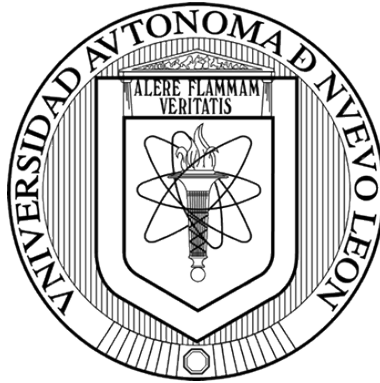


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**EFFECTOS DE LA SUCESIÓN VEGETAL SECUNDARIA POST-CULTIVO
SOBRE LA DENSIDAD POBLACIONAL DEL GORRIÓN ALTIPLANERO
(*Spizella wortheni*) DURANTE LA TEMPORADA REPRODUCTIVA**

POR

ELIPHALETH CARMONA GÓMEZ

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA
EN CONSERVACIÓN, FAUNA SILVESTRE Y SUSTENTABILIDAD**

2023

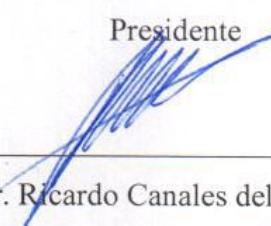
**EFFECTOS DE LA SUCESIÓN VEGETAL SECUNDARIA POST-CULTIVO
SOBRE LA DENSIDAD POBLACIONAL DEL GORRIÓN ALTIPLANERO
(*Spizella wortheni*) DURANTE LA TEMPORADA REPRODUCTIVA**

Comité de Tesis




Dra. Irene Ruvalcaba Ortega

Presidente



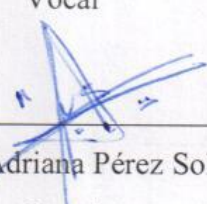
Dr. Ricardo Canales del Castillo

Secretario



Dr. Luis Alexander Peña Peniche

Vocal



Dra. Luz Adriana Pérez Solano

Vocal



Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras

Vocal



Dra. Katiushka Arévalo Nieto

Subdirectora de Posgrado



Subdirección
de Posgrado


**EFFECTOS DE LA SUCESIÓN VEGETAL SECUNDARIA POST-CULTIVO
SOBRE LA DENSIDAD POBLACIONAL DEL GORRIÓN ALTIPLANERO
(*Spizella wortheni*) DURANTE LA TEMPORADA REPRODUCTIVA**

Dirección de Tesis



Dra. Irene Ruvalcaba Ortega

Directora



Ph.D. Alberto Macías Duarte

Asesor externo

DERECHOS RESERVADOS©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta Tesis está protegido, el uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material contenido que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo mencionando al autor o autores.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado parcialmente por Pronatura Noreste A.C,

- Monitoring of Worthen's sparrow in the El Tokio Birdscape.
- por el Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica,
- PAICYT/UANL CN1574-21 – Densidad, éxito reproductivo y depredadores del gorrión altiplanero (*Spizella wortheni*) en zonas agrícolas de Nuevo León.
 - PAICYT/UANL 58-CAT-2022 – Efecto de la sucesión vegetal secundaria post-cultivo en la densidad y éxito reproductivo del gorrión altiplanero (*Spizella wortheni*).

por la *American Ornithological Society*

- AOS Student & Postdoc Research Award – Worthen's Sparrow density and reproductive success on fallow croplands on different stages of plant succession on GPCA El Tokio, Galeana, Nuevo León.

y por *Neotropical Grassland Conservancy*

- Sue Wijdenes Memorial Research Grant

AGRADECIMIENTOS

A quienes hacen ciencia y política a favor de la conservación.

A la Dra. Irene Ruvalcaba Ortega y al Dr. Ricardo Canales del Castillo por su confianza, asesoría constante, consejos y apoyo.

Al *American Ornithological Society* y *Neotropical Grassland Conservancy* por proveer financiamiento mediante el *AOS Student & Postdoc Research Award*, y el *Sue Wijdenes Memorial Research Grant*, de manera respectiva. Además, a la Universidad Autónoma de Nuevo León mediante el Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica 2021 y 2022, a *The American Bird Conservancy* y a Pronatura Noreste por financiamiento.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y al Dr. Ricardo Vázquez por facilitar acceso al Rancho Ganadero Experimental “Los Ángeles” donde realizamos trayectos de muestreo de aves en hábitat de matorral-pastizal durante el verano del 2022.

A mis amistades, Devany Lizbeth González Alanís, Adriana Elizabeth Mendoza Armendáriz, Luis Alexander Peña Peniche, Desiree Esmeralda Martínez Hernández, Luis Arturo González Escamilla, Nestor Iván Asención Ríos, Daniela Puguese Moreno y Andy Yael Valdez Mendoza, cuyo apoyo durante las temporadas de campo resultó indispensable para esta tesis.

A Doña Noehmí y al resto de la familia Solís Monteros, por recibirme con mucho cariño y hacerme sentir en familia durante mi estancia en San Rafael.

A las biológicas, Sandra Elena Rivas Morales, Cecilia Carolina Moreno Guzmán, Regina Olvido Martínez Verduzco y Rossana Desaili Bonilla Parra, y a Francisco Miguel Puente Guevara, por estos 10 años de amistad.

A Irina Romero Guerrero.

A la Dra. Cornelia Oedekoven por su ayuda en la elaboración del modelo de completa verosimilitud para la evaluación de efectos de variables ambientales sobre una estimación de densidad poblacional de *S. wortheni* ajustada a variables que afecten su detección.

A Alexandra Elbakyan, a Bill_G, y a todo el equipo detrás de *Sci-Hub* y de *Library Genesis*.

Jamás podré agradecerle lo suficiente a mis padres y a mis hermanos.

DEDICATORIAS

A mamá y a papá, Norma Elizabeth Gómez Lozano y José Gerardo Carmona García; su amor y apoyo incondicional, así como la educación que se esforzaron en otorgarnos, en todos los aspectos, forman gran parte de la persona que soy hoy.

A mami Bene, papi Elipha; a mis abuelitos Javier y Cristina.

A mis hermanos, Gera y Cristy.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIAS	V
ÍNDICE	VI
ÍNDICE DE TABLAS	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	X
LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS	XI
RESUMEN.....	XII
Español.....	XII
English.....	XIII
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES.....	3
Gorrión Altiplanero (<i>Spizella wortheni</i>)	3
Parcelas en descanso como hábitat para aves.....	5
Sucesión ecológica en parcelas en descanso	7
JUSTIFICACIÓN	9
HIPÓTESIS.....	10
OBJETIVO DEL TRABAJO	11
Objetivos particulares.....	11
MATERIAL Y MÉTODOS	12
Área de estudio y esfuerzo de muestreo.....	12
Toma de datos en campo.....	14
Vegetación.....	14
Artrópodos.....	14
<i>Spizella wortheni</i>	15
Análisis de datos	15
Vegetación.....	15
Artrópodos.....	17
Densidad reproductiva de <i>S. wortheni</i>	17
Efectos de la vegetación sobre la densidad poblacional de <i>S. wortheni</i>	18
RESULTADOS.....	22
Vegetación.....	22
Diversidad (número efectivo de especies).....	22
Coberturas y alturas.....	26
Densidad poblacional de artrópodos	33

Densidad reproductiva de <i>S. wortheni</i>	35
Efectos de la vegetación sobre la densidad reproductiva de <i>S. wortheni</i>	38
DISCUSIÓN	41
CONCLUSIONES	46
PERSPECTIVAS	47
LITERATURA CITADA.....	48
APÉNDICE A – DIVERSIDAD (NÚMERO EFECTIVO DE ESPECIES)	58
APÉNDICE B – COBERTURAS Y ALTURAS.....	60
APÉNDICE C – MODELO DE COMPLETA VEROSIMILITUD	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Total de trayectos recorridos por temporada, tipo de hábitat y categoría de tiempo de parcelas en descanso.....	13
Tabla 2 Límites inferior y superior para medidas de altura y cobertura de dosel específicas a cada taxón para determinar individuos como sustrato de anidamiento probable con base en los registros de sustratos utilizados por <i>S. wortheni</i> en la región (Ruvalcaba-Ortega, en prep.).....	16
Tabla 3 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre valores medios de riqueza de especies ($q = 0$), exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal, valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	25
Tabla 4 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de pastos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para Matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	27
Tabla 5 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de herbáceas para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para cultivos con 2 años de descanso; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	28
Tabla 6 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de arbustos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	29
Tabla 7 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de pastos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	31
Tabla 8 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de herbáceas para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	32
Tabla 9 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de arbustos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para cultivos con 2 años de descanso; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).	33
Tabla 10 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios del índice de densidad de artrópodos para cada categoría de parcelas en descanso y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).	34
Tabla 11 Comparación de modelos de función de detección seminormal considerando variables asociadas a herbáceas, arbustos, día juliano, año de muestreo para la estimación de densidad de <i>Spizella wortheni</i> . Presentamos valores de detectabilidad promedio, donde 1 es detección perfecta, error estándar (EE) de la detectabilidad y el valor $\Delta AICc$. Consideramos modelos $\Delta AICc$ igual o menor a 2 unidades como igual de plausibles.	35
Tabla 12 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la densidad estimada de <i>Spizella wortheni</i> en diferentes tipos de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) para las temporadas de 2020, 2021 y 2022, y a nivel global de acuerdo con el modelo de función de detección ajustado a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas. Todos los valores son Inds./km ²	37

Tabla 13 Grados de libertad, valor Z/t y valor p para las pruebas Z/t entre los valores de densidad estimada de <i>Spizella wortheni</i> en matorral-pastizal y en parcelas en descanso por año.	37
Tabla 14 Grados de libertad, valor Z/t y valor p para las pruebas Z/t entre pares de densidades estimadas de <i>Spizella wortheni</i> para cada año, considerando solo registros en parcelas en descanso, solo en matorral-pastizal y a nivel global.	37
Tabla 16 Estimadores e intervalos de confianza al 95% de las estimaciones de máxima verosimilitud (EMV) y errores estándar analíticos (EEA) para los parámetros del mejor modelo de completa verosimilitud.	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Gorrión Altiplanero (<i>Spizella wortheni</i>) perchado en Chamizo (<i>Atriplex canescens</i>) en hábitat de matorral-pastizal. Llano La Soledad, 20 de julio 2017.....	4
Figura 2 Gorrión Altiplanero (<i>Spizella wortheni</i>) perchado en Coquia (<i>Bassia scoparia</i>) en hábitat secundario de parcelas en descanso. Ejido Los Pocitos, 3 de agosto 2020.	5
Figura 3 Mapa de ubicación de trayectos de muestreo de Gorrión Altiplanero (<i>Spizella wortheni</i>) para las temporadas de verano 2021 y 2022, dentro de APCP El Tokio en el municipio Galeana, Nuevo León.....	13
Figura 4 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la riqueza de especies ($q = 0$), considerando todos los individuos muestreados.	22
Figura 5 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre el índice de entropía de Shannon ($q = 1$), considerando todos los individuos muestreados.	23
Figura 6 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat y tiempo de parcelas en descanso sobre el inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$), considerando todas las plantas muestreadas.....	24
Figura 7 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre el inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$), considerando solo los individuos sustrato probable.	25
Figura 8 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de pastos.....	26
Figura 9 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de herbáceas.	27
Figura 10 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de arbustos.	28
Figura 11 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de materia orgánica en descomposición.....	29
Figura 12 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de suelo desnudo.	30
Figura 13 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de pastos.	31
Figura 14 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de herbáceas. ...	32
Figura 15 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de arbustos.....	33
Figura 16 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la abundancia de artrópodos.....	34
Figura 17 Valor medio y error estándar de la densidad estimada de <i>Spizella wortheni</i> en diferentes tipos de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) para las temporadas de 2020, 2021 y 2022 de acuerdo con el modelo de función de detección ajustado a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas.....	36

LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

AICc... Criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra reducidos.

APCP... Área Prioritaria para la Conservación de Pastizales

IC95%... Intervalos de confianza al 95%

M... Media

MDN... Mediana

Δ ... Operador de diferencia

RESUMEN

Español

El Área de Conservación Prioritaria de Pastizales El Tokio, en el noreste de México, alberga la mayor parte de la población reproductora conocida del Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*), una especie en peligro de extinción. En los últimos años, hemos registrado la mayor parte de la actividad reproductora de *S. wortheni* dentro de los paisajes agrícolas de Galeana, N.L. En específico, hemos notado que se concentra en parcelas en descanso en etapas tempranas de sucesión vegetal secundaria. Estas presentan una mayor cobertura vegetal de herbáceas anuales que en etapas posteriores, proporcionando una mayor densidad de plantas-sustrato y cobertura para ocultamiento del nido y densidad de artrópodos como fuente de alimento para esta especie durante su temporada reproductiva. Sin embargo, no existe información sobre el número de individuos que utilizan parcelas en descanso y cómo su densidad se ve afectada por la sucesión vegetal entre estaciones y años, información con potencial de ser útil para la toma de decisiones en su manejo y conservación. Con base en lo anterior, establecimos el objetivo de estimar su densidad reproductiva y asociarla con el tiempo de descanso, cobertura y altura de herbáceas, cobertura de arbustos, fecha juliana y densidad de artrópodos en los sitios de parcelas en descanso. Realizamos un muestreo de distancias para la estimación de la densidad poblacional del *S. wortheni* recorriendo 173 trayectos de 800 m cada uno en zonas de cultivos activos, parcelas en descanso y de matorral-pastizal en Galeana, N.L., durante las temporadas reproductivas (junio-agosto) de 2020 al 2022. Caracterizamos la cobertura del suelo mediante estimaciones visuales en parcelas circulares ($r= 5\text{m}$) y la diversidad y la cobertura de dosel y altura por especie vegetal a partir de datos en cuadrantes de 1 m^2 para herbáceas y gramíneas, y de 5 m^2 para arbustivas. El matorral-pastizal mostró mayores niveles de diversidad de especies vegetales que los sitios de cultivos con 1-6 años de descanso; mayor cobertura media de pastos que las parcelas con 1-3 años de descanso; menor cobertura media de herbáceas que en sitios con 2 años de descanso y mayor cobertura media de arbustos que en sitios de 1-6 años de descanso agrícola. Solo las parcelas con 4 a 6 años de descanso presentan una menor densidad de artrópodos que los sitios de matorral-pastizal. Estimamos la densidad de *S. wortheni* mediante *Distance 1.0.0* a un nivel global, para cada temporada y para cada tipo de hábitat, considerando los efectos de características de la vegetación sobre la detección de individuos. Realizamos un modelo mixto de completa verosimilitud para evaluar los efectos de la estructura de la vegetación y la densidad de artrópodos sobre la densidad poblacional de *S. wortheni* en parcelas en descanso. El modelo de densidad de mejor ajuste considera las covariables de la cobertura y altura de herbáceas sobre la detección y las covariables de cobertura de arbustos y categoría de tiempo de descanso de la parcela en el modelo de conteo. Partiendo de este modelo, estimamos la mayor densidad en parcelas con un 1 año de descanso, con 32 inds./km² (IC95% = 19-53 inds./km²), la cual es mayor que matorral-pastizal y sitios con descanso de 7-9 y más de 10 años. No registramos individuos en cultivos activos. En este trabajo presentamos evidencia del uso de un hábitat resultante directamente de la actividad humana por parte de una especie endémica en peligro de extinción. Nuestros resultados implican la posibilidad de hacer compatible una actividad productiva con un parámetro de la conservación de una especie endémica, una opción a considerar bajo un contexto de constante intensificación agrícola regional y de cambio climático que afectará el comportamiento de la precipitación pluvial de la que dependen *S. wortheni* y otras especies en el APCP El Tokio.

English

The “El Tokio” Grassland Priority Conservation Area in northeastern Mexico hosts most of the known breeding population of the endangered Worthen’s Sparrow (*Spizella wortheni*). In recent years, we have recorded most of *S. wortheni*’s breeding activity within the agricultural landscapes of Galeana, N.L., particularly in fallow plots in early stages of secondary plant succession, which present a greater plant cover of annual herbaceous plants than in later stages, providing a higher density of substrate-plants and cover for nest concealment, as well as a higher arthropod density as a food source for this species during its breeding season. However, there is no information on the number of individuals using these fallow plots and how their density is affected by seasonal plant succession, potentially information useful for decision making in management and conservation. With the former information in mind, we set the objective of estimating *S. wortheni*’s reproductive density and to elucidate how it relates with the resting time of the fallow plots, the herbaceous cover and height, shrub cover, Julian date and arthropod density in the fallow crop sites. We conducted distance sampling transects to estimate *S. wortheni* population density by walking 173 800-m paths in active crops, fallow plots, and shrub-grassland sites in Galeana, N.L., during the breeding seasons (June-August) from 2020 to 2022. We characterized ground cover through visual estimates in plots ($r=5\text{m}$) and diversity and canopy cover and height per species from data in 1 m^2 quadrants for herbaceous and grasses, and 5 m^2 quadrants for shrubs. The shrub-grassland showed higher levels of plant species diversity than fallow plots with 1-6 resting years; higher mean grass cover than fallow plots with 1-3 resting years; lower mean herbaceous cover than in fallow plots with 2 resting years; and higher mean shrubs cover than in fallow plots with 1-6 resting years. Only fallow plots with 4-6 resting years had lower arthropod density than shrub-grassland sites. We estimated *S. wortheni* density using *Distance 1.0.0*, globally, per season and per habitat type, accounting for vegetation characteristics effects on individuals’ detection. We performed a full likelihood mixed model to assess the vegetation structure and arthropod density effects on *S. wortheni* population density in fallow plots. The best-fit density model considers covariates of herbaceous cover and height on the detection model, and the covariates of shrub cover and plot resting time category in the count model. Based on this model, we estimated the highest density in plots with a 1-year rest, with 32 inds./km^2 (95%CI = $19\text{-}53\text{ inds./km}^2$), which is higher than shrub-grassland and sites with 7-9 and more than 10 resting years. We did not record individuals in active crops. In this thesis we present evidence of an anthropogenic habitat use by an endangered endemic species. Our results imply the possibility of making a productive activity compatible with a conservation parameter of an endemic species, an option to consider under a context of constant regional agricultural intensification and climate change that will affect the behavior of local precipitations on which *S. wortheni* and other species in the APCP El Tokio depend so much.

INTRODUCCIÓN

Los cambios de uso de suelo y la modificación de hábitat son identificados como amenazas para la condición de los pastizales y matorrales xerófilos nativos (Scott-Morales et al., 2004; 2008; Jurado-Guerra et al., 2021) y se consideran factores causales de la pérdida de biodiversidad global (Krauss et al., 2010; SCBD, 2010). Los cambios de uso de suelo son particularmente evidentes en el Área Prioritaria para la Conservación de Pastizales (APCP, *sensu* CEC y TNC, 2005) El Tokio, en el municipio de Galeana, Nuevo León. Se estimó una pérdida local del 71.5% de la superficie (i.e. 885.6 km²) de pastizales naturales entre 1998 y 2007 (Estrada-Castillón et al., 2010). En este contexto, la actividad agrícola generó un total de \$1,584 millones de pesos para 2021, del cual 69% proviene del cultivo de la papa (*Solanum tuberosum*) (\$1,100 MDP; SAGARPA – SIAP, 2021).

El Gorrión Altiplanero *Spizella wortheni* Ridgway, 1884 (Passeriformes: Passerellidae) es una de las especies afectadas por el cambio de su hábitat nativo a cultivos agrícolas en el municipio Galeana, tanto en su área de distribución histórica como en la actual (SEMARNAT, 2018). Dentro del área de distribución de *S. wortheni*, la superficie destinada a la agricultura ha aumentado en un 50% (8.54 km²) en los últimos 30 años (Rangel Reséndez, 2019). Esta especie está en peligro de extinción a nivel nacional e internacional (NOM-059-2010; BirdLife International, 2017) y es endémica del ecotono de pastizales y matorrales del Desierto Chihuahuense (Escalante et al., 1998). En el APCP El Tokio, existen al menos 12 sitios de reproducción documentados (Ruvalcaba Ortega, en prep.) en paisajes de matorral-pastizal, abarcando hasta el 61% de su población reproductiva. A su vez, la población de *S. wortheni* en esta región tiene un bajo éxito de anidación aparente (porcentaje de nidos que producen al menos un volantón), que oscila entre 0 y 33% (Garza-de-León et al., 2007; Allen-Bobadilla, 2010; Canales-del-Castillo, 2010; Escamilla-Trejo, 2018).

Por otra parte, se ha identificado la relevancia de las áreas de parcelas en descanso como hábitats para la reproducción de *S. wortheni* (SEMARNAT, 2018). Las áreas de parcelas en descanso han sido los únicos hábitats con registro de anidación de la especie en los últimos años (2017-2019) y favorecen un mayor éxito de anidación aparente que los hábitats de matorral-pastizal, con valores de 16%, 35% y 43% para áreas de parcelas en descanso contra 16% para hábitats áreas de matorral-pastizal (Carmona-Gómez, 2019; Villanueva-Vázquez, 2020).

Existe evidencia de una relación positiva entre la disponibilidad de áreas de parcelas en descanso y parámetros poblacionales de aves granívoras e insectívoras europeas, como la densidad poblacional y la tasa de éxito reproductivo. Esta relación podría ser explicada por una mayor variedad y abundancia de alimento y una estructura de la vegetación más diversa en las áreas de parcelas en descanso con respecto al hábitat original adyacente (Benton et al., 2003; Leonard et al., 2017; Traba y Morales, 2019). Sin embargo, las áreas de parcelas en descanso podrían funcionar como trampas ecológicas (*sensu* Schlapfer et al., 2002) para las poblaciones reproductivas de *S. wortheni*, debido a la presencia de agroquímicos y a una mayor densidad de depredadores en comparación con sitios de matorral-pastizal. Es decir, que las áreas de parcelas en descanso presentan características que las hacen atractivas para su selección sobre otros hábitats, pero producen un efecto negativo en la supervivencia de las aves.

En este contexto, información cuantitativa sobre la estructura, composición y temporalidad de la vegetación de las parcelas en descanso, y la asociación de estas características con el uso y la abundancia de *S. wortheni* es esencial para la estimación de su hábitat reproductivo disponible y sus implicaciones de manejo de hábitat para la conservación de esta y otras especies locales. Esta información ayudará a generar esquemas de manejo y conservación del hábitat que sean compatibles con la actividad productiva agrícola que sustenta a las comunidades rurales locales y que, a su vez, contribuyan con la conservación de una especie en peligro de extinción.

ANTECEDENTES

Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*)

Spizella wortheni es un gorrión del Nuevo Mundo (Passerellidae) de tamaño pequeño (13-14 cm), restringido al Desierto Chihuahuense, de manera que es considerado una de las dos especies de aves endémicas para la región (Escalante et al., 1998). Su distribución actual abarca los límites estatales al sur de Nuevo León, sureste de Coahuila y noroeste de San Luis Potosí (Burleigh y Lowery, 1942; Behrstock et al., 1997; Garza-de-León et al., 2007; Scott-Morales et al., 2008; Allen-Bobadilla, 2010; Canales-del-Castillo et al., 2010a; Canales-Delgadillo et al., 2015). Su temporada reproductiva comprende desde mediados de mayo a mediados de septiembre, con un periodo de incubación de 14 días (Canales-del-Castillo, 2010) y 8 días de periodo de cuidado parental (Garza-de-León et al., 2007), y con puestas de entre 2 y 4 huevos (Carmona Gómez, 2019). Durante la temporada reproductiva, más del 50% de la dieta de las crías está conformada por lepidópteros y ortópteros (Carmona Gómez, 2019), mientras los adultos se alimentan de insectos terrestres y voladores, además de semillas producidas por gramíneas y herbáceas (Canales-Delgadillo et al., 2007; observaciones personales).

Spizella wortheni se encuentra protegida como una especie en peligro de extinción por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2018) y enlistada a nivel internacional por la Lista Roja de Especies Amenazadas (BirdLife International, 2017), con una estimación de tamaño poblacional que fluctúa anualmente entre 250 y 1,000 individuos (Ruvalcaba-Ortega et al. *en prep.*).

La conversión de su hábitat a cultivos agrícolas y su consecuente deterioro por pastoreo y uso de agroquímicos son consideradas como las principales amenazas antropogénicas para *S. wortheni* (Wege et al., 1993; Garza-de-León et al., 2007; BirdLife International, 2017). Además, la especie presenta un bajo éxito reproductivo, que ha oscilado temporal y espacialmente entre 0% y 32%, con un promedio interanual del 16% y con la depredación como causa de fallo principal (Garza-de-León et al., 2007; Allen-Bobadilla, 2010; Canales-del-Castillo, 2010; Escamilla-Trejo, 2018; Villanueva-Vázquez, 2020; Carmona Gómez et al., *en prep.*).

S. wortheni está asociado a pastizales cortos con arbustos dispersos en las cercanías a colonias de Perrito Llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus*), en paisajes dominados por matorral desértico micrófilo que incluyen Chamizo (*Atriplex canescens*; Figura 1), Hojasén (*Flourensia cernua*), Gobernadora (*Larrea tridentata*) y Corona de

Cristo (*Koeberlinea spinosa*) (Wege et al., 1993; Behrstock et al., 1997; Garza-de-León et al., 2007; Allen-Bobadilla, 2010; Canales-del-Castillo, 2010; Canales-del-Castillo et al., 2010a; Roque-Rodríguez, 2015; Velasco-Bautista, 2015; Alvarado-Díaz, 2016; Escamilla-Trejo, 2018; Figura 1). Sin embargo, se ha registrado la presencia de *S. wortheni* durante la época de reproducción en paisajes agrícolas, donde anida en los arbustos remanentes y en las herbáceas secundarias de estructura arbustiva, como *Chenopodium* sp., Coquia (*Bassia scoparia*), Rodadora (*Salsola tragus*), etcétera. (Thayer, 1924; Villanueva-Vazquez, 2020; Ruvalcaba-Ortega, en prep.; Fig. 2).



Figura 1 Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*) perchado en Chamizo (*Atriplex canescens*) en hábitat de matorral-pastizal. Llano La Soledad, 20 de julio 2017.



Figura 2 Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*) perchado en Coquia (*Bassia scoparia*) en hábitat secundario de parcelas en descanso. Ejido Los Pocitos, 3 de agosto 2020.

Spizella wortheni usa como sustrato de anidación 26 especies vegetales, de las cuales 14 son arbustivas (\bar{x} = 101 cm de altura, rango = 43-175 cm), con nidos colocados a una altura promedio de 31 cm (rango = 8 -75 cm); 12 especies sustrato son herbáceas, con alturas promedio de 75 cm (rango = 28-122 cm), y alturas de nido que promedian 14 cm (rango = 2 - 30 cm) (Behrstock et al., 1997; Garza-de-León et al., 2007; Canales-del-Castillo, 2010; Allen-Bobadilla, 2010; Velasco-Bautista, 2015; Escamilla-Trejo, 2018; Villanueva-Vazquez, 2020., Ruvalcaba-Ortega, en prep.). El uso de diferentes especies como estrato de anidación apoya la idea, previamente propuesta, de que la estructura de la vegetación es más importante para *S. wortheni* que la composición específica de la vegetación disponible (Behrstock et al., 1997; Canales-del-Castillo et al., 2010a).

Parcelas en descanso como hábitat para aves

Los campos agrícolas experimentan un proceso de sucesión vegetal al final de su ciclo de cultivo anual. Esta sucesión se caracteriza por la proliferación de especies vegetales ruderales nitrófilas (Holl, 2007; Prach et al., 2007; Meiners et al., 2009) que crea un paisaje heterogéneo utilizado por la fauna silvestre (Benton et al., 2003; Smith et al.,

2005; Solé-Senan et al., 2014; Robleño et al., 2017). La abundancia de recursos en estos hábitats intermitentes favorece el forrajeo y anidación de varias especies de aves, en particular especies esteparias. Tales hábitats son tan importantes que su reciente pérdida se ha relacionado con el declive de aves en Europa (Vickery et al., 2004; McMahon et al., 2010, Traba y Morales, 2019).

En los campos de Inglaterra, se ha observado que los grupos funcionales de aves tienen densidades más altas en parcelas en descanso en comparación con cultivos activos y pastizales naturales. Este patrón es especialmente notable en las parcelas con un año de descanso, debido a la mayor heterogeneidad en la composición y estructura de la vegetación, y a una menor densidad de esta. Estas condiciones podrían proporcionar lugares adecuados para la anidación y el forrajeo de las aves (Henderson et al., 2000; Siriwardena et al., 2000).

Aves especialistas de pastizal europeas como el Sisón Común (*Tetrax tetrax*), la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) y la Perdiz Gris (*Perdix perdix*), y passeriformes como el Cistícola Buitrón (*Cisticola juncidis*) y la Alondra Común (*Alauda arvensis*), presentan mayores densidades en los cultivos de cereales en descanso en Europa durante primavera y verano que en cultivos con más tiempo de inactividad agraria y pastizales nativos. Es probable que estos efectos positivos de la perturbación agrícola se deban a los recursos alimenticios y de cobertura para ocultamiento que provee la altura y densidad de vegetación herbácea propia de las parcelas en descanso durante la anidación, y un mayor valor alimenticio durante sus etapas tempranas (Ausden y Trweek, 1995; Watson y Rae, 1997; Wilson et al., 1997; Poulsen et al., 1998; Borralho et al., 1999; Moreira, 1999).

En Norteamérica, las aves especialistas de pastizal presentan mayor abundancia en paisajes agrícolas con parcelas activas, en descanso y abandonadas que en pastizales nativos del APCP El Tokio durante la temporada invernal, incluyendo a la Alondra Cornuda (*Eremophila alpestris*), el Gorrión Sabanero (*Passerculus sandwichensis*), el Gorrión Cola Blanca (*Pooecetes gramineus*) y los Praderos (*Sturnella magna* y *S. neglecta*). La mayor densidad invernal de *E. alpestris* fue asociada a la mayor proporción de suelo desnudo, y la mayor densidad de *P. sandwichensis* a la mayor cobertura y altura de herbáceas (Allen-Bobadilla, 2014). Sin embargo, también se ha propuesto que la misma abundancia de recursos en las parcelas en descanso, particularmente en hábitats áridos, podría propiciar la presencia de diferentes depredadores, creando trampas ecológicas para las aves que anidan en altas densidades en estos sitios al exponer a volantones y adultos a estos depredadores (Zimmerman, 1984; Reitsma, 1992; Marini y

Weale, 1997; Kokko y Sutherland, 2001; Schlaepfer et al., 2002; Dean, 2004). El uso intensivo de agroquímicos con alto poder residual en áreas agrícolas probablemente contribuye a la creación de esta trampa ecológica. En este contexto, se ha señalado a diferentes tipos de agroquímicos (fertilizantes, herbicidas, fungicidas e insecticidas) como una fuente de contaminación por metales pesados en gorriones (Pannu y Kler, 2018). Además, los plaguicidas carbamatos, organofosforados, neonicotinoides y fenilureas son disruptores endócrinos, que tienen la capacidad de alterar la fenología reproductiva y disminuir el éxito de apareamiento de diferentes especies de aves pequeñas que habitan cultivos activos y en descanso (Stanton et al., 2018). También se ha propuesto que la exposición a plaguicidas podría explicar la amplia variación medida en los niveles de colinesterasa plasmática entre individuos de diferentes especies de aves en el APCP El Tokio (Ruvalcaba-Ortega et al., 2017).

Para el caso de *S. wortheni*, se ha registrado un éxito reproductivo casi dos veces mayor en paisajes agrícolas, comparado con los paisajes de ecotono de matorral desértico – pastizal durante el 2016 (Escamilla-Trejo, 2018). Más del 90% de la actividad reproductiva relevante (i.e. nidos activos monitoreados) ha sido registrada en sitios de paisaje agrícola, en particular, dentro de parcelas para cultivos de papa con hasta 3 años de descanso (Villanueva-Vazquez, 2020; obs. per.).

Sucesión ecológica en parcelas en descanso

Cuando un campo de cultivo se abandona, se produce una serie de cambios en el ecosistema a medida que diferentes especies vegetales colonizan la zona. Las primeras plantas que se establecen suelen ser especies de maleza y crecimiento rápido, como herbáceas y gramíneas (Smelansky, 2003). Estas plantas suelen aprovechar rápidamente los nutrientes que quedan en el suelo tras la cosecha (Standish et al., 2008).

Con el tiempo, al morir y descomponerse, las hierbas liberan nutrientes en el suelo, aumentando su disponibilidad para el crecimiento de otras especies; lo que provoca un cambio gradual en la composición de la comunidad vegetal, con especies más diversas y longevas, como especies arbustivas y arbóreas (Poyatos et al., 2003).

La progresión exacta de las especies vegetales durante la sucesión ecológica puede variar en función de factores como el clima, el terreno, el tipo de suelo, la densidad poblacional y la historia específica del lugar (García-Ruiz et al., 1996; MacDonald et al., 2000; Poyatos et al., 2003; Pueyo y Beguería, 2007; Lesschen et al., 2008). Sin embargo, la pauta general es de creciente complejidad y biodiversidad, a medida que las distintas

especies se establecen e interactúan entre sí de maneras cada vez más complejas (Dunn, 2004; Conti y Fagarazzi, 2005; Bai y Jiao, 2006).

Tratándose de zonas áridas y semiáridas, el aumento de las temperaturas, la disminución de las precipitaciones pluviales y la sequía prolongada limitan la sucesión de la vegetación en las tierras de cultivo abandonadas (Cammeraat e Imeson, 1999). No obstante, dentro del APCP El Tokio, se ha observado que especies herbáceas colonizan las tierras de cultivo que se encuentran en periodos de descanso que van de 5 a más años (Estrada-Castillón et al., 2010).

JUSTIFICACIÓN

Spizella wortheni es una especie de ave en peligro de extinción, endémica al Altiplano Mexicano en el Desierto Chihuahuense (BirdLife International, 2017; SEMARNAT, 2018). La conservación de la especie se encuentra amenazada por la conversión de pastizales y matorrales xerófilos nativos a campos agrícolas, principalmente para el cultivo intensivo de papa, una actividad realizada cada vez con mayor frecuencia en el municipio de Galeana, Nuevo León (SEMARNAT, 2018; Rangel-Reséndez, 2019). De esta manera, existe una creciente presión social para continuar con la expansión del área dedicada a la agricultura a expensas del hábitat de *S. wortheni*.

Sin embargo, en los últimos años se ha registrado mayor actividad y éxito reproductivo de *S. wortheni* en los paisajes agrícolas y, en particular, en hábitats de vegetación secundaria desarrollada en las parcelas en descanso (Escamilla-Trejo, 2018; Carmona-Gómez, 2019; Villanueva-Vázquez, 2020). No existe información cuantitativa de la vegetación en estos hábitats, ni del tiempo en que se mantienen las características estructurales que favorecen su uso por parte de la especie. De esta forma, la descripción de las características y temporalidad de las áreas de parcelas en descanso, y su asociación con la densidad de *S. wortheni*, permitirá determinar la contribución de estos paisajes agrícolas dinámicos al mantenimiento de la población reproductiva de la especie. La información generada también proporcionará información útil para la toma de decisiones sobre el manejo y la conservación de un paisaje sujeto a constantes modificaciones antropogénicas, con el potencial de hacer compatible una actividad productiva de importancia económica con el beneficio de conservar una especie de ave endémica en peligro de extinción.

HIPÓTESIS

Las parcelas en descanso presentan etapas tempranas de sucesión vegetal (e.g. primer ciclo en descanso) en las que hay una mayor cobertura vegetal de herbáceas anuales que en etapas sucesionales posteriores y en hábitats de matorral-pastizal, favoreciendo su uso por parte de *S. wortheni* para la reproducción, al proporcionar mayor densidad de plantas-sustrato, cobertura para ocultamiento del nido y abundancia de artrópodos como fuente de alimento durante la anidación, por lo que predecimos:

- Mayor densidad poblacional de *S. wortheni* en cultivos con 1-3 años de descanso que en etapas posteriores, cultivos activos y sitios de matorral-pastizal.
- Mayor cobertura media de herbáceas en parcelas con 1-3 años en descanso que en sitios de matorral-pastizal.
- Mayor densidad de artrópodos en parcelas con 1-3 años en descanso que en sitios de matorral-pastizal.
- Una relación positiva entre la densidad poblacional de *S. wortheni* y la cobertura media de herbáceas y la densidad de artrópodos.

OBJETIVO DEL TRABAJO

Determinar la asociación de la densidad poblacional de *S. wortheni* con características estructurales de diferentes estados de sucesión vegetal en parcelas en descanso, cultivos activos y hábitat de matorral-pastizal durante su temporada reproductiva.

Objetivos particulares

- Caracterizar y comparar la cobertura, estructura y diversidad de la vegetación en parcelas en descanso y sitios de matorral-pastizal.
- Estimar la densidad poblacional de *S. wortheni* durante tres temporadas reproductivas (junio-agosto, 2020-2022) en tres tipos de hábitat.
- Evaluar el efecto de los cambios anuales en la composición y estructura de la vegetación sobre la densidad poblacional de *S. wortheni*.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y esfuerzo de muestreo

Realizamos muestreos en la región occidental del municipio de Galeana, Nuevo León, y del noreste del APCP El Tokio (UTM zona 14, 341550E, 2750852N; Fig. 3) en junio-agosto del 2020 a 2022.

Identificamos 380 parcelas de cultivo dentro del municipio usando fotografías satelitales de 2021 en la plataforma *Google Earth Pro*, de las cuales seleccionamos 128 al azar para confirmar su accesibilidad e identidad como cultivos de papa (*Solanum tuberosum*) activos o en descanso. Solo 58 de estas parcelas cumplieron con las condiciones de accesibilidad y tipo de cultivo para su uso. De 76 puntos en hábitat de matorral-pastizal, dentro del llano La Soledad, seleccionamos 20 al azar como puntos de inicio de trayectos. Durante la temporada 2022 añadimos dos trayectos en matorral-pastizal en el rancho experimental Los Ángeles. Al final establecimos un total de 92 trayectos únicos de 800 m de longitud, manteniendo un criterio de homogeneidad de hábitat, y acumulamos un esfuerzo de muestreo total de 173 trayectos de muestreo entre las tres temporadas. Con base en la disponibilidad de hábitat, cubrimos sitios de matorral-pastizal, cultivos activos de papa y parcelas en descanso con diferentes años desde su abandono. Determinamos el tiempo de descanso de las parcelas de cultivos con fotografías satelitales *Landsat 7* (28 de noviembre de 1999 al 30 de marzo del 2013) y *Landsat 8-9* (30 de marzo 2013 al 30 de mayo del 2022) disponibles en la plataforma EarthExplorer <https://earthexplorer.usgs.gov/>, identificando el último año que la parcela fue utilizada para algún cultivo (Tabla 1). Usamos la presencia de especies cultivables para inferir la identidad del tipo cultivo en parcelas en descanso, descartando las que identificamos como cultivos de alfalfa, trigo y maíz.

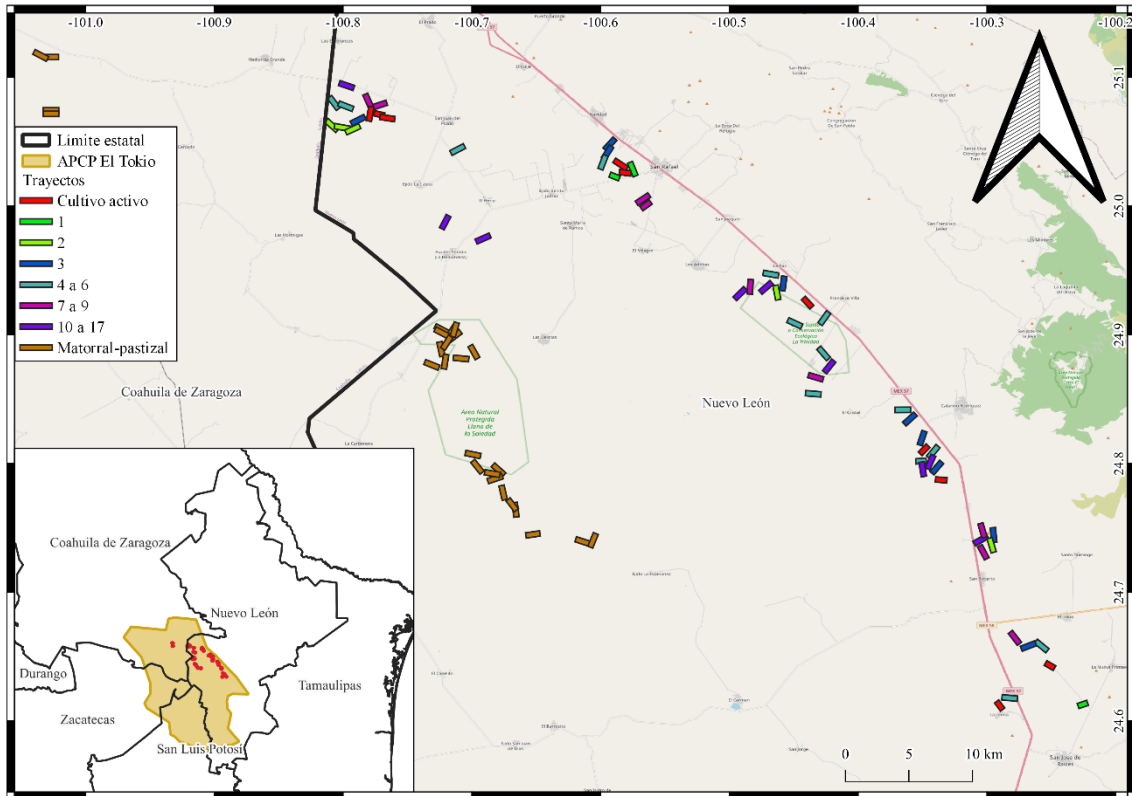


Figura 3 Mapa de ubicación de trayectos de muestreo de Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*) para las temporadas de verano 2021 y 2022, dentro de APCP El Tokio en el municipio Galeana, Nuevo León.

Tabla 1 Total de trayectos recorridos por temporada, tipo de hábitat y categoría de tiempo de parcelas en descanso.

Tipo de hábitat	2020	2021	2022	Global
Matorral-pastizal	6	20	24	50
Cultivos activos	2	10	6	18
Parcelas en descanso	9	48	48	105
Categorías (años)				
1	3	5	8	16
2	2	12	4	18
3	1	9	10	20
4 a 6	3	12	16	31
7 a 9	0	2	3	5
10 a 17	0	8	7	15
Global	17	78	78	173

Toma de datos en campo

Vegetación

Diversidad (Número efectivo de especies)

Para cada trayecto de matorral-pastizal y parcelas en descanso registramos el taxón, la altura y dos diámetros perpendiculares entre sí de todas las plantas individuales dentro de cuadrantes de 1 m² para el estrato de pastos y hierbas, y de 5 m² para taxones arbustivos mayores a 30 cm de altura; establecimos estos cuadrantes al inicio, final y al punto medio de cada trayecto (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974; Franco et al., 1985).

Coberturas y alturas

Para cada trayecto de matorral-pastizal y parcelas en descanso, cada 100 m del trayecto (incluyendo punto inicial y final) registramos estimaciones visuales del porcentaje de cobertura de suelo (pasto, hierbas, arbustos, materia orgánica en descomposición [otra cobertura], suelo desnudo), la altura promedio y los tres taxones dominantes en cada estrato dentro de parcelas de 5 m de radio, con base en el protocolo de Macías-Duarte y Panjabi (2013). Para las parcelas en los trayectos correspondientes a cultivos activos registramos la estimación de altura promedio y la identidad de la planta cultivada, considerando una cobertura de herbáceas del 100%. Se considera que las estimaciones visuales, realizadas por observadores entrenados, son razonablemente precisas al estar altamente correlacionadas con las estimaciones cuantitativas de las coberturas (Macías-Duarte y Panjabi, 2013). Además, los resultados obtenidos mediante este método han sido comparables con estimaciones obtenidas a partir de imágenes de alta resolución tomadas mediante vuelos de sistemas aéreos no tripulados (Montes-Aldaba et al., 2018).

Artrópodos

Registramos el número de artrópodos y su identidad taxonómica (al menos a nivel orden) dentro de cada cuadrante de 1 m² de muestreo de vegetación de cada trayecto de matorral-pastizal y parcelas en descanso. Para organismos de alta movilidad como ortópteros y lepidópteros adultos, realizamos un conteo rápido previo a la colocación del cuadrante, mientras lepidópteros larvarios y otros artrópodos de menor movilidad fueron registrados al realizar el muestreo de vegetación en las parcelas de 1 m².

Spizella wortheni

Realizamos el recorrido de los trayectos entre 07:00 y 12:00. Para cada detección, registramos la distancia perpendicular al trayecto, y (Buckland et al., 2001), y el tamaño de grupo (número de individuos conespecíficos ≤ 25 m del primer individuo detectado; CEC, 2013) con apoyo de un telémetro (Nikon 600 Laser Rangefinder 6×20) y de binoculares (Nikon Monarch 5 10×50).

Análisis de datos

Vegetación

Diversidad (Número efectivo de especies)

Calculamos el número efectivo de especies con los datos de abundancia de especies vegetales por trayecto para realizar comparaciones de diversidad biológica entre hábitats de matorral-pastizal y de parcelas en descanso con diferentes tiempos desde su uso activo. El número efectivo de especies es un conjunto de índices también conocidos como números de Hill, parametrizados por un orden de diversidad q , que determina la sensibilidad de las medidas a las abundancias relativas de las especies. Este incluye la riqueza de especies (i.e. el número de especies [S]; $q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon (e^H ; $q = 1$) y el inverso del índice de concentración de Simpson ($1/D$; $q = 2$; Jost, 2006; Chao, 2014). Realizamos estas estimaciones considerando todos los individuos de especies vegetales, solo las plantas con potencial como sustrato de anidamiento y solo plantas consideradas como sustrato de andamiento probable. Identificamos las plantas de cualquier especie como sustrato de anidamiento *potencial* considerando alturas entre 12 y 150 cm, con coberturas individuales de dosel de 0.04 a 2.24 m² mediante ecuación 1:

$$\text{Cobertura de dosel} = \pi \left(\frac{\text{Diámetro 1} + \text{Diámetro 2}}{2} \right)^2 \quad (1)$$

Identificamos plantas como sustrato de anidamiento *probable* con base en las medidas de altura y cobertura e identidad a nivel género/especie y con base en las medidas mínimas y máximas registradas para sustratos utilizados por *S. wortheni* en la región (Ruvalcaba-Ortega, en prep.; Tabla 2).

Tabla 2 Límites inferior y superior para medidas de altura y cobertura de dosel específicas a cada taxón para determinar individuos como sustrato de anidamiento probable con base en los registros de sustratos utilizados por *S. wortheni* en la región (Ruvalcaba-Ortega, en prep.)

Sustrato	Altura (cm)	Cobertura de dosel (m²)
<i>Atriplex canescens</i>	20-194	11.66-582.81
<i>Buddleja scordioides</i>	8-120	3.98-157.59
<i>Chenopodium</i> sp.	40-120	6.61-108.88
<i>Flourensia cernua</i>	31-135	9.62-162.83
<i>Kali tragus</i>	17-77	3.98-103.31
<i>Bassia scoparia</i>	35-143	5.94-45.90
<i>Lycium</i> sp.	23-172	19.99-161.74
<i>Opuntia</i> sp.	22-112	13.20-156.96
Global	12-150	3.98-224.38

Calculamos el número efectivo de especies mediante el paquete *vegan* (Oksanen et al., 2020) del programa R (R Core Team, 2022).

Coberturas y alturas

Para cada trayecto calculamos la mediana de coberturas de pasto, hierbas, arbustos, materia orgánica en descomposición [otra cobertura], y suelo desnudo, y las alturas promedio de pasto, hierbas y arbustos, y estimamos valores de estadística descriptiva convencional (i.e. media, desviación estándar e intervalos de confianza al 95%) y robusta (i.e. mediana, desviación intercuartílica e intervalos de confianza al 95% sobre la mediana), menos sensible a valores extremos (Kenney y Keeping 1962; McGill et al., 1978; Maronna et al., 2019).

Considerando como factor el tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal), comparamos las variables respuestas de la mediana del número efectivo de especies a nivel general, considerando solo los registros de estrato potencial y de estrato probable, variables de cobertura y altura de estratos mediante pruebas de ANOVA de Welch para comparar entre tipos de hábitat, y de Games-Howell para comparar entre pares de categorías; ambas pruebas suponen condiciones de heterocedasticidad en los datos. Para lo anterior usamos las funciones *welch_anova_test* y *games_howell_test*, además de *cohens_d* del paquete *rstatix 0.7.0* (Kassambara, 2021), en el programa R (R Core Team, 2022).

Artrópodos

Para cada trayecto calculamos un índice de densidad de invertebrados dividiendo el total de individuos de artrópodos registrados para cada trayecto entre el número de subunidades de muestreo (i.e. el número de cuadrantes de 1 m² asociados a cada trayecto). Incluimos esta variable en los análisis de caracterización y comparación de las características de vegetación con base en sus datos de estimaciones visuales.

Densidad reproductiva de *S. wortheni*

Estimamos la densidad poblacional (individuos/km²) usando el muestreo de distancias con múltiples covariables en trayectos (Buckland et al. 2001; Bukland et al., 2015; Marques y Buckland, 2004). Este método parte del supuesto de que todo individuo sobre el trayecto es detectado, pero que la probabilidad de detección decrece conforme aumenta la distancia entre el individuo y el trayecto. Utilizamos las distancias x registradas de los individuos detectados con respecto al trayecto para modelar la función de detección, $g(y)$, definida como la probabilidad de detectar un individuo que se encuentra a una distancia y ($0 \leq y \leq w$) del trayecto, donde w es la mitad del ancho del trayecto y la distancia de truncamiento para las distancias con respecto al trayecto.

La proporción esperada contada de individuos en un área, P_a , puede ser obtenida mediante $P_a = \mu/w$ donde $\mu = \int_0^w g(y)dx$. Por lo tanto, dado un valor estimado de $\hat{g}(y)$ de la función de detección $g(y)$, donde el circunflejo (^) indica un estimado basado en los datos muestreados, podemos obtener un \hat{P}_a estimado de P_a . Considerando lo anterior, la densidad de individuos puede ser estimada mediante la ecuación 2:

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL\hat{P}_a} \quad (2)$$

Podemos derivar la función de densidad de probabilidad correspondiente a las distancias y reajustando $g(y)$ de manera que se integra a uno. Por lo tanto, $f(x) = g(y)/\mu$ para $0 \leq y \leq w$, y en particular, $f(0) = 1/\mu$ porque suponemos que $g(0) = 1$. Al obtener la función estimada $\hat{f}(y)$, y al probarla a $x = 0$ para obtener $\hat{f}(0)$, podemos escribir la ecuación 3:

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL\hat{P}_a} = \frac{n}{2\hat{\mu}L} = \frac{n\hat{f}(0)}{2L} \quad (3)$$

donde $L = \sum_{k=1}^K l_k$ es la longitud total de K trayectos y l es la longitud de un trayecto (la cual puede variar de trayecto a trayecto).

Evaluamos los modelos de detección $g(y)$ uniforme, tasa de riesgo y seminormal con las expansiones coseno, polinomios simples y polinomios de Hermite, considerando como covariables los valores medios de altura y cobertura de herbáceas, cobertura de arbustos, la fecha juliana centrada en su media y, como factor, el año del muestreo (2020, 2021, 2022). Seleccionamos el modelo más plausible con base en el menor valor del Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños, evitando la selección de modelos sobreajustados ($AICc$; Buckland *et al.* 2001). En caso de obtener modelos con $\Delta AICc$ menor a 2 unidades (indicando un mismo apoyo empírico de los datos), usamos el valor de probabilidad de la prueba de X^2 para elegir el modelo con mejor bondad de ajuste a la función de detección (Burnham y Anderson, 2002). Eliminamos las distancias de detección mayores al 90-ésimo percentil (truncado del 10%) para mantener el balance de truncado recomendado por la literatura y un tamaño de muestra mínimo recomendado de 60 detecciones para trayectos (Buckland *et al.*, 2001). A partir del modelo de detección seleccionado, estimamos densidad poblacional media (individuos/km²) y error estándar a nivel global y estratificando por categoría de hábitat por año (matorral-pastizal, cultivos activos y parcelas en descanso, 2020 al 2022). Realizamos pruebas Z/t para estimaciones de densidad no independientes (i.e. estimadas a partir de una misma función de detección estimada) para evaluar la diferencia entre pares de densidades estimadas por categoría de hábitat por año (Buckland *et al.*, 2001, pp. 85 y 86).

Usamos la función *ds* del paquete *Distance 1.0.6* (Miller *et al.*, 2019) del programa R (R Core Team, 2021) para realizar la estimación de los parámetros de los modelos de detección y de observación (conteos) y la estimación de $AICc$.

Efectos de la vegetación sobre la densidad poblacional de S. wortheni

Para considerar la detección imperfecta de individuos y la ausencia de independencia espacial entre trayectos (al realizar más de una visita al mismo trayecto en diferentes temporadas y al muestrear trayectos cercanos entre sí), usamos un modelo mixto de muestreo de distancias para estimar los efectos de las variables de vegetación sobre la densidad poblacional de *S. wortheni*. Usamos un enfoque de estimación de máxima verosimilitud para estimar los parámetros de la función de detección de manera simultánea (Buckland *et al.*, 2015; Oedekoven, 2013; 2020; Oedekoven *et al.*, 2013).

La función de completa verosimilitud nos permite incluir covariables en la función de detección mediante la ecuación 4:

$$\mathcal{L}_{n,y|z} = \mathcal{L}_n \times \mathcal{L}_{y|z} \quad (4)$$

donde \mathcal{L}_n es el modelo del conteo de individuos, $\mathcal{L}_{y|z}$ es el modelo de detección, en el que y es la distancia de detección y z representa las covariables consideradas.

La función de densidad de probabilidad de las distancias de detección observadas se compone, por lo general de otras dos funciones, la función de detección $g(y)$ y la función $\pi(y)$ que describen la distribución esperada de los individuos con respecto al trayecto. Para $g(y)$, nos enfocamos en el modelo seminormal ya que en análisis preliminares (ajustando diferentes funciones de detección a datos de distancias mediante Distance, descrito en la sección anterior) resulta como la función que provee de mejor ajuste a nuestros datos de *S. wortheni* en comparación con las funciones uniforme y tasa de riesgo. El modelo seminormal contiene el parámetro de escala σ , el cual, si es modelado como una función de las covariables z la función viene dada por la ecuación 5:

$$g(y_i, \mathbf{z}_i) = \exp\left[\frac{-y_i^2}{2(\sigma(\mathbf{z}_i))^2}\right], 0 \leq y_i \leq w \quad (5)$$

donde y_i representa la distancia perpendicular con respecto al trayecto de la detección i (para las detecciones $i = 1, 2, 3, \dots, n$), y \mathbf{z}_i es un vector de covariables de la detección i y w es la distancia de truncado (62 metros en nuestro caso, truncando el 10% de las detecciones de mayores distancias registradas para parcelas en descanso). Por su lado el valor de $\sigma(\mathbf{z}_i)$ necesita representar la ecuación 6:

$$\sigma(\mathbf{z}_i) = \exp\left(\alpha + \sum_{q=1}^Q \beta_q z_{iq}\right) \quad (6)$$

donde α representa la intercepción de escala y la β_q los coeficientes para las covariables Q de z_q incluidas en el modelo.

El componente de verosimilitud para la función de detección es dado por la ecuación 7:

$$\log_e(\mathcal{L}_{y|z}) = \sum_{i=1}^n \log_e f(y_i | \mathbf{z}_i) = \sum_{i=1}^n \log_e \left(\frac{g(y_i, \mathbf{z}_i) \pi(y_i)}{\int_0^w g(y, \mathbf{z}_i) \pi(y) dy} \right) \quad (7)$$

Aquí $f_{y|z}(y_i | \mathbf{z}_i)$ es la función de probabilidad de densidad para las distancias observadas y_i condicionadas a las covariables \mathbf{z}_i (y a n); w es la distancia de truncado (62 metros en nuestro caso); y_i representa la distancia perpendicular con respecto al trayecto de la detección i (para las detecciones $i = 1, 2, 3, \dots, n$), y \mathbf{z}_i son las medidas de covariables de la detección i . Sin embargo, cuando usamos el área efectiva para ajustar los recuentos

observados para la detección imperfecta, no podemos utilizar covariables a nivel individual. La resolución de las covariables es al nivel de visita al trayecto o superior.

El conteo de individuos por trayecto fue modelado mediante la distribución Poisson, cuyo parámetro λ es a su vez modelado como una función de las covariables x_q . Para relajar el supuesto de independencia espacial en los trayectos, incluimos un efecto aleatorio b_l por cada sitio en el modelo de conteo para el cual supusimos normalidad con $b_l \sim N(0, \sigma_b^2)$. El subíndice l refiere a los diferentes sitios y, en la siguiente ecuación, el subíndice t a los muestreos repetidos. Como cada sitio consiste en más de un trayecto, también incluimos un subíndice por trayecto k . El área efectiva es representada por v_{lkt} . El valor esperado es dado por la ecuación 8:

$$\lambda_{lkt} = \exp\left(\sum_{q=1}^Q x_{qklt} \beta_q + b_l + \log(v_{lkt})\right) \quad (8)$$

Debido a la inclusión del efecto aleatorio, añadimos las densidades normales para los coeficientes del efecto aleatorio a las probabilidades de Poisson dadas para los recuentos. El efecto aleatorio se integra analíticamente, considerando la integral del efecto aleatorio de la probabilidad que, tras la transformación logarítmica, viene dada por la ecuación 9:

$$\log L_n = \sum_{l=1}^L \log \left[\int_{-\infty}^{\infty} \left\{ \prod_{k=1}^K \prod_{t=1}^{T_k} \frac{\lambda_{lkt}^{n_{lkt}} \exp[-\lambda_{lkt}]}{n_{lkt}!} \right\} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_b^2}} \exp\left[-\frac{b_l^2}{2\sigma_b^2}\right] db_l \right] \quad (9)$$

donde L es el número total de sitios (12 sitios; cada uno definido como conjunto de trayectos a ≤ 3 km de distancia entre sí, siguiendo a Evans et al., 2013), K es el total de trayectos por sitio (de 1 a 13 trayectos en nuestro caso), y T_k es el número de visitas al trayecto k (1 a 3 en nuestro caso). Se implementó el efecto aleatorio del sitio para estimar la densidad, lo que nos permite controlar la tendencia a detectar varios individuos de *S. wortheni* concentrados en un área limitada (hasta 15 individuos registrados en un trayecto; hasta 41 individuos en *circa* 12 km²), lo cual podría resultar en sobrestimaciones.

Como covariables para el modelo de detección consideramos los valores medios de cobertura y altura de herbáceas al nivel de trayecto. Como covariables para el modelo de conteo consideramos los valores medios de cobertura de herbáceas, altura de herbáceas, cobertura de arbustos, densidad de invertebrados, fecha juliana y la categoría temporal de parcelas en descanso (6 categorías: 1 año, 2 años, 3 años, 4 a 6 años, 7 a 9 años, 10 a 17 años).

Construimos modelos con diferentes combinaciones de covariables para el modelo de conteo (≤ 3 covariables para evitar sobreajuste) en el programa R (R Core

Team, 2022), usando la función *nlm* para optimizar cada modelo y obtener las estimaciones de máxima verosimilitud, en adición del error estándar analítico de cada estimación.

Realizamos la selección del modelo mediante el Criterio de Información de Akaike (AIC), considerando al modelo más plausible como aquel de menor valor AIC. En caso de obtener modelos con ΔAIC menor a 2 unidades (indicando un mismo apoyo empírico de los datos), nos basamos en la menor variación en la estimación de densidad base para cada modelo, con base en su error estándar.

Con base en las estimaciones de máxima verosimilitud del mejor modelo, estimamos la densidad poblacional de *S. wortheni* para cada categoría de parcelas en descanso. En adición, predijimos los valores de densidad para cada categoría de parcelas en descanso bajo diferentes condiciones de la(s) variable(s) involucrada(s) en el modelo de mejor ajuste.

RESULTADOS

Vegetación

Diversidad (número efectivo de especies)

Registramos diferencias estadísticas entre los valores medios del número efectivo de especies entre trayectos correspondientes a parcelas en descanso en diferentes categorías de tiempo desde su abandono y de hábitat de matorral-pastizal, presentando el mayor tamaño de efecto en la diferencia en riqueza de especies ($q = 0$), ANOVA de Welch, $F_{6, 35.23} = 8.82$, $p < 0.001$, en el que las mayores diferencias ocurrieron entre el valor de riqueza ($q = 0$) en matorral-pastizal y las parcelas con categorías de 1 año en descanso y todas las categorías posteriores, hasta los 6 años de descanso (Fig. 4, Tablas 3 y A1).

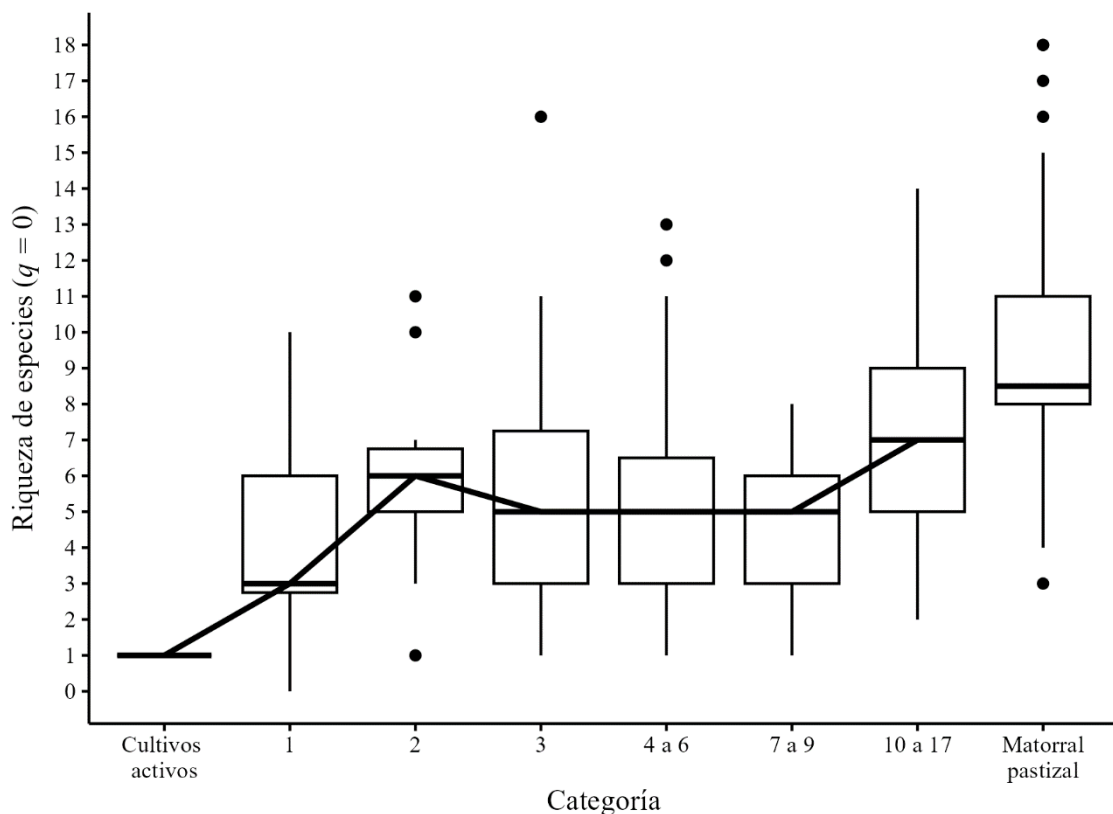


Figura 4 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la riqueza de especies ($q = 0$), considerando todos los individuos muestreados.

Los valores medios de diversidad basados en el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$), ANOVA de Welch, $F_{6, 35.32} = 8.43$, $p < 0.001$, y los basados en el inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$), ANOVA de Welch, $F_{6, 33.36} = 5.20$, $p = 0.001$, también mostraron las mayores diferencias entre matorral-pastizal, y las categorías temporales de parcelas en descanso hasta los 6 años, con excepción de la de 3 años (Figs. 5 y 6, Tablas 3 y A1).

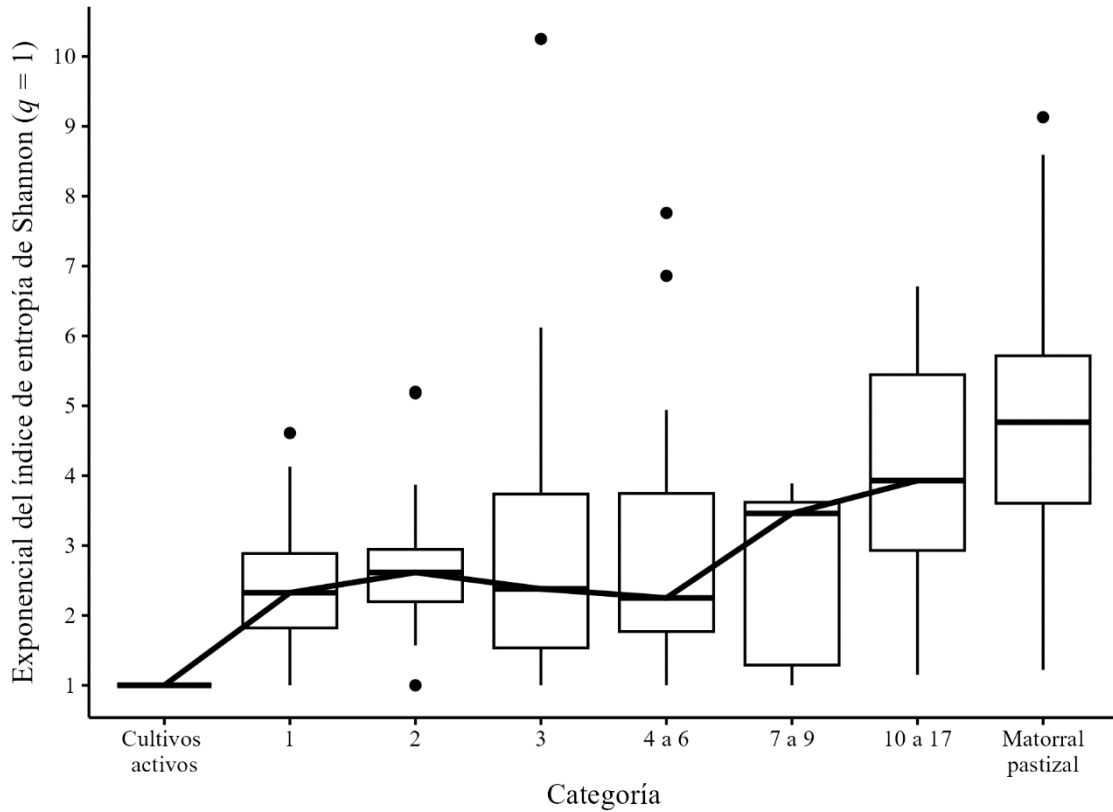


Figura 5 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre el índice de entropía de Shannon ($q = 1$), considerando todos los individuos muestreados.

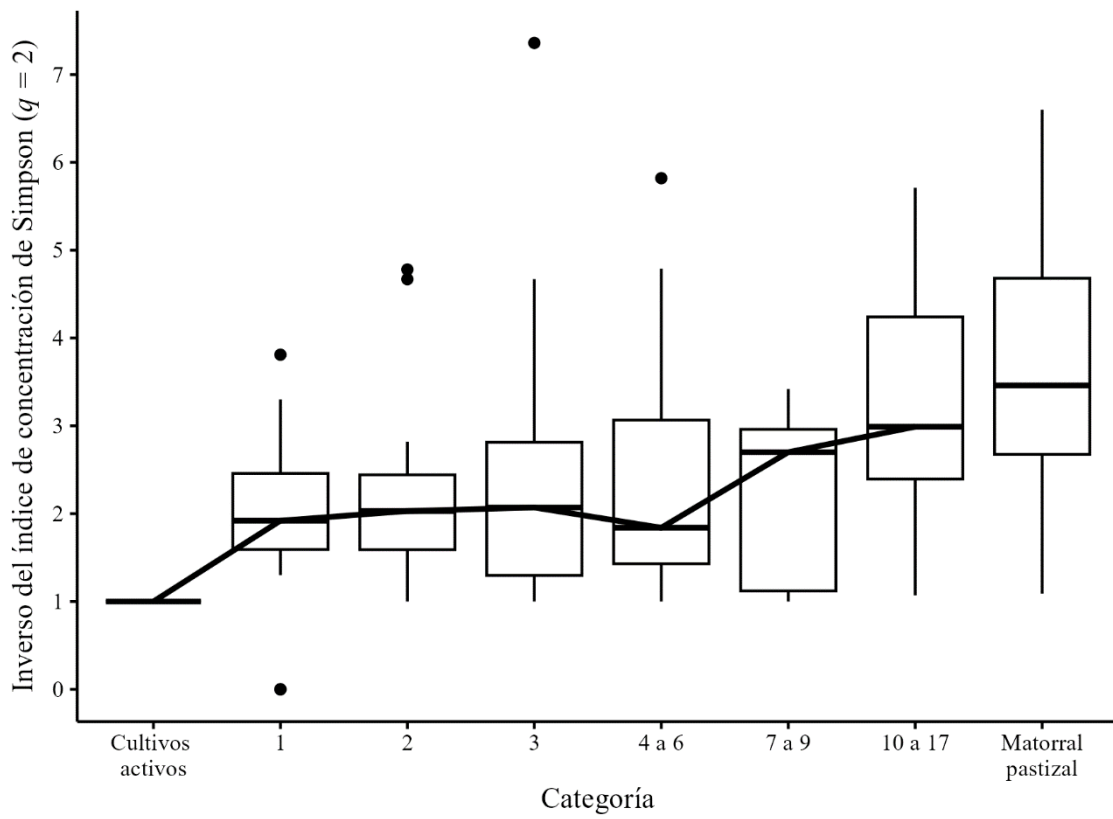


Figura 6 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat y tiempo de parcelas en descanso sobre el inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$), considerando todas las plantas muestreadas.

Tabla 3 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre valores medios de riqueza de especies ($q = 0$), exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal, valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).

General Categorías	$q = 0$			$q = 1$			$q = 2$		
	Diferencia	p	d	Diferencia	p	d	Diferencia	p	d
1	5 (3-8)	<0.01	1.70	2 (1-3)	<0.01	1.61	2 (1-3)	<0.01	1.40
2	4 (2-6)	<0.01	1.29	2 (1-3)	<0.01	1.39	1 (0-2)	0.002	1.13
3	4 (1-7)	0.006	1.06	2 (0-3)	0.054	0.87	1 (0-2)	0.090	0.80
4 a 6	4 (2-6)	<0.01	1.28	2 (1-3)	<0.01	1.18	1 (1-2)	<0.01	1.09

No detectamos diferencias entre los valores medios de número efectivo de especies considerando solo individuos *sustrato potencial* (Tabla A2).

Considerando sólo individuos de *sustrato probable*, encontramos diferencia estadística sólo entre los valores medios del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) de trayectos en cultivos de 4 a 6 y 10 a 17 años de descanso, con una diferencia de valores medios de 1 (IC95% = 0-1), $p = 0.047$, $d = 1.11$ (Fig. 7, Tabla A3).

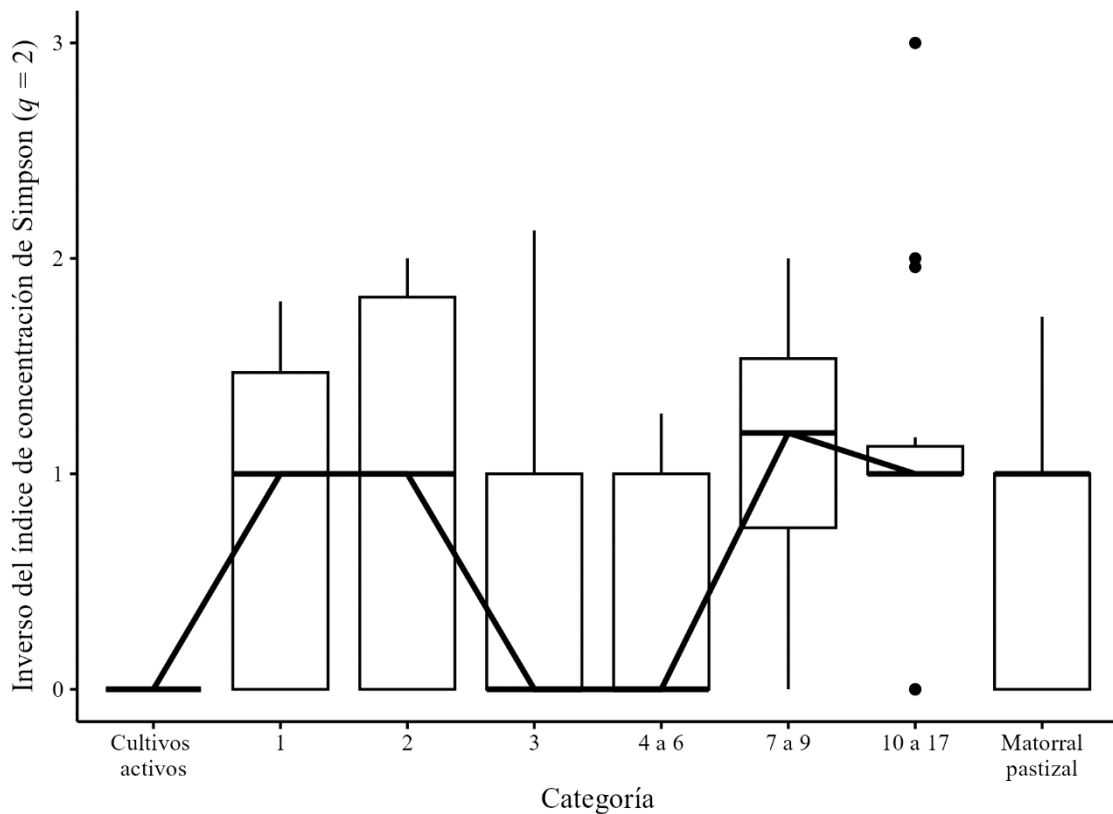


Figura 7 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre el inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$), considerando solo los individuos *sustrato probable*.

Coberturas y alturas

Los valores medios de cobertura de pasto presentaron diferencias entre las categorías temporales de parcelas en descanso y matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{6, 34.51} = 4.96$, $p = 0.001$, con la mayor diferencia entre la cobertura media de pasto de trayectos en matorral-pastizal y cultivos con 1 año de descanso (Fig. 8, Tablas 4 y A4).

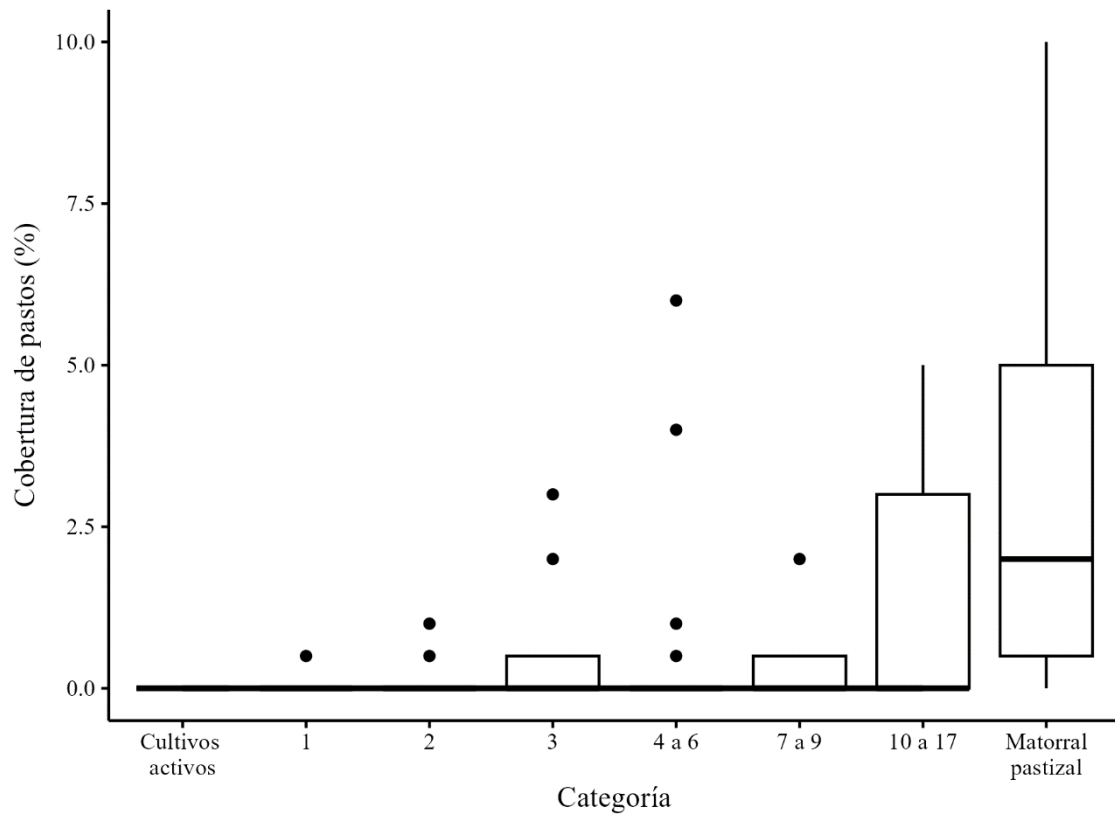


Figura 8 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de pastos.

Tabla 4 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de pastos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para Matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).

Categorías	Cobertura de pastos (%)		
	Diferencia	p	d
1	4.32 (1.60-7.05)	<0.01	1.70
2	4.27 (1.55-7.00)	<0.01	1.29
3	4.01 (1.24-6.77)	0.006	1.06
7 a 9	3.86 (0.88-6.83)	<0.01	1.28

Para los valores medios de cobertura de herbáceas observamos diferencias entre las categorías temporales de parcelas en descanso y matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{6, 6.47} = 6.47$, $p < 0.001$, con la mayor diferencia entre la cobertura media de herbáceas en trayectos en cultivos con 2 años de descanso y en matorral-pastizal (Fig. 9, Tablas 5 y A5).

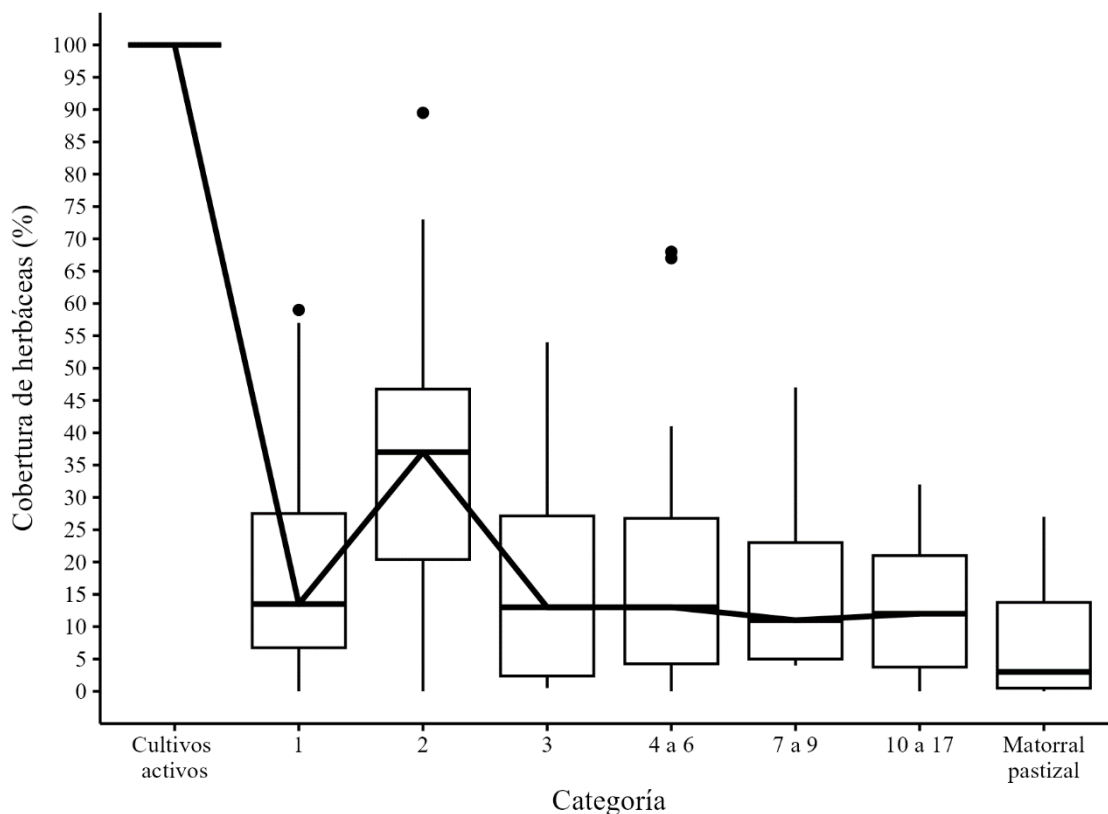


Figura 9 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de herbáceas.

Tabla 5 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de herbáceas para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para cultivos con 2 años de descanso; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).

Categorías	Cobertura de herbáceas (%)		
	Diferencia	p	d
Matorral-pastizal	30.29 (11.61-48.97)	0.001	1.71
10 a 17	25.18 (5.48-44.88)	0.006	1.39
3	21.08 (0.29-41.86)	0.045	1.05
4 a 6	20.37 (0.01-40.72)	0.050	0.97

Detectamos diferencia estadística entre los valores medios de cobertura de arbustos entre las categorías de parcelas en descanso y matorral-pastizal, con la mayor diferencia entre el valor para matorral-pastizal y cultivos con 1 año de descanso (Fig. 10, Tablas 6 y A6).

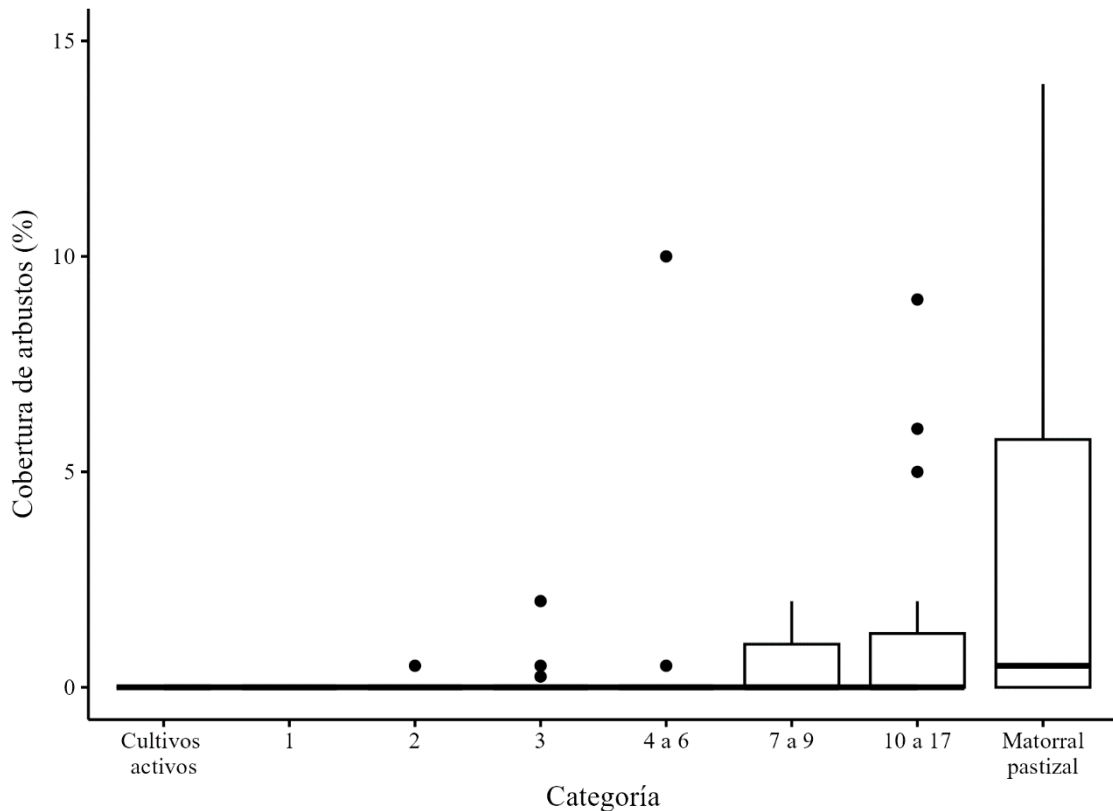


Figura 10 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de arbustos.

Tabla 6 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la cobertura media de arbustos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).

Categorías	Cobertura de arbustos (%)		
	Diferencia	p	d
1	30.29 (48.97-11.61)	<0.001	1.01
2	25.18 (5.48-44.88)	<0.001	1.00
3	21.08 (41.86-0.29)	<0.001	0.95
4 a 6	20.37 (0.01-40.72)	0.006	0.79

Para el valor medio de otra cobertura (materia orgánica en descomposición), detectamos diferencia estadística sólo entre el valor de matorral-pastizal y cultivos con 3 años de descanso, con una diferencia de 6.50% (IC95% = 0.31-12.68%), Games-Howell, $p = 0.036$, $d = 1.08$ (Fig. 11, Tabla A7).

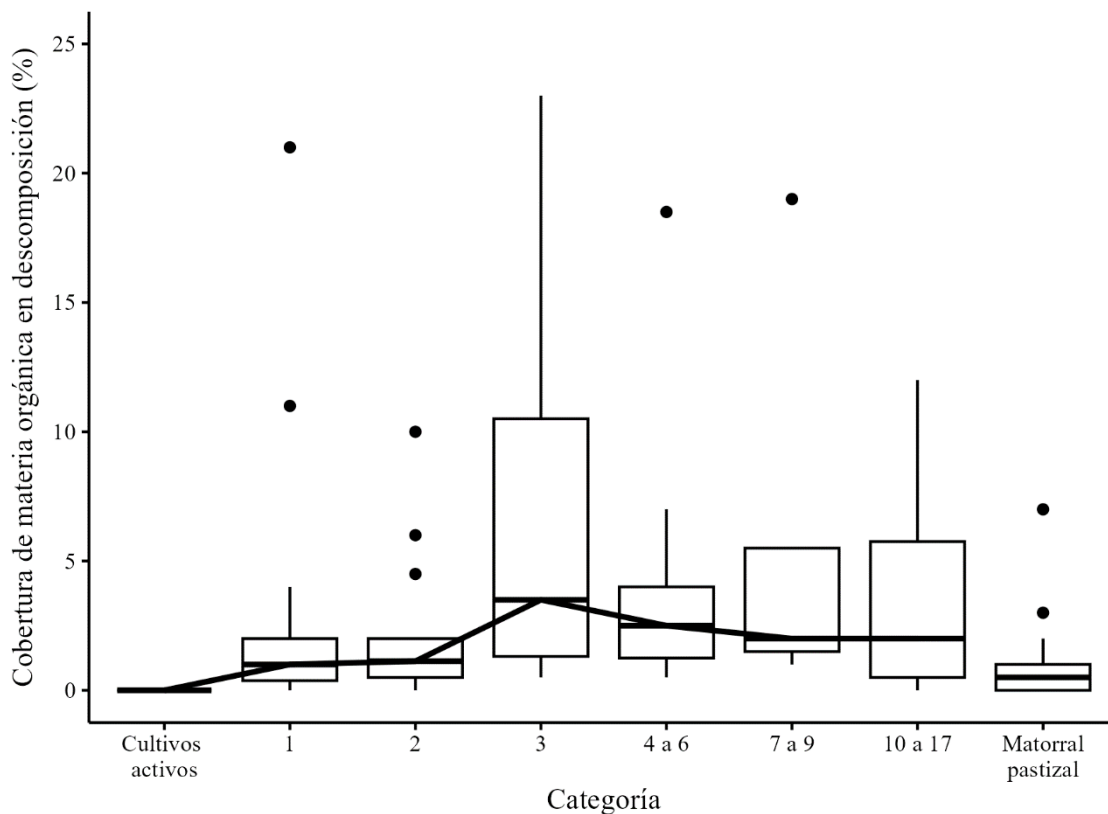


Figura 11 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de materia orgánica en descomposición.

Los valores medios de cobertura de suelo desnudo mostraron diferencia estadística sólo entre el valor de matorral-pastizal y cultivos con 2 años de descanso, con una diferencia de 22.17%, IC95% = 4.59-39.75%, $p = 0.008$, $d = 1.29$ (Fig. 12, Tabla A8).

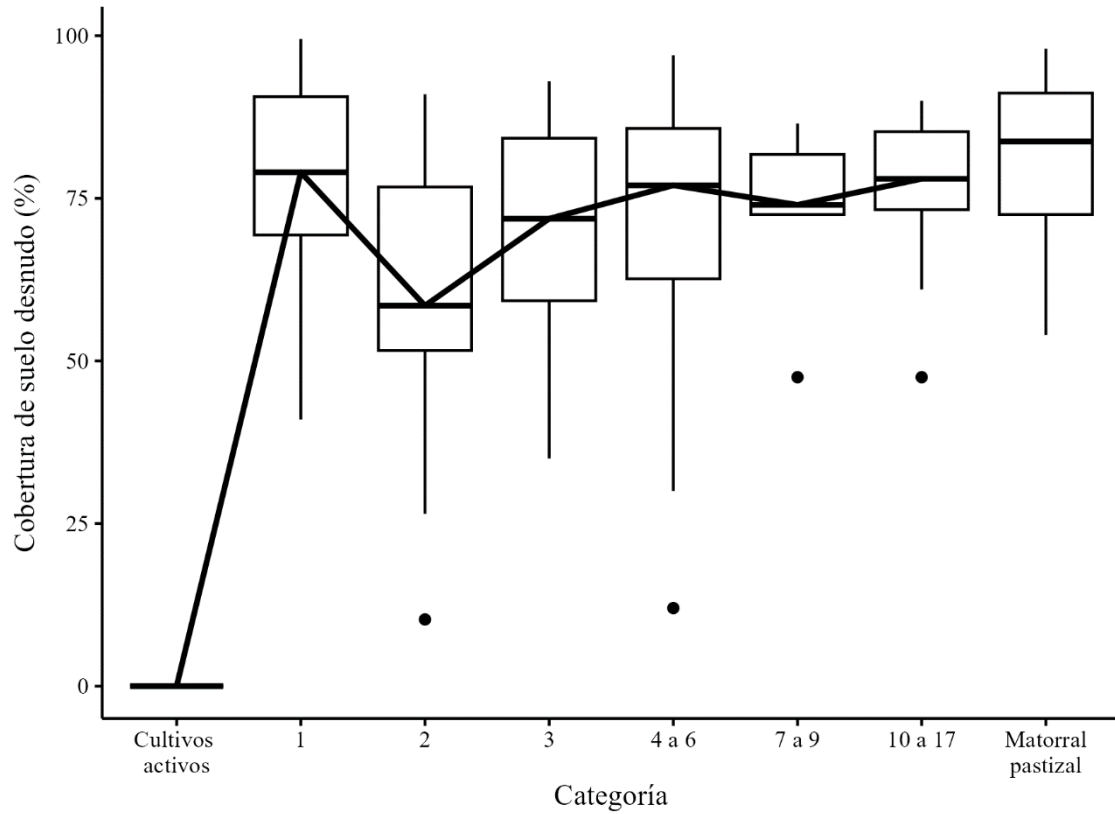


Figura 12 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la cobertura media de suelo desnudo.

Los valores medios de altura de pasto presentaron diferencias entre las categorías temporales de parcelas en descanso y matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{6, 9.65} = 17.61$, $p < 0.001$, con las mayores diferencias entre la altura media de pasto de trayectos en matorral-pastizal y cultivos con 3 y de 4 a 6 años de descanso (Fig. 13, Tablas 7 y A9).

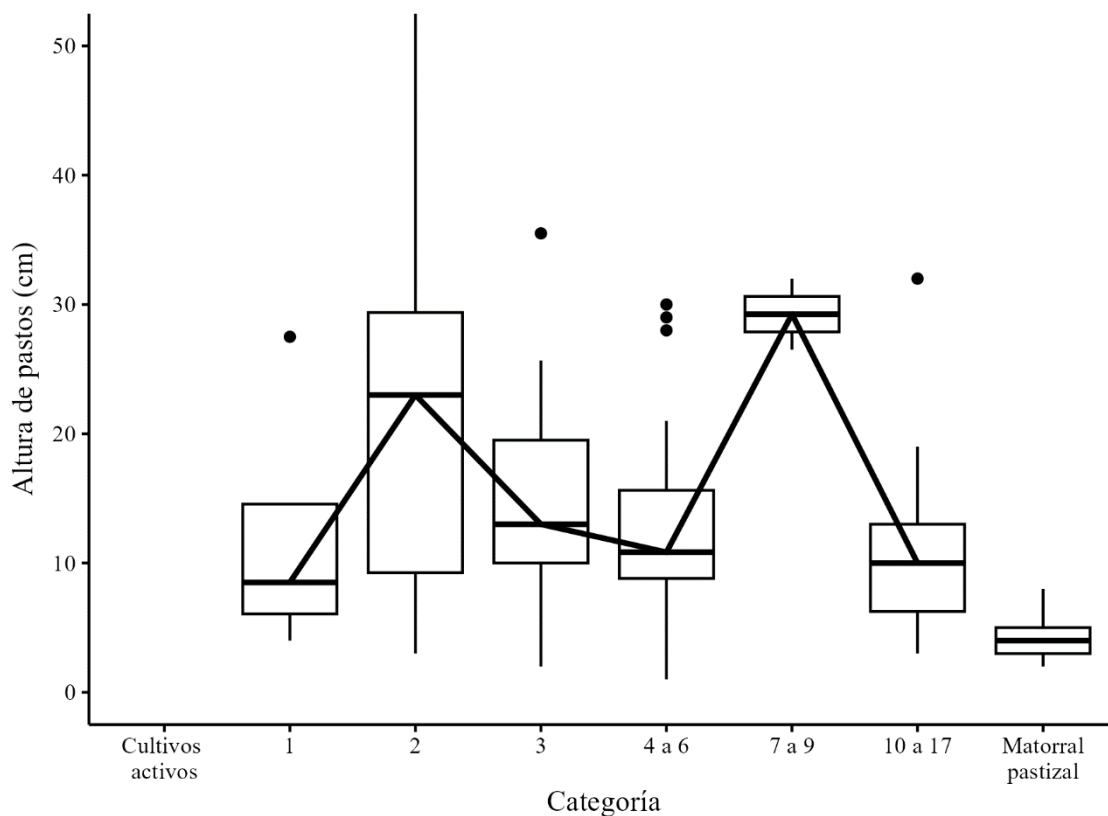


Figura 13 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de pastos.

Tabla 7 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de pastos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell. ($\alpha=0.05$).

Categorías	Altura de pastos (cm)		
	Diferencia	p	d
3	10.44 (1.42-19.45)	0.020	1.57
4 a 6	8.43 (2.56-14.31)	0.002	1.39

Detectamos diferencias entre los valores medios de altura de herbáceas de las categorías temporales de parcelas en descanso y de matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{6, 30.61} = 26.57, p < 0.001$, con la mayor diferencia entre la altura media de herbáceas en trayectos en matorral-pastizal y cultivos con 1, de 4 a 6, 3, 2 y de 10 a 17 años de descanso (Fig. 14, Tabla 8 y A10).

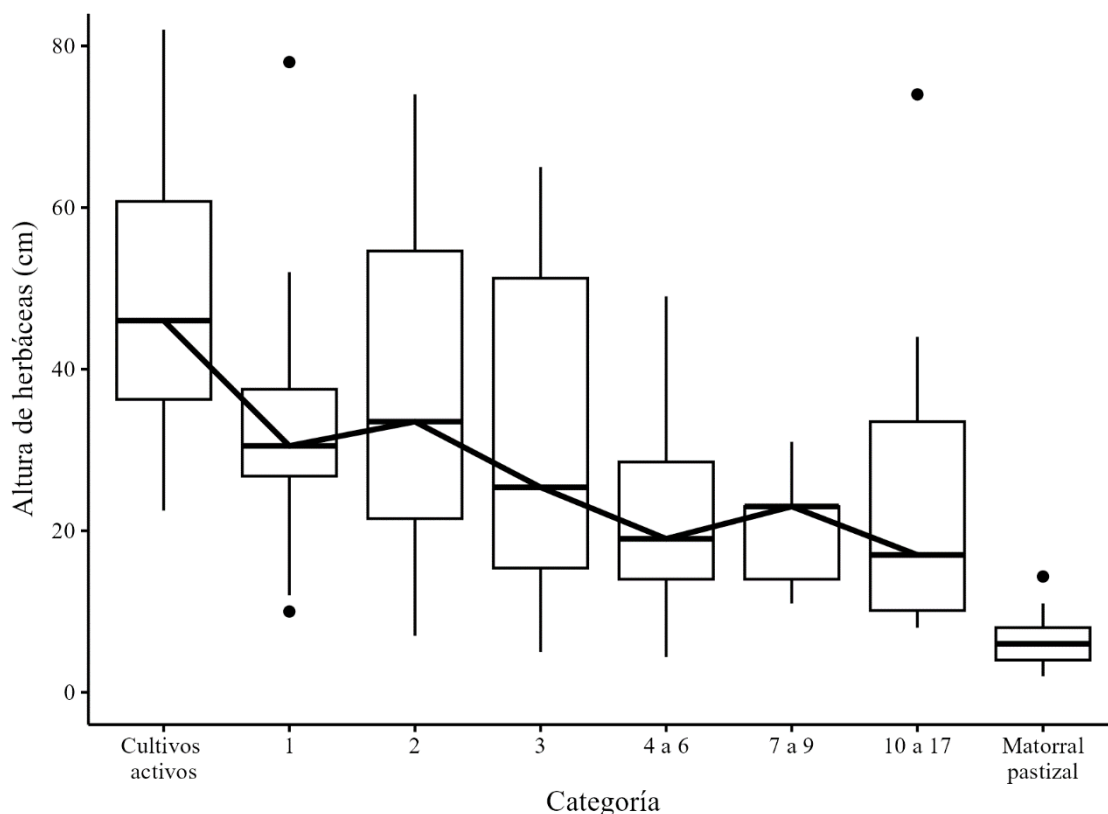


Figura 14 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de herbáceas.

Tabla 8 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de herbáceas para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para matorral-pastizal; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell. ($\alpha=0.05$).

Categorías	Altura de herbáceas (cm)		
	Diferencia	p	d
1	26.84 (13.41-40.27)	<0.001	2.36
4 a 6	16.34 (9.52-23.15)	<0.001	1.90
3	24.16 (10.30-38.02)	<0.001	1.80
2	35.07 (9.34-60.80)	0.004	1.51
10 a 17	18 (2-34)	0.026	1.37

Los valores medios de altura de arbustos presentaron diferencias entre las categorías temporales de parcelas en descanso y matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{5, 15.24} = 3.33$, $p = 0.032$, con la mayor diferencia entre la altura media de arbustos de trayectos en cultivos con 2 años de descanso y en cultivos con 4 a 6 años de descanso, y en cultivos con 2 años de descanso y en matorral-pastizal (Fig. 15, Tablas 9 y A11).

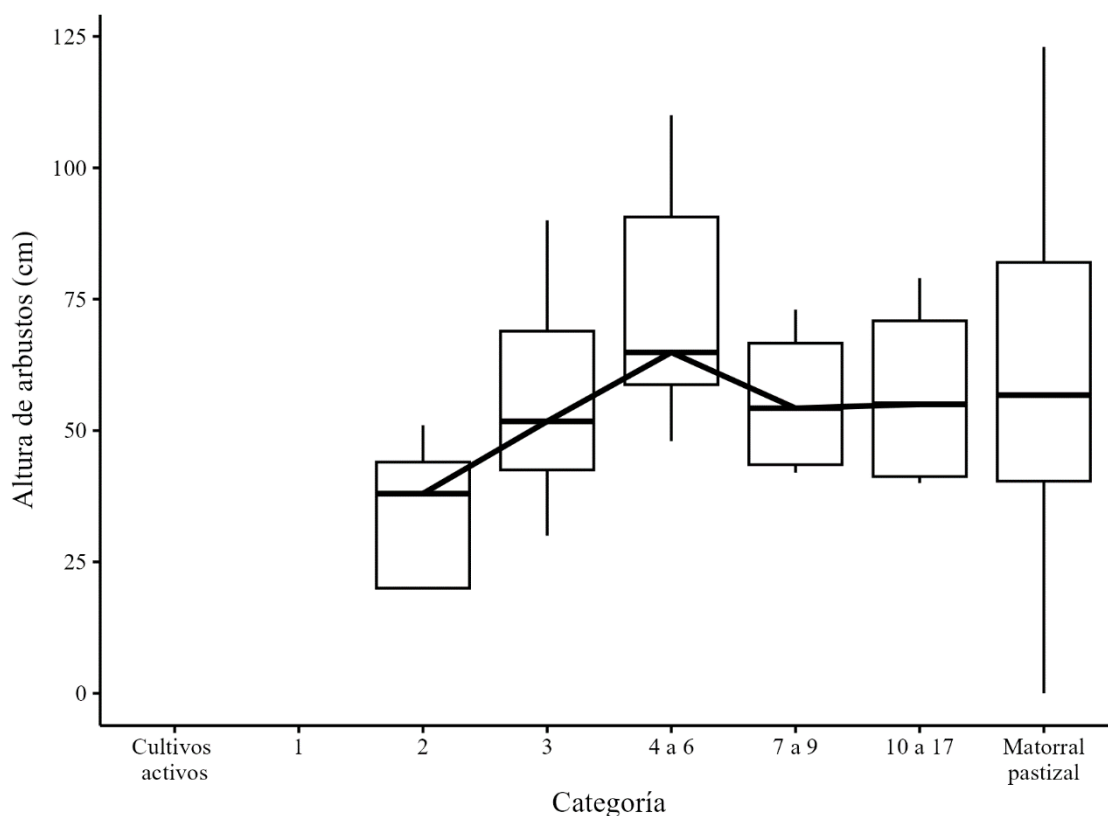


Figura 15 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la altura media de arbustos.

Tabla 9 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la diferencia entre la altura media de arbustos para diferentes categorías de parcelas en descanso con respecto a los valores para cultivos con 2 años de descanso; valor de claridad estadística (p) y valor absoluto de tamaño de efecto (d) de acuerdo con la prueba Games-Howell ($\alpha=0.05$).

Categorías	Altura de arbustos (cm)		
	Diferencia	p	d
4 a 6	39.51 (4.25-74.78)	<0.001	2.36
Matorral-pastizal	28.81 (1.31-56.32)	<0.001	1.90

Densidad poblacional de artrópodos

El índice de densidad de artrópodos presentó diferencias entre las categorías temporales de parcelas en descanso y matorral-pastizal, ANOVA de Welch, $F_{6, 30.63} = 4.93$, $p = 0.001$, con la única diferencia entre el índice de densidad de artrópodos en matorral-pastizal y en cultivos con 4 a 6 años de descanso, con una diferencia de 3 inds./m² (IC95% = 0-6 inds./m²), $p = 0.041$, $d = 0.82$ (Fig. 16, Tabla 10).

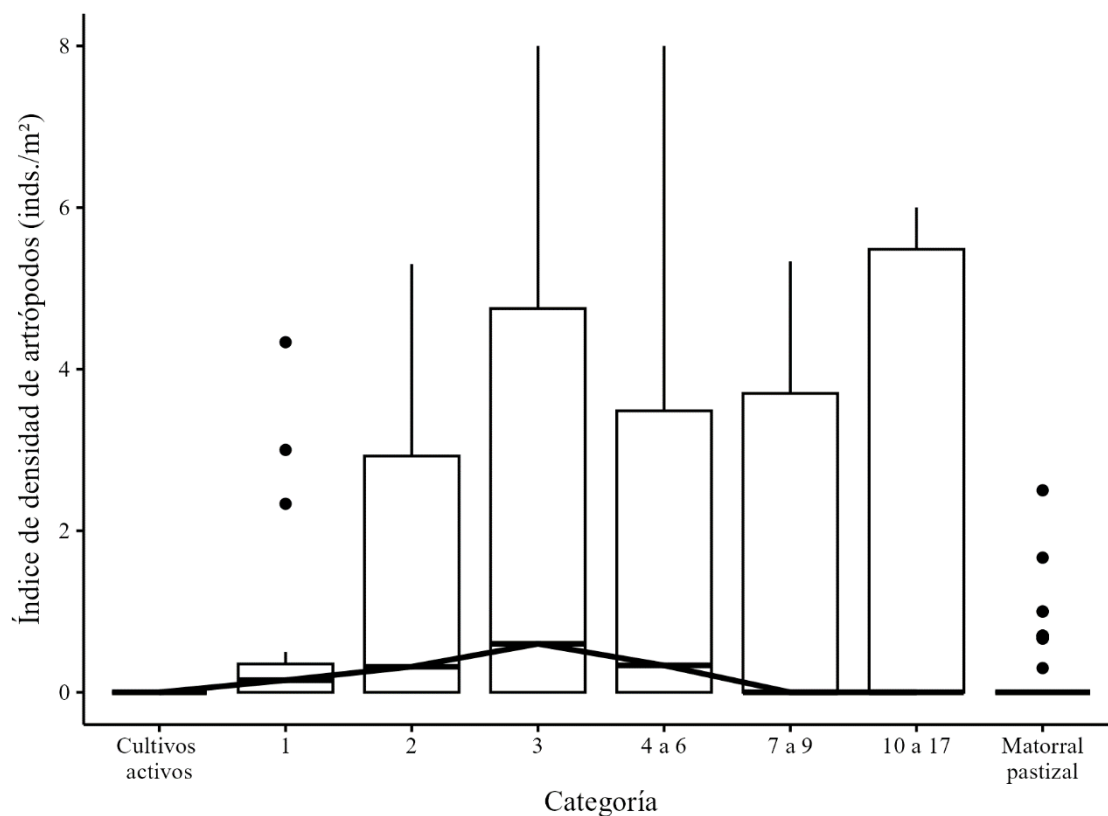


Figura 16 Diagrama de caja mostrando el efecto del tipo de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) sobre la abundancia de artrópodos.

Tabla 10 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios del índice de densidad de artrópodos para cada categoría de parcelas en descanso y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Categorías	Índice de densidad de artrópodos (inds./m ²)				
	n	Media	DE	Mediana	DQ
1	16	1 (0-1)	1	0 (0-0)	0
2	18	2 (1-3)	2	0 (0-1)	1
3	20	3 (1-6)	5	1 (0-2)	2
4 a 6*	31	3 (1-5)	5	0 (0-1)	2
7 a 9	5	2 (0-5)	3	0 (0-3)	2
10 a 17	15	3 (0-6)	5	0 (0-2)	3
Matorral-pastizal*	50	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0

*Categorías con diferencia estadística entre sí ($p < 0.05$).

Densidad reproductiva de *S. wortheni*

Registramos un total de 172 detecciones para *S. wortheni*, considerando 214 individuos entre 2020, 2021 y 2022.

El modelo más plausible para modelar la función de detección con base en los valores del Criterio de Información de Akaike incluyó los valores medios de cobertura y altura de herbáceas como covariables (Tabla 11), con un efecto positivo de la cobertura sobre la detección ($\beta = 0.14$, $EE = 0.08$), y un efecto negativo de la altura sobre la detección ($\beta = -0.05$, $EE = 0.02$). Por lo tanto, estimamos que la detección de *S. wortheni* aumentó 1.16 veces (IC95% = 0.98-1.35) por cada 1% de incremento de cobertura de herbáceas, y 0.95 veces (IC95% = 0.91-0.99) por cada centímetro de incremento de altura promedio de herbáceas. Este modelo consideró solo los 105 trayectos realizados en parcelas en descanso, con 82,200 km recorridos, 132 observaciones, 169 individuos con un rango de distancias de 0 a 61.9 metros, y estimó una abundancia total de 198 individuos ($EE = 21$, $CV = 0.10$) en los 10.18 km² cubiertos en los muestreos en parcelas en descanso.

Tabla 11 Comparación de modelos de función de detección seminormal considerando variables asociadas a herbáceas, arbustos, día juliano, año de muestreo para la estimación de densidad de *Spizella wortheni*. Presentamos valores de detectabilidad promedio, donde 1 es detección perfecta, error estándar (EE) de la detectabilidad y el valor $\Delta AICc$. Consideramos modelos $\Delta AICc$ igual o menor a 2 unidades como igual de plausibles.

Formula	Detectabilidad promedio	EE	$\Delta AICc$
Cobertura + Altura de herbáceas	0.67	0.06	0
Cobertura + Altura de herbáceas + Día juliano	0.66	0.07	0
Día juliano	0.63	0.05	2
Altura de herbáceas + Día juliano	0.63	0.05	2
Modelo nulo (Sin covariables)	0.64	0.05	2
Cobertura de Arbustos + Día juliano	0.63	0.05	2
Altura de herbáceas	0.63	0.05	3
Cobertura de herbáceas	0.63	0.05	3
Cobertura de herbáceas + Día juliano	0.63	0.05	4
Año	0.63	0.05	4
Cobertura de arbustos	0.63	0.05	4

Con base en el modelo de función de detección ajustado a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas, estimamos una densidad poblacional global $\hat{D}= 18$ individuos/km² (IC95% = 13 – 26 individuos/km²). La densidad estimada en parcelas en descanso (26 inds./km², IC95% = 18-38 inds./km²) fue mayor que la densidad estimada en matorral-pastizal (8 inds./km², IC95% = 4-16 inds./km²) considerando los 3 años, $Z_{186} = 6.05, p < 0.001$. La densidad estimada en matorral-pastizal no difirió entre años. A nivel general, hubo diferencias entre las densidades estimadas para el 2020 y el 2021, y el 2021 y el 2022, pero no entre el 2020 y el 2022 (Fig. 17; Tablas 12-14).

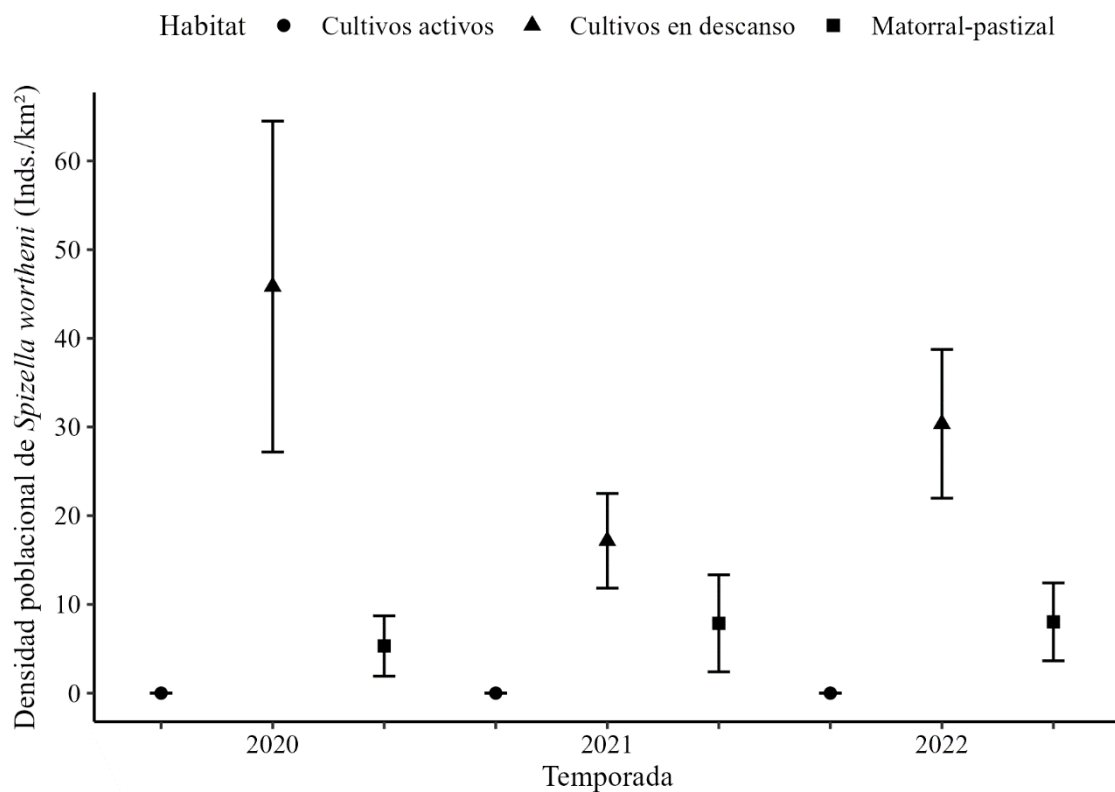


Figura 17 Valor medio y error estándar de la densidad estimada de *Spizella wortheni* en diferentes tipos de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) para las temporadas de 2020, 2021 y 2022 de acuerdo con el modelo de función de detección ajustado a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas.

Tabla 12 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la densidad estimada de *Spizella wortheni* en diferentes tipos de hábitat (cultivos activos, parcelas con diferentes tiempos de descanso y matorral-pastizal) para las temporadas de 2020, 2021 y 2022, y a nivel global de acuerdo con el modelo de función de detección ajustado a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas. Todos los valores son Inds./km².

Tipo de hábitat	2020	2021	2022	Global
Cultivos activos	0	0	0	0
Matorral-pastizal	5.32 (1.20-23.53)	7.87 (2.10-29.44)	8.03 (2.80-23.05)	7.63 (3.54-16.44)
Parcelas en descanso	45.84 (19.21-109.36)	17.17 (9.34-31.57)	30.36 (17.64-52.23)	25.73 (17.63-37.55)
Global	26.53 (11.44-61.56)	13.12 (7.48-23.02)	21.50 (12.95-35.69)	18.35 (12.95-26.00)

Tabla 13 Grados de libertad, valor *Z/t* y valor *p* para las pruebas *Z/t* entre los valores de densidad estimada de *Spizella wortheni* en matorral-pastizal y en parcelas en descanso por año.

Año	g.l.	<i>Z/t</i>	<i>p</i>
2020	10.89	3.70	0.004
2021	52.36	2.52	0.012
2022	78.23	4.21	<0.001
2021-2022	185.67	6.05	<0.001

Tabla 14 Grados de libertad, valor *Z/t* y valor *p* para las pruebas *Z/t* entre pares de densidades estimadas de *Spizella wortheni* para cada año, considerando solo registros en parcelas en descanso, solo en matorral-pastizal y a nivel global.

Comparación	g.l.	<i>Z/t</i>	<i>p</i>
<i>Parcelas en descanso</i>			
2021 2022	95.48	2.63	0.009
2020 2021	11.95	2.73	0.018
2020 2022	14.66	1.57	0.137
<i>Matorral-pastizal</i>			
2020 2021	22.62	0.56	0.581
2020 2022	23.27	0.52	0.608
2021 2022	36.95	0.00	0.998
<i>Global</i>			
2021 2022	163.95	3.50	<0.001
2020 2021	24.21	2.89	0.008
2020 2022	30.13	0.98	0.327

Efectos de la vegetación sobre la densidad reproductiva de *S. wortheni*

El mejor modelo fue aquel que incluyó cobertura y altura de herbáceas en el modelo de detección y las covariables de cobertura de arbustos y categoría temporal en el modelo de conteo. En este modelo la cobertura de herbáceas presentó un efecto positivo ($\beta = 1.40$, $EEA = 0.65$) y la altura de herbáceas presentó un efecto negativo ($\beta = -0.05$, $EEA = 0.02$) sobre la detección, estimando que la detección de *S. wortheni* aumentó 4.06 veces (IC95% = 1.13-14.50) por cada 1% de incremento de cobertura de herbáceas, y 0.95 veces (IC95% = 0.91-0.99) por cada centímetro de incremento de altura promedio de herbáceas. Con respecto a las covariables del modelo de conteo, la cobertura de arbustos presentó un efecto positivo sobre la densidad ($\beta = 0.24$, $EEA = 0.05$), con un aumento del 27% ($EE = 5\%$; IC95% = 15-40%) en la densidad por incremento en 1% de cobertura de arbustos (Tabla 14, Fig. 18).

Tabla 15 Estimadores e intervalos de confianza al 95% de las estimaciones de máxima verosimilitud (EMV) y errores estándar analíticos (EEA) para los parámetros del mejor modelo de completa verosimilitud.

Parámetros	EMV	EEA
Modelo de detección		
Intercepción	4.08 (2.97, 5.18)	0.56
Altura de herbáceas	-0.05 (-0.09, 0.00)	0.02
Cobertura de herbáceas	1.40 (0.13, 2.67)	0.65
Modelo de conteo		
DE de efectos aleatorios	0.30 (-0.28, 0.88)	0.30
Intercepción	-12.32 (-12.73, -11.92)	0.21
Cobertura de arbustos	0.24 (0.14, 0.34)	0.05
1 año	1.06 (0.55, 1.56)	0.26
2 años	0.26 (-0.25, 0.77)	0.26
3 años	0.57 (0.12, 1.03)	0.23
7 a 9 años	-1.30 (-2.49, -0.11)	0.61
10 a 17 años	-2.40 (-3.54, -1.25)	0.58

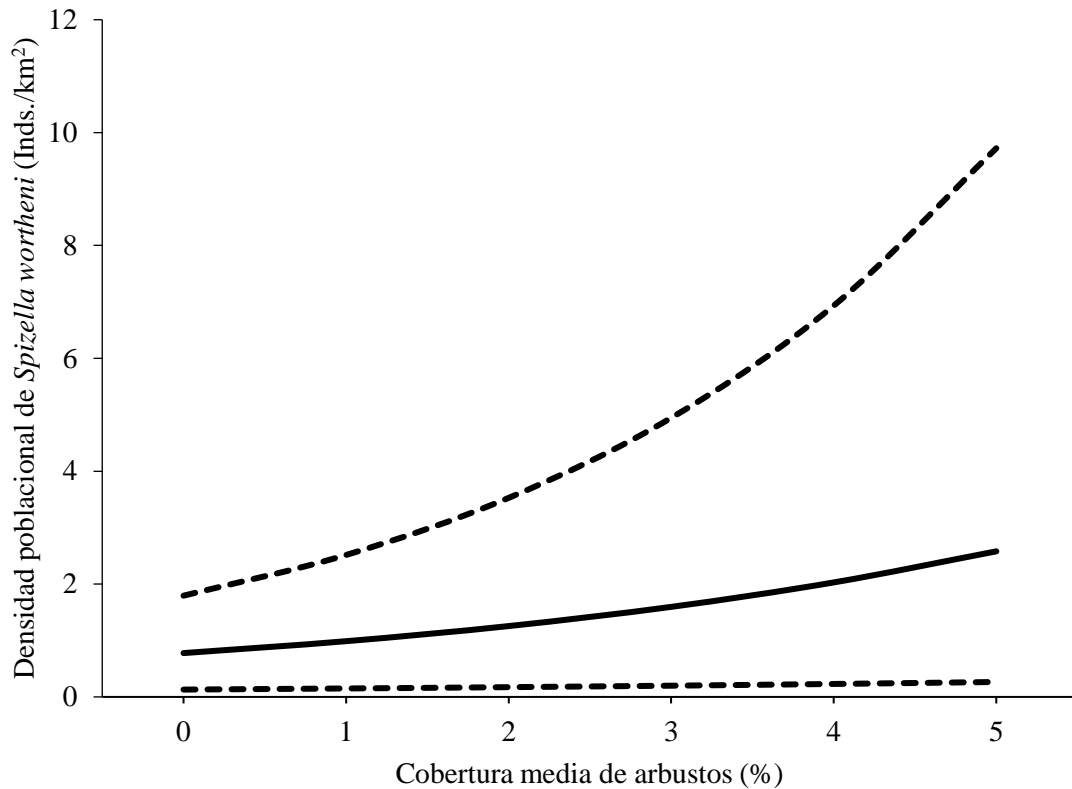


Figura 18 Valor medio e intervalos de confianza al 95% predichos para la densidad de *Spizella wortheni* con respecto a la cobertura media de arbustos en parcelas en descanso con base en el mejor modelo de completa verosimilitud, ajustando la función de detección a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas.

La categoría temporal de mayor densidad base (suponiendo la ausencia de cobertura de arbustos) estimada fue para el primer año de descanso, con (32; IC95% = 19–53 inds./km²), mientras la categoría de menor densidad fue de 10 a 17 años (1; IC95% = 0–3 inds./km²; Fig. 19, Tabla A13).

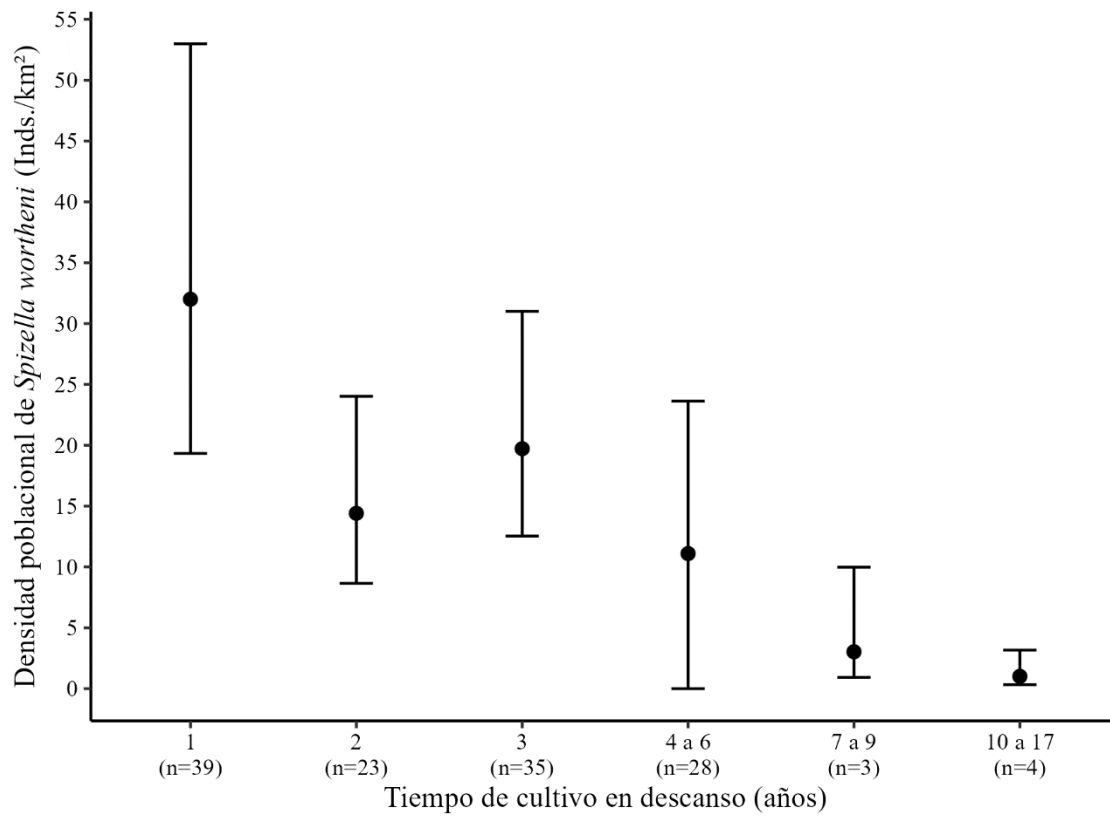


Figura 19 Número de detecciones (n), valor medio e intervalos de confianza al 95% de la densidad estimada de *Spizella wortheni* para diferentes categorías de tiempo de parcelas desde año de abandono con base en el mejor modelo de completa verosimilitud, ajustando la función de detección a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas.

DISCUSIÓN

Confirmamos una mayor densidad poblacional de *S. wortheni* en cultivos abandonados que en hábitats de matorral-pastizal. La densidad en las parcelas en descanso es afectada por el conjunto de variables ecológicas propias a cada categoría temporal, con los valores medios de densidad más elevados en cultivos con 1 año de descanso y los valores más bajos en las etapas de sucesión más avanzadas, similares a las densidades estimadas para los sitios de matorral-pastizal desde la categoría 4 a 6 en adelante. La cobertura de arbustos presenta efectos claros sobre la densidad del gorrión durante estas etapas posteriores en las que hay una cobertura de herbáceas menor con respecto a cultivos con 2 años de descanso.

Estimamos mayores niveles medios de los tres valores del número efectivo de especies de plantas en los trayectos en matorral-pastizal con respecto a los trayectos de parcelas en descanso, en particular con los trayectos en las categorías de 1, 2, 3 y 4 a 6 años de descanso, considerando todos los individuos. Esta alta tendencia hacia la homogeneidad en comunidades vegetales durante las primeras etapas de sucesión vegetal de las parcelas en descanso se debe a la dominancia de especies de herbáceas como *Bassia scoparia*, *Kali tragus* y *Chenopodium* sp., consideradas como especies pioneras durante las etapas tempranas de sucesión vegetal en regiones desérticas (Iverson y Wali, 1982), con tendencias nitrófilas (McLendon y Redente, 1992; Hill et al., 1999; Colas y Lezanum, 2009). Además, son exóticas para la región y las dos primeras son especies invasoras en México (SEMARNAT, 2016; Espinosa-García y Villaseñor, 2017). En particular, *K. tragus* tiene efectos negativos sobre la cobertura, densidad y riqueza de comunidades nativas en países donde es una especie invasora (Beckie y Francis, 2009).

Una mayor diversidad ($q = 2$) de individuos de sustrato de anidamiento probable en cultivos de 10 a 17 años que en aquellos de 4 a 6 años refleja la tendencia en declive del sustrato probable dada por herbáceas como *B. scoparia* con coberturas utilizables, de 0.06 inds./m² a 0 inds./m², y el aumento en la frecuencia de arbustos nativos con características apropiadas para su uso como sustrato de anidamiento, como *Atriplex canescens* (0.98 inds./m² a 1.04 inds./m²), *Buddleja scordioides* (0.01 inds./m² a 0.11 inds./m²) y *Opuntia* sp., (0 inds./m² a 0.16 inds./m²), implicando una potencial recuperación del estado original de la vegetación nativa de matorral-pastizal (datos sin publicar). Este tiempo de recuperación de arbustivas concuerda con los 17 años como

tiempo medio estimado para una cobertura de arbustos del 50% en cultivos abandonados (Coradini et al., 2021).

Estimamos mayor cobertura de herbáceas en trayectos en parcelas en descanso que en sitios de matorral-pastizal, particularmente en parcelas con 2 años de descanso, probablemente debido a que especies dominantes como *B. scoparia* alcanzan su densidad máxima al segundo año (con 37 inds./m² en nuestro caso) y decrece al tercer año de sucesión vegetal (19 inds./m²), permitiendo el crecimiento de otras especies (Iverson y Wali, 1982). Observamos un aumento a casi el doble en la cobertura media promedio de herbáceas del primer al segundo año de sucesión, con valores de 20% y 38%, respectivamente, lo cual es consistente con el aumento de la densidad de *B. scoparia* que observamos (10 inds./m² y 37 inds./m²) y similar a lo reportado por Iverson y Wali (1982), con 50 inds./m² durante el primer año, a 10,500 inds./m² al segundo año (datos sin publicar).

Las parcelas con 1 a 6 años de descanso son las que más difieren del matorral-pastizal en su valor medio de cobertura de arbustos, mientras que aquellos con un desuso de más de 10 años muestran valores similares. El aumento en el valor medio de cobertura de arbustivas con el paso del tiempo corresponde a lo reportado para el proceso de sucesión vegetal en matorral, con valores de cobertura media superiores a 40% desde el cuarto año después de la perturbación, superando la cobertura de herbáceas de etapas previas (Calvo et al., 2002; Larkin et al., 2012; Coradini et al., 2022).

La ausencia de gorriones en cultivos activos podría explicarse por una relativa sensibilidad a la constante perturbación antropogénica; existe evidencia de la presencia de infraestructura como causa probable de evasión de paseriformes de zonas con actividad antropogénica en pastizales de Norteamérica (Grant et al., 2004; Thompson et al., 2014; Nenninger y Koper, 2018), y también se ha propuesto el ruido mecánico crónico como mecanismo de evitación (Bayne et al., 2008; Francis et al., 2011). Cabe resaltar que registramos a otras especies de paseriformes haciendo uso de cultivos activos como sitios de forrajeo, como en el caso del Pradero del Oeste (*Sturnella neglecta*), y sitios de percha para cantar, como en el caso del Picogordo Azul (*Passerina caerulea*) y de *Passerculus sandwichensis*. También observamos mortandad de *Eremophila alpestris* dentro de los cultivos activos.

Los modelos de conteo que consideran el factor tiempo de parcela en descanso como covariable fueron los de mejor ajuste, implicando que el conjunto de variables ecológicas propias a cada categoría de tiempo de descanso explica mejor la densidad

poblacional de *S. wortheni*. El modelo que además considera los efectos de la cobertura de arbustos es el de mejor ajuste; esto podría ser explicado por la relevancia de la mera presencia de arbustos para la densidad poblacional de *S. wortheni* en sitios con menor cobertura media de herbáceas, como aquellos de parcelas con 4 o más años de descanso. Esta relación positiva entre la presencia de arbustos en parcelas en descanso y la densidad poblacional también ha sido reportada para la Cogujada Montesina (*Galerida theklae*) en campos de cultivo de descanso con coberturas de arbusto menores 10% (Moreira, 1999).

Mayores densidades en cultivos con 1 a 3 años de descanso resalta la importancia de la disponibilidad de estos cultivos para su uso por parte de *S. wortheni*. Estos sitios se ven sujetos a la remoción mecánica de las herbáceas durante el primer año de descanso como forma de control cultural de plagas que afectan al cultivo de la papa, como la paratrioza o pulgón saltador (*Bactericera [Paratrioza] cockerelli*) y el gusano soldado (*Spodoptera exigua*) (Bujanos-Muñiz y Ramos-Méndez, 2015); esta práctica cuenta con el respaldo legal de la Norma Oficial Mexicana NOM-081-FITO-2001, Manejo y eliminación de focos de infestación de plagas, mediante el establecimiento o reordenamiento de fechas de siembra, cosecha y destrucción de residuos (Diario Oficial de la Federación, 2002). Otra actividad que modifica las características del proceso de sucesión vegetal en estas parcelas es su reutilización para cultivos invernales, como avena y trigo (SAGARPA-SIAP, 2019), las cuales duran solo una temporada y cuyos rastros inhiben el crecimiento de especies de herbáceas pioneras (obs, per.; Hume y Archibold, 1986; Buhler, 1997; Mahaut et al., 2019).

Las estimaciones de densidad poblacional de los gorriones para las parcelas con 7-9 años de descanso fueron imprecisas (EE grandes) debido al limitado tamaño de muestras (5 trayectos). La poca disponibilidad de cultivos con más de 6 años de descanso se debe a su reactivación como sitios de cultivo (com. pers. ejidatarios). Por otro lado, la variación general en todas las categorías de parcelas en descanso podría ser explicada por la historia particular de cada sitio; características que no consideramos en nuestro estudio, como tipo de suelo, cercanía a fuentes de agua y comunidades vegetales ya establecidas (e.g. parches de arbustos; Santana et al., 2010; Morris et al., 2011), y la introducción de vertebrados herbívoros domésticos (e.g. ganado caprino; Santana et al., 2010; Lozano et al., 2014) y silvestres (e.g. *Cynomys mexicanus*) son factores que pueden afectar de manera radical la estructura y composición de comunidades vegetales secundarias. Estudios futuros que consideren estas características y aumenten el tamaño de muestra de

cada categoría de parcelas en descanso podrían mejorar nuestra comprensión de la dinámica de estos ecosistemas bajo diferentes condiciones.

Esta concentración podría deberse a la limitada disponibilidad de sitios con las características necesarias para su uso por *S. wortheni*, y/o una tendencia de los individuos de regresar a los mismos sitios (i.e. filopatría), el cual ha sido registrado para otras especies del género *Spizella* (e.g. *S. breweri*; Mahony, 2003; Rotenberry et al. 2020; Walker et al, 2020) y hemos observado en *S. wortheni* al registrar en el mismo sitio a individuos que han sido anillados en años anteriores.

A pesar de presentar mayores densidades poblacionales de *S. wortheni*, es relevante considerar que los sitios de parcelas en descanso podrían exponer a estas poblaciones a agroquímicos con efectos perjudiciales, como sucede con otras especies dentro del APCP El Tokio (Ruvalcaba-Ortega et al., 2017) y en otros agroecosistemas (Fernández-Vizcaíno et al., 2022). Replicar las condiciones de la comunidad vegetal durante las primeras etapas posterior al cultivo en parcelas en descanso (i.e. parcelas de una cobertura media de herbáceas de 26% al 50%, con alturas de 22 a 58 cm, considerando herbáceas de los taxones *Bassia scoparia* y *Chenopodium* sp.) puede ser una estrategia de manejo de hábitat para aumentar la disponibilidad de sitios apropiados para *S. wortheni*, sin el uso de fertilizantes y plaguicidas que pueden causar efectos tóxicos sobre los individuos y afectar negativamente a la población.

El efecto negativo de la cobertura de herbáceas sobre la detección de *S. wortheni* podría deberse al ocultamiento que proporciona a individuos forrajeando o trasladándose en el suelo, mientras el efecto positivo de la altura puede ser explicado por el uso de plantas más altas que el promedio como perchas para canto y defensa de territorio por parte de los machos.

Es importante señalar que la densidad no debe ser usada como el único parámetro de la calidad de hábitat (Van Horne, 1983; Maurer, 1986). Aunque en la mayoría de los casos reportados altas densidades están relacionadas con un mayor reclutamiento, la densidad presenta una relación negativa con el éxito reproductivo con mayor frecuencia en zonas de perturbación antropogénica que en zonas relativamente naturales (Bock y Jones, 2004). Para el Zacatonero Garganta Negra (*Amphispiza bilineata*), una especie filogenética y ecológicamente cercana a *S. wortheni* (Klicka et al., 2014), el mejor indicador de la calidad del hábitat incluye una medida de la eficacia biológica (e.g. supervivencia de adultos, volantones y/o nidos) y una medida de la densidad del esfuerzo reproductivo (i.e., densidad poblacional de nidos y/o de volantones; Pidgeon et al., 2006).

Lo anterior implica la importancia de continuar esfuerzos para monitorear nidos de *S. wortheni* tanto en zonas de matorral-pastizal como en zonas de parcelas en descanso.

CONCLUSIONES

En este trabajo presentamos evidencia de cambios en cobertura, composición, estructura y diversidad de la vegetación en parcelas de cultivo con diferentes años de descanso y sitios de matorral-pastizal. Observamos una disminución considerable en la cobertura y altura de herbáceas parcelas con 1 a 3 años de descanso con respecto a etapas posteriores, y un aumento en la cobertura de especies arbustivas hasta alcanzar valores similares a los observados en matorral-pastizal en parcelas de cultivo con más de 10 años de descanso. También observamos un aumento en la densidad de especies arbustivas con características apropiadas para su uso como sustrato de anidamiento por parte *S. wortheni* con el avance de los años de descanso. Estos cambios en cobertura de arbustos presentan claros efectos sobre la densidad del gorrión con la considerable disminución de cobertura de herbáceas en etapas de sucesión vegetal posteriores a 4 años de descanso.

También presentamos evidencia del uso de un hábitat resultante directamente de la actividad humana por parte de una especie endémica en peligro de extinción, con la mayor densidad de *S. wortheni* en parcelas cultivo con un año de descanso. Estos resultados implican la posibilidad de hacer compatible una actividad productiva con un parámetro de la conservación de una especie endémica, una opción a considerar bajo un contexto de constante intensificación agrícola regional y de cambio climático que afectará el comportamiento de la precipitación pluvial de la que dependen *S. wortheni* y otras especies de flora y fauna en el ACP.

PERSPECTIVAS

La información que presentamos sobre las características de la comunidad vegetal posterior al cultivo en diferentes categorías temporales puede servir como base para un manejo de hábitat enfocado en replicar parcelas con las condiciones apropiadas para su uso por parte de *S. wortheni*, aumentando la disponibilidad de sitios reproductivos alternos a sitios de matorral-pastizal. Una opción de manejo podría ser incentivar el descanso de las parcelas donde se han establecido especies nitrófilas con las características necesarias para el anidamiento de *S. wortheni*; el incentivo debería ser de tal magnitud que haga más atractivo el dejar la tierra descansar que el establecer cultivos invernales, como avena y trigo.

Estudios futuros pueden incluir información adicional sobre las parcelas, como el tipo de suelo y la presencia de herbívoros vertebrados, para evaluar los efectos de estas características sobre la comunidad vegetal y sobre la densidad de *S. wortheni*. Además, podrían evaluar la presencia, densidad y permanencia de agroquímicos en estos sitios, para identificar riesgos potenciales para el gorrión y otras especies que pudieran usar las parcelas.

Como para toda especie en peligro, es vital el continuo monitoreo de las poblaciones de *S. wortheni*, actualizando de manera constante datos sobre su densidad poblacional, supervivencia de nidos, volantones y adultos. Esta información provee una imagen más profunda de la calidad de los diferentes hábitats para la especie, y nos permite tomar decisiones informadas con respecto a su manejo.

LITERATURA CITADA

- Allen-Bobadilla, J. (2010). Éxito reproductivo y caracterización de hábitat del gorrión de Worthen (*Spizella wortheni*) en el rancho El Compromiso, Galeana, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.
- Allen-Bobadilla, J. (2014). Aves de pastizal invernando en áreas agrícolas y pastizales naturales del noreste de México. Tesis de maestría en ciencias con acentuación en manejo de vida silvestre y desarrollo sustentable. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.
- Ausden, M. y Treweek, J. (1995) Grasslands. En Sutherland, W. J. y Hill, D. A. (eds.) *Managing Habitats for Conservation* (pp. 179-229). Cambridge: Cambridge University Press.
- Bai, W., y Jiao, J. (2006). Analyses on diversity of primary natural restoration vegetation communities in abandoned croplands in the hilly-gulled region of the Loess Plateau. *Research of Soil and Water Conservation*, 13(3), 140-145.
- Beckie, H. J. y Francis, A. (2009). The biology of Canadian weeds. 65. *Salsola tragus* L.(updated). *Canadian journal of plant science*, 89(4), 775-789.
- Behrstock, R. A., Sexton, C. W., Lasley, G. W., Eubanks, T. L. y Gee, J. P. (1997). First nesting records of Worthen's sparrow *Spizella wortheni* from Nuevo León, Mexico, with habitat characterisation of the nest site and notes on ecology, voice, additional recent sightings and leg coloration. *Cotinga*, 8, 27-33.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. y Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188.
- BirdLife International. 2017. *Spizella wortheni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22721182A118141491. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22721182A118141491.en>. Descargado el 23 de junio de 2020.
- Borralho, R., Carvalho, S., Rego, F. y Vaz-Pinto, P. (1999). Habitat correlates of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) breeding density on Mediterranean farmland. *Revue d'écologie*, 45, 59-69.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press. 432 pp.

- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A. y Oedekoven, C. S. (2015). Model-based distance sampling: full likelihood methods. En *Distance Sampling: Methods and Applications* (pp. 141-163). Springer, Cham.
- Burleigh, T. D. y Lowery, G. H. (1942). *Notes on the birds of southeastern Coahuila* (No. 12). Louisiana State University Press.
- Burnham, K. P. y Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-theoretic Approach* (2nd ed). Springer-Verlang. New York.
- Calvo, L., Tárrega, R. y de Luis, E. (2002). Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta oecologica*, 23(6), 393-404.
- Cammeraat, L. H., e Imeson, A. C. (1999). The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*, 37(1-2), 107-127. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00072-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00072-1)
- Canales-del Castillo, R., González-Rojas, J. I., Ruvalcaba-Ortega, I. y García-Ramírez, Á. (2010a). New breeding localities of Worthen's Sparrows in northeastern Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 81(1), 5-12.
- Canales-del-Castillo, R. (2010). Biología y genética de la conservación del gorrión amenazado y endémico del noreste de México: *Spizella wortheni*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.
- Canales-del-Castillo, R., Klicka, J., Favela, S. y González-Rojas, J. I. (2010b). Molecular phylogenetic analysis of an endangered Mexican sparrow: *Spizella wortheni*. *Molecular phylogenetics and evolution*, 57(3), 1319-1322.
- Canales-Delgadillo, J.C., Chapa-Vargas, L., Carlos-Gómez, J.A. y Arreola-Aguirre, J. (2015). New distributional records for the endangered Worthen's Sparrow *Spizella wortheni* in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*, 31(2), 313-317.
- Carmona-Gómez, E. (2019). Comportamiento reproductivo del Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*) en Galeana, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.
- CEC. (2013). Where do grassland birds winter? Density, abundance and distribution of wintering grassland passerines in the Chihuahuan Desert. Montreal, Canadá. Comission for Environmental Cooperation. 30 pp.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

- Colas, C. y Lezaun, A. (2009). Russian thistle pollinosis: form allergen characterization to specific immunotherapy treatment. *Front Biosci*, *14*, 4652-4657.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- Conti, G., y Fagarazzi, L. (2005). Forest expansion in mountain ecosystems: “environmentalist’s dream” or societal nightmare. *Planum*, *11*, 1-20.
- Coradini, K., Krejčová, J. y Frouz, J. (2022). Potential of vegetation and woodland cover recovery during primary and secondary succession, a global quantitative review. *Land Degradation & Development*, *33*(3), 512-526.
- Dean, W. R. J. (2004). *Nomadic Desert Birds*. Springer Science & Business Media: Heidelberg, 185 p.
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, *18*(2), 302-309.
- Escalante, P., Navarro, A. G. y Peterson, A. T. (1998). Un análisis geográfico, ecológico e histórico de la diversidad de aves terrestres de México. *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*, 279-304.
- Escamilla-Trejo, A. (2018). Factores del microhábitat de anidación asociados al éxito reproductivo del Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*) en el Llano de la Soledad, Galeana, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.
- Espinosa-García, F. J. y Villaseñor, J. L. (2017). Biodiversity, distribution, ecology and management of non-native weeds in Mexico: a review. *Revista mexicana de biodiversidad*, *88*, 76-96.
- Estrada-Castillón, E., Scott-Morales, L., Villarreal-Quintanilla, J. A., Jurado-Ybarra, E., Coteria-Correa, M., Cantú-Ayala, C. y García-Pérez, J. (2010). Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especies. *Revista mexicana de biodiversidad*, *81*(2), 401-416.
- Fox, J. y Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. Disponible en: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Franco, L. J., De la Cruz, G., Cruz, G. A., Rocha, R. A., Navarrete, S. N., Flores, M. G., ... y Winfield, I. (1985). Manual de ecología. Ed. Trillas, México.

- García-Ruiz, J. M., Ruiz Flaño, P., y Lasanta, T. (1996). Soil erosion after farmland abandonment in submediterranean mountains: a general outlook. *Soil degradation and desertification in mediterranean environments*. *Geoforma Ediciones, Logroño*, 165-183.
- Garza-de-León, A., Morán-Rosales, I., Cancino-de-La-Fuente, F., Tinajero-Hernández, R. y López-de-Aquino, S. (2007). Parámetros reproductivos y nueva localidad de anidación para el gorrión de Worthen (*Spizella wortheni*) en el estado de Coahuila, México. *Ornitología Neotropical*, 18, 243-249.
- Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J. y Vickery, J. (2000). The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 335-347.
- Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B. y Bunce, R. G. H. (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex* (Vol. 2). Institute of Terrestrial Ecology.
- Holl, K. D. (2007). Old field vegetation succession in the neotropics. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*, 93-118.
- Iverson, L. R. y Wali, M. K. (1982). Reclamation of coal mined lands: the role of *Kochia scoparia* and other pioneers in early succession. *Reclamation and Revegetation Research*. 1: 123-160., 1, 123-160.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jurado-Guerra, P., Velázquez-Martínez, M., Sánchez-Gutiérrez, R. A., Álvarez-Holguín, A., Domínguez-Martínez, P. A., Gutiérrez-Luna, R., ... y Chávez-Ruiz, M. G. (2021). Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 12, 261-285. Epub 24 de enero de 2022, <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Kassambara, A. (2021). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*. R package version 0.7.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kenney, J. F. y Keeping, E. S. (1962). *Mathematics of Statistics, Pt. 1, 3rd ed.* Princeton, NJ: Van Nostrand.
- Klicka, J., Barker, F. K., Burns, K. J., Lanyon, S. M., Lovette, I. J., Chaves, J. A., y Bryson Jr, R. W. (2014). A comprehensive multilocus assessment of sparrow (Aves: Passerellidae) relationships. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 77, 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2014.04.025>

- Kokko, H. y Sutherland, W. J. (2001). Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research*, 3(5), 603-610.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... y Pöyry, J. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters*, 13(5), 597-605.
- Larkin, C. C., Kwit, C., Wunderle Jr, J. M., Helmer, E. H., Stevens, M. H. H., Roberts, M. T. y Ewert, D. N. (2012). Disturbance type and plant successional communities in Bahamian dry forests. *Biotropica*, 44(1), 10-18.
- Leonard, P. J., Wood, D. R. y Meyer, W. E. (2017). Avian Diversity, Abundance, and Nest Success among Managed Prairies and Agricultural Plots in Oklahoma and Texas. *The Prairie Naturalis*, 49(2), 48-56.
- Lesschen, J. P., Cammeraat, L. H., Kooijman, A. M., y van Wesemael, B. (2008). Development of spatial heterogeneity in vegetation and soil properties after land abandonment in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 72(11), 2082-2092. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.06.006>
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., ... y Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of environmental management*, 59(1), 47-69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Macías-Duarte, A., y Panjabi, A. O. (2013). Association of habitat characteristics with winter survival of a declining grassland bird in Chihuahuan Desert grasslands of Mexico. *The Auk*, 130(1), 141-149, <https://doi.org/10.1525/auk.2012.12047>
- Maurer, B. A. (1986). Predicting habitat quality for grassland birds using density-habitat correlations. *The Journal of wildlife management*, 556-566. <https://doi.org/10.2307/3800963>
- Mahony, N. A. (2003). *Reproductive ecology and population viability of Brewer's sparrows at the northern edge of the breeding range*. Tesis de doctorado. University of British Columbia.
- Marini, M. Â. y Weale, M. E. (1997). Density-and frequency-dependent predation of artificial bird nests. *Biological Journal of the Linnean Society*, 62(2), 195-208.
- Maronna, R. A., Martin, R. D., Yohai, V. J. y Salibián-Barrera, M. (2019). *Robust statistics: theory and methods (with R)*. John Wiley & Sons. 430.

- McGill, R., Tukey, J. W. y Larsen, W. A. (1978). Variations of box plots. *The american statistician*, 32(1), 12-16.
- McMahon, B. J., Giralt, D., Raurell, M., Brotons, L. y Bota, G. (2010). Identifying set-aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo-steppes. *Bird Study*, 57(3), 289-300.
- Meiners, S. J., Rye, T. A. y Klass, J. R. (2009). On a level field: the utility of studying native and non-native species in successional systems. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 45-53.
- Miller, D. L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L. y Laake, J. L. (2019). Distance Sampling in R. *Journal of Statistical Software*, 89(1), 1-28.
- Montes-Aldaba, A., Martínez-Guerrero, J., López-Serrano, P., Pereda-Solís, M., y Strasser, E. (2018). Descripción del hábitat invernal de aves de pastizal con sensores remotos y estimación visual. *Abanico Veterinario*, 8(3), 106-117, <http://dx.doi.org/10.21929/abavet2018.83.8>
- Moreira, F. (1999). Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study*, 46(3), 309-318.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley.
- Oedekoven, C. S. (12 de abril, 2020). *Model-based inference analysis from Buckland et al. (2015)*. examples.distancesampling.org Disponible en línea en: <https://examples.distancesampling.org/book-bobwhite/bobwhite.html#maximum-likelihood-methods-for-a-full-likelihood-approach>
- Oedekoven, C. S., Buckland, S. T., Mackenzie, M. L., Evans, K. O., y Burger Jr, L. W. (2013). Improving distance sampling: accounting for covariates and non-independency between sampled sites. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 786-793.
- Oedekoven, C. S. (2013). *Mixed Effect Models in Distance Sampling*. Tesis de doctorado. University of St Andrews.
- Oksanen, J., Guillaume-Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P. Stevens, M. H. H., Szoecs, E. y Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Pannu, K. K. y Kler, T. K. (2018). Heavy metal contamination in excreta of house sparrow (*Passer domesticus*) from rural areas of Ludhiana. *Magnesium*, 4516(355.805), 3615-3667.
- Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., y Mathews, N. E. (2006). Contrasting measures of fitness to classify habitat quality for the black-throated sparrow (*Amphispiza bilineata*). *Biological conservation*, 132(2), 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.024>
- Pool, D., y Panjabi, A. (2011). Assessment and revisions of North American grassland priority conservation areas. *Background Paper, Commission for Environmental Cooperation*.
- Poulsen, J. G., Sotherton, N. W. y Aebischer, N. J. (1998). Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology*, 35(1), 131-147.
- Poyatos, R., Latron, J., y Llorens, P. (2003). Land use and land cover change after agricultural abandonment. *Mountain research and development*, 23(4), 362-368. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0362:LUALCC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0362:LUALCC]2.0.CO;2)
- Prach, K., Lepš, J. y Rejmánek, M. (2007). Old field succession in Central Europe: local and regional patterns. *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*, 180-201.
- Pueyo, Y., y Beguería, S. (2007). Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. *Landscape and Urban Planning*, 83(4), 245-254. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.008>
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- Rangel-Reséndez, D. M. (2019). Fragmentación y cambio en el uso de suelo y vegetación en el área de distribución del Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*). Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Reitsma, L. (1992). Is nest predation density dependent? A test using artificial nests. *Canadian Journal of Zoology*, 70(12), 2498-2500.
- Robleño, I., Bota, G., Giralt, D., y Recasens, J. (2017). Fallow management for steppe bird conservation: the impact of cultural practices on vegetation structure and food resources. *Biodiversity and Conservation*, 26(1), 133-150.

- Rotenberry, J. T., Patten, M. A. y Preston, K. L. (2020). Brewer's Sparrow (*Spizella breweri*), version 1.0. En Poole, A. F. y Gill, F. B. (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.brespa.01>
- Ruvalcaba-Ortega, I., De León, M. B., Mendiola-Castillo, S., González-Escalante, L., Canales-del-Castillo, R., Mercado-Hernández, R., ... y González-Rojas, J. I. (2017). Evaluation of Plasma Cholinesterase Activity in Native Birds from Pesticide-Exposed Agricultural Lands. *Rangeland Ecology & Management*, 70(5), 584-588.
- SCBD-Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010) Global biodiversity outlook 3. Montréal: SCBD-Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Disponible en <https://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf>
- Schlaepfer, M. A., Runge, M. C. y Sherman, P. W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology & evolution*, 17(10), 474-480.
- Scott-Morales, L., Estrada, E., Chávez-Ramírez, F., y Cotera, M. (2004). Continued decline in geographic distribution of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*). *Journal of Mammalogy*, 85(6), 1095-1101, <https://doi.org/10.1644/BER-107.1>
- Scott-Morales, L., Necedal, J., Cotera, M. y Canales-Delgadillo, J. (2008). Worthen's sparrow (*Spizella wortheni*) in the northern Mexican Plateau. *The Southwestern Naturalist*, 53(1), 91-95.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2019). México. <http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos.php>
- SEMARNAT (2016). *Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México*. Ciudad de México, México: Diario Oficial de la Federación DOF: 07/12/2016.
- SEMARNAT (2018). Programa de Acción para la Conservación de la Especie Gorrión Altiplanero (*Spizella wortheni*), SEMARNAT/CONANP, México (Año de edición 2018).
- Shahan, J. L., Goodwin, B. J. y Rundquist, B. C. (2017). Grassland songbird occurrence on remnant prairie patches is primarily determined by landscape characteristics. *Landscape Ecology*, 32(5), 971-988.
- Siriwardena, G. M., Crick, H. Q., Baillic, S. R. y Wilson, J. D. (2000). Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23(6), 702-719.

- Smelansky, I. E. (2003). *Biodiversity of Agricultural Lands in Russia: Current State and Trends* Moscow, Russia: IUCN- The World Conservation Union. 52 pp.
- Smith, R. K., Vaughan Jennings, N. y Harris, S. (2005). A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal review*, 35(1), 1-24.
- Solé-Senan, X. O., Juárez-Escario, A., Conesa, J. A., Torra, J., Royo-Esnal, A. y Recasens, J. (2014). Plant diversity in Mediterranean cereal fields: unraveling the effect of landscape complexity on rare arable plants. *Agriculture, ecosystems & environment*, 185, 221-230.
- Standish, R. J., Cramer, V. A., y Hobbs, R. J. (2008). Land-use legacy and the persistence of invasive *Avena barbata* on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1576-1583.
- Stanton, R. L., Morrissey, C. A. y Clark, R. G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 244-254.
- Sturtz, S., Ligges, U., y Gelman, A. (2005). R2WinBUGS: A Package for Running WinBUGS from R. *Journal of Statistical Software*, 12(3), 1-16.
- Traba, J. y Morales, M. B. (2019). The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific reports*, 9(1), 1-6.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management*, 893-901. <https://doi.org/10.2307/3808148>
- Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A. y Grice, P. V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological conservation*, 119(1), 19-39.
- Wakeham-Dawson, A., Szoszkiewicz, K., Stern, K. y Aebischer, N. J. (1998). Breeding skylarks *Alauda arvensis* on Environmentally Sensitive Area arable reversion grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. *Journal of Applied Ecology*, 35(5), 635-648.
- Walker, B. L., Igl, L. D., y Shaffer, J. A. (2020). The effects of management practices on grassland birds—Brewer's Sparrow (*Spizella breweri breweri*), chap. AA. En Johnson, D. H., Igl, L. D., Shaffer, J. A., y DeLong, J. P. (Eds.) *The effects of management practices on grassland birds: U.S. Geological Survey Professional Paper 1842*, 31 p. <https://doi.org/10.3133/pp1842AA>

- Watson, A. y Rae, R. (1997). Some effects of set-aside on breeding birds in northeast Scotland. *Bird Study*, 44(2), 245-251.
- Webster, J. D. (1954). Breeding bird census: mesquite grassland with scattered junipers. *Audubon Field Notes*, 8, 376-377.
- Webster, J. D. (1958). Further ornithological notes from Zacatecas, Mexico. *The Wilson Bulletin*, 70(3), 243-256.
- Webster, J. D. y Orr, R. T. (1954). Summering birds of Zacatecas, Mexico, with a description of a new race of Worthen Sparrow. *The Condor*, 56(3), 155-160.
- Wege, D. C., Howell, S. N. y Sada, A. M. (1993). The distribution and status of Worthen's Sparrow *Spizella wortheni*: a review. *Bird Conservation International*, 3(3), 211-220.
- Zimmerman, J. L. (1984). Nest predation and its relationship to habitat and nest density in Dickcissels. *The Condor*, 86(1), 68-72.

APÉNDICE A – DIVERSIDAD (NÚMERO EFECTIVO DE ESPECIES)

Tabla A1 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores de riqueza de especies ($q = 0$), exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos). Considerando todos los individuos muestreados.

General Categorías	n	$q = 0$				$q = 1$				$q = 2$			
		Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	12	1 (1-1)	0	1 (1-1)	0	1 (1-1)	0	0 (1-1)	1	1 (1-1)	0	1 (1-1)	0
1	16	4 (3-6) ^a	3	3 (2-4)	2	2 (2-3) ^a	1	3 (2-3)	0	2 (1-3) ^a	1	2 (2-2)	0
2	18	6 (5-7) ^a	2	6 (5-7)	1	3 (2-3) ^a	1	2 (2-3)	1	2 (2-3) ^a	1	2 (2-2)	0
3	20	6 (4-8) ^a	4	5 (3-7)	2	3 (2-4)	2	2 (2-3)	1	2 (2-3)	2	2 (2-3)	1
4 a 6	31	5 (4-7) ^a	3	5 (4-6)	2	3 (2-3) ^a	2	3 (2-5)	1	2 (2-3) ^a	1	2 (1-2)	1
7 a 9	5	5 (1-8)	3	5 (3-7)	2	3 (1-4)	1	4 (3-5)	1	2 (1-4)	1	3 (1-4)	1
10 a 17	15	7 (5-9)	3	7 (5-9)	2	4 (3-5)	2	1 (1-1)	0	3 (2-4)	1	3 (2-4)	1
Matorral-pastizal	48	10 (9-11)	3	9 (8-9)	2	5 (4-5)	2	5 (4-5)	1	4 (3-4)	1	3 (3-4)	1

^aDiferencia con respecto a valores de matorral-pastizal ($p < 0.05$).

Tabla A2 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores de riqueza de especies como sustrato potencial ($q = 0$), exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Sustrato potencial Categorías	n	$q = 0$				$q = 1$				$q = 2$			
		Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	12	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0
1	16	2 (2-3)	2	2 (2-2)	1	2 (1-3)	1	2 (1-2)	1	2 (1-3)	1	2 (1-2)	1
2	18	2 (1-2)	1	2 (1-2)	1	1 (1-2)	1	1 (1-2)	1	1 (1-2)	1	1 (1-2)	1
3	20	2 (1-3)	2	2 (1-2)	1	2 (1-3)	1	1 (1-2)	1	2 (1-2)	1	1 (1-2)	1
4 a 6	31	1 (1-2)	1	1 (0-2)	1	1 (1-2)	1	1 (1-1)	1	1 (1-1)	1	1 (1-1)	1
7 a 9	5	2 (0-3)	1	1 (0-2)	1	1 (1-2)	1	1 (0-2)	0	1 (1-2)	0	1 (0-2)	0
10 a 17	15	3 (2-4)	2	3 (2-3)	1	2 (1-3)	1	2 (1-3)	1	2 (1-2)	1	2 (1-2)	1
Matorral-pastizal	48	2 (2-3)	2	2 (2-2)	1	1 (1-2)	1	1 (1-1)	1	1 (1-1)	1	1 (1-1)	0

Tabla A3 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores de riqueza de especies como sustrato probable ($q = 0$), exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y del inverso del índice de concentración de Simpson ($q = 2$) para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Sustrato probable Categorías	$q = 0$				$q = 1$				$q = 2$				
	n	Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	12	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0	0 (0-0)	0
1	16	1 (1-2)	1	1 (1-1)	1	1 (1-2)	1	1 (1-1)	0	1 (1-1)	0	1 (1-1)	0
2	18	1 (1-2)	1	1 (0-2)	1	1 (1-1)	1	1 (0-2)	1	1 (1-1)	1	1 (0-2)	1
3	20	1 (0-2)	1	1 (0-2)	1	1 (0-1)	1	1 (0-2)	1	1 (0-1)	1	1 (0-2)	1
4 a 6	31	1 (0-1)	1	0 (0-0)	1	1 (0-1)	1	0 (0-0)	1	0 (0-1)*	1	0 (0-0)	1
7 a 9	5	1 (0-3)	1	2 (1-2)	1	1 (0-3)	1	1 (1-2)	0	1 (0-2)	1	1 (1-2)	0
10 a 17	15	1 (1-2)	1	1 (1-1)	1	1 (1-2)	1	1 (1-1)	0	1 (1-2)*	1	1 (1-1)	0
Matorral-pastizal	48	1 (1-2)	1	1 (1-1)	0	1 (1-1)	1	1 (1-1)	0	1 (1-1)	1	1 (1-1)	0

*Categorías con diferencia (Games-Howell; $p < 0.05$).

APÉNDICE B – COBERTURAS Y ALTURAS

Tabla A4 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de cobertura de pastos para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Categorías	n	Cobertura de pastos (%)			
		Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	18	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
1 ^a	16	0.03 (0.00-0.10)	0.13	0.00 (0.00-0.00)	0.00
2 ^a	18	0.08 (0.00-0.21)	0.26	0.00 (0.00-0.00)	0.00
3 ^a	20	0.35 (0.00-0.72)	0.78	0.00 (0.00-0.18)	0.25
4 a 6	31	1.95 (0.00-5.19)	8.83	0.00 (0.00-0.00)	0.00
7 a 9 ^a	5	0.50 (0.00-1.58)	0.87	0.00 (0.00-0.35)	0.25
10 a 17	15	2.83 (0.00-6.52)	6.66	0.00 (0.00-1.22)	1.50
Matorral-pastizal	50	4.36 (2.58-6.13)	6.26	2.00 (0.99-3.01)	2.25

^aDiferencia (Games-Howell; $p < 0.05$) con respecto a valores de matorral-pastizal.

Tabla A5 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de cobertura de herbáceas para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Categorías	n	Cobertura de herbáceas (%)			
		Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	18	100.00 (100.00-100.00)	0.00	100.00 (100.00-100.00)	0.00
1	16	19.72 (9.77-29.67)	18.67	13.50 (5.30-21.70)	10.38
2	18	37.78 (26.08-49.48)	23.52	37.00 (27.18-46.82)	13.19
3 ^a	20	16.70 (9.31-24.09)	15.80	13.00 (4.26-21.74)	12.38
4 a 6 ^a	31	17.41 (10.76-24.06)	18.14	13.00 (6.62-19.38)	11.25
7 a 9	5	18.00 (0.00-40.21)	17.89	11.00 (0.00-23.72)	9.00
10 a 17 ^a	15	12.60 (6.97-18.23)	10.17	12.00 (4.96-19.04)	8.63
Matorral-pastizal ^a	50	7.49 (5.06-9.92)	8.56	3.00 (0.04-5.96)	6.63

^aDiferencia (Games-Howell; $p < 0.05$) con respecto a valores de cultivos con 2 años de descanso.

Tabla A6 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de cobertura de arbustos para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Cobertura de arbustos (%)					
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	18	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
1 ^a	16	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
2 ^a	18	0.03 (0.00-0.09)	0.12	0.00 (0.00-0.00)	0.00
3 ^a	20	0.14 (0.00-0.35)	0.46	0.00 (0.00-0.00)	0.00
4 a 6 ^a	31	0.34 (0.00-1.00)	1.80	0.00 (0.00-0.00)	0.00
7 a 9	5	0.60 (0.00-1.71)	0.89	0.00 (0.00-0.71)	0.50
10 a 17	15	1.53 (0.00-3.09)	2.82	0.00 (0.00-0.51)	0.63
Matorral-pastizal	50	2.66 (1.60-3.72)	3.72	0.50 (0.00-1.78)	2.88

^aDiferencia (Games-Howell, $p < 0.05$) con respecto a valores de matorral-pastizal.

Tabla A7 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de cobertura de materia orgánica en descomposición para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Cobertura de materia orgánica en desc. (%)					
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	18	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
1	16	2.94 (0.00-5.88)	5.52	1.00 (0.36-1.64)	0.81
2	18	1.93 (0.67-3.20)	2.55	1.13 (0.57-1.68)	0.75
3*	20	7.21 (3.28-11.15)	8.40	3.50 (0.25-6.75)	4.59
4 a 6	31	6.18 (2.27-10.08)	10.64	2.50 (1.72-3.28)	1.38
7 a 9	5	5.80 (-3.62-15.22)	7.59	2.00 (-0.83-4.83)	2.00
10 a 17	15	3.40 (1.34-5.46)	3.72	2.00 (-0.14-4.14)	2.63
Matorral-pastizal*	50	0.72 (0.38-1.05)	1.17	0.50 (0.28-0.72)	0.50

*Categorías con diferencia entre sí (Games-Howell; $p < 0.05$).

Tabla A8 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de cobertura de suelo desnudo para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Cobertura suelo desnudo (%)					
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	18	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
1	16	76.88 (67.35-86.41)	17.88	79.00 (70.61-87.39)	10.63
2*	18	59.35 (48.45-70.24)	21.91	58.50 (49.14-67.86)	12.56
3	20	69.98 (62.61-77.34)	15.74	71.88 (63.04-80.71)	12.50
4 a 6	31	70.67 (62.93-78.41)	21.10	77.00 (70.44-83.56)	11.56
7 a 9	5	72.45 (53.73-91.17)	15.07	74.00 (67.46-80.54)	4.63
10 a 17	15	76.40 (69.86-82.94)	11.80	78.00 (73.10-82.90)	6.00
Matorral-pastizal*	50	81.52 (78.47-84.56)	10.70	83.75 (79.57-87.93)	9.34

*Categorías con diferencia entre sí (Games-Howell; $p < 0.05$).

Tabla A9 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de altura de pastos para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Altura de pastos (cm)					
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ
Cultivos activos	0	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00
1	4	12.13 (0.00-28.94)	10.56	8.50 (1.79-15.22)	4.25
2	10	24.05 (11.49-36.61)	17.55	23.00 (12.94-33.06)	10.06
3 ^a	13	14.63 (9.02-20.23)	9.28	13.00 (8.84-17.16)	4.75
4 a 6 ^a	22	12.63 (8.89-16.37)	8.44	10.83 (8.54-13.13)	3.41
7 a 9	2	29.25 (0.00-64.19)	3.89	29.25 (26.18-32.32)	1.38
10 a 17	11	11.78 (6.36-17.21)	8.07	10.00 (6.78-13.22)	3.38
Matorral-pastizal	50	4.19 (3.77-4.62)	1.50	4.00 (3.55-4.45)	1.00

^aDiferencia (Games-Howell; $p < 0.05$) con respecto a valores de matorral-pastizal.

Tabla A10 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de altura de herbáceas para cada categoría de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Altura de herbáceas (cm)						
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ	
Cultivos activos	18	48.11 (38.97-57.26)	18.39	46.00 (36.88-55.12)	12.25	
1 ^a	16	33.09 (24.64-41.54)	15.86	30.50 (26.25-34.75)	5.38	
2 ^a	18	41.32 (25.01-57.63)	32.79	33.50 (21.16-45.84)	16.56	
3 ^a	20	30.41 (21.60-39.23)	18.83	25.38 (12.70-38.05)	17.94	
4 a 6 ^a	31	22.59 (18.23-26.94)	11.88	19.00 (14.89-23.11)	7.25	
7 a 9	5	20.40 (10.48-30.32)	7.99	23.00 (16.64-29.36)	4.50	
10 a 17 ^a	15	24.32 (14.09-34.55)	18.48	17.00 (7.46-26.54)	11.69	
Matorral-pastizal	50	6.25 (5.49-7.01)	2.68	6.00 (5.11-6.89)	2.00	

^aDiferencia (Games-Howell; $p < 0.05$) con respecto a valores de matorral-pastizal.

Tabla A11 Valores de media, mediana (intervalos de confianza al 95% entre paréntesis), desviación estándar (DE) y desviación intercuartílica (DQ) para los valores medios de altura de arbustos, herbáceas y arbustos para cada categoría temporal de parcelas en descanso, cultivos activos y en matorral-pastizal (n = número de trayectos).

Altura de arbustos (cm)						
Categorías	n	Media	DE	Mediana	DQ	
Cultivos activos	0	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00	
1	0	0.00 (0.00-0.00)	0.00	0.00 (0.00-0.00)	0.00	
2	5	34.60 (17.09-52.11)	14.10	38.00 (21.04-54.96)	12.00	
3	8	55.40 (38.05-72.74)	20.75	51.75 (36.99-66.51)	13.21	
4 a 6 ^a	8	74.12 (54.74-93.49)	23.18	64.88 (47.07-82.68)	15.94	
7 a 9	4	55.88 (31.55-80.20)	15.29	54.25 (35.98-72.52)	11.56	
10 a 17	10	56.75 (45.40-68.10)	15.86	55.00 (40.20-69.80)	14.81	
Matorral-pastizal ^a	46	63.41 (55.22-71.60)	27.59	56.75 (47.05-66.45)	20.81	

^aDiferencia (Games-Howell; $p < 0.05$) con respecto a valores de cultivos con 2 años de descanso.

APÉNDICE C – MODELO DE COMPLETA VEROSIMILITUD

Tabla A12 Comparación de modelos de completa verosimilitud considerando variables asociadas a herbáceas, arbustos, día juliano, densidad de artrópodos y categoría de tiempo desde año de abandono de parcelas en descanso en el modelo de conteo para la estimación de densidad de *Spizella wortheni* en parcelas en descanso. Presentamos valores del criterio de información de Akaike (*AIC*) y su diferencia con respecto al modelo de menor valor de *AIC* (ΔAIC). Todos los modelos consideran una función de detección seminormal ajustada a los efectos del valor medio de cobertura y altura de herbáceas.

Covariables para modelo de conteo	<i>AIC</i>	ΔAIC
Categoría + Cobertura de arbustos	1435.82	0.00
Categoría + Cobertura de arbustos + Cobertura de herbáceas	1437.32	1.50
Categoría + Cobertura de arbustos + Densidad de artrópodos	1437.82	2.00
Categoría + Cobertura de arbustos + Altura de herbáceas	1439.84	4.02
Categoría + Cobertura de arbustos + Día juliano	1441.53	5.70
Categoría + Día juliano	1446.61	10.79
Categoría + Densidad de artrópodos + Día juliano	1447.80	11.97
Categoría	1450.19	14.37
Categoría + Altura de herbáceas + Día juliano	1450.34	14.52
Categoría + Cobertura de herbáceas + Día juliano	1450.48	14.66
Categoría + Cobertura de herbáceas	1451.68	15.86
Categoría + Altura de herbáceas	1453.33	17.51
Categoría + Densidad de artrópodos	1453.36	17.54
Categoría + Cobertura de herbáceas + Densidad de artrópodos	1453.54	17.71
Categoría + Cobertura de herbáceas + Altura de herbáceas	1462.67	26.85
Día juliano	1495.45	59.63
Día juliano + Cobertura de arbustos	1496.80	60.97
Cobertura de arbustos	1498.14	62.32
Día juliano + Densidad de artrópodos	1498.65	62.83
Cobertura de herbáceas + Cobertura de arbustos	1498.87	63.04
Día juliano + cobertura de herbáceas	1498.88	63.06
Cobertura de herbáceas	1499.75	63.92
Densidad de artrópodos	1499.78	63.96
Densidad de artrópodos + Cobertura de arbustos	1499.82	64.00
Altura de herbáceas + Cobertura de arbustos	1501.40	65.58
Densidad de artrópodos + Cobertura de herbáceas	1501.53	65.70
Día juliano + Altura de herbáceas	1501.71	65.89
Altura de herbáceas + Cobertura de herbáceas	1503.58	67.76
Altura de herbáceas	1505.18	69.35
Altura de herbáceas + Densidad de artrópodos	1505.82	70.00
Modelo nulo (sin covariables)	1535.62	99.79

Tabla A13 Valor medio e intervalos de confianza al 95% de la densidad estimada de *Spizella wortheni* para parcelas de diferentes categorías de tiempo de descanso desde año de abandono con el mejor modelo de completa verosimilitud, ajustando la función de detección a los valores medios de cobertura y altura de herbáceas y la densidad a los valores medios de cobertura de arbustos. k = número de trayectos para cada categoría; Inds. = número de individuos detectados para cada categoría; n = número de detecciones para cada categoría.

Categorías	k	Inds.	n	Densidad (Inds./km²)
1	16	45	39	32.00 (19.33-52.99)
2	18	31	23	14.41 (8.65-24.02)
3	20	49	35	19.72 (12.54-31.01)
4 a 6	31	37	28	11.10 (0.00-23.61)
7 a 9	5	3	3	3.03 (1.92-9.98)
10 a 17	15	4	4	1.01 (0.32-3.17)