterogeneidad ambiental	0.023, 0.24 (+)	<0.01, 0.57 (-)	0.04, 0.09 (+)
Diversidad de altura foliar a 45° de las calles entre las hileras de nopal	0.059, 0.06 (+)	0.029, 0.18 (+)	0.04, 0.1 (+)
Diversidad de altura foliar a lo largo de las calles entre las hileras de nopal	0.03, 0.18 (+)	<0.01, 0.85 (-)	0.05, 0.08 (+)
Artrópodos capturados	0.048, 0.09 (-)	0.29, 0.19 (+)	0.1, 0.01 (-)
Semillas capturadas	<0.01, 0.59 (-)	<0.01, 0.69 (+)	<0.01, 0.85 (-)

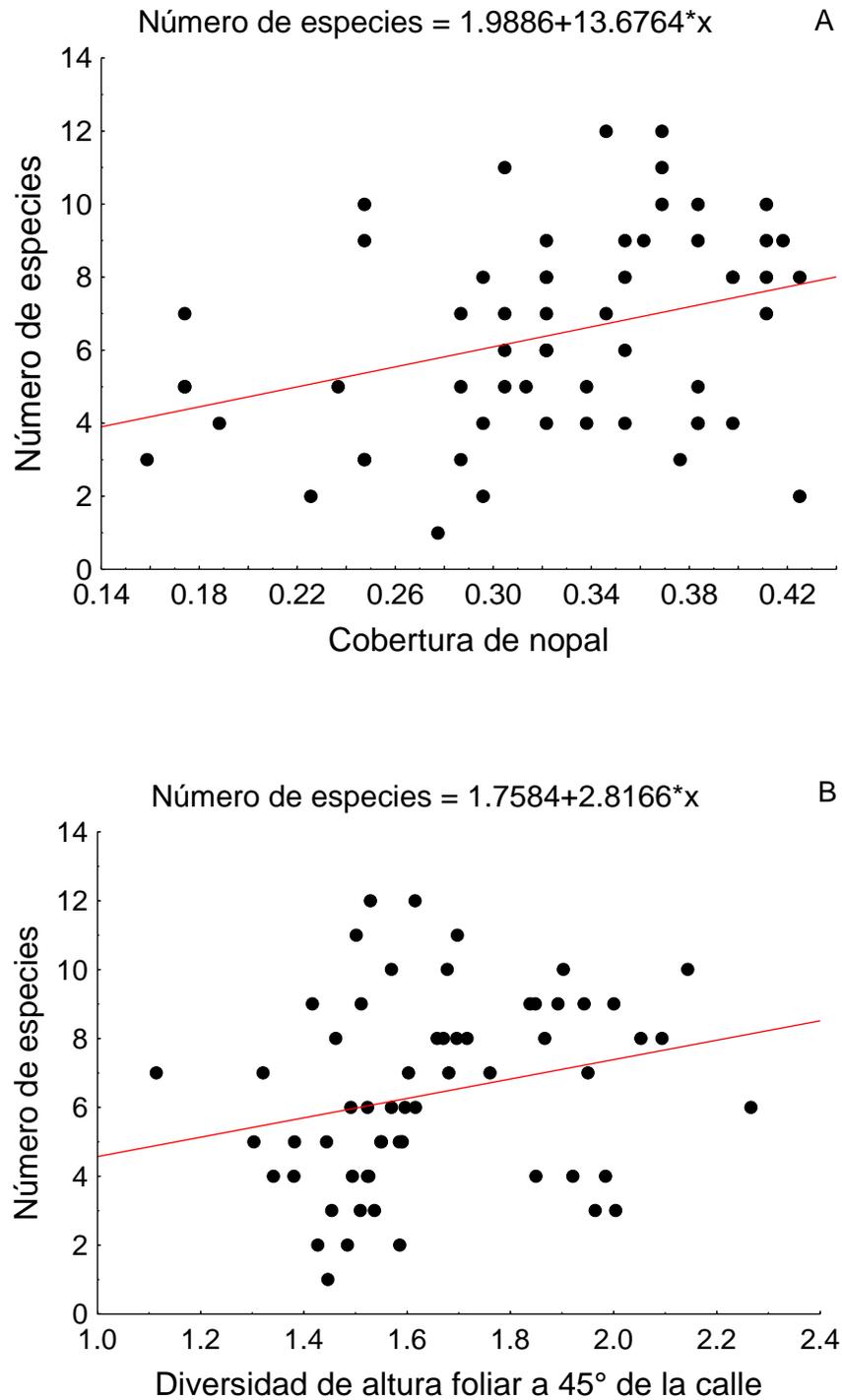


Figura 23. Relación entre variables ambientales y riqueza de aves: (A) cobertura de nopal; (B) diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.

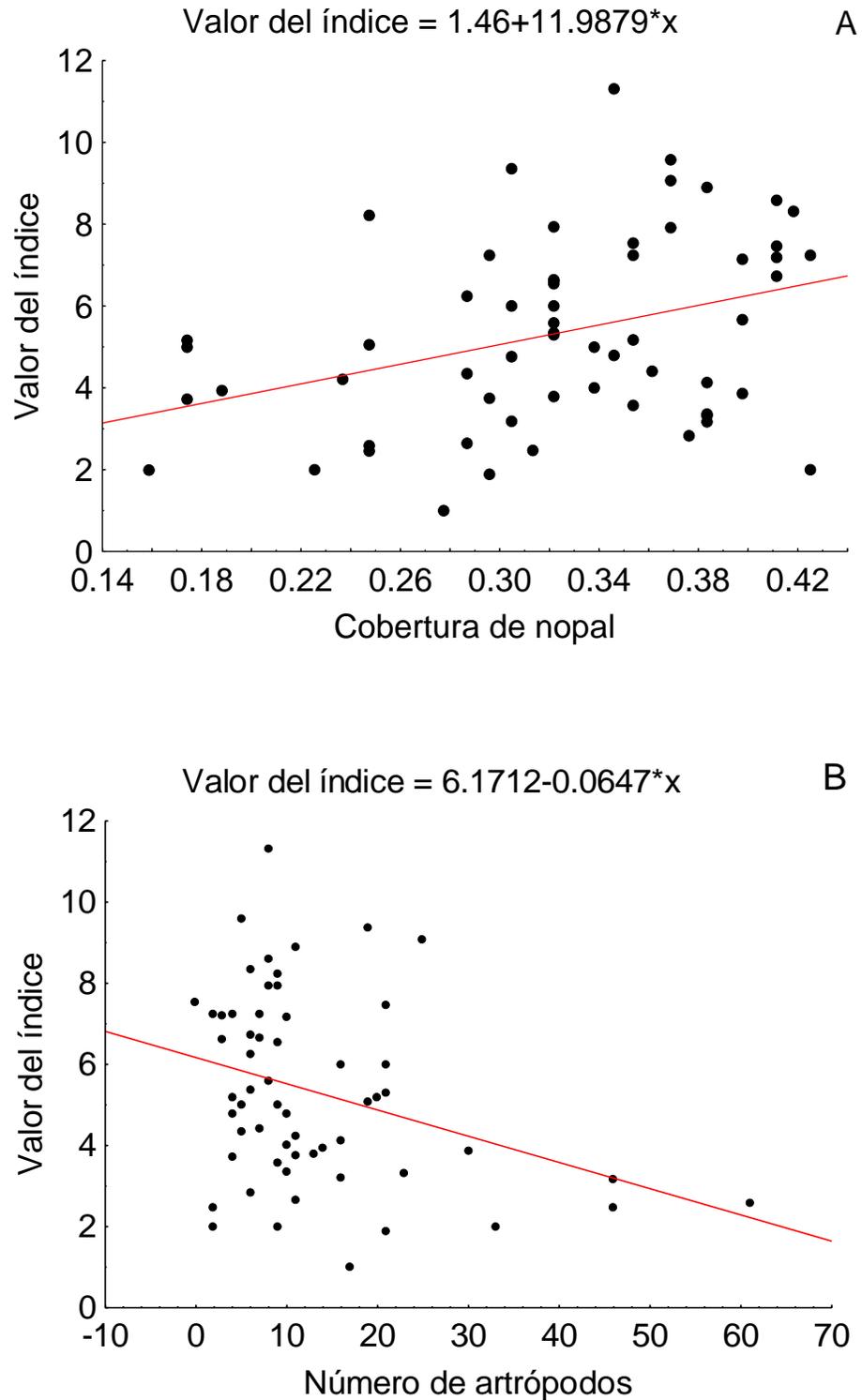


Figura 24. Relación entre variables ambientales y la diversidad de aves (calculado con el exponencial del índice de Shannon): (A) porcentaje de cobertura de nopal; (B) abundancia de artrópodos capturados. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.

La abundancia de especies ubicuas y de gorriones migratorios (sólo en febrero) no tuvo relación con las variables ambientales (Tabla 10). La riqueza de especies ubicuas estuvo relacionada positivamente con el porcentaje de cobertura de árboles (Fig. 25a) y la diversidad de altura foliar a 10 m (Fig. 25b; Tabla 10).

Tabla 10. Relación entre la riqueza y abundancia de especies ubicuas, la abundancia de gorriones migratorios (sólo en febrero) y las variables ambientales del hábitat. En el cuadro se muestra: valor de R^2 de la regresión, seguido del valor de p para la pendiente y, entre paréntesis, el signo de la relación.

Variable del hábitat	Variables de las especies de aves ubicuas y gorriones		
	Riqueza	Abundancia	Abundancia de gorriones migratorios
% Árboles	0.11, 0.008 (+)	<0.01, 0.95 (-)	0.01, 7.1 (-)
% Arbustos	<0.01, 0.78 (+)	0.01, 0.4 (+)	0.09, 0.32 (+)
% Herbáceas	<0.01, 0.92 (+)	<0.01, 0.86 (+)	<0.01, 0.77 (-)
% Nopales	0.03, 0.18 (+)	<0.01, 0.47(-)	<0.01, 0.84 (-)
% Espacios abiertos	0.01, 0.38 (+)	0.01, 0.37 (+)	<0.01, 0.98 (+)
Índice de heterogeneidad ambiental	0.04, 0.12 (+)	<0.01, 0.58 (-)	<0.01, 0.94 (+)
Diversidad de altura foliar a 45° de las calles entre las hileras de nopal	0.21, 0.008 (+)	<0.01, 0.5 (+)	0.03, 0.57 (+)
Diversidad de altura foliar a lo largo de las calles entre las hileras de nopal	0.04, 0.11 (+)	<0.01, 0.98 (-)	0.02, 0.65 (-)
Artrópodos capturados	0.04, 0.1 (-)	<0.01, 0.9 (+)	<0.01, 0.93 (+)
Semillas capturadas	<0.01, 0.91 (-)	<0.01, 0.9 (+)	<0.01, 0.9 (-)

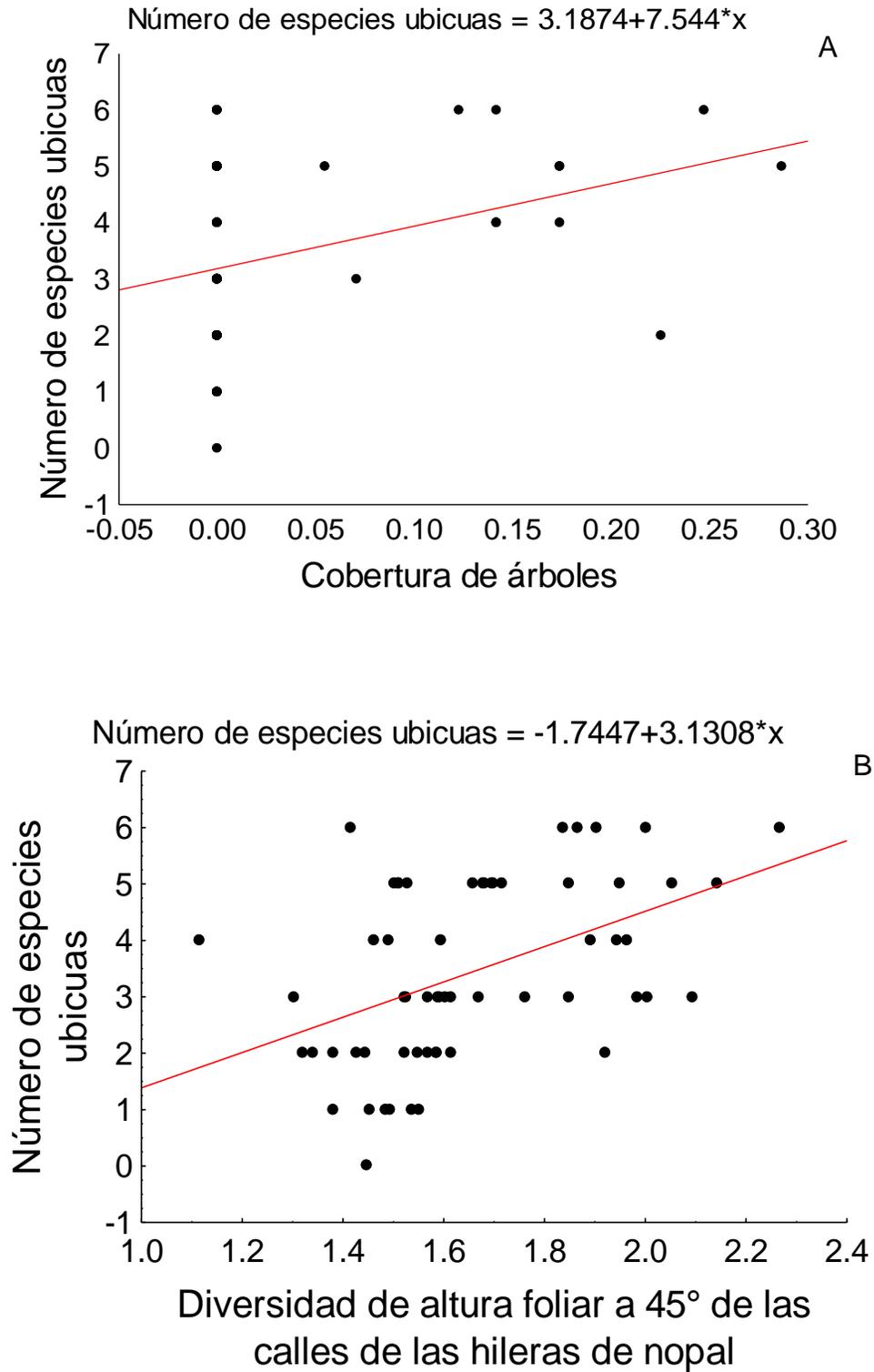


Figura 25. Relación entre variables ambientales y el valor de la riqueza de especies ubicuas: (A) cobertura de árboles; (B) diversidad de altura foliar a 45° de las calles de las hileras de nopal. En la parte superior de cada gráfica se muestra la ecuación de la recta resultante.

7 Discusión

En las huertas de nopal tunero en la región de Los Llanos de Ojuelos, a diferencia de otros estudios (Tellería, 2008; Shake *et al.*, 2012), el tamaño de parche de las huertas de nopal tunero no tuvo un efecto sobre los atributos de las comunidades de aves en ellas, quizá porque las aves pueden volar largas distancias moviéndose entre parches para satisfacer sus necesidades de alimento y refugio y los parches no estaban demasiado lejos el uno del otro. Aunque la zona se encuentre fragmentada por las actividades agrícolas y ganaderas, las huertas no se encuentran aisladas, las aves se mueven dentro y fuera de las huertas de nopal tunero hacia otros lugares como los matorrales, pastizales y campos de cultivos anuales (como frijol, alfalfa, entre otros). Esto concuerda con otros estudios, por ejemplo en Ontario y Quebec, Canadá, en los que la calidad del parche fue más importante que la fragmentación del lugar (Trzcinski *et al.*, 1999). La vegetación nativa remanente en los Llanos de Ojuelos, aunque fragmentada, posiblemente ayuda a mantener a especies de aves de la región. Por ejemplo, en Australia se encontró que conforme aumenta en 2 unidades el índice de vegetación nativa remanente en un paisaje agrícola, se pueden encontrar hasta 3 especies más de aves en el lugar (Cunningham *et al.*, 2008).

La estructura interna de la huerta tuvo un efecto sobre las comunidades de nopal tunero. Las aves perciben la cobertura que les brinda la estructura vegetal, si el alimento está disponible, si existen lugares para refugiarse de depredadores, si hay sitios óptimos para anidación, entre otros (Whittingham y Evans, 2004; Wilson *et al.*, 2005). Los agroecosistemas deben de ofrecer un hábitat donde el alimento sea accesible durante el forrajeo, ya sea en el mismo o en un lugar cercano (Vickery y Arlettaz, 2012). También deben de ofrecer buena cobertura vegetal para que el nido no esté a la vista de los depredadores y para el tiempo extremo que pueda presentarse en invierno (Wilson *et al.*, 2005; Vickery y Arlettaz, 2012). Ya que la estructura interna de las huertas es consecuencia directa de las decisiones de manejo de cada productor, son los productores los que pueden influir sobre la selección de las aves de si utilizar un hábitat para alimentarse o anidar.

Los árboles proveen recursos explotables que reducen la competencia entre las especies de aves (Harvey *et al.*, 2006) y, dentro de las huertas de nopal tunero, su presencia favoreció la riqueza y diversidad total, la riqueza y abundancia de especies ubicuas y la abundancia de *Thryomanes bewickii* y *Campylorhynchus brunneicapillus*. Durante los muestreos se observaron algunas especies de aves alimentándose de artrópodos voladores alrededor de los árboles que se encontraban dentro de las huertas de nopal tunero, como en el caso de *Phaenopepla nitens*, una especie frugívora pero que necesita artrópodos para alimentar a los pollos. Otro uso de los árboles en las huertas fue como perchas por especies de aves de presa, como *Parabuteo unicinctus* y *Falco sparverius*. Así mismo, la presencia de árboles estuvo relacionada positivamente con la riqueza de especies ubicuas. En general, mi estudio sugiere que colocar árboles dentro de las huertas de nopal tunero tiene un efecto positivo sobre las comunidades de aves.

El efecto de los árboles por sí solo no es tan claro, ya que las huertas con presencia de árboles también tuvieron mayor cobertura de arbustos y nopales y probablemente todos estos componentes se integren en el efecto positivo sobre las aves en las huertas con árboles. Por ejemplo, el porcentaje de arbustos no tuvo una relación clara con alguna variable de las comunidades de aves, pero la abundancia de *Campylorhynchus brunneicapillus* y *Thryomanes bewickii* sí fue afectada positivamente por la presencia de árboles, aunque estas especies generalmente se observaron sobre nopales o arbustos; no sobre árboles. Los agroecosistemas con árboles tienen mayor porcentaje de cobertura de arbustos y junto con los árboles proveen mayor cantidad de artrópodos y semillas, lugares para anidación, percha y escondite de depredadores (Harvey *et al.*, 2006). Además, una mayor heterogeneidad creada por diferentes árboles provee mayor cobertura a la altura de las copas, lo que provee mayores recursos alimenticios (insectos, por ejemplo) (Poulsen, 2001). Más allá de la sola presencia de árboles en las huertas, está su identidad taxonómica, ya que las especies de árboles que se encuentran dentro de las huertas de nopal tunero (pirules, yucas, huizaches, entre otros) se encuentran también en los matorrales xerófilos de la región. Esta afinidad entre los árboles de las huertas y los matorrales pudiera ayudar a mantener las comunidades de aves de la región.

Una estructuración vertical de la vegetación compleja (i.e., una diversidad de altura foliar alta) afecta de dos formas a las comunidades de aves. La primera es qué tan oculto puede estar el ave de los depredadores y qué tan fácil puede detectar a esos depredadores; esto es importante tanto para el forrajeo como para la anidación (Wilson *et al.*, 2005). La segunda es qué tan fácil el ave detecta la abundancia y diversidad de la presa y qué tan accesible está la presa. Por tales motivos, la efectividad de la alimentación es un balance entre el tiempo que tarda en alimentarse y el tiempo que destina para estar alerta de depredadores (Morris *et al.*, 2005; Buckingham *et al.*, 2006; Schaub *et al.*, 2010). Esto explica el que el número de especies de aves total y ubicuas tuviera una relación positiva con la diversidad de altura foliar a 45° de la calle. A mayor diversidad de altura foliar a 45° de la calle, se tiene una estructura vegetal compleja donde la disponibilidad de comida es alta y la detección del depredador es muy baja, pero la detección de la presa es difícil (Vickery y Arlettaz, 2012), cubriendo estas necesidades para las aves. La diversidad de altura foliar en las calles de las huertas de nopal fue dada en su mayoría por las herbáceas y fue mayor en las huertas que tenían árboles dentro de ellas. Esto reafirma la impresión de que la presencia de árboles conlleva un manejo que permite la presencia de otros elementos florísticos.

Las huertas con árboles tuvieron significativamente mayor cobertura de nopal. Sin embargo, la diferencia entre las medias fue tan pequeña (9.46 ± 0.78 en huertas sin árboles vs. 11.51 ± 0.56 en huertas con árboles) que es probablemente irrelevante para su uso por las aves. La relación entre las aves y los nopales, podría deberse a que los nopales se mantienen en las huertas durante todo el año, brindando alimento y refugio para las aves. Los paisajes agrícolas deberían de mantener estructuras y funciones de los hábitats naturales para que los animales puedan utilizarlos (Cunningham *et al.*, 2008; Rey, 2011). Posiblemente esto es lo que pasa en las huertas de nopal tunero, ya que es el único cultivo perene de la región y además tiene una similitud con los matorrales (25%) y pastizales (27%) naturales de la región. Las especies del género *Opuntia* se distribuyen naturalmente en los matorrales xerófilos de la región, lo que podría indicar la estrecha relación entre las aves de la zona y los nopales, además, los nopales en las huertas crean microhábitats que hacen menos intensos los cambios de la radiación solar y la humedad (Riojas-López 2006 y 2012; Harker *et al.*, 2008).

La mayoría de las herbáceas que se encontraron dentro de las huertas fueron gramíneas (Poaceae). El aumento en la cobertura de herbáceas coincidió con el comienzo de la época de lluvia en junio lo que llevó a una cobertura general de herbáceas del 50% en diciembre, misma que decreció hasta el 10% en febrero y abril. La altura de la vegetación en pastizales es la variable que mejor explica la presencia de algunas especies típicas de este tipo de vegetación (Monroe y O'Connell, 2014) y ésta varía en función de la precipitación (Price *et al.*, 2013). La heterogeneidad de las comunidad de herbáceas probablemente satisface más necesidades para las aves, ya que entre mayor es ésta se pueden encontrar diferentes alimentos (semillas y artrópodos), se tienen comportamientos que no atraen depredadores y puede ofrecer microclimas benéficos para las aves (Wilson *et al.*, 2005). La variación estacional de la cobertura de gramíneas en las huertas de nopal tunero pudiera ser importante para las aves que obtienen el alimento principalmente del suelo, como gorriones y palomas.

Los cambios en la cobertura del suelo coinciden con los cambios de la cobertura de herbáceas y cuando disminuyó la cobertura de herbáceas, aumentó la proporción de espacios abiertos. Cuando los ciclos de floración y fructificación de las herbáceas terminan, la mayoría se convierten en materia orgánica en el suelo, lo que quizá ayude a conservar la humedad del suelo de las huertas y brindar hábitat adecuado para los organismos que viven en el suelo (Bot y Benites, 2005), muchos de los cuales son alimento potencial de las aves. Los espacios abiertos aparentemente pueden ser importantes para muchas especies de aves migratorias y residentes (Atkinson *et al.*, 2005). Un porcentaje de cobertura óptimo de espacios abiertos para el forrajeo de artrópodos y semillas por aves en zonas agrícolas en el suroeste de Suiza fue del 30 al 70% (Schaub *et al.*, 2010). En el presente estudio el porcentaje de áreas sin cobertura fluctuó entre el 35 y 75% durante los periodos de muestreo, lo que podría indicar que las aves tuvieron acceso a las semillas del suelo todo el año.

Entre más variaciones haya en la estructura vertical y cobertura del suelo por pastos durante la época fría, mayor será la abundancia de invertebrados y semillas, alimentos que son accesibles en manchones de suelo desnudo (Perkins *et al.*, 2000; Buckingham *et al.*, 2006; Schaub *et al.*, 2010; Philpott y Bichier, 2012). Para mejorar el número de especies de aves que puedan aprovechar el alimento en agostaderos durante el invierno,

se ha indicado que se deben de pastorear de manera intermitente por ganado caprino y ovino para que se proporcione parches de tierra desnuda y modifique la altura de la vegetación (Perkins *et al.*, 2000; Monroe y O'Connell, 2014). Otra técnica recomendada es el mantenimiento de suelo expuesto por medios mecánicos que también favorece las oportunidades de forrajeo para las aves durante el invierno (Perkins *et al.*, 2000). Aunque el manejo de la huerta no fue una variable que se midió durante el estudio, en algunas de las huertas se barbecharon las calles entre las hileras de nopal con ayuda de tractor, y ocasionalmente hubo ganado vacuno, equino, ovino y caprino alimentándose de las herbáceas que crecían en las huertas. Esto podría haber mejorado el acceso a las semillas y artrópodos para las aves. En Oxfordshire, Wiltshire y Warwickshire en el Reino Unido, el pinzón *Emberiza citrinella*, especie granívora que en época de crianza captura artrópodos para los pollos, tenía una relación positiva con áreas de suelo desnudo. La creación de parches de suelo desnudo por el pastoreo de ganado caprino y ovino desentierra semillas y las coloca en la superficie de la tierra, dejando semillas disponibles a su paso (Perkins *et al.*, 2000).

La heterogeneidad ambiental en los Llanos de Ojuelos tuvo las mismas variaciones estacionales que el porcentaje de cobertura de herbáceas, siendo mayor la heterogeneidad ambiental en los meses de junio, septiembre y diciembre. La diferencia entre los meses del año se explica por el incremento del porcentaje de cobertura del suelo por herbáceas durante la época lluviosa que comienza en el mes de junio. El aumento de la heterogeneidad ambiental podría reflejarse en una mayor disponibilidad de invertebrados y semillas en las huertas de nopal tunero. Además, el aumento de la heterogeneidad ambiental podría proveer más sitios de escondite contra depredadores (Wilson *et al.*, 2005), ya que entre mayor sea la heterogeneidad, menor será la detectabilidad por depredadores (Philpott y Bichier, 2012). El riesgo de ser depredados puede ser la explicación de porqué agroecosistemas con mayor heterogeneidad ambiental albergan mayor número de aves (Philpott y Bichier, 2012).

Por su parte, cambios estacionales a lo largo del año modulan las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero. Un parámetro vital en este proceso es la fluctuación de la disponibilidad de alimento entre estaciones, que condiciona la utilidad de una región para la llegada de especies migratorias (Bell, 2011). Durante el mes de febrero hubo mayor

riqueza y abundancia de aves. En parte, ello se explicó con la llegada de gorriones migratorios. La mayor presencia de especies migratorias en la comunidad incluyó el periodo con mayor captura de semillas (diciembre). En este periodo y seguramente los meses siguientes, el suelo debe haber contenido una densidad máxima de semillas disponibles para las aves granívoras. Esta abundancia y disponibilidad benefició no sólo a los gorriones migratorios, sino también a algunas de las especies ubicuas.

Otra componente de la estacionalidad es la anidación. Los mejores sitios de anidación contienen alimento abundante a lo largo del año (Bell, 2011; Vickery y Arlettaz, 2012) o, cuando menos durante la temporada reproductiva. La estructura de la vegetación y la disponibilidad de alimento son consideraciones importantes en la selección de hábitat durante las migraciones (Wiens, 1989b; Wyma, 2012). Las huertas en las cuales se mejora el acceso a las semillas y artrópodos por medio de la eliminación de la vegetación anual con un tractor, o debido a la fenología de las plantas tuvieron más aves granívoras, en respuesta, seguramente a un mayor acceso a las semillas y artrópodos facilitado por superficies mayores de suelo desnudo (Moorcroft et al., 2002; Wyma, 2012; Perkins et al., 2000; Schaub et al., 2010).

De las especies ubicuas, *S. saya* mostró un aumento de abundancia durante el mes de septiembre y *T. curvirostre* en los meses de abril y septiembre. Los cambios en la abundancia de estas dos especies quizás reflejen las dobles nidadas que pueden realizar. La primera nidada de *S. saya* comienza a finales de junio, en la que los pollos abandonan el nido a finales de julio. A continuación, mientras el macho alimenta a esta primera camada, la hembra encuba los huevos de la segunda nidada, la que abandona el nido a finales de agosto-principios de septiembre (Baicich y Harrison, 2005; Johnsgard, 2009). Los huevos de *T. curvirostre* eclosionan a finales de abril, y abandonan el nido a mediados de mayo, lográndose alimentar por sí solos a finales de mayo. La segunda nidada comienza a mediados-finales de junio, logrando que los pollos se alimenten por sí solos a finales de julio-principios de agosto (Baicich y Harrison, 2005; Johnsgard, 2009).

Las huertas de nopal tunero ofrecen refugio y comida durante el invierno para las especies migratorias y a lo largo de todo el año mantienen a especies residentes, algunas de las que incluso anidan dentro de ellas (Mellink et al., en proceso) lo que indica que las

huertas proveen los recursos necesarios para satisfacer sus necesidades específicas (Bell, 2011). La disponibilidad de semillas cambió durante los periodos de muestreo. La mayor captura de semillas fue en diciembre, que concuerda con el comienzo de la llegada de especies migratorias de gorriones y la disminución del porcentaje de cobertura de herbáceas, y debió haber bastantes semillas en el suelo en los meses siguientes. En las huertas de nopal tunero las necesidades alimentarias de los gorriones migratorios se satisfacen no solo debido al aporte de semillas en diciembre, sino también a que la reducción en la cobertura de herbáceas facilita el acceso al alimento (Moorcroft *et al.*, 2002; Whittingham y Evans, 2004).

Aunque la disponibilidad de artrópodos cambia en función de la estacionalidad y la estructura de la vegetación (Harvey *et al.*, 2006) y en general los atributos de las comunidades de aves tienen una relación positiva con la disponibilidad de alimento (Whittingham y Evans, 2004; Harvey *et al.*, 2006), los resultados de este estudio no mostraron tal efecto. Más que una realidad ecológica, es posible que el esfuerzo de muestreo no haya sido adecuado y que las variaciones fuertes en la intensidad de los vientos de la región afectaran más la captura de artrópodos en la trampa de ventana, que las poblaciones de los mismos en las parcelas. De hecho los vientos más fuertes precisamente en la época de más aves migratorias, pudo haber generado la regresión inversa que se obtuvo entre ambas variables. Es posible que las características del sitio de colocación de la trampa (cerca de nopales, en lo abierto, etc.) también afecte su efectividad como instrumento, además de que la captura en ella se limita a artrópodos voladores, lo que excluye importantes recursos para las aves, como artrópodos del suelo o larvas. Por ejemplo, durante el estudio se observaron pájaros carpintero (Picidae) alimentándose de pencas de nopal, aparentemente extrayendo insectos o larvas. También se observaron individuos de *Melospiza fusca* forrajeando artrópodos en el suelo de las calles después del barbecho. Además, parte de los artrópodos capturados en la trampa de ventana eran demasiado pequeños (los más pequeños midieron entre 2 y 3 mm) para servir de alimento para muchas especies de aves.

Desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad, los agroecosistemas deben de poder obtener un rendimiento costeable y al mismo tiempo imitar la estructura y función de los ecosistemas naturales (Scherr y Mcnelly, 2011), principalmente de los

hábitats de la zona donde se encuentran los cultivos. En gran medida, las huertas de nopal tunero, bajo algunas condiciones de manejo que promueven una alta heterogeneidad vegetal tanto espacial como temporal, y que incluye la presencia de árboles y arbustos, buena producción de semilla y espacios abiertos en las calles en invierno, satisfacen las necesidades de un gran número de especies de aves de la región, con lo que pueden ayudar en su conservación.

8 Conclusiones

- Para las comunidades de aves en las huertas de nopal tunero es más importante la calidad del parche que su tamaño. Además de los árboles, la cobertura de arbustos y nopales también contribuyen a la heterogeneidad ambiental y la diversidad de altura foliar, lo que en conjunto influye positivamente en la riqueza, abundancia y diversidad de las comunidades de las aves.
- Entre más compleja es la estructura de la vegetación de las huertas de nopal tunero, reflejado en un valor mayor del índice de diversidad de altura foliar, mayor es el número de especies de aves que pueden encontrarse en ellas.
- La estacionalidad tiene efectos claros sobre la comunidad de aves, que exhiben su mayor riqueza y abundancia total de aves, y riqueza y abundancia de especies ubicuas durante el mes de febrero. Este cambio en la comunidad se atribuye a la llegada de gorriones migratorios a las huertas de nopal tunero.
- A su vez, los cambios estacionales de la cobertura de herbáceas en las huertas de nopal tunero promueven los cambios en la heterogeneidad ambiental, disminuyendo ambos en el mes de febrero, condiciones que coinciden con una mayor concentración de gorriones migratorios. La disminución de la cobertura de herbáceas aumenta la accesibilidad de los gorriones y a algunas especies ubicuas a invertebrados y semillas, después de su pico de producción en diciembre.
- Las diferencias en la cobertura de herbáceas y de la proporción de espacios abiertos durante los periodos de muestreo ofrecen un buen acceso a las semillas y artrópodos del suelo que pueden ser aprovechados tanto por las especies residentes como los gorriones migratorios.
- Las huertas de nopal tunero son importantes para las aves dado el número de especies e individuos que pueden encontrarse en ellas a lo largo del año.
- Debido a que ningún ave registrada se considera plaga por los productores, como medida de manejo para la conservación de aves se sugiere mantener o establecer árboles dentro de las huertas de nopal tunero, además de realizar otras prácticas culturales que incrementen el número de espacios abiertos en el invierno.

Lista de referencias

- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture ecosystems & environment*, 74, 19-31.
- Altieri, M.A. and Nicholls, C.I. (2000). *Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. México D. F., México, Red de formación ambiental para América Latina y el Caribe. 250 pp.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71,355-366.
- Apoyos y Servicios a la Comercialización Agropecuaria (ASERCA). (1999). La tuna; base del desarrollo de las culturas mesoamericanas. *Claridades agropecuarias*, 71, 44.
- Atauri, J.A. and de Lucio, J.V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape ecology*, 16:147-159.
- Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Vickery, J.A., Conway, G.J., Tallowin, J.R.B., Smith, R.E.N., Haysom, K.A., Ings, T.C., Asteraki, E.J. and Brown, V.K. (2005). Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied*, 42,932-942.
- Baicich, P.J. and Harrison, C.J. (2005). *Nests, eggs, and nestlings of North American birds*. New Jersey, USA. Princeton University Press. 480 pp.
- Bell, C.P. (2011). Resource buffering and the evolution of bird migration. *Evolutionary Ecology*, 25:91-106.
- Bennett, A. and Saunders D. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. In: Sodh, N. y Ehrlich P. (Eds.). *Conservation biology for all*. 88-106. Oxford University Press.
- Benton, T.G. (2007). Managing farming's footprint on biodiversity. *Science*. 315:341-342.
- Bigal, E.M. and McCracken D.I. (1996). Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology*, 33,413-424.
- Bonthoux, S., Barnagaud J.Y., Goulard M. and Balent, G. (2012). Contrasting spatial and temporal responses of bird communities to landscapes changes. *Oecologia*, 172:563-574.
- Borkhataria R.R., Stoate, C. and Tallowin, J.R.B. (2012). Species abundance and potential biological control services in shade vs. sun coffee in Puerto Rico. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 151, 1-5.
- Bot, A. and Benites, J. (2005). *The soil importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production*. Rome, Italy, FAO. 80 pp.

- Buckingham, D.L., Peach, W. J. and Fox, D. S. (2006). Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112:21-40.
- Cancelado, F. (2004). *Clave para los órdenes y familias de insectos adultos. Traducido al español de: Borror and Delong's Introduction to the study of Insects*. España, Universidad Francisco de Paula Santander. 149 pp.
- Cherkaoui I., Selmi S., Boukhriss, J., Hamid RI. and Mohammed, D. (2009). Factors affecting bird richness in a fragmented cork oak forest in Morocco. *Acta Oecológica*, 35, 197-205.
- Clough Y., Putra, D.D., Pitopang, R. y Tschardtke, T. (2009). Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, 142, 1032-1041.
- de la Cerda-Lemus, M. (1996). *Las gramíneas de Aguascalientes*. Aguascalientes, México, Universidad autónoma de Aguascalientes. 212 pp.
- Devictor, V. and Jiguet, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes: the importance of surrounding habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120, 179-184.
- Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México (EMDM). (2010). Recuperado el 15 de octubre de 2014, de http://www.e-local.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_jalisco
- Estades, C.F. (2001). The effect of breeding-habitat patch size on bird population density. *Landscape ecology*, 16, 161-173.
- Farina A. (1997). Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12, 365-378.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1989). Arid zone forestry: A guide for field technicians. Rome, Italy, FAO. Recuperado el 13 de julio de 2014, de <http://www.fao.org/docrep/t0122e/t0122e00.HTM>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2002). *Agricultura de conservación. Estudio de casos en América Latina y África*. Roma, Italia, FAO. 76 pp.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture. Managing systems at risk*. Rome, Italy, FAO. 47 pp.
- Forman, R.T.T. y Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31(10), 733-740.
- Frankling A.B., Noon, B.R., George, T.L. (2002). What is habitat fragmentation?. *Studies in Avian Biology*. 25, 20-29.

- Freemark K.E. and Merriam, H.G. (1986). Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*, 36, 115-141.
- Fuentes-Aguilar, A.T. (2005). *Caracterización del manejo del cultivo de tuna (Opuntia spp.) en los municipios de Ojuelos de Jalisco, Jalisco y Pinos, Zacatecas, México*. Tesis de licenciatura en biología. Universidad de Guadalajara. 105 p.
- Gallegos-Vázquez, C., Cervantes-Herrera, J. Méndez-Gallegos, S.J. (2003). Producción de tuna en el Centro Norte de México. *Revista de geografía agrícola*, 33, 147-162.
- 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.)*. México, SNICS-SAGARPA y UACH. 116 pp.
- Harker, M., García-Rubio, L.A. y Riojas-López, M.E. (2008). Composición florística de cuatro habitats en el Rancho Las Papas de Arriba, municipio de Ojuelos de Jalisco, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*, 85,1-29.
- Harvey, C.A. y González-Villalobos, J.A. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity Conservation*, 16,2257-2292.
- Harvey C.A., Medina, A., Merlo-Sánchez, D., Vílchez, S., Hernández, B., Saenz, J.C., Maes, J.M., Casanoves, F. and Sinclair, F.L. (2006). Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 16, 1986-1999.
- Haslem, A. and Bennett, A. F. (2008). Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications*, 18(1), 185-196.
- Hays R.L., Summers C. and Seitz W.L. (1981). *Estimating wildlife hábitat variables*. United States, U.S. Fish and Wildlife Service. 111 pp.
- Helzer, C. J. and Jelinski, D. E. (1999). The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications*, 9(4),1448-1458.
- Herrera-Arrieta, Y. (2001). *Las gramíneas de Durango*. IPN y CONABIO. Durango, Durango. 478 pp.
- Hinsley, S.A. (2000) The cost of multiple patch use by birds. *Landscape ecology*, 15,765-775.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). (1994). *Nopal tunero *Opuntia* spp. Cultivo alternativo para las zonas áridas y semiáridas de México*. México, CONAZA. 61 pp.

- Johnsgard, P. (2009). Birds of the great plains: breeding species and their distribution. Nebraska, USA: University of Nebraska-Lincoln Libraries.
- Johnson, R.J., Jedlicka, J.A., Quinn, J.E. and Brandle, J.R. (2011). Global perspectives on birds in agricultural landscapes. In: Cambell, W.B. and Ortíz, S.L., eds. *Issues in agroecology: present status and future prospectus. Integrating agriculture, conservation and ecotourism: examples from the field*. London, UK, Springer. 55-140 pp.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *OIKOS*, 113(2), 363-375.
- Komar, O. (2006). Priority contribution. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. *Bird conservation international*, 16,1-23.
- Laiolo, P. (2004). Spatial and seasonal patterns of bird communities in italian agroecosystems. *Conservation Biology*, 19(5),547-1556.
- Lockwood, J.A. (1999). Agriculture and biodiversity: Finding our place in this world. *Agriculture and human values*, 16,365-379.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. and Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277,504-508.
- MacArthur R.H. and MacArthur, J.W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3),594-598.
- MacArthur R. H. and Wilson, E.O. (1967). *The theory of Island Biogeography*. New Jersey, Princeton University Press.
- Macfadyen, S., Cunningham, S.A., Costamagna, A.C. and Schellhorn, N.A. (2012). Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same?. *Journal of Applied Ecology*, 49(3),690-694.
- McIntyre, N.E. (1995). Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology*, 10(2),85-99.
- Mellink, E. (1991) Bird communities associated with three traditional agroecosystems in the San Luis Potosi Plateau, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 36(1),37-50.
- Mellink, E. 1991. *Aves y roedores en agroecosistemas*. Comunicaciones Académicas CTECB9101. CICESE. Ensenada, B. C. 30 pp.
- Mellink, E. and Riojas-López, M.E. (2002). Consumption of platyopuntias by wild vertebrates. In: P.S. Nobel. *Cacti: Biology and Uses*. pp. 109-123. Los Ángeles, University of California.

- Mellink, E. and Riojas-López, M.E. (2005). Potential for biological conservation in man-modified semiarid habitats in northeastern Jalisco, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 14,2251-2263.
- Mellink, E. y Valenzuela, S. (1992). Comunidades aviarias y su modificación por el pastoreo en agostaderos del municipio de Salinas, S. L. P. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables*, 2(1),87-94.
- Mellink, E., Riojas-López, M.E. and Giraudoux, P. (en proceso). Ecological services provided by perennial fruit agroecosystems: conservation of birds in nopal orchards in Mexico's central plateau.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Vol. 1. Washington, D. C., Island Press. 86 pp.
- Moguel P. and Toledo, V.M. (1999). Review: Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13,11-21.
- Monroe, A. P. and O'Connell, T. (2014). Winter bird habitat use in a heterogeneous tallgrass prairie. *The American Midland Naturalist*, 171(1),97-115.
- Moorcroft, D., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B. and Wilson, J. D. (2002). The selection of stubble fields by wintering granivorous birds vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology*, 39,535-547.
- Nefzaoui, A. and Salem, H.B. (2002). Forage, fodder, and animal nutrition. In: P.S. Nobel. *Cacti: Biology and Uses*. pp. 109-123. Los Ángeles, University of California. 199-210 pp.
- Nieto-Samaniego, A. F., Alaniz-Álvarez, S .A. y Cano, A. (2005). La Mesa Central de México: estratigrafía, estructura y evolución tectónica cenozoica. *Boletín de la sociedad geológica mexicana*, 3,285-318.
- Norris, D.R. and Marra, P.P. (2007). Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *The Condor*, 109,535-547.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J. and Barnett, P.R. (2000). Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation*, 95,279-994.
- Peterjohn, B.G. (2003). Agricultural landscapes: can they support healthy bird populations as well as farm products?. *The Auk*. 120(1),14-19.
- Philpott, S.M. and Bichier, P. (2012). Effects of shade tree removal on birds in coffee agroecosystems in Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149,171-180.
- Pimienta, B.E. (1990). *El nopal tunero*. Guadalajara, Jalisco. Universidad de Guadalajara. 95 pp.

- Poulsen, B.O. (2002). Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11,1551-1566.
- Price, B., McAlpine, C.A., Kutt, A.S., Ward, D., Phinn, S.R. and Ludwig, J.A. (2013). Disentangling how landscapes spatial and temporal heterogeneity affects savanna birds. *PLoS ONE*, 8(9):e74333.
- Redpath, S. M. (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in Woodland patches. *Journal of Animal Ecology*, 64(5),652-661.
- Rey, P.J. (2011). Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems: lessons from Spanish olive orchards. *Journal of applied Ecology*, 48,228-237.
- Riojas-López M.E. (2012). Response of rodent assemblages to change in habitat heterogeneity in fruit-oriented nopal orchard in the Central High Plateau of Mexico. *Journal of Arid Environments*, 85,27-32.
- Riojas-López, M. E. and Mellink, E. (2005). Potential for biological conservation in man-modified semiarid habitats in northeastern Jalisco, Mexico. *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*, 22,85-94.
- Riojas-López, M.E. y Mellink, E. (2014). Conservación de la biodiversidad en los Llanos de Ojuelos. En H.R. Solís Gadea y K. Planter (eds). *Jalisco en el mundo contemporáneo: Aportaciones para una enciclopedia de la época*. Tomo III: Ciencias biomédicas fisicoquímico-biológicas. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. 323-331 pp.
- Roth, R.R. (1976). Spatial heterogeneity and birds species diversity. *Ecology*, 57(4),773-782.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Recuperado el 2 de junio de 2014 de: http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Content.pdf
- Sánchez-Sánchez, O. (ed). (1969). La flora del Valle de México. México, D. F.: Universidad de Texas. 519 pp.
- Schaub, M., Martinez, N., Tagmann-loset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M. L., Reichlin, T. S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L. and Areltaz, R. (2010). Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *PLoS ONE*, 5(10),e13115
- Scherr, S.J. and McNeely, J. A. (2008). Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of “ecoagriculture” landscapes. *Philosophical transactions of the royal society*, 363,477-494.

- Shake, C.S., Moorman, C.E., Riddle, J.D. and Burchell, M.R. II. (2012). Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *Condor*, 114,268-278.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2013). Producción anual. Recuperado el 16 de junio de 2014, de http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=10&Itemid=15
- Servicio Meteorológico Nacional (2010). Normales climatológicas del estado de Jalisco. Recuperado el 3 de septiembre de 2014, de: <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/Normales5110/NORMAL14179.TXT>
- Southwood, T.R.E. and Henderson, P.A. (2000). *Ecological Methods*. (3a. ed). Oxford, USA, Blackwell Science Ltd. 575 pp.
- StatSoft I. (2001). *Statistica* (Data Analysis Software System). Versión 10. Recuperado de: <http://www.statsoft.com>
- Tellería, J.L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Pérez-Tris, J. and Santos, T. (2008). Geographical, landscape and habitat effects on birds in northern spanish farmlands: implications for conservation. *Ardeola*, 55(2),203-219.
- Tews, J., Brose, U., Grim, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. and Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31,79-92.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I and Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8,857-874.
- Trzcinski, M.K., Fahrig, L. and Merriam, G. (1999). Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9(2),586-593.
- Uezu, A., Metzger, J.P. and Vielliard, J.M.E. (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven atlantic forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4),507-519.
- van Dorp, D. and Opdam, P.F.M. (1987). Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1(1),59-73.
- Vepsäläinen, V. (2007) *Farmland birds and habitat heterogeneity in intensively cultivated boreal agricultural landscapes*. Doctoral dissertation. University of Helsinki. 45 pp.
- Vickery J. and Arlettaz, R. (2012). The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In: Fuller, R.J. (Ed.). *Birds and habitat. Relationships in changing landscapes*. Oxford, Cambridge University press. 177-204 pp.

- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. and Freudenberger, D. (2005). Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes?. *Journal of Biogeography*, 32,1353-1370.
- Wiens, J.A. (1989a). *The ecology of birds communities: foundations and patterns*. Cambridge, University press. 538 pp.
- Wiens, J.A. (1989b). *The ecology of birds communities: processes and variations*. Cambridge, University press. 316 pp.
- Wiens, J.A. and Rottenberry, J.T. (1981). Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*, 51(1),21-42.
- Wiens J.A., Rotenberry, J.T. and Van Horne, B. (1987). Habitat occupancy patterns of north american shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48,132-141
- Wilson, J.D., Whittingham, M.J. and Bradbury, RB. (2005). The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds?. *Ibis*, 147,453-463.
- Whittingham, M.J. and Evans, K.L. (2004). The effects of habitat structure on predation risk of birds agricultural landscapes. *Ibis*. 146,210-220.
- Wyma, R. (2012). *Birds of the riparian corridors of Potchefstroom, South Africa*. Thesis. Master of Environmental Sciences. North-West University. 189 pp.
- Zuria, I. and Gates, J.E. (2013). Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: local and landscape-scale effects. *Agroforest Systems*, 87,377-393.

Especie	Septiembre de 2013				Diciembre de 2013				Febrero de 2014				Abril de 2014				Junio de 2014			
	CA		SA		CA		SA		CA		SA		CA		SA		CA		SA	
	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G
Picidae																				
<i>Melanerpes aurifrons</i>				1								1						1	1	
<i>Picoides scalaris</i>	1	1									1	1			1			1		1
<i>Colaptes auratus</i>									2											2
Tyranidae																				
<i>Contopus sp</i>									1										1	
<i>Epidomax sp</i>																		2		
<i>Sayornis saya</i>	1	3	3	4	3	2	3	1	1	2	2	4		2				1	1	
<i>Myarchus sp</i>																	2			
<i>Tyrannus vociferans</i>			2	1																
<i>Pyrocephalus rubinus</i>														2						
Laniidae																				
<i>Lanius ludovicianus</i>		2	2	2			1	1											1	
Vireonidae																				
<i>Vireo huttoni</i>	1																			
Corvidae																				
<i>Aphelocoma californica</i>					2															
<i>Corvus spp</i>						4		1						2						4
Alaudidae																				
<i>Eremophila alpestris</i>																				3
Hirundinidae																				
<i>Hirundo rustica</i>									1					2						
Remizidae																				
<i>Auriparus flaviceps</i>									1											
Troglodytidae																				
<i>Thryomanes bewickii</i>	2	1		1	1				1	1	1	2		1		3	2	2		
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	3	1			4	1			2	1	1	3	1	2		4	2	7	1	1
Poliophtilidae																				
<i>Poliophtila caerulea</i>	1	1		1		1			1	1				1		1				
Mimidae																				
<i>Mimus polyglottos</i>	1			3			2			1										
<i>Toxostoma curvirostre</i>	1	2	2	2	1		1		2	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	

Anexo 2 Especies de plantas colectados en las huertas de nopal tunero de las localidades de La Laborcilla y El Sitio en los Llanos de Ojuelos.

Familia	Especie
Poaceae	<i>Rhynchelytrum repens</i>
	<i>Bouteloua sp 1</i>
	<i>Bouteloua sp 2</i>
	<i>Bouteloua sp 3</i>
	<i>Bouteloua sp 4</i>
	<i>Bouteloua sp 5</i>
	<i>Bouteloua sp 6</i>
	<i>Bouteloua scorpioides</i>
	<i>Muhlenbergia sp 1</i>
	<i>Muhlenbergia sp 2</i>
	<i>Muhlenbergia sp 3</i>
	<i>Poaceae 1</i>
	<i>Poaceae 2</i>
	<i>Poaceae 3</i>
	<i>Lycurys</i>
	<i>Erograstis sp 1</i>
	<i>Erograstis palmeri</i>
	<i>Chloris sp 1</i>
	<i>Chloris sp 2</i>
	<i>Chloris sp 3</i>
	<i>Digitaria sp.</i>
Asteraceae	Asteraceae 1
	Asteraceae 2
	Asteraceae 3
	Asteraceae 4
	Asteraceae 5
	<i>Helianthus sp.</i>
	<i>Pseudognaphalium sp.</i>

Familia	Especie
Amaranthaceae	<i>Chenopodium graveolens</i>
	Amarantaceae
Solanaeae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
Malvaceae	Malvaceae 1
	<i>Sida</i> sp 1
	<i>Sida</i> sp 2
Asparagaceae	<i>Milla</i> sp.
Valerianaceae	Valerianaceae 1
Fabaceae	<i>Dalea</i> sp 1
	<i>Dalea</i> sp 2
	Fabaceae
Verbenaceae	<i>Glandularia</i> sp.
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i>