

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO**  
**DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL**  
**DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES**



**EVALUACIÓN DEL USO DEL HÁBITAT DE AVES MIGRATORIAS EN  
ÁREAS SUJETAS A PASTOREO ROTACIONAL EN EL SURESTE DE  
COAHUILA.**

Por:

**NEYLA PAOLA NIETO GUTIÉRREZ**

**TESIS**

**Presentada como requisito parcial para obtener el título de:**

**INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA**

**Buenavista, Saltillo, Coahuila, México**

**Mayo, 2025**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL

DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

EVALUACIÓN DEL USO DEL HÁBITAT DE AVES MIGRATORIAS EN ÁREAS  
SUJETAS A PASTOREO ROTACIONAL EN EL SURESTE DE COAHUILA.

Por:

NEYLA PAOLA NIETO GUTIÉRREZ

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Comité de Asesoría:

  
\_\_\_\_\_  
Dr. José Javier Ochoa Espinoza

Director

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Ricardo Vásquez Aldape

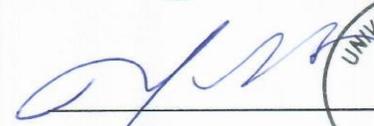
Coasesor

  
\_\_\_\_\_  
Dr. José Antonio Hernández Herrera

Coasesor

  
\_\_\_\_\_  
Ing. Isamar González García

Coasesor externo

  
\_\_\_\_\_  
M.C. Pedro Carrillo López

Coordinador de la División de Ciencia Animal

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México

MAYO DE 2025



**Saltillo, Coahuila, México**

**Mayo de 2025**

**DECLARO QUE:**

El autor quien es el responsable directo del trabajo de investigación titulado: **Evaluación del uso del hábitat de aves migratorias en áreas sujetas a pastoreo rotacional en el Sureste de Coahuila**, jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citar; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, gráficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente. Así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por las autoridades correspondientes. Por lo anterior me responsabilizo de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaro que este trabajo es original.



---

Neyla Paola Nieto Gutiérrez

## **AGRADECIMIENTO**

Este logro, fruto de años de esfuerzo y dedicación, lo dedico con el más profundo de los afectos a mis padres. Su amor incondicional, su sacrificio silencioso y su inagotable confianza en mi capacidad han sido el motor principal y la inspiración constante que me impulsó a alcanzar esta meta académica. Cada paso fue acompañado por su fe inquebrantable.

A mi familia, mi incondicional refugio, por su comprensión, afecto y el estímulo constante que me permitieron sortear los desafíos inherentes a este camino. Su apoyo ha sido un pilar fundamental.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por ser el crisol donde se forjó mi formación profesional, brindándome las herramientas académicas y los valores éticos que hoy me definen.

Manifiesto mi sincero agradecimiento a Pronatura Noreste A.C., por su invaluable colaboración, por abrirme las puertas a esta oportunidad de investigación y por proveer los recursos necesarios para su exitosa culminación.

Con especial gratitud, agradezco a mis distinguidos asesores: Dr. José Javier Ochoa Espinoza, Dr. José Antonio Hernández Herrera, Dr. Ricardo Vásquez Aldape e Ing. Isamar González García. Su guía experta, su invaluable sabiduría y su acompañamiento incondicional han sido cruciales en la dirección y desarrollo de esta tesis.

Finalmente, expreso mi reconocimiento al Sr. Tomás Bustos y al biólogo Néstor Ascencios Ríos, cuya dedicación, esfuerzo y apoyo en campo resultaron indispensables para la realización de esta investigación. De igual manera, mi más sincero agradecimiento al Sr. Tomás Bustos y a su esposa, por su generosa hospitalidad y apoyo invaluable.

## DEDICATORIA

Dedico este trabajo a la perpetua danza del aire que las aves ejecutan, un ballet natural que ha inspirado a poetas, científicos y soñadores a lo largo de la historia. A todos aquellos que, con su incansable labor de campo y su agudo intelecto, han desentrañado los misterios del comportamiento aviar, extendiendo nuestro entendimiento sobre la biodiversidad y la ecología. Como sabiamente se ha dicho: "La observación de las aves nos enseña paciencia, perspicacia y la interconexión de todas las cosas" — una lección que este estudio aspira a honrar y a expandir. Que esta tesis sea un pequeño tributo a la magnificencia de las aves y un aporte al conocimiento que nos permitirá proteger su invaluable legado.

# ÍNDICE GENERAL

<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	6
1.1 Objetivos.....	10
1.1.2 Objetivo General .....	10
1.1.3 Objetivos Específicos.....	10
I.1. Hipótesis .....	10
2.1. La ganadería como sistema productivo .....	11
2.1.1. Contexto global de la ganadería .....	11
2.1.2. El reto social de la ganadería en México .....	12
2.1.3. La perspectiva de la ganadería en el contexto del cambio climático .....	13
2.1.4. Los nuevos enfoques de la ganadería en México .....	14
2.2. Importancia de la conservación de las aves de pastizal .....	16
2.2.1. La relación de las aves con los sistemas ganaderos .....	16
2.2.2. Importancia de la selección de áreas de descanso durante la migración ..	16
2.2.3 Amenazas para la conservación de aves.....	21
2.3 El manejo del pastoreo como una herramienta para la restauración.....	21
2.3.1 Importancia del mantenimiento de los pastizales nativos .....	21
2.3.2. Beneficios de la adopción de sistemas ganaderos ordenados .....	23
<b>III. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	25
3.1 Localización.....	25
3.2 Clima .....	26
3.3 Hidrología .....	27
3.4 Geología y Edafología .....	28
3.4.1. Rocas y tipos de suelo .....	29
3.5 Vegetación.....	32
3.6 Fauna .....	33
3.7 Ubicación del Área del Experimento.....	34

3.8 Antecedentes de manejo ganadero .....	35
3.9 Monitoreo de aves .....	36
3.10 Selección de especies clave de aves .....	38
3.11 Evaluación del Hábitat .....	39
3.12 Análisis de la información .....	41
<b>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>42</b>
4.1. Abundancia de especies de aves clave afines al pastizal .....	42
4.2. Comparación de la estructura de hábitat de aves del pastizal antes y después del pastoreo.....	53
<b>V. CONCLUSIÓN .....</b>	<b>57</b>
<b>VI. LITERATURA .....</b>	<b>59</b>
<b>VI. ANEXOS .....</b>	<b>72</b>
Anexo 1. Formato usado en el monitoreo de aves. ....	72
Anexo 2. Formato usado en muestreo de vegetación. ....	73

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1. Diez especies de aves clave afines al pastizal en la RNVLG.</b> .....	38
<b>Cuadro 2. Abundancia de aves por kilómetro cuadrado (promedio y error estándar) de las diez especies clave registradas en la RNVLG.</b> .....	43

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1. Localización de RNVLG.</b> .....	25
<b>Figura 2. Tipo de Clima de RNVLG.</b> .....	26
<b>Figura 3. Hidrología de RNVLG.</b> .....	28
<b>Figura 4. Geología de RNVLG.</b> .....	30
<b>Figura 5. Tipos de suelo de RNVLG.</b> .....	31
<b>Figura 6. Vegetación de RNVLG.</b> .....	33
<b>Figura 7. Mapa de la ubicación de los transectos.</b> .....	36
<b>Figura 8. Esquema de transectos de observación de aves en RNVLG.</b> .....	37
<b>Figura 9. Esquema de muestreo del hábitat de aves en la RNVLG.</b> .....	40
<b>Figura 10. Dinámica interanual del gorrión Gorjinegro (<i>Amphispiza bilineata</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	44
<b>Figura 11. Dinámica interanual del gorrión de Cassin (<i>Peucaea cassinii</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	45
<b>Figura 12. Dinámica interanual del gorrión Vespertino (<i>Pooecetes gramineus</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	46
<b>Figura 13. Dinámica interanual del gorrión de Brewer (<i>Spizella breweri</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	47
<b>Figura 14. Dinámica interanual del gorrión Pálido (<i>Spizella pallida</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	48
<b>Figura 15. Dinámica interanual del gorrión Cejiblanco (<i>Spizella passerina</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	49
<b>Figura 16. Dinámica interanual del chingolo Saltamontes (<i>Ammodramus savannarum</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	50
<b>Figura 17. Dinámica interanual del chingolo de Baird (<i>Centronyx bairdii</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025). Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	51
<b>Figura 18. Dinámica interanual del gorrión Sabanero (<i>Passerculus sandwichensis</i>) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).</b> .....	52

<i>Figura 19. Dinámica interanual del pinzón Mexicano (Haemorhous mexicanus) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).....</i>	<i>53</i>
<i>Figura 20. Variación anual de la cobertura de pastos entre 2022-2024.....</i>	<i>54</i>
<i>Figura 21. Variación anual de la cobertura de arbustos entre 2022-2024. ....</i>	<i>54</i>
<i>Figura 22. Variación anual de la altura (cm) de pastos entre 2022-2024. ....</i>	<i>56</i>
<i>Figura 23. Variación anual de la altura (m) de arbustos entre 2022-2024. ....</i>	<i>56</i>

## RESUMEN

El pastoreo es una herramienta que usada adecuadamente puede modificar positivamente el hábitat de las aves migratorias. El objetivo fue evaluar la influencia del manejo rotacional con descanso en la abundancia de aves asociadas al pastizal, así como su relación con los cambios en la estructura del hábitat, considerando la cobertura y altura de gramíneas y de arbustos. La evaluación se realizó en la Reserva Natural Voluntaria Loma del Gorrión (RNVLG), del municipio de Saltillo, Coahuila. Las evaluaciones se llevaron a cabo en la estación invernal entre 2022-2024. Se seleccionaron 10 especies de aves afines al pastizal, basándonos en su presencia constante en el periodo estudiado, incluyendo especies migratorias y algunas residentes; mientras en la evaluación del hábitat se calcularon la cobertura y altura de pastos y arbustos. En el invierno de 2023 la especie de aves más abundante fue *Ammodramus savannarum* (25.7 individuos por  $km^2$ ), la cobertura de gramíneas fue de 31.3% y su altura fue de 24.6 cm, los arbustos tuvieron un 7.74% de cobertura y su altura fue de 0.83 m; en general las especies que aumentaron sus abundancias una vez aplicado el pastoreo fueron *Pooecetes gramineus* y *Spizella passerina* con más de 50 individuos por  $km^2$ , la cobertura de pastos se incrementó (52.3%), mientras que la altura fue constante (23.2 cm), en contraste, los arbustos disminuyeron su cobertura (3.8%) y la altura alcanzó su valor máximo (1.21 m). En conclusión, los cambios estructurales en el hábitat promovidos por el pastoreo, influenciaron positivamente el incremento en la abundancia de seis especies de aves, sugiriendo que la manipulación estratégica del pastoreo puede ser una herramienta valiosa para la conservación de estas especies.

**Palabras clave:** Abundancia, aves migratorias, hábitat, pastoreo, manejo rotacional.

## I. INTRODUCCIÓN

Las aves son reconocidas como indicadores excepcionales de la salud ambiental debido a su alta sensibilidad a las alteraciones en los ecosistemas (Furness y Greenwood, 1993). Esta sensibilidad las convierte en herramientas valiosas para monitorear y evaluar la integridad de los hábitats. En particular, las aves de pastizal son especialmente vulnerables a la fragmentación del hábitat y a la intensificación agrícola, lo que se refleja en cambios notables en su diversidad y abundancia. Como señalan Vickery *et al.*, (1999), estos cambios en las poblaciones de aves de pastizal sirven como señales de alerta temprana sobre el deterioro de estos ecosistemas críticos. La diversidad y abundancia de aves pueden proporcionar información valiosa sobre la calidad del hábitat en pastizales. Por ejemplo, la presencia de especies especialistas, que requieren condiciones ambientales específicas, puede indicar la integridad del ecosistema (Wiens, 1989). Además, el monitoreo de las poblaciones de aves a largo plazo permite evaluar la estabilidad ecológica de los pastizales. Los cambios en la estructura de las comunidades de aves pueden reflejar alteraciones en los procesos ecológicos subyacentes, como la productividad primaria, la disponibilidad de recursos y las interacciones entre especies (Morrison, 1986).

Las actividades agrícolas y ganaderas han tenido un impacto en las poblaciones de aves. Sin embargo, se ha identificado que las actividades ganaderas pueden influir positivamente en la presencia de algunas especies, como las golondrinas, debido al aumento de insectos. Por otro lado, estas mismas actividades afectan negativamente a otras especies de aves, especialmente aquellas que dependen de hábitats específicos, debido a los cambios en el entorno (Musitelli *et al.*, 2016).

Gracias a estas características, diversas organizaciones de conservación y centros de investigación, como Bird Conservancy of the Rockies (BCR, 2025), la Sociedad Audubon (NAS, 2025), BirdLife International (BLI, 2025) y el Instituto de Ecología de México (Inecol, 2025), han empleado a las aves como bioindicadores. Estas instituciones han desarrollado programas de monitoreo que permiten evaluar la salud de los ecosistemas y proponer estrategias de manejo sustentable.

La sensibilidad de las aves a la ganadería está fuertemente influenciada por factores como sus requerimientos de hábitat, dieta y tolerancia a la perturbación (Wiens, 1989). Estos factores determinan cómo las aves responden a los cambios en el entorno causados por las actividades ganaderas. Por ejemplo, el pastoreo excesivo puede tener efectos perjudiciales al reducir la cobertura vegetal, alterar la composición de las plantas y aumentar la erosión del suelo. Como señalan Vickery *et al.*, (1999), estas alteraciones afectan negativamente a las aves que dependen de hábitats específicos, ya que disminuyen la disponibilidad de recursos y modifican las condiciones ambientales necesarias para su supervivencia y reproducción. En consecuencia, la gestión adecuada de la ganadería es crucial para mantener la diversidad y abundancia de las poblaciones de aves en los pastizales.

La salud de los ecosistemas ganaderos puede mejorarse significativamente mediante la adopción de prácticas sostenibles. Técnicas como el pastoreo rotativo, la diversificación de pastos y la conservación de áreas naturales dentro de la propiedad son fundamentales para mantener la integridad del ecosistema (Briske *et al.*, 2011). Estas prácticas promueven la recuperación del suelo, aumentan la biodiversidad y mejoran la resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones. Sin embargo, es crucial reconocer que la sobreexplotación de los recursos representa un riesgo significativo si no se establecen acuerdos claros y se respetan los límites de carga animal. Como señala Ostrom (1990), la gestión exitosa de los recursos comunes depende de la capacidad de los usuarios para establecer normas y límites que prevengan la degradación del ecosistema. Por lo tanto, un enfoque equilibrado que combine prácticas sostenibles con una gestión responsable de los recursos es esencial para garantizar la salud a largo plazo de los ecosistemas ganaderos.

La gestión adecuada de los pastizales es fundamental para su sostenibilidad y el bienestar de las comunidades que dependen de ellos. Esto requiere un enfoque integral que combine el conocimiento ecológico con la colaboración de todos los actores involucrados (Briske *et al.*, 2017). Para lograrlo, se pueden implementar diversas prácticas sostenibles. La rotación de potreros es crucial, ya que permite la recuperación del pastizal, evitando el sobrepastoreo y promoviendo la diversidad de

especies (Teague *et al.*, 2011). Además, la diversificación del uso del suelo, integrando ganadería y agricultura, puede aumentar la resiliencia del ecosistema (Foley *et al.*, 2005). Los cercos vivos y corredores biológicos también juegan un papel importante, favoreciendo la conservación de la fauna y la biodiversidad, contribuyendo así a la salud del pastizal (Harvey *et al.*, 2008). Para incentivar estas prácticas, las certificaciones de producción sustentable reconocen y premian a los productores responsables (De Olde *et al.*, 2016), y los pagos por servicios ambientales compensan a los productores por los beneficios ambientales que generan, como la captura de carbono y la conservación del agua (Wunder, 2015).

La ausencia de un manejo planificado del pastoreo tiene consecuencias devastadoras para los ecosistemas de pastizales. El sobrepastoreo, resultado de una carga animal excesiva y la falta de rotación de potreros, desencadena una serie de problemas ambientales. Como señalan Bestelmeyer *et al.*, (2012), este fenómeno provoca la degradación del suelo, la erosión y la pérdida de biodiversidad, afectando negativamente la salud y la resiliencia del ecosistema. En el contexto de los ejidos, la problemática se intensifica debido a la complejidad de la gobernanza. Las decisiones sobre el uso del suelo requieren acuerdos colectivos, lo que puede generar conflictos de intereses y dificultar la implementación de prácticas sostenibles (Bray *et al.*, 2003). Además, la falta de normativas claras, la escasa aplicación de las existentes y la limitada capacidad técnica de los ejidatarios contribuyen al deterioro de los pastizales (Robledo-Abad *et al.*, 2014). Las consecuencias de esta mala gestión son múltiples y graves: la pérdida de biodiversidad disminuye la diversidad de especies vegetales y animales, reduciendo la resiliencia del ecosistema ante perturbaciones (Díaz *et al.*, 2007); la erosión del suelo, al degradar la cubierta vegetal, expone el suelo a la erosión eólica e hídrica, disminuyendo su fertilidad y capacidad de retención de agua (Lal, 2001); y, finalmente, el deterioro del territorio reduce su capacidad productiva, afectando negativamente la rentabilidad de las actividades ganaderas a largo plazo (Teague *et al.*, 2011).

En este contexto, el presente estudio busca validar el uso de las aves como indicadores de la condición del pastizal en sistemas ganaderos, dada su sensibilidad a los cambios ambientales y su capacidad para reflejar la calidad del hábitat. La información obtenida a partir de la abundancia de aves, respaldada por instituciones como Bird Conservancy of the Rockies, permitirá detectar la degradación o recuperación del pastizal, lo que será crucial para la toma de decisiones en el manejo de estos ecosistemas. La relación entre las aves y las prácticas ganaderas, junto con la importancia del pastizal para la biodiversidad y la producción, justifica la relevancia de esta investigación. Además, la falta de manejo planificado y los conflictos de intereses en la tenencia de la tierra subrayan la necesidad de estrategias sostenibles. Este estudio generará información valiosa que contribuirá a la conservación y gestión efectiva del pastizal.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.2 Objetivo General**

Evaluar la influencia del manejo rotacional con descanso en la abundancia de especies clave de aves asociadas al pastizal durante el periodo 2022-2024, así como su relación con los cambios en la estructura del hábitat, considerando la cobertura y altura de gramíneas, la cobertura y la altura de arbustivas en la Reserva Natural Voluntaria Loma del Gorrión (RNVLG), municipio de Saltillo, Coahuila, México.

### **1.1.3 Objetivos Específicos**

Evaluar los cambios en la abundancia de especies clave de aves afines al pastizal en un período de tres años (2022 a 2024) ante un escenario de manejo rotacional con descanso.

Comparar los cambios en cuatro variables de la estructura del hábitat de pastizal (cobertura y altura de gramíneas, cobertura y altura de arbustivas) como resultado del tipo de manejo de pastoreo y su influencia con la abundancia de aves.

### **1.1.4 Hipótesis**

El manejo rotacional con descanso en la RNVLG no genera cambios significativos en la abundancia de especies clave de aves asociadas al pastizal, ni en la estructura del hábitat.

## II. REVISIÓN DE LITERATURA

### 2.1. La ganadería como sistema productivo

#### 2.1.1. Contexto global de la ganadería

La ganadería se encuentra en la encrucijada de equilibrar la creciente demanda global de productos animales con la imperiosa necesidad de sostenibilidad y seguridad alimentaria. A pesar de los avances en eficiencia productiva, el aumento en el consumo ha intensificado las emisiones de gases de efecto invernadero, la competencia por tierras para forraje y la vulnerabilidad ante enfermedades animales transfronterizas. Sin embargo, su papel en la seguridad alimentaria sigue siendo crucial, proporcionando nutrientes esenciales, especialmente en regiones con recursos limitados (FAO, 2017). Para superar estos desafíos, se requiere la implementación de sistemas de producción eficientes y sostenibles, capaces de satisfacer la demanda sin comprometer el futuro del planeta (Gerber *et al.*, 2013). Además, la ganadería trasciende su función alimentaria, siendo un pilar socioeconómico vital para millones de personas, particularmente en comunidades rurales, donde sustenta sus medios de vida y contribuye a la cohesión social (Thornton, 2010).

La ganadería contribuye a desafíos ambientales como el aumento de gases de efecto invernadero, la deforestación y la degradación del suelo, es fundamental reconocer la diversidad de prácticas ganaderas. La ganadería tradicional, practicada en grandes extensiones, tiende a tener un menor impacto ambiental en comparación con la ganadería industrial intensiva (Steinfeld *et al.*, 2006). Para mitigar estos impactos, la innovación tecnológica emerge como una herramienta clave. La FAO promueve activamente prácticas y políticas que fomentan la eficiencia, la inclusión y la resiliencia en los sistemas ganaderos, integrando tecnologías avanzadas como la alimentación de precisión y el manejo eficiente del estiércol (FAO, 2023). Además, las prácticas de manejo sostenible, como la gestión de pastizales y la agricultura regenerativa, ofrecen alternativas viables para reducir las emisiones, mejorar la fertilidad del suelo y fomentar la biodiversidad, demostrando que es posible conciliar la producción ganadera con la conservación del medio ambiente (FAO, 2019).

### **2.1.2. El reto social de la ganadería en México**

La ganadería en México se desarrolla bajo diversos tipos de tenencia de la tierra, principalmente en terrenos de régimen social, como los ejidos, y en propiedades de régimen privado. Esta actividad se configura a partir de una compleja interacción entre ambos tipos de tenencia, cada uno con sus propias dinámicas, características y aportaciones al sector ganadero (Bautista *et al.*, 2022).

En las explotaciones agropecuarias destaca las Unidades de Producción Familiar (UPF) se caracterizan por la participación central de la familia, tanto en la toma de decisiones como en el trabajo diario, adaptándose a las condiciones locales y necesidades familiares, lo que resulta en una gran diversidad de sistemas (Muñoz-Maximo *et al.*, 2019). En México, las UPF ganaderas suelen ser de pequeña escala, con recursos y animales limitados. En esencia, las UPF son sistemas de producción agrícola y ganadera donde la familia aporta la mayor parte del esfuerzo y la gestión (FAO, 2014).

Las UPF enfrentan desafíos significativos que limitan su desarrollo y sostenibilidad. Según Berdegué *et al.* (2014), estas unidades a menudo carecen de acceso a créditos, tecnología y mercados, lo que obstaculiza su capacidad para mejorar la productividad y adoptar prácticas sostenibles. Además, las UPF son particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático, como sequías y eventos climáticos extremos, que pueden afectar negativamente la disponibilidad de pastizales y la salud del ganado (Thornton *et al.*, 2018). En algunas regiones, la expansión de la ganadería, incluso a pequeña escala, puede contribuir a la deforestación y la degradación de los pastizales, lo que tiene un impacto negativo en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Steinfeld *et al.*, 2006).

Para abordar los desafíos que enfrentan las UPF y promover su sostenibilidad, es crucial implementar estrategias integrales. En primer lugar, es fundamental fortalecer la capacidad de las comunidades para gestionar sus recursos naturales de manera sostenible, fomentando la participación activa y la toma de decisiones colectivas, tal como lo destaca Ostrom (1990). En segundo lugar, se requiere proporcionar a las UPF

acceso a servicios de extensión, capacitación y financiamiento, lo que les permitirá mejorar sus prácticas de manejo, adoptar tecnologías sostenibles y diversificar sus fuentes de ingresos, según lo recomendado por la FAO (2018). Finalmente, es esencial fomentar prácticas de ganadería sostenible que integren la conservación de la biodiversidad, la protección de los suelos y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, tal como lo sugieren Herrero *et al.*, (2016).

Las UPF tienen un potencial significativo para adoptar prácticas de ganadería sostenible, como el pastoreo rotativo y los sistemas silvopastoriles, mejorando así la salud del suelo y la biodiversidad (Ibrahim *et al.*, 2014). En el contexto de mitigar los impactos negativos de la ganadería extensiva, los sistemas agrosilvopastoriles emergen como una alternativa prometedora. Estos sistemas, que integran árboles, pastos y ganado, ofrecen múltiples beneficios, incluyendo la captura de carbono, la conservación de la biodiversidad, la mejora de la fertilidad del suelo y el aumento de la productividad (Guevara-Hernández *et al.*, 2020).

### **2.1.3. La perspectiva de la ganadería en el contexto del cambio climático**

La ganadería, aunque esencial para la economía global, contribuye significativamente a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Según Steinfeld *et al.*, (2006), los rumiantes, como vacas y ovejas, liberan metano durante la digestión, un GEI mucho más potente que el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). La producción de carne y leche, además, genera óxido nitroso a través del manejo del estiércol y el uso de fertilizantes nitrogenados, como señala la FAO (2018). Este impacto se agrava por la deforestación asociada a la expansión de pastizales y la producción de alimentos para el ganado, liberando grandes cantidades de CO<sub>2</sub> y provocando pérdida de biodiversidad y degradación del suelo (Steinfeld *et al.*, 2006; Searchinger *et al.*, 2019). A su vez, el cambio climático afecta la ganadería, alterando la disponibilidad y calidad del forraje, así como la salud y productividad del ganado, debido a las variaciones en precipitaciones y temperaturas (Thornton *et al.*, 2009).

Para mitigar el impacto ambiental de la ganadería, se proponen diversas estrategias clave. En primer lugar, es fundamental mejorar la eficiencia en el uso del agua, tanto

en la producción de forraje como en las instalaciones ganaderas, reduciendo así el consumo de este recurso vital (Thornton *et al.*, 2018). En segundo lugar, se busca optimizar la eficiencia alimentaria del ganado, lo que no solo reduce las emisiones de metano, sino que también mejora la productividad (Gerber *et al.*, 2013). Finalmente, la implementación de sistemas silvopastoriles, que integran árboles, pastos y ganado, representa una estrategia prometedora para capturar carbono en los árboles y el suelo, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático (Ibrahim *et al.*, 2014).

Sin embargo, el impacto ambiental varía considerablemente entre los sistemas de producción. Según Gerber *et al.*, (2013), la ganadería intensiva, aunque suele tener una mayor productividad por animal, tiende a generar mayores emisiones de GEI por unidad de producto. Por otro lado, la ganadería extensiva, aunque generalmente presenta una menor productividad por animal, puede tener un menor impacto ambiental si se maneja adecuadamente, tal como lo señala Steinfeld *et al.*, (2006). En resumen, la ganadería es responsable de una porción sustancial de las emisiones globales de GEI, y los sistemas intensivos tienden a generar mayores emisiones por unidad de producto en comparación con los sistemas extensivos (Gerber *et al.*, 2013).

#### **2.1.4. Los nuevos enfoques de la ganadería en México**

La ganadería de pastoreo en México, un pilar fundamental para la seguridad alimentaria y el desarrollo de las comunidades rurales, se enfrenta a desafíos críticos. Estos retos, que incluyen el cambio climático y la creciente demanda de prácticas sostenibles, exigen la implementación de estrategias innovadoras. En esencia, se busca mantener la productividad del sector ganadero, minimizando al mismo tiempo su impacto ambiental. La relevancia de la ganadería de pastoreo se extiende a su contribución a la seguridad alimentaria, la generación de empleo y el desarrollo rural, lo que subraya la urgencia de abordar estos desafíos con soluciones efectivas (FAO, 2022).

Para lograr una ganadería más sostenible, se promueve un enfoque integral que armonice la producción de alimentos, la conservación de los recursos naturales y el bienestar animal. Esto implica la adopción de prácticas innovadoras, como el manejo

eficiente de los pastizales y la selección de razas de ganado adaptadas a las condiciones locales, lo que reduce la dependencia de insumos externos (FAO, 2019).

El manejo holístico, una técnica que replica los patrones de pastoreo de los grandes herbívoros en la naturaleza, se presenta como una estrategia clave para mejorar la salud del suelo, fomentar la biodiversidad y aumentar la productividad de los pastizales (Savory & Butterfield, 1999).

El pastoreo total, una práctica que comparte similitudes con el manejo holístico, se basa en concentrar un número elevado de animales en áreas reducidas durante periodos cortos, seguidos de largos descansos. Esta estrategia favorece la recuperación del pastizal, mejorando su salud y biodiversidad (Teague & Kreuter, 2020).

A diferencia del sistema de pastoreo continuo, el sistema rotacional no selectivo permite períodos de descanso adecuados para la vegetación, lo que resulta en una mayor producción de forraje y una mejor calidad nutricional (Briske *et al.*, 2008). Investigaciones han demostrado que estos sistemas pueden mejorar la productividad ganadera en regiones áridas y semiáridas, donde la degradación del suelo es un problema común (Ibrahim *et al.*, 2014).

Más allá de las prácticas de pastoreo, la optimización en el uso de recursos esenciales como el agua, el forraje y la energía puede generar una reducción significativa en los costos de producción (FAO, 2018). La implementación de tecnologías avanzadas, como la agricultura de precisión y el manejo eficiente del pastoreo, contribuye de manera importante a esta optimización (Rotz *et al.*, 2019). Un manejo financiero sólido, que abarque la planificación presupuestaria y la gestión de riesgos, se considera fundamental para asegurar la estabilidad económica de las unidades de producción ganadera (Herrero *et al.*, 2016). Además, facilitar el acceso a financiamiento y seguros agrícolas puede impulsar a los productores a invertir en tecnologías y prácticas sostenibles (Thornton *et al.*, 2011). Finalmente, la economía circular se presenta como una oportunidad para que el sector agropecuario trabaje en modelos de aprovechamiento más sustentables. (Villavicencio-Gutiérrez, *et al.*, 2023).

## **2.2. Importancia de la conservación de las aves de pastizal**

### **2.2.1. La relación de las aves con los sistemas ganaderos**

Las aves de pastizal en Norteamérica han experimentado una alarmante disminución debido a la fragmentación de su hábitat, lo que ha impulsado estudios sobre su biología y ecología. Sin embargo, persisten vacíos en el conocimiento sobre su comportamiento durante la invernada, lo cual limita la efectividad de las estrategias de conservación (Martinez *et al.*, 2011). Además, el pastoreo continuo uniformiza el paisaje, reduciendo la diversidad de recursos esenciales para la supervivencia de estas aves (Vaccaro *et al.*, 2020).

La ganadería sostenible emerge como una herramienta valiosa para la conservación de la biodiversidad aviar (Audubon, 2023). En este contexto, las aves insectívoras desempeñan un papel crucial en el control de plagas dentro de los sistemas ganaderos (Johnson & Best, 1995). Además, los sistemas de silvopastoreo ofrecen una oportunidad para reconciliar la producción ganadera con la conservación de la biodiversidad aviar, creando hábitats que benefician tanto al ganado como a las aves (Harvey & González, 2007).

El pastoreo de ganado disminuye la abundancia y riqueza de especies de aves, con un impacto más significativo en hábitats ribereños, arbustivos y arbóreos. Además, el ganado bovino causa mayores daños que el ovino, y la alta intensidad de pastoreo es el factor más perjudicial (Barzan *et al.*, 2021).

### **2.2.2. Importancia de la selección de áreas de descanso durante la migración**

La migración impone un estrés fisiológico significativo en las aves, haciendo de las áreas de descanso entornos tranquilos y protegidos cruciales para su recuperación (Alerstam, 2011). Dado que la conservación de energía es fundamental para sostener sus desplazamientos, estas áreas ofrecen espacios vitales para el reposo, la recuperación y la reducción del estrés asociado al viaje (Alerstam, 2003). La selección de áreas de descanso adecuadas puede determinar la supervivencia de las aves

migratorias, permitiéndoles evitar depredadores, encontrar alimento y agua, y resguardarse de condiciones climáticas adversas (Dingle & Drake, 2007). Además, la seguridad del área, la presencia de depredadores y la competencia con otros individuos son factores decisivos en sus decisiones de descanso (Morales *et al.*, 2010). En última instancia, la calidad de estas áreas influye directamente en la tasa de mortalidad de los migrantes y en su capacidad para alcanzar sus destinos de reproducción o invernada (Sandercock, 2003).

Las áreas de descanso son vitales para la supervivencia de las aves migratorias durante sus extensos viajes (Moore & Kerlinger, 1987). Además, estas áreas actúan como puntos de conexión esenciales en las rutas migratorias, asegurando la continuidad de los flujos genéticos y ecológicos entre poblaciones de aves. Por lo tanto, la protección y conservación de estos espacios resulta esencial para la preservación de estas especies. La pérdida o degradación de estos hábitats puede tener consecuencias devastadoras para las poblaciones migratorias, poniendo en riesgo su viabilidad a largo plazo (Runge *et al.*, 2015).

El monitoreo y seguimiento de las poblaciones de aves migratorias son esenciales para evaluar su estado de conservación y detectar posibles amenazas, lo que permite implementar medidas de conservación oportunas y eficaces (Sanderson *et al.*, 2006). Sin embargo, la migración de estas aves trasciende las fronteras nacionales, lo que requiere una cooperación internacional para su conservación. En este contexto, los acuerdos y tratados internacionales, como la Convención sobre las Especies Migratorias (CMS), desempeñan un papel fundamental en la protección de estas especies (Boere *et al.*, 2006). Adicionalmente, es fundamental identificar y proteger las áreas de descanso más importantes para las aves migratorias. Esto implica la creación de reservas naturales, la gestión sostenible de los recursos naturales y la restauración de hábitats degradados (Bildstein, 2017).

Las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAs), designadas por BirdLife International (2018), constituyen sitios críticos a nivel global para la salvaguarda de la avifauna en todas sus etapas de vida, abarcando reproducción, migración e invernada. Estas áreas son esenciales para la conservación, particularmente de especies amenazadas y en peligro de extinción. Además, según BirdLife International (2023), la designación de AICAs se erige como una herramienta fundamental para la protección de las aves migratorias, cuya conservación representa un desafío transfronterizo.

Las áreas prioritarias de conservación de los pastizales (GPCA, por sus siglas en inglés) destacan por su diversidad de hábitats, lo que las convierte en un punto crucial para las aves migratorias, ofreciéndoles una amplia gama de recursos alimenticios y lugares de descanso (CCA, 2025). En particular, los humedales y cuerpos de agua temporales son esenciales para las aves acuáticas y playeras, que dependen de estos entornos para alimentarse y reponer energías durante sus largos viajes, por otro lado, los matorrales y pastizales proporcionan refugio y alimento a aves canoras y rapaces; esta variedad de hábitats, según CONABIO (2008), subraya la importancia de la región GPCA para la conservación de diversas especies de aves migratorias (CCA, 2025).

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) juegan un papel fundamental en la conservación de las especies migratorias, proporcionando refugio y recursos esenciales para su supervivencia durante sus viajes (Runge *et al.*, 2015). Además, estas ANP pueden actuar como corredores ecológicos, facilitando el movimiento de las especies entre sus áreas de reproducción e invernada. Según Heller & Zavaleta (2009), la conectividad entre estas ANP es crucial para asegurar la continuidad de estos corredores, permitiendo así que las especies migratorias completen sus ciclos de vida.

De acuerdo con Harvey & González (2007), los sistemas de silvopastoreo pueden ser muy beneficiosos para las aves migratorias, ya que ofrecen hábitats valiosos. Estos sistemas crean espacios que no solo favorecen la producción ganadera, sino que también contribuyen significativamente a la conservación de la biodiversidad.

Las aves canoras, como los chipes, dependen de áreas de descanso con abundante disponibilidad de insectos y frutos para reponer sus reservas de energía durante sus migraciones. Sin embargo, la fragmentación del hábitat y la pérdida de bosques han tenido un impacto negativo significativo en muchas especies de aves canoras migratorias, poniendo en riesgo su supervivencia. Esto se debe a que estos factores reducen la disponibilidad de los recursos necesarios para que las aves puedan reponer sus energías y continuar sus viajes migratorios (Moore *et al.*, 1995).

Las aves acuáticas, como patos y gansos, dependen críticamente de los humedales y lagos para su descanso y alimentación durante sus migraciones. Sin embargo, la degradación y pérdida de estos hábitats, impulsada principalmente por la expansión agrícola y el desarrollo urbano, ha tenido un impacto adverso significativo en las poblaciones de estas aves (Boere *et al.*, 2006).

Las aves rapaces, como el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), dependen de áreas específicas durante sus migraciones para descansar y alimentarse. Estas áreas deben ofrecer abundancia de presas y lugares seguros de percha. Los corredores migratorios que cumplen con estos requisitos son cruciales para el éxito de su viaje (Bildstein, 2017), en otras palabras, sin estos lugares de descanso estratégicos, estas aves tendrían dificultades para completar sus migraciones.

Las aves playeras, como el playero rojizo (*Calidris canutus*), realizan largas migraciones y dependen de las áreas costeras para descansar y alimentarse, reponiendo sus reservas de grasa. Sin embargo, la destrucción de estos hábitats costeros representa una grave amenaza para su supervivencia (González *et al.*, 2006). Además, otras especies, como el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), también utilizan los humedales y áreas costeras de la región como puntos de descanso durante sus migraciones (Howell & Webb, 1995). En este contexto, la protección de estas áreas se vuelve crucial. Según Runge *et al.*, (2015), las áreas protegidas son fundamentales para la conservación global de las aves playeras migratorias, asegurando que tengan los lugares necesarios para completar sus viajes.

El gorrión de Worthen (*Spizella wortheni*), especie endémica del altiplano mexicano clasificada en peligro de extinción, enfrenta una severa amenaza debido a la conversión de su hábitat natural para la agricultura. Su biología reproductiva, aún parcialmente comprendida, revela una preferencia por pastizales con presencia de arbustos de hojasén (*Flourensia cernua*) y tomatillo (*Physalis spp.*) para la anidación en áreas recientemente estudiadas. Los conteos poblacionales indican concentraciones significativas en sitios específicos como El Erial-La Casita y San José del Alamito; sin embargo, la ausencia de nidos en otras localidades sugiere la necesidad de investigaciones adicionales sobre sus patrones reproductivos. La protección de sus áreas de anidación se erige como un factor crítico para la conservación de esta especie vulnerable (Camarillo-González *et al.*, 2019).

La conservación de la bisbita llanera (*Anthus spragueii*), especie de ave de pastizal clasificada en peligro de extinción, requiere una comprensión detallada de su ecología espacial y preferencias de hábitat. Esta especie, que inverna en los pastizales amenazados del Desierto Chihuahuense, fue objeto de un estudio de telemetría entre 2014 y 2017, donde se rastrearon 10 individuos en tres localidades del norte de México. Los resultados revelaron áreas de movimiento extensas, aproximadamente el doble de lo reportado para otras especies de aves de pastizal, y una notable flexibilidad en el uso del espacio, con individuos realizando desplazamientos de larga distancia. Dentro de sus áreas de movimiento, la bisbita llanera mostró preferencia por pastizales con baja cobertura vegetal y áreas de suelo desnudo. Contrariamente a otras especies de aves de pastizal en la región, no se encontró correlación significativa entre la presencia de la bisbita llanera y la altura de la vegetación o la cobertura de arbustos. Estos hallazgos sugieren que la bisbita llanera presenta requerimientos de hábitat particulares, favoreciendo pastizales con una estructura heterogénea. Por lo tanto, la conservación de esta especie vulnerable depende de la preservación de estos pastizales con diversidad estructural (Strasser *et al.*, 2019).

### **2.2.3 Amenazas para la conservación de aves**

Las actividades humanas, como la agricultura, la ganadería y la urbanización, son factores clave en la fragmentación de ecosistemas y la pérdida de biodiversidad, especialmente en zonas periurbanas. A pesar de su importancia, las pequeñas reservas en estas áreas suelen ser subestimadas en las estrategias de conservación, a pesar de albergar una notable diversidad de especies (Pineda-López *et al.*, 2010).

La disminución de poblaciones de aves como el gorrión de Baird (*Centronyx bairdii*), el gorrión chapulín (*Ammodramus savannarum*) y el bisbita llanera (*Anthus spragueii*), con tasas de declive de hasta -4.2% anual, ha impulsado una colaboración trinacional entre Canadá, Estados Unidos y México para conservar sus hábitats reproductivos en las praderas de pastos cortos de Estados Unidos; este esfuerzo destaca la necesidad de acciones coordinadas a nivel internacional para abordar la pérdida de biodiversidad (León-Mata *et al.*, 2020).

El gorrión serrano (*Xenospiza baileyi*), ave microendémica de México, enfrenta un riesgo crítico de extinción debido a la fragmentación y pérdida de su hábitat en pastizales de alta montaña. Su estudio se ha visto limitado por su comportamiento esquivo, plumaje críptico y una compleja historia taxonómica, lo que ha resultado en información dispersa y de difícil acceso. A pesar de las valiosas contribuciones del conocimiento local generado por proyectos comunitarios, se requiere una síntesis exhaustiva de la información existente para desarrollar e implementar estrategias de conservación efectivas que aseguren la supervivencia de esta especie vulnerable (Ortega *et al.*, 2021).

## **2.3 El manejo del pastoreo como una herramienta para la restauración**

### **2.3.1 Importancia del mantenimiento de los pastizales nativos**

Los pastizales nativos, ecosistemas dominados por plantas nativas adaptadas a condiciones locales, son fundamentales para el equilibrio ecológico, albergando una rica biodiversidad y proporcionando servicios ecosistémicos cruciales (Samson & Knopf, 1994). Estos ecosistemas son hogar de especies únicas, muchas en peligro, y

su conservación es vital para mantener la diversidad biológica (Hoekstra *et al.*, 2005). Además, regulan el agua, capturan carbono, previenen la erosión y facilitan la polinización, servicios esenciales para el bienestar humano (Sala *et al.*, 2003). Por último, son una fuente importante de forraje, y su manejo sostenible puede mejorar la producción ganadera y la seguridad alimentaria (Briske *et al.*, 2011).

Los pastizales inducidos, que combinan vegetación nativa beneficiosa para el ganado, están siendo reemplazados por monocultivos de gramíneas exóticas, aunque los pastizales más diversos ofrecen mayores beneficios, por lo que es esencial adoptar técnicas de pastoreo que optimicen su uso y minimicen el impacto del ganado (Bautista-García *et al.*, 2022).

Mantener la estructura y composición de las áreas de pastoreo a largo plazo dependerá de las decisiones de manejo ya que estas causan modificaciones en relación con la intensidad del pastoreo, como lo referido por Tallwin *et al.*, (2005) quienes señalaron que el manejo del pastoreo tiene efectos diferenciados según la riqueza de especies, donde en pastizales con buena salud, un pastoreo ligero preserva la diversidad vegetal y beneficia la fauna, pero puede promover malezas, mientras, que en pastizales pobres la estructura es clave para la fauna. Por otro lado, Ochoa *et al.*, (2017) documentaron en el matorral semiárido de Coahuila que el pastoreo moderado altera significativamente la composición y estructura de la vegetación en comparación con áreas excluidas, siendo el matorral micrófilo más vulnerable al pastoreo que el rosetófilo. Lo anterior resalta la importancia de los servicios ecológicos pero también del manejo de su composición y estructura para proveer estos servicios a largo plazo, implicando la necesidad de considerar la riqueza de especies del pastizal y el tipo de matorral al diseñar estrategias de manejo del pastoreo que busquen la sostenibilidad a largo plazo.

### **2.3.2. Beneficios de la adopción de sistemas ganaderos ordenados**

La ganadería ordenada se define como un sistema de producción que busca la eficiencia y la sostenibilidad mediante la implementación de prácticas de manejo planificadas, basadas en conocimientos científicos y tecnologías avanzadas. Este enfoque, respaldado por la FAO (2021), prioriza la optimización de la producción ganadera, la minimización del impacto ambiental y el aseguramiento del bienestar animal, a través de la mejora en la gestión del ganado, el pastoreo estratégico, la nutrición adecuada y la sanidad animal, buscando un equilibrio entre productividad y responsabilidad ambiental. En este contexto, se propone la transformación del modelo de gestión tradicional de ranchos ganaderos extensivos hacia un enfoque estratégico, inspirado en la administración empresarial urbana. Esta transición tiene como objetivo dotar a los ranchos de herramientas para enfrentar los desafíos contemporáneos, incluyendo la volatilidad de los mercados, la variabilidad climática y las exigencias de sostenibilidad. Para ello, se plantea la implementación de un modelo de gestión integral basado en ocho programas clave: administración general, reproducción del hato, manejo de pastizales, infraestructura predial, producción de forraje, sanidad animal, nutrición animal y manejo de fauna silvestre. Esta reestructuración busca optimizar la competitividad y sostenibilidad de los ranchos, mediante una gestión sistemática y eficiente (Vásquez Aldape *et al.*, 2006).

Al mejorar la gestión de recursos, se logra un aumento en la producción de carne y leche por unidad de superficie (Steinfeld *et al.*, 2006). La implementación de sistemas de pastoreo rotacional y una nutrición adecuada incrementa la eficiencia en la conversión de alimento (FAO, 2021). Además, esta práctica contribuye a la reducción de gases de efecto invernadero mediante la mejora de la digestión del ganado y la gestión del estiércol (Gerber *et al.*, 2013).

El pastoreo sostenible previene la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad (FAO, 2021), mientras que se prioriza el bienestar animal con condiciones de vida adecuadas y manejo sanitario preventivo (Broom, 2011). Finalmente, la optimización de la producción y la reducción de costos mejoran la rentabilidad para los productores (Steinfeld *et al.*, 2006).

Los sistemas de pastoreo rotacional se destacan como una estrategia esencial para la ganadería sostenible, optimizando el uso del forraje y, consecuentemente, aumentando la producción de carne y leche (Teague *et al.*, 2011). Al alternar las áreas de pastoreo, se promueve el descanso y la recuperación de las pasturas, mejorando tanto su productividad como su calidad (Teague *et al.*, 2011). Más allá de estos beneficios, las investigaciones de Teague *et al.* (2011) también subrayan que el pastoreo rotacional incrementa la capacidad de recuperación de los pastizales y reduce significativamente la erosión del suelo.

El pastoreo continuo, un método donde el ganado tiene acceso irrestricto a un área durante un período prolongado, puede tener efectos negativos en la calidad del forraje. Según Rook *et al.* (2004), este sistema lleva a que los animales seleccionen las partes más apetecibles de las plantas, dejando atrás las menos deseadas. Esta selección selectiva resulta en una disminución de la calidad general del forraje y, a su vez, en un menor crecimiento de las pasturas.

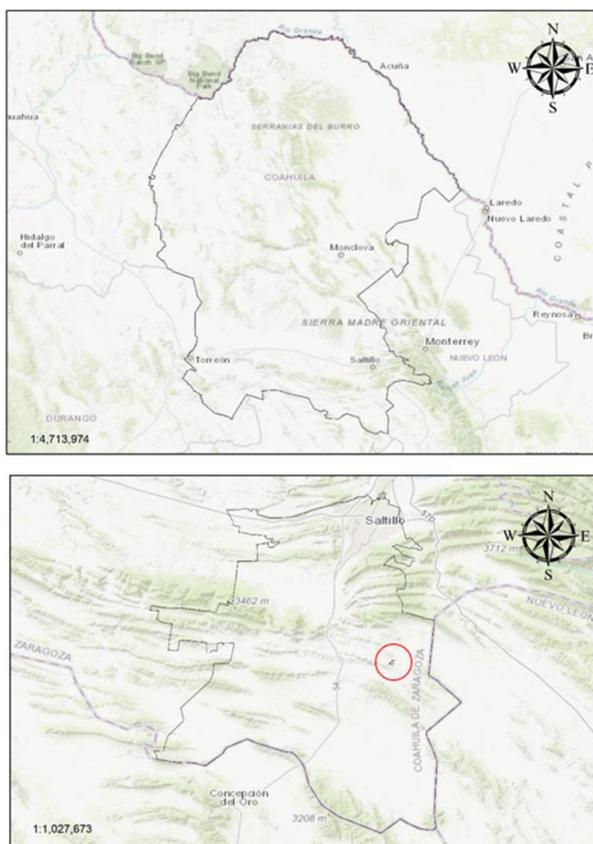
Los sistemas de pastoreo ordenados, al gestionar cuidadosamente el movimiento del ganado, pueden jugar un papel importante en la conservación tanto del suelo como de la biodiversidad. Según Franzluebbbers *et al.*, (2019), estas prácticas permiten que la vegetación se recupere, previniendo la erosión del suelo y promoviendo un entorno más diverso. En otras palabras, un pastoreo bien planificado puede beneficiar tanto la salud del suelo como la variedad de vida silvestre en la zona.

Los sistemas silvopastoriles, que integran árboles, pastos y ganado, ofrecen múltiples beneficios tanto para la producción ganadera como para el medio ambiente. Según Jose (2009), estos sistemas proporcionan sombra natural para el ganado, lo que reduce el estrés por calor y mejora su bienestar. Además, la presencia de árboles y arbustos permite la producción de forraje de alta calidad, rico en nutrientes, que complementa la alimentación del ganado. Finalmente, los sistemas silvopastoriles contribuyen a la captura de carbono, ayudando a mitigar el cambio climático.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Localización

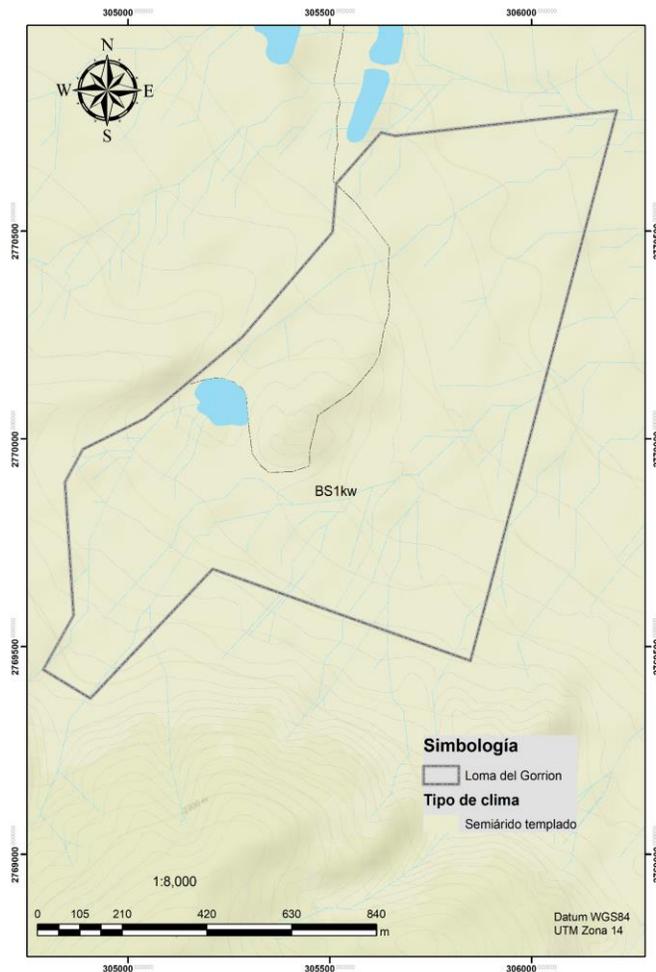
El predio de la RNVLG se localiza en el municipio de Saltillo, Coahuila, a 55 km al sur de la ciudad. El acceso se realiza tomando la carretera libre Saltillo–Zacatecas durante 34 km; posteriormente, en el entronque hacia La Hedionda Grande, se recorren 16 km adicionales. A continuación, se toma una desviación a la derecha y se transitan 5 km más por un camino de terracería hasta llegar al poblado El Cercado (Figura 1).



**Figura 1. Localización de RNVLG.**

### 3.2 Clima

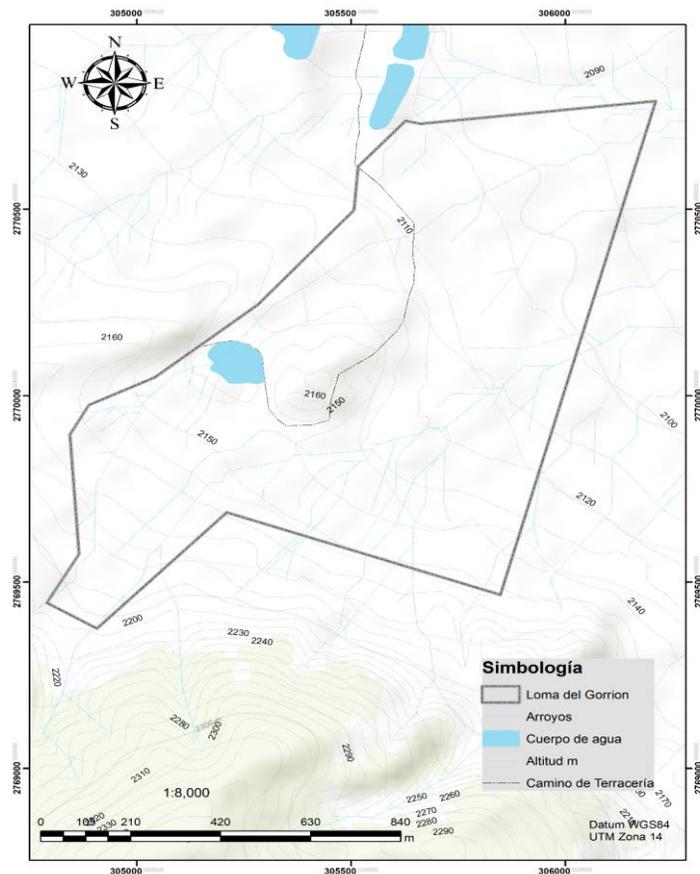
El suroeste de Saltillo presenta un clima semiseco templado (BS1kw) según la clasificación de Köppen (Peel *et al.* 2007), con una temperatura media anual de 17.5 °C y precipitación anual de 300-400 mm, concentrada de abril a octubre (Figura 2). Predominan vientos del noreste a 22.5 km/h, con 20-40 días de heladas y escasas granizadas. Manantiales y corrientes intermitentes, y relieve representado por curvas de nivel auxiliares, según la carta de efectos climáticos regionales del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI, 2025).



**Figura 2. Tipo de Clima de RNVLG.**

### **3.3 Hidrología**

El área se localiza dentro de la región hidrológica El Salado (RH 37), específicamente en la cuenca Sierra Madre Oriental (37A), caracterizada por escorrentías que, aunque escasas, alimentan dos bordos de captación de agua con volúmenes variables según las precipitaciones anuales (Figura 3). Los escurrimientos superficiales son intermitentes, intensificando durante la temporada de lluvias, y los arroyos contribuyen a la recarga de acuíferos subterráneos antes de desaparecer en las laderas. La región incluye la subcuenca San Rafael (RH37Ab), que presenta algunas corrientes de agua. Los arroyos efímeros, como el Tanque La Peñita y el Escurrimiento de la Sierra el Toro, desempeñan un papel crucial en el ecosistema semiárido, ya que, a pesar de su flujo temporal, contribuyen a la recarga de acuíferos subterráneos, transportan sedimentos y nutrientes esenciales para la fertilidad del suelo, y sirven como hábitat para especies adaptadas a las condiciones fluctuantes de disponibilidad de agua. Por lo tanto, su conservación es vital para mantener el equilibrio ecológico y la biodiversidad en una región donde el agua es un recurso escaso (CONAGUA, 2025; INEGI, 2025).



**Figura 3. Hidrología de RNVLG.**

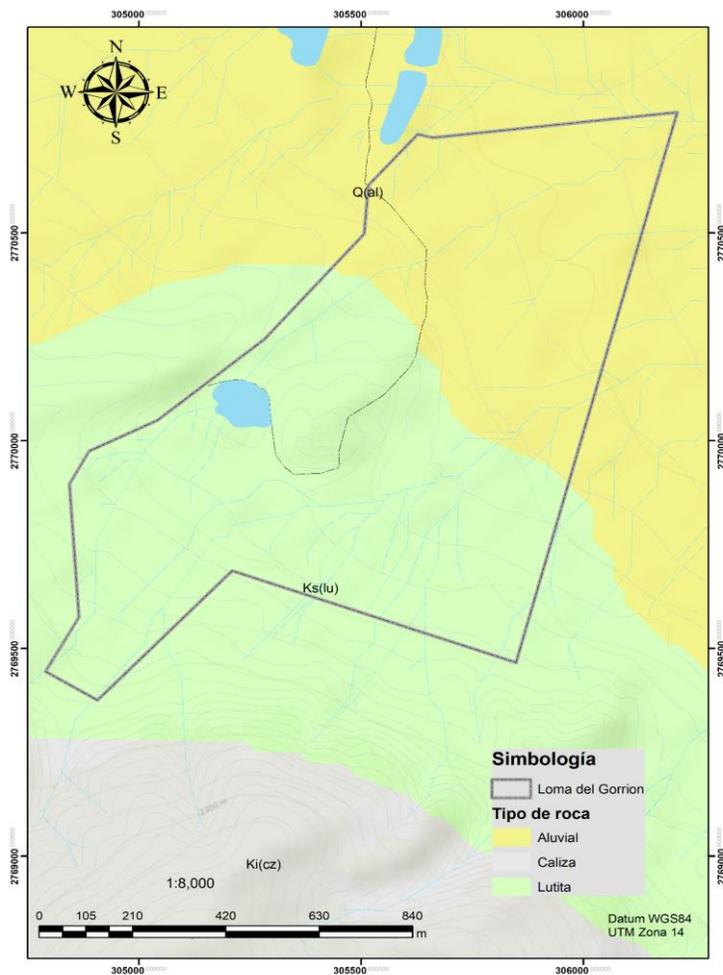
### **3.4 Geología y Edafología**

El área de estudio se sitúa en un sistema de rocas sedimentarias marinas plegadas, que datan del Jurásico Superior al Cretácico Inferior, caracterizado por estructuras de pliegues anticlinales y sinclinales orientadas de este a oeste. De acuerdo con la carta geológico-minera “Huachichil, G14-C44”, desarrollada por el Servicio Geológico Nacional (SGN, 2025). La estructura mayoritaria pertenece al Cuaternario, representado por el coluvial, o coluvión, es la acumulación heterogénea de materiales sueltos, que varían desde grandes fragmentos de roca hasta finas partículas, desplazado pendiente abajo por la gravedad, ya sea lenta o rápidamente (Bates & Jackson, 1980). Este suelo, común al pie de laderas, presenta una estratificación desordenada y su composición depende de factores como la roca madre, el clima y la vegetación. Su formación continua en regiones montañosas es influenciada por la

meteorización, erosión y eventos climáticos. Aunque importantes en geomorfología, agricultura e ingeniería civil, los coluviones presentan desafíos debido a su inestabilidad, heterogeneidad y susceptibilidad a la erosión, haciendo su estudio fundamental para entender la evolución del paisaje y planificar actividades humanas en áreas montañosas.

#### **3.4.1. Rocas y tipos de suelo**

En las partes de lomeríos es suelo arenisca-lutita, que son originados por la descomposición de rocas sedimentarias compuestas por arenisca y lutita (Boggs, 2011), presentan una mezcla de texturas y propiedades. Su textura varía de arenosa a arcillosa, con permeabilidad y fertilidad dependientes de la proporción de cada roca. La estratificación heredada influye en el drenaje y la distribución de nutrientes. Formados por meteorización física y química, estos suelos impactan la agricultura, ingeniería civil y geomorfología, pero presentan desafíos como variabilidad, erosión y problemas de drenaje. Su estudio es esencial para comprender la dinámica del paisaje y gestionar recursos naturales (Figura 4).

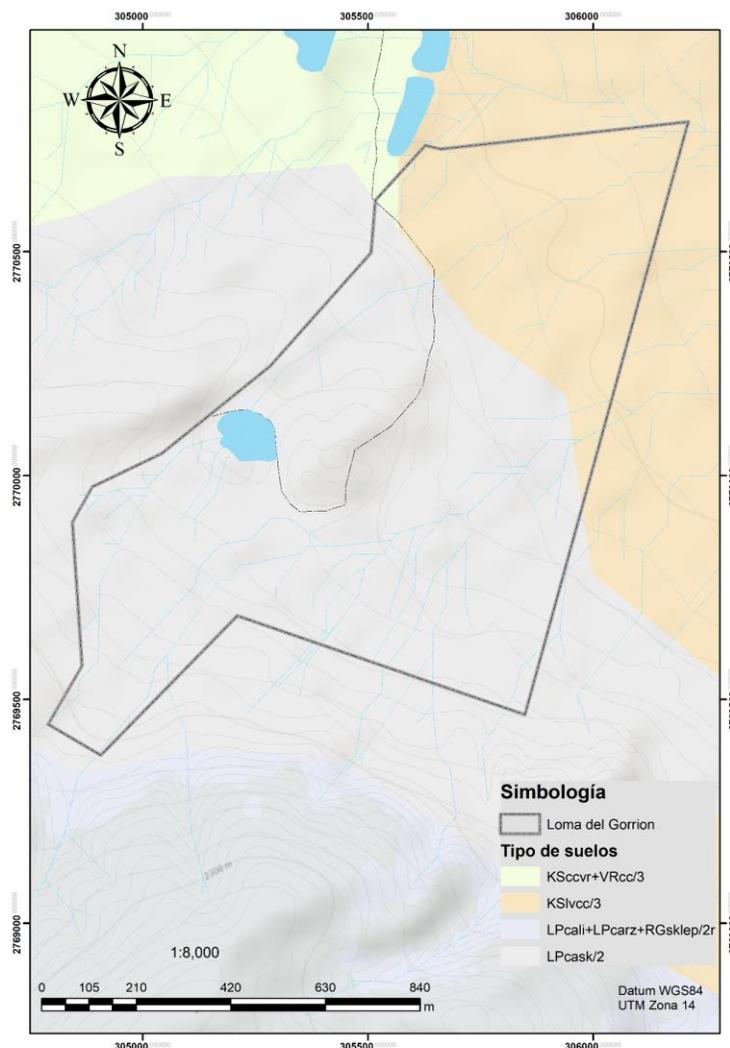


**Figura 4. Geología de RNVLG.**

Los suelos aluviales, depósitos fértiles y de textura variable formados por corrientes de agua (Bridges, 1997), son cruciales para la agricultura y los ecosistemas, aunque susceptibles a inundaciones y contaminación. En la región, estos suelos aluviales son poco profundos en el valle central, variando de café oscuro a claro, con predominio de arcillas y fase petrogypsica a 1.2 metros. Predominan los tipos Castañozem, fértil para pastoreo en planicies, y Litosol, delgado y rocoso en laderas, apto para vegetación resistente. Estos suelos se clasifican como epilépticos (10-50 cm) y líticos (<10 cm) según la carta edafológica de INEGI (2025).

El suelo de lutita, originado por la descomposición de esta roca sedimentaria rica en arcilla y limo (Pettijohn, 1975), se caracteriza por su textura fina, baja permeabilidad y

alta retención de agua. Su formación, un proceso lento de meteorización física y química, resulta en suelos con fertilidad variable y propensión a la compactación. Aunque útiles en agricultura y como indicadores geomorfológicos, presentan desafíos como drenaje deficiente, compactación y riesgos de expansión/contracción, lo que hace su estudio esencial para la gestión sostenible y la planificación del uso del suelo (Figura 5).

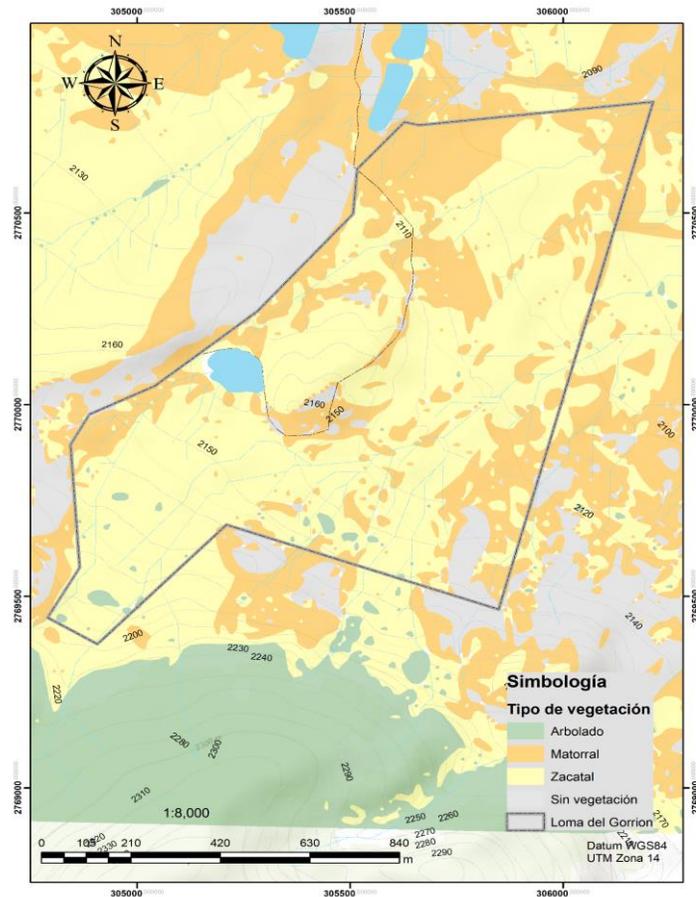


**Figura 5. Tipos de suelo de RNVLG.**

### 3.5 Vegetación

La región se caracteriza por cuatro comunidades vegetales: en las planicies bajas, predomina el pastizal mediano abierto con especies como *Muhlenbergia villiflora* y *Scleropogon brevifolius*, mezclados con coyonoxtle (*Opuntia imbricata*) (Pronatura Noreste, 2025). En las zonas altas, se encuentra un relicto de bosque de pino piñonero (*Pinus cembroides*) mezclado con matorral submontano, compuesto por arbustos como *Quercus pringlei* y *Vauquelinia corymbosa* (Vásquez Aldape *et al.*, 2021). En las laderas, el matorral desértico micrófilo domina, con especies como *Agave lechuguilla* y *Opuntia engelmannii*, desarrollándose en suelos someros y pedregosos (Vásquez Aldape *et al.*, 2021), vegetación similar al rancho Los Ángeles.

Según la carta de uso de suelo y vegetación de INEGI (2025), la vegetación incluye bosque de coníferas, matorral de zona árida, áreas agrícolas de temporal, matorral desértico rosetófilo, pastizal inducido, vegetación crasirosulifolios y áreas sin vegetación aparente (Figura 6).



**Figura 6. Vegetación de RNVLG.**

### 3.6 Fauna

Estas especies se encuentran clasificadas con algún estatus de conservación según la Norma Oficial Mexicana 059-SEMARNAT-2010 (DOF,2010). Entre las más abundantes y mejor distribuidas en los pastizales destaca el perrito llanero (*Cynomys mexicanus*), el cual desempeña un papel clave en el ecosistema, ya que su presencia está asociada con la de diversos depredadores naturales. Entre ellos se encuentran la zorrilla nortea (*Vulpes macrotis*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el coyote (*Canis latrans*), el gato montés (*Lynx rufus*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el aguililla real (*Buteo regalis*), el aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*) y el aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*). Otras especies que habitan en el área incluyen el tlalcoyote (*Taxidea taxus*), varias especies de víboras de cascabel (*Crotalus spp.*), el

conejo (*Sylvilagus floridanus*), la liebre cola negra (*Lepus californicus*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*).

Entre las aves más comunes destacan la codorniz escamosa (*Callipepla squamata*), la paloma alas blancas (*Zenaida asiatica*), la paloma huilota (*Zenaida macroura*), la tortolita (*Columbina inca*), el azulejo (*Sialia sialis*), el correcaminos (*Geococcyx californianus*), el carpintero cabeza amarilla (*Melanerpes aurifrons*), la alondra cornuda (*Eremophila alpestris*), el cuicacoche (*Toxostoma curvirostre*), el petirrojo (*Turdus migratorius*), el rascador viejita (*Melospiza fusca*), el gorrión altiplanero (*Spizella wortheni*), la aguililla de Harris (*Parabuteo unicinctus*), entre otras; también es un área estratégica para aves migratorias y residentes, que lo utilizan como zona de descanso e hibernación durante su tránsito por México (Garza de León *et al.* 2007; Sibley, 2000).

### **3.7 Ubicación del Área del Experimento**

El estudio se realizó en el predio RNVLG, con las coordenadas de referencia 25° 02' 18.95" de latitud norte, y 100° 55' 36.25" de longitud oeste, ubicado a 55 kilómetros al sur de Saltillo, Coahuila. Este predio, administrado por Pronatura Noreste A.C., forma parte del Área Prioritaria para la Conservación de los Pastizales El Tokio. Además, está reconocido como Región Terrestre Prioritaria para la Conservación y Área de Importancia para la Conservación de las Aves, lo que subraya su relevancia ecológica. El predio abarca 105 hectáreas, de las cuales 17 corresponden a una loma central con pendientes superiores al 10%, mientras que las 88 hectáreas restantes presentan pendientes más suaves, inferiores al 10%, y se elevan de manera gradual hacia el suroeste. Además en términos de paisaje, el sitio es un valle intermontano con una colonia continua de perrito llanero mexicano que abarca unas 2,000 hectáreas, esta colonia de roedores está conectada con otra más grande hacia el oeste.

### 3.8 Antecedentes de manejo ganadero

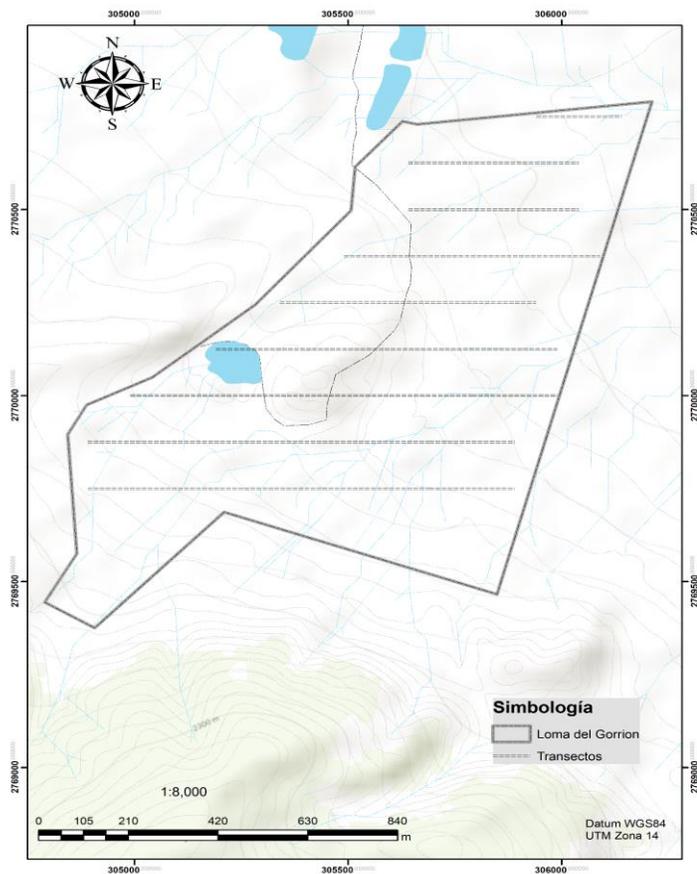
En 2022 Pronatura Noreste A.C. realizó un diagnóstico del predio RNVLG que revela que cuenta con un Área Destinada Voluntariamente a la Conservación certificada por 20 años, dividida en dos zonas con acciones específicas, y había permanecido con descanso al pastoreo durante 13 años, lo que estimuló el desarrollo de la vegetación arbustiva y la lignificación de pastos. Originalmente el predio fue adquirido con objetivos de conservación y debido a la modificación estructural por el largo descanso la colonia de perrito llanero (*C. mexicanus*), el cual a la fecha del diagnóstico no estaba presente debido a los cambios tan abruptos en la estructura de la vegetación.

En el predio se realizaron obras de rehabilitación tanto de suelos, como de pastizales, pero carecía de infraestructura clave como divisiones de potreros, abastecimiento de agua, infraestructura hidráulica y, aún más importante de algún gran herbívoro que cumpliera la función de modificador de la estructura vegetal.

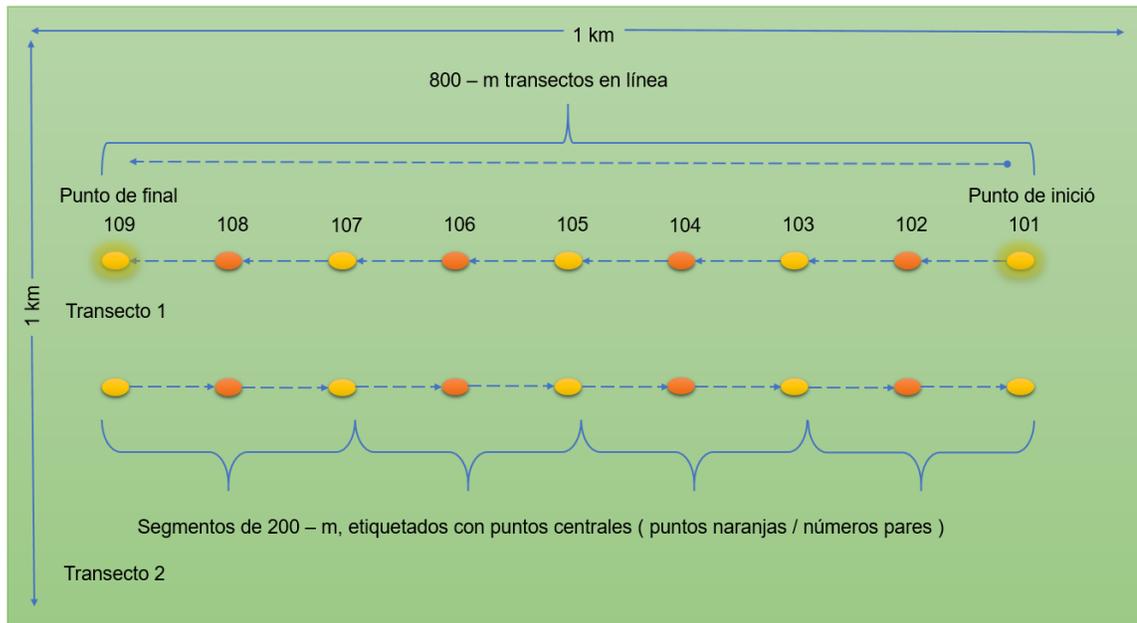
A partir de la primavera de 2022, las acciones de manejo del predio consistieron en: 1) Estimación de la producción de materia seca para adecuar el uso, lo cual se determinó seccionando el terreno en cuatro sitios, que fluctuaron en superficie entre tres y cincuenta y nueve hectáreas, la producción total del predio se estimó en 166.6 Ton/MS. 2) La capacidad de carga se estimó considerando una utilización del 40% sobre la producción del predio, por lo que la producción disponible se redujo a 66.6 Ton/MS, con una capacidad de carga de 13.5 UA/Año para el total del predio. 3) Se gestionó la disponibilidad de 60 UA bovinos. 4) Se seleccionó el hato con criterios de reemplazo, tales como la condición corporal, estado actual de salud, edad, hembras improproductivas, como los principales criterios. 5) Se compraron toros para una mejora genética. 6) Se diseñó un sistema de pastoreo, el cual consistió en la división del terreno en cuatro (4) potreros, de entre 13 a 26 Ha cada uno, el porcentaje de utilización se estableció en 80%, estimando 105.7 Ton/MS para el total del predio, determinando varias opciones de carga animal con tiempos de uso de tres a nueve meses, contra descansos de nueve y tres meses respectivamente (Pronatura Noreste, 2025).

### 3.9 Monitoreo de aves

Diseño del área de muestreo. Como primer paso se estableció de manera sistemática un diseño geográfico dentro del rancho, donde se definieron una serie de 12 transectos, los cuales se orientaron de este a oeste, facilitando la detección de aves elusivas (Figura 7). El arreglo de los transectos, consistió en líneas paralelas de 800 metros, separados por 200 metros entre cada sitio de observación (Figura 8).



**Figura 7. Mapa de la ubicación de los transectos.**



**Figura 8. Esquema de transectos de observación de aves en RNVLG.**

Periodo y horario de muestreo. Los muestreos se realizaron durante el invierno, desde mediados de noviembre y hasta la primera semana de marzo, en horario matutino (15 minutos después del amanecer, con una duración máxima de cuatro horas). De esta forma se abarcó toda la temporada invernal de acuerdo al calendario y la entrada de los primeros frentes fríos aún en el mes de octubre.

Se asignó un observador por transecto para el muestreo de aves, asegurando la uniformidad en la detección y registro, y minimizando el sesgo que ocurre cuando hay observadores diferentes. Se registró la presencia y abundancia de aves de acuerdo a un formato estándar de registro (Anexo 1). La base teórica del protocolo de observación que se siguió fue la recomendada por Bird Conservancy of the Rockies (2021)

Se utilizó equipo auxiliar (binoculares, guías de campo, GPS) para facilitar la identificación y la georreferenciación de los sitios. Se registró la totalidad de las aves detectadas (visuales y auditivas).

### 3.10 Selección de especies clave de aves

Se seleccionaron 10 especies de aves clave afines al pastizal, basadas en su presencia constante durante los años 2022-2024, incluyendo especies migratorias y algunas residentes (Cuadro 1). Se solicitó asesoría y opinión a observadores expertos y una vez que se obtuvo la sugerencia se procedió a verificar la distribución geográfica reportada en guías de aves regionales, a fin de justificar la importancia de la especie y su estatus migratorio. Como resultado del ejercicio de selección se analizó la abundancia estacional de seis (6) especies de la familia *Passerellidae*, tres (3) de la familia *Emberizidae* y uno (1) de la familia *Fringilidae*.

**Cuadro 1. Diez especies de aves clave afines al pastizal en la RNVLG.**

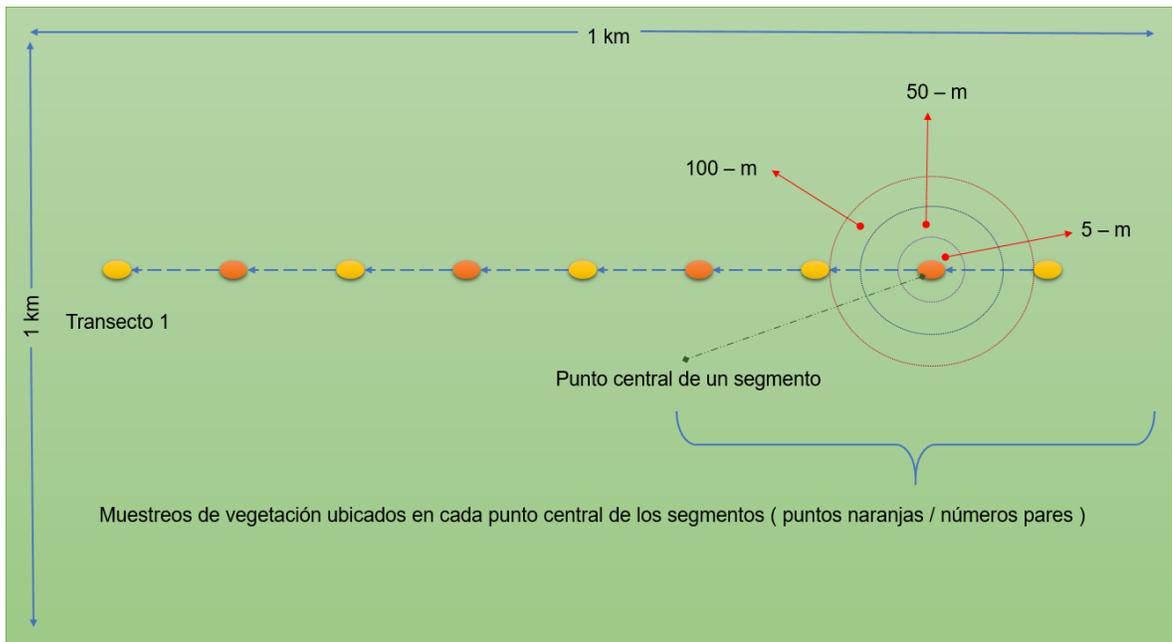
<b>Nombre científico</b>	<b>Nombre común</b>
<i>Amphispiza bilineata</i>	Zacatonero Garganta Negra
<i>Peucaea cassinii</i>	Zacatonero de Cassin
<i>Pooecetes gramineus</i>	Gorrión Cola Blanca
<i>Spizella breweri</i>	Gorrión de Brewer
<i>Spizella pallida</i>	Gorrión Pálido
<i>Spizella passerina</i>	Gorrión Cejas Blancas
<i>Ammodramus savannarum</i>	Gorrión Chapulín
<i>Centronyx bairdii</i>	Gorrión de Baird
<i>Passerculus sandwichensis</i>	Gorrión Sabanero
<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón Mexicano

### **3.11 Evaluación del Hábitat**

Para obtener datos precisos y representativos de la cobertura vegetal en el pastizal, se implementó un protocolo de muestreo estandarizado (Anexo 2), diseñado para asegurar la consistencia y minimizar el sesgo. Este protocolo siguió una serie de pasos para garantizar la calidad de la información recopilada.

Primero, el muestreo de vegetación solo se realiza en segmentos donde ya se ha completado el muestreo de aves (puntos color naranja en Figura 9), garantizando así una recopilación de datos integral. Segundo, se estimó la cobertura del suelo en diversos hábitats.

El diseño del muestreo se basa en parcelas concéntricas para capturar la diversidad de la cobertura vegetal. Se establecieron parcelas de 5, 50 y 100 metros de radio todas centradas en el punto medio de cada segmento (Figura 9). Este punto central se marcó con un objeto visible para asegurar la precisión. La secuencia de muestreo comienza con la parcela de 5 metros de radio, donde se evalúan el suelo y las plantas. Luego, se procede a las parcelas de 50 y 100 metros de radio para analizar la cobertura de arbustos y el hábitat en general. Para la delimitación, la parcela de 5 metros se mide a pie, mientras que las de 50 y 100 metros se miden con un distanciómetro, garantizando así la exactitud en la delimitación de cada área de muestreo.



**Figura 9. Esquema de muestreo del hábitat de aves en la RNVLG.**

Durante la ejecución del muestreo, se realiza una estimación precisa de la cobertura en la subparcela de 5 metros de radio, esta escala es importante en términos de la interpretación de la ocupación de las aves, porque es la distancia en donde la identificación es precisa y es posible ver el comportamiento del ave en una estructura de vegetación visible y específica; de esta escala de subparcelas se extrajo los datos de caracterización del estrato inferior (zacates y hierbas).

Se utilizaron las siguientes categorías estandarizadas para clasificar la cobertura en términos de porcentaje de: 1) arbustos y árboles, 2) pastos, 3) hierbas, y 4) suelo desnudo. Es crucial que la suma de estas categorías sea siempre del 100%. Para el registro de datos, se estiman porcentajes enteros ( $\geq 1\%$ ) o valores más finos como 0.75%, 0.5%, 0.25% o cero para categorías ausentes. Finalmente, se registra la altura promedio de arbustos/árboles en metros y de pastos/hierbas en centímetros. Las formas biológicas prioritarias para el registro fueron los zacates, hierbas y arbustos, ya que el área está mayormente desprovista de árboles.

En la escala intermedia (radio de 50 metros), se evaluó el porcentaje y altura de los árboles y arbustos, con lo que se logró la caracterización de este estrato. Para facilitar la evaluación y aumentar también en muestra, el área total se divide en cuatro cuadrantes, donde se estimó en cada cuadrante la cobertura de los arbustos y se registró la altura.

En una escala de evaluación del hábitat, más enfocada al paisaje a una distancia de mediana a larga, se estableció una sub parcela de 100 metros de radio, en la cual se identificó el hábitat primario dominante y solo fue descriptiva.

Las opciones de hábitat en esta escala incluyen una variedad de tipos, desde matorral del desierto Chihuahuense y pastizal del desierto Chihuahuense, hasta áreas ribereñas y bosques de mezquite. Adicionalmente, se registra la presencia o ausencia de colonias de perritos de la pradera ya que estos animales pueden tener un impacto significativo en la estructura y composición de la vegetación.

### **3.12 Análisis de la información**

Derivado de los muestreos de campo para la observación de aves, se obtuvo la media y la desviación estándar de la presencia de cada una de las 10 especies de aves seleccionadas para cada año de muestreo entre 2022 y 2024. Se construyeron gráficas de intervalo de confianza al 95% para contrastar la diferencia entre las abundancias de cada año.

El análisis de los datos de hábitat consistió en una comparación de medias de los valores de altura de arbustos y pastos, y cobertura de pastos y arbustos. Se utilizó el complemento Paquete de análisis de Excel (Analysis ToolPak) de Microsoft Excel para realizar análisis estadísticos de análisis de varianza (ANOVA) de una sola vía en el Paquete de Análisis de Excel de Office y un Post Hoc Cochran's Q test ( $\alpha \leq 0.05$ ) el cual se seleccionó por su habilidad para detectar diferencias estadísticas entre tres (3) o más series de frecuencias o proporciones.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Abundancia de especies de aves clave afines al pastizal

Las 10 especies de aves objetivo seleccionadas para el estudio revelaron una representación destacada de tres familias: *Passerellidae*, *Emberizidae* y *Fringillidae*. Estas familias destacaron como las más relevantes dentro del conjunto de especies clave, lo que sugiere una posible concentración de la diversidad biológica o un interés particular en ciertos grupos taxonómicos, en función de los objetivos de conservación.

Al respecto de la abundancia, en el año del inicio de la evaluación (2022) cuando no se había implementado el pastoreo, las especies más abundantes fueron *H. mexicanus*, *P. cassinii* y *A. savannarum*, respectivamente de menor a mayor, a partir del segundo año (2023) una vez que el pastoreo había iniciado se observaron cambios en la abundancia de las especies de aves claves, donde *S. passerina* aumentó su abundancia promedio ligeramente en comparación al escenario previo al pastoreo (5 individuos en promedio), convirtiéndose en la especie más abundante en el último año de evaluación (2024); la segunda especie más abundante en el 2023 fue *A. savannarum*, pero en comparación con el 2022 su abundancia disminuyó ligeramente (5 individuos en promedio); sin embargo *P. gramineus* aumentó drásticamente (47 individuos en promedio) su abundancia, fué consistente en el 2024, que fue la segunda especie más abundante (Cuadro 2). En un estudio realizado por Panjabi (2010), en diferentes GPCA del norte de México entre las que se encuentra el área de El Tokio, la especie más abundante fue alondra cornuda (*Eremophila alpestris*) con una cantidad de 273 aves/km<sup>2</sup>, con una abundancia del 58% a comparación de todas las especies, entre los años 2007-2010. En el cual, también menciona tres (3) especies claves de aves afines al pastizal, que en este experimento se estudian, tales son *P. sandwichensis* con una media de 24 aves/km<sup>2</sup>; igualmente *S. passerina* con una media de 39.75 aves/km<sup>2</sup> y al igual *P. gramineus* con una media de 8.5 aves/km<sup>2</sup>.

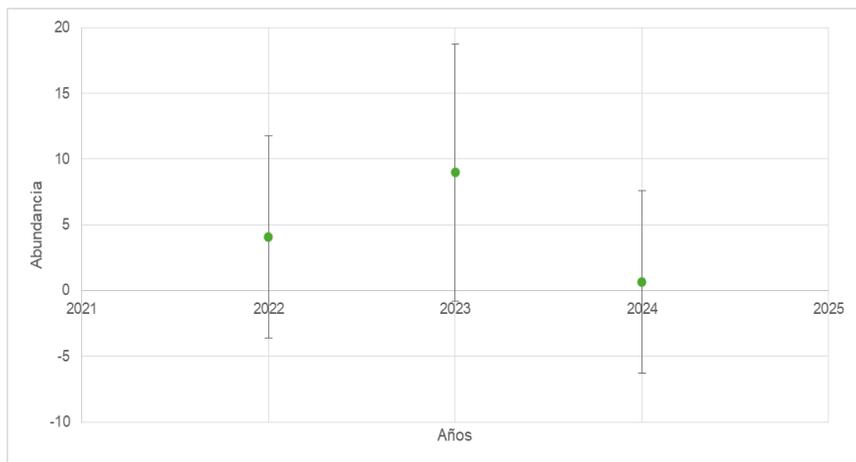
**Cuadro 2. Abundancia de aves por kilómetro cuadrado (promedio y error estándar) de las diez especies clave registradas en la RNVLG.**

<b>Especie</b>	<b>2022</b>	<b>2023</b>	<b>2024</b>
<i>Passerellidae</i>			
<i>Amphispiza bilineata</i>	4.06 ± 3.92	8.97 ± 4.97	0.63 ± 3.53
<i>Peucaea cassinii</i>	<b>12.19 ± 8.21</b>	1.86 ± 3.97	2.39 ± 6.31
<i>Poocetes gramineus</i>	8.23 ± 9.83	<b>55.89 ± 16.36</b>	<b>58.89 ± 22.27</b>
<i>Spizella breweri</i>	1.57 ± 8.18	11.13 ± 17.83	<b>24.36 ± 23.85</b>
<i>Spizella pallida</i>	1.10 ± 6.18	3.81 ± 8.84	1.08 ± 6.83
<i>Spizella passerina</i>	7.72 ± 20.05	<b>12.43 ± 22.41</b>	<b>72.81 ± 58.21</b>
<i>Emberizidae</i>			
<i>Ammodramus savannarum</i>	<b>25.78 ± 13.64</b>	<b>20.54 ± 11.16</b>	3.55 ± 9.00
<i>Centronyx bairdii</i>	8.36 ± 7.71	2.61 ± 5.64	15.23 ± 11.00
<i>Passerculus sandwichensis</i>	0.74 ± 3.50	3.20 ± 4.28	0.72 ± 3.60
<i>Frigillidae</i>			
<i>Haemorhous mexicanus</i>	<b>11.97 ± 12.36</b>	2.00 ± 5.46	6.08 ± 12.31

#### Familia *Passerellidea*

Entendiendo la dinámica poblacional del *Amphispiza bilineata* en nuestra área de estudio, se constató una fluctuación en su abundancia: iniciando con aproximadamente cuatro (4) individuos en 2022, incrementándose a nueve (9) en 2023, para luego descender a cerca de un (1) individuo en 2024 (Figura 10). En contraste, Pidgeon *et al.*, (2003), al investigar la abundancia y éxito reproductivo de esta especie en diversos hábitats del desierto Chihuahuense, reportaron densidades significativamente mayores, particularmente en zonas de pastizal durante la época de

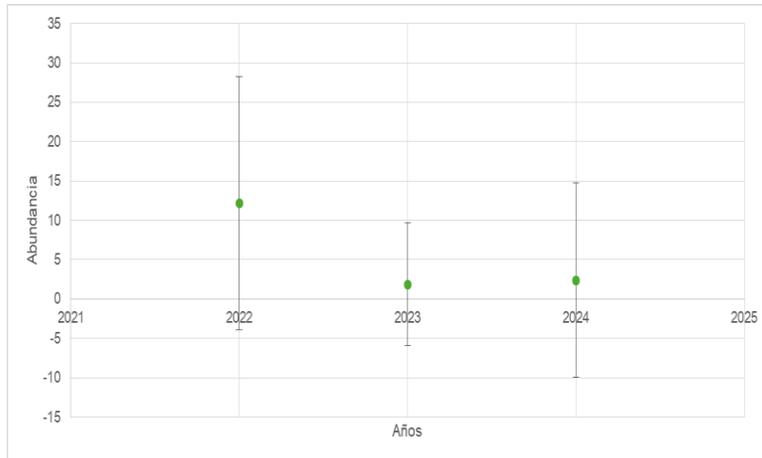
reproducción (14-15 individuos/100 hectáreas), aunque encontraron una mayor abundancia general en hábitats de matorral; estas diferencias sugieren una posible influencia de la estructura del hábitat local en la presencia del gorrión gorjinegro, favoreciendo aparentemente los ambientes de matorral sobre los pastizales en nuestra área de estudio.



**Figura 10. Dinámica interanual del gorrión Gorjinegro (*Amphispiza bilineata*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

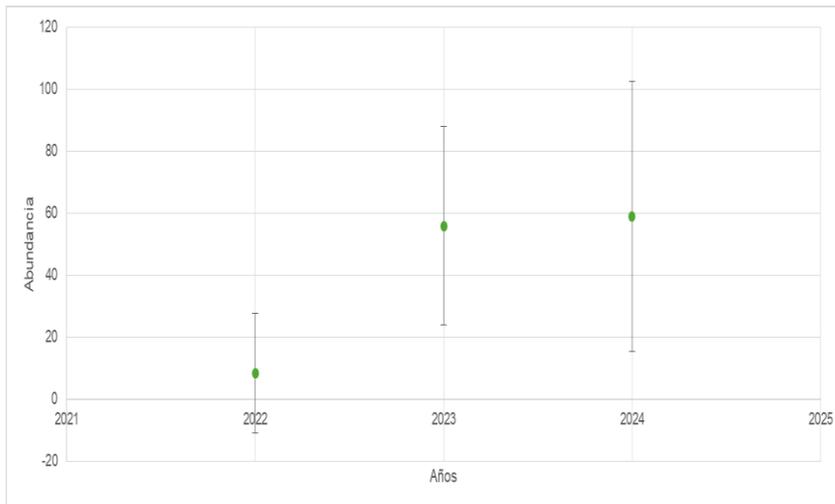
Comprendiendo la dinámica poblacional del *Peucaea cassinii* en el área de estudio, se ha registrado una fluctuación notable en su abundancia a lo largo de los últimos años; los datos propios revelan una disminución drástica de aproximadamente doce individuos en 2022 a solo dos (2) en 2023, seguido de un ligero repunte a alrededor de tres (4) individuos en 2024 (Figura 11). Esta tendencia contrasta con los hallazgos de Jones (2005) en hábitats semiáridos del suroeste de Estados Unidos, quien reportó densidades reproductivas significativamente mayores, entre 5 y 10 individuos por cada 10 hectáreas en zonas de pastizal y matorral; asimismo, Smith *et al.*, (2010) destacaron la importancia de la cobertura arbustiva dispersa para la abundancia de la especie, sugiriendo una preferencia por arbustos medianos para forrajeo y anidación; en este contexto, la estructura del hábitat local, caracterizada principalmente por pastizal mediano abierto, podría estar contribuyendo a las bajas

densidades observadas, indicando una posible influencia de las condiciones ambientales específicas del área de estudio en la dinámica poblacional de *P. cassinii*.



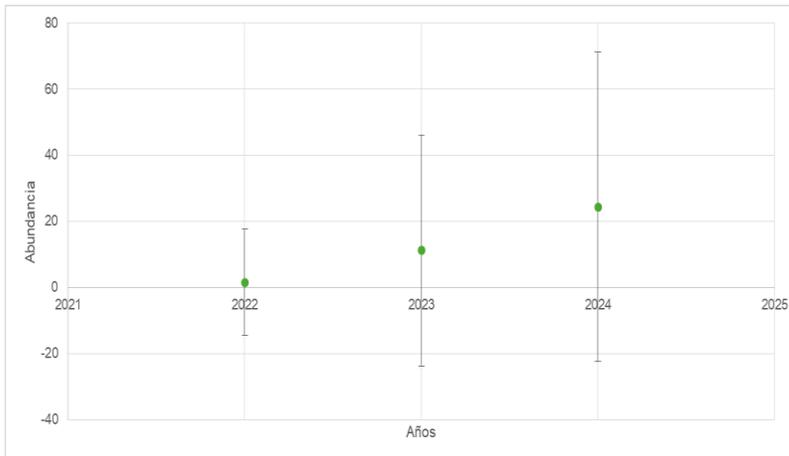
**Figura 11. Dinámica interanual del gorrión de Cassin (*Peucaea cassinii*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

Entendiendo la dinámica poblacional del gorrión *Pooecetes gramineus*, los datos de abundancia revelan una variación interanual significativa en el área de estudio (Figura 12), ocho (8) individuos en 2022, un incremento notable a 56 en 2023, y una estabilidad relativa en 2024 con 59 individuos. Esta fluctuación concuerda con estudios como el de Haire *et al.*, (2000), quienes encontraron que la abundancia de aves de pastizal, incluyendo *P. gramineus*, se ve influenciada por factores del paisaje y características del hábitat, mostrando una respuesta diferencial en comparación con áreas urbanas; en este sentido, la preferencia de *P. gramineus* por hábitats secos, bajos y abiertos, como lo señala Cody (2008), sugiere que la disponibilidad y calidad de pastizales medianos abiertos podrían ser factores clave en la dinámica poblacional observada.



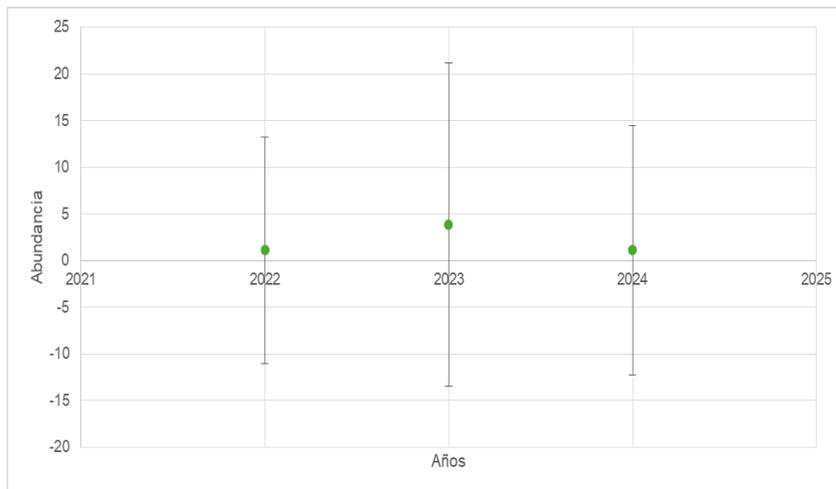
**Figura 12. Dinámica interanual del gorrión Vespertino (*Poocetes gramineus*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

Entendiendo la dinámica poblacional de *Spizella breweri*, se ha registrado una fluctuación notable en su abundancia en el área de estudio, un (1) individuo en 2022, once en 2023 y veinticuatro en 2024 (Figura 13). Tradicionalmente, esta especie en el oeste de Estados Unidos se asocia con matorrales de *Artemisia* de estructura alta y densa (Cody, 2008); sin embargo, en este estudio se observó una disminución en la densidad de arbustos tras el pastoreo, mientras que la altura promedio de los mismos y la abundancia de *S. breweri* incrementaron simultáneamente en el último año; este patrón sugiere una posible preferencia de la especie por arbustos altos pero de menor densidad, particularmente durante el invierno.



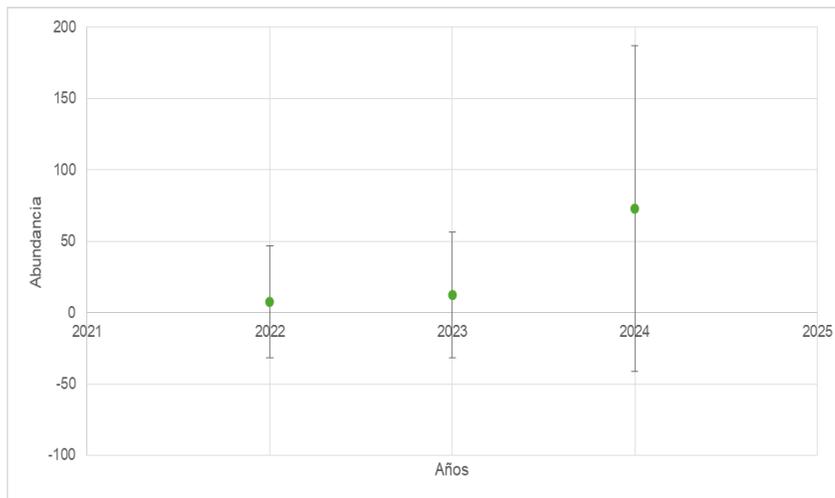
**Figura 13. Dinámica interanual del gorrión de Brewer (*Spizella breweri*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

Entendiendo la dinámica poblacional, la abundancia de *Spizella pallida* mostró una fluctuación notable durante el periodo de estudio de tres (3) años (Figura 14), se registró un (1) individuo en 2022, un incremento a cuatro (4) individuos en 2023, y un retorno a un (1) individuo en 2024; esta variación podría estar intrínsecamente ligada a la dinámica del hábitat. Como discuten Wheelwright y Rising (2008), factores como los cambios en la estructura de la vegetación, la disponibilidad de recursos alimenticios y la presencia de depredadores son cruciales para las aves terrestres e influyen significativamente en la densidad poblacional; de manera similar, Wiens (1989) subraya la importancia de la heterogeneidad del hábitat y la disponibilidad de parches adecuados para el éxito reproductivo y la supervivencia aviar; en este contexto, el ligero aumento poblacional observado en 2023 podría haber coincidido con condiciones ambientales más favorables, mientras que la subsiguiente disminución sugiere un posible deterioro o alteración del hábitat que impactó negativamente a la población local de *S. pallida*.



**Figura 14. Dinámica interanual del gorrión Pálido (*Spizella pallida*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

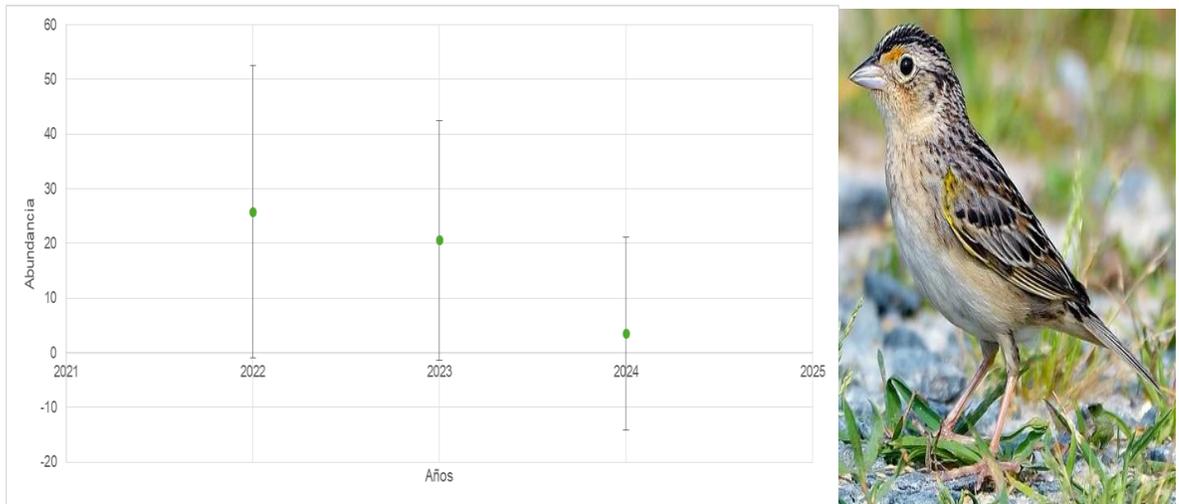
Entendiendo la dinámica poblacional de *Spizella passerina* en el área de estudio, se ha registrado una fluctuación en su abundancia a lo largo de los años; los datos indican una población de aproximadamente ocho (8) individuos en 2022, un ligero incremento a cerca de 12 individuos en 2023, y un aumento significativo hasta alcanzar los 72 individuos en 2024 (Figura 15); en general, la población muestra una tendencia de crecimiento constante, siendo el aumento en 2024 particularmente notable. Dado que *S. passerina* es una especie que habita en diversos ecosistemas abiertos y semiabiertos, como bordes de bosques, matorrales, campos y áreas suburbanas (Middleton, 1998), y prefiere áreas con una mezcla de vegetación herbácea y arbustiva para anidación y alimentación (Carey *et al.*, 1994), el aumento constante observado en este trabajo sugiere la presencia de condiciones de hábitat favorables o una inmigración exitosa de individuos a la zona.



**Figura 15. Dinámica interanual del gorrión Cejiblanco (*Spizella passerina*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

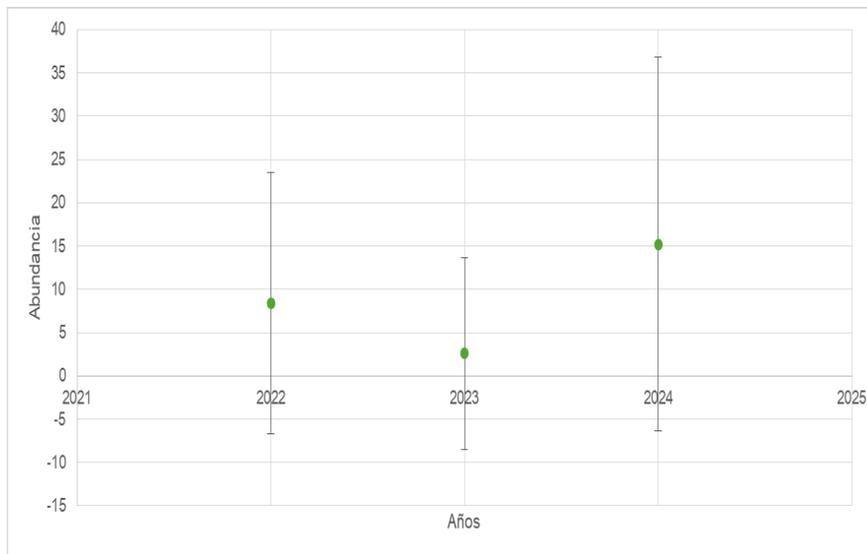
#### Familia *Emberizidae*

Entendiendo la dinámica poblacional de *Ammodramus savannarum*, se ha registrado una fluctuación en su abundancia a lo largo de los años en el área de estudio; los datos muestran un declive progresivo, aproximadamente 26 individuos en 2022, descendiendo a 21 en 2023 y alcanzando un mínimo de cuatro (4) individuos en 2024; esta tendencia podría estar relacionada con la disponibilidad de recursos alimenticios durante el invierno (Figura 16). Titulaer (2015) identificó una alta dependencia de *A. savannarum* y *C. bardii* en pastizales de Chihuahua por semillas de gramíneas de la familia *Panicaceae* (53%) y del género *Bouteloua* (12%), lo que subraya su conexión con la estructura del pastizal; en el presente estudio, la disminución observada en la abundancia de *A. savannarum* tras la implementación de esquemas de pastoreo ordenado, que presumiblemente redujeron la cobertura de gramíneas y, por ende, la disponibilidad de grano, sugiere una posible causa para la constante reducción poblacional, acentuándose significativamente en 2024.



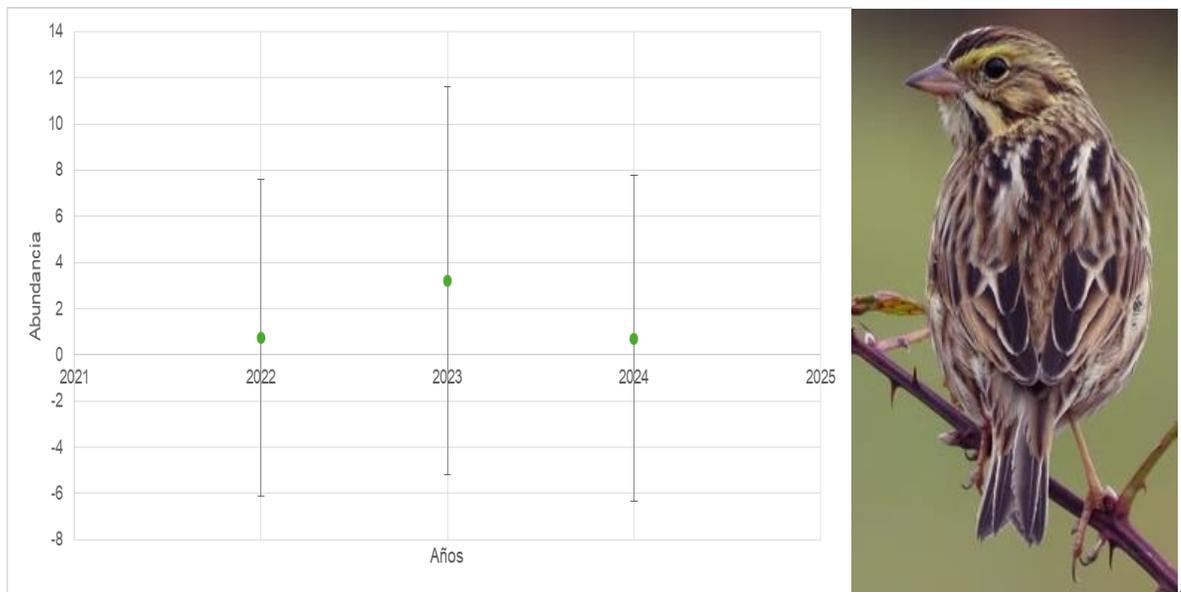
**Figura 16. Dinámica interanual del chingolo Saltamontes (*Ammodramus savannarum*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

En el caso de la fluctuación en la abundancia de *Centronyx bairdii*, se observa que la población de esta ave ha variado a lo largo de los años; en 2022, la abundancia era de aproximadamente ocho (8) individuos, mientras que en 2023 disminuyó a alrededor de 2.5 individuos; sin embargo, en 2024 se produjo un aumento significativo, alcanzando los 15.5 individuos (Figura 17); en general, la población ha experimentado fluctuaciones, con un aumento notable en 2024 después de una disminución en 2023. El *C. bairdii* habita principalmente en pastizales de pasto corto y pastizales mixtos en América del Norte, mostrando una fuerte dependencia de estas áreas para la reproducción y alimentación (Jones & Cornely, 2002); cambios en las prácticas de manejo del pastoreo, la conversión de pastizales a tierras agrícolas o el impacto de eventos climáticos podrían influir significativamente en la capacidad de carga del hábitat para esta especie (Murphy, 2003); en esta investigación, indica que la recuperación observada en 2024 sugiere una posible mejora en las condiciones del hábitat o una respuesta demográfica a factores ambientales favorables.



**Figura 17. Dinámica interanual del chingolo de Baird (*Centronyx bairdii*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025). Fotografía tomada de Audubon (2025).**

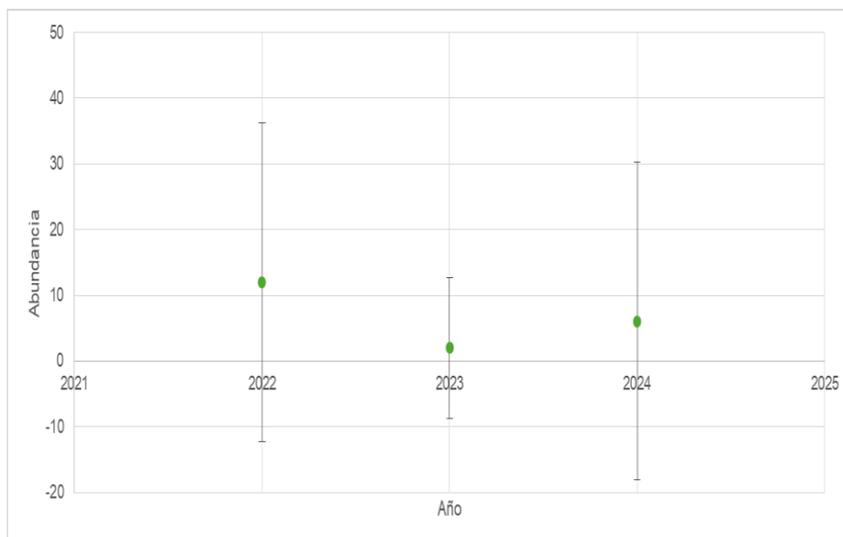
Entendiendo la dinámica poblacional del *Passerculus sandwichensis*, los datos de abundancia revelan una fluctuación notable en los últimos años; se registró un (1) individuo en 2022, seguido de un incremento a tres (3) individuos en 2023 y un posterior descenso a un (1) individuo en 2024 (Figura 18), lo que indica una variación anual en el tamaño de la población. Esta especie, que habita principalmente pastizales abiertos, praderas y campos agrícolas con vegetación herbácea densa y baja (Wheelwright & Rising, 2008), anida en el suelo, utilizando la cobertura vegetal para la protección de sus nidos (Jones *et al.*, 2010); en este contexto, las variaciones observadas en la abundancia podrían estar relacionadas con cambios anuales en las prácticas agrícolas, los patrones de pastoreo o las condiciones climáticas que influyen en la estructura y composición de su hábitat de pastizal (Smith *et al.*, 2015).



**Figura 18. Dinámica interanual del gorrión Sabanero (*Passerculus sandwichensis*) por kilómetro cuadrado en la RNVLG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

#### Familia *Fringilidae*

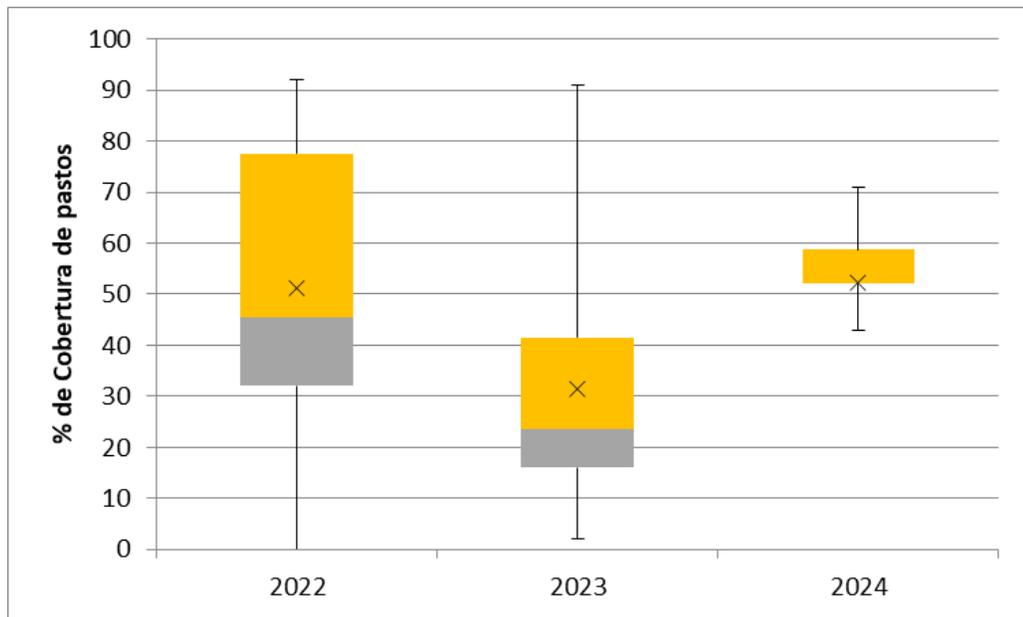
Entendiendo la dinámica poblacional de *Haemorhous mexicanus*, se observa una variación en su abundancia a lo largo de los años; datos recientes indican una población de aproximadamente 12 individuos en 2022, seguida de una notable disminución a cerca de dos (2) individuos en 2023 y un ligero repunte a alrededor de seis (6) individuos en 2024 (Figura 19). A pesar de esta fluctuación, la especie demuestra una notable adaptabilidad de hábitat, prosperando en diversos entornos que incluyen áreas urbanas, suburbanas, pastizales, desiertos y bosques abiertos (Hill, 1993; Badyaev *et al.*, 2012); su capacidad para colonizar nuevos territorios se evidencia en su rápida expansión fuera de su distribución original en el oeste de América del Norte (Veit & Lewis, 1996); si bien las fluctuaciones poblacionales observadas podrían estar relacionadas con factores ambientales locales, disponibilidad de alimento o la presencia de enfermedades, se requiere un análisis más profundo para determinar las causas específicas de estas variaciones.



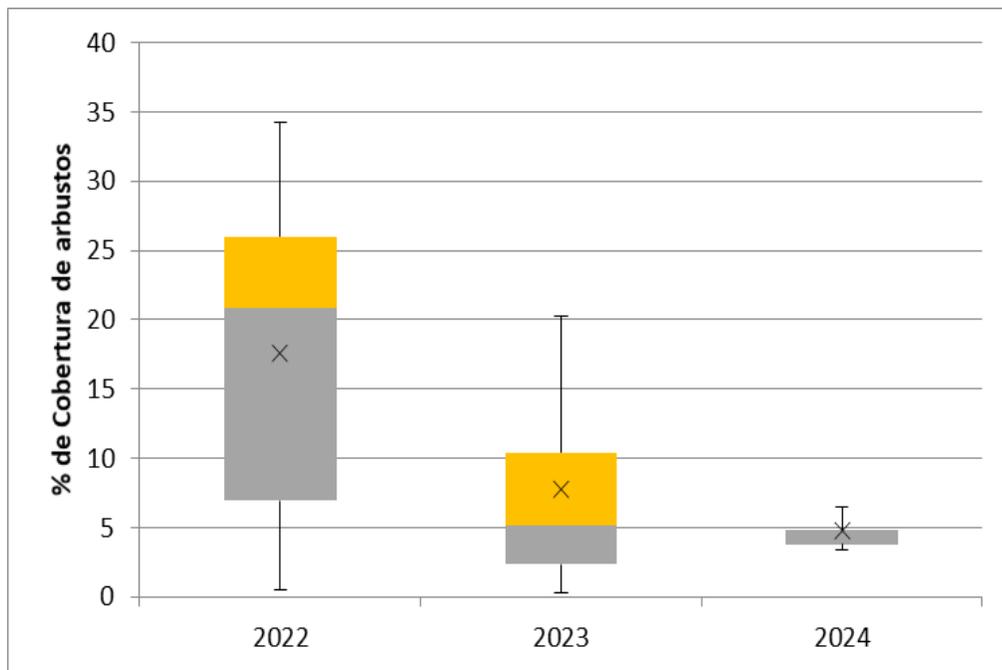
**Figura 19. Dinámica interanual del pinzón Mexicano (*Haemorhous mexicanus*) por kilómetro cuadrado en la RNLVG entre 2022 y 2024. Fotografía tomada de Audubon (2025).**

#### **4.2. Comparación de la estructura de hábitat de aves del pastizal antes y después del pastoreo**

La dinámica de la cobertura vegetal observada entre 2022-2024, revela que la cobertura dominante fueron los pastos (Figura 20), donde previó a la entrada del ganado en 2022 la cobertura fue de 51.06% ( $\pm 27.09$  D.S) principalmente este porcentaje obedece al período de descanso previó a la implementación del sistema, ya que en 2023 este porcentaje disminuyó dramáticamente (31.33%  $\pm 23.70$  D.S), para recuperarse durante el invierno de 2023-2024, pero ya con un sistema de pastoreo en ejecución (52.36%  $\pm 14.65$  D.S). El aumento significativo de la cobertura de pastos durante este periodo contrastó con una disminución en la cobertura de arbustos (Figura 21), donde la cobertura inicial (2022) se calculó en 17.58% ( $\pm 11.19$  D.S), una vez implementado el pastoreo la cobertura de arbustos en el invierno de 2023 disminuyó hasta 10 puntos porcentuales, debido en gran parte al impacto animal (7.74%  $\pm 8.42$  D.S), en el tercer año (2024) la cobertura disminuyó aún más (3.82%  $\pm 3.50$  D.S), dominando el estrato herbáceo, lo que sugiere una posible competencia por recursos esenciales como luz, agua y nutrientes, donde la dominancia de pastos podría limitar el desarrollo de especies leñosas (Tilman, 1988).



**Figura 20. Variación anual de la cobertura de pastos entre 2022-2024.**



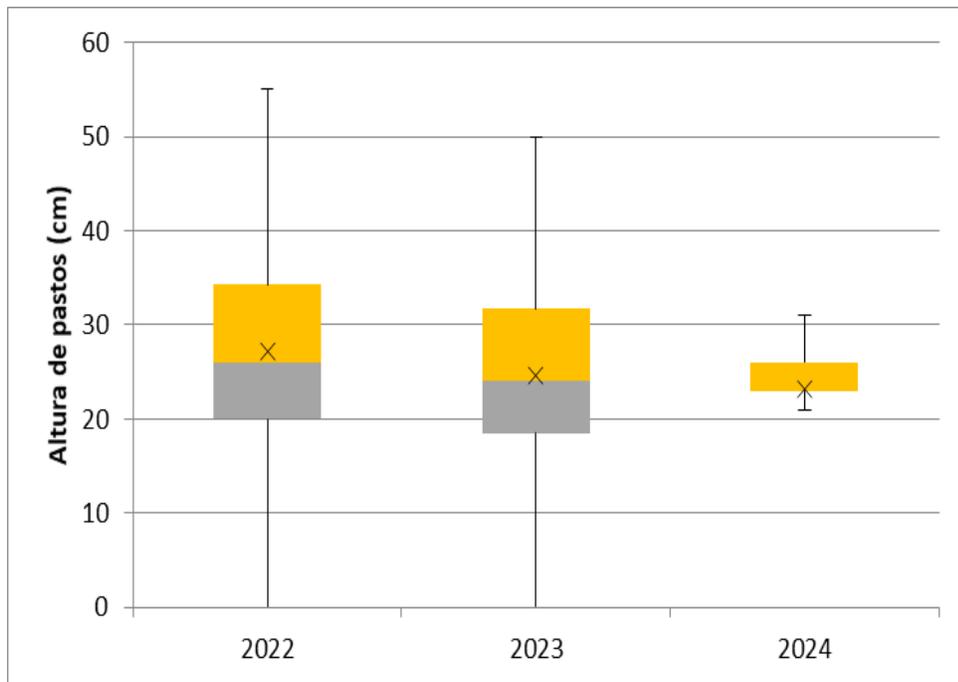
**Figura 21. Variación anual de la cobertura de arbustos entre 2022-2024.**

Por otro lado, la reducción en la cobertura de pastos en 2023 se vinculó con un incremento en la cobertura de arbustos, lo que podría indicar una etapa de sucesión ecológica o la influencia de condiciones ambientales particulares de ese año que favorecieron el crecimiento de la vegetación leñosa (Connell & Slatyer, 1977); estos patrones subrayan la naturaleza de las interacciones ecológicas en ecosistemas

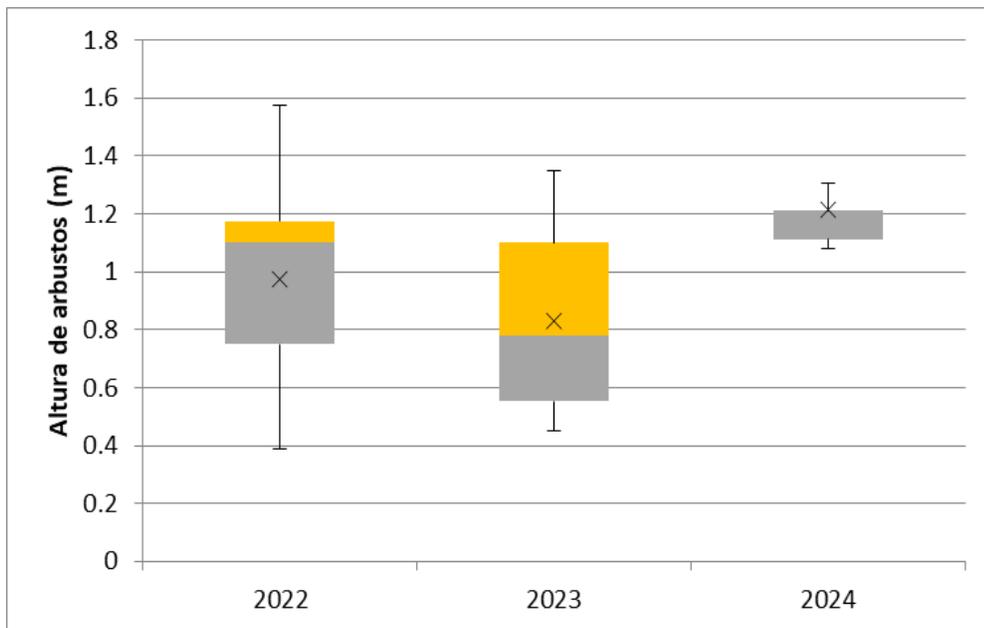
terrestres, donde las variaciones en la cobertura vegetal pueden tener consecuencias significativas para la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema (Chapin *et al.*, 2000). Esta variación podría estar relacionada con las prácticas de pastoreo, ya que el pastoreo intensivo puede reducir la cobertura vegetal (Briske *et al.*, 2011), mientras que el pastoreo sostenible puede mejorar la salud del pastizal a largo plazo (Teague *et al.*, 2011); la recuperación reciente sugiere posibles ajustes en el manejo del pastoreo o condiciones ambientales más favorables.

Estudios previos (Fuhlendorf y Engle, 2001; Holechek *et al.*, 2021) resaltan como el pastoreo selectivo y su manejo pueden alterar la cobertura vegetal, favoreciendo o limitando el crecimiento de arbustos según la intensidad, los herbívoros presentes y las estrategias de manejo implementadas, lo que podría explicar las variaciones observadas en este estudio.

En relación de la altura en los tres (3) años registrados del 2022-2024, los pastos mostraron consistentemente una mayor altura promedio en comparación con los arbustos (Figura 22), aunque la altura de los pastos varió anualmente, alcanzando su valor máximo en 2022 ( $27.16 \text{ cm} \pm 12.61 \text{ D.S}$ ) y manteniendo valores similares en los años subsecuentes (2023:  $24.60 \text{ cm} \pm 11.66 \text{ D.S}$ ; 2024:  $23.26 \text{ cm} \pm 7.46 \text{ D.S}$ ;  $P \leq 0.005$ ). En contraste, la altura de los arbustos se mantuvo relativamente baja y estable durante el mismo periodo (Figura 23) (2022:  $0.97 \text{ m} \pm 0.31 \text{ D.S.}$ ; 2023:  $0.83 \text{ m} \pm 0.28 \text{ D.S}$ ), alcanzando su valor máximo en 2024 ( $1.21 \text{ m} \pm 0.66 \text{ D.S}$ ). Esta diferencia en el crecimiento sugiere una dinámica ecológica distinta entre ambas formas de vegetación, influenciada potencialmente por factores como el régimen de pastoreo, la disponibilidad de recursos y las condiciones climáticas anuales, tal como lo indican diversos estudios (Fuhlendorf & Engle, 2001; Tilman, 1988; Weltzin *et al.*, 2003). El pastoreo selectivo y la competencia por recursos (Díaz *et al.*, 2007; Pacala *et al.*, 1996), junto con la variabilidad interanual en precipitación e intensidad de pastoreo (Briske *et al.*, 2008), podrían explicar las fluctuaciones observadas en la altura de los pastos y la disparidad con el crecimiento de los arbustos en el área de estudio.



**Figura 22. Variación anual de la altura (cm) de pastos entre 2022-2024.**



**Figura 23. Variación anual de la altura (m) de arbustos entre 2022-2024.**

## V. CONCLUSIÓN

El presente estudio tuvo como objetivo general evaluar la influencia del manejo rotacional con descanso en la abundancia de especies clave de aves asociadas al pastizal durante tres períodos de invierno (del 2022 al 2024), y estudiar la relación con los cambios en la estructura del hábitat, considerando la cobertura y la altura de gramíneas, la cobertura y la altura de arbustivas en la Reserva Natural Voluntaria Loma del Gorrión.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el presente estudio la estrategia de pastoreo rotacional con descanso aplicada en la RNVLG, promueve tres tendencias en la abundancia anual de las especies estudiadas: 1) no se observó una tendencia definida para *A. bilineata*, *S. pallida* y *P. sandwichensis*, ya que sus abundancias fluctuaron; 2) disminución significativa y paulatina, como es el caso de *P. casinii*; y 3) aumento en la abundancia inmediata, es decir, en el siguiente invierno posterior a la implementación del esquema de pastoreo (*A. savannarum*, *S. passerina*, *S. breweri* y *P. gramineus*), y aumento en la abundancia en el segundo invierno (*C. bairdii* y *H. mexicanus*). Es decir, el pastoreo rotacional con descanso, afectó positivamente a seis de 10 especies de aves migratorias indicadoras de cambios estructurales del hábitat de pastizal, mientras que a tres especies no les afectó significativamente, dicho lo anterior, se rechaza la hipótesis de que el esquema de pastoreo implementado no afecta la abundancia de las especies estudiadas.

En cuanto a la estructura del hábitat, el pastoreo rotacional con descanso sí produjo cambios en la cobertura de arbustos, disminuyendo significativamente este estrato de la vegetación; mientras que, para la cobertura de pastos inicialmente disminuyó significativamente y para el segundo invierno se recuperó, lo que señala que el pastoreo estaría favoreciendo la cobertura de gramíneas al no disminuirla y mantenerla estable. Estos hallazgos concuerdan con Fuhlendorf y Engle (2001) quienes señalan que la reacción de las aves de pastizal a los cambios en su entorno puede ser compleja y variar según la extensión del área y el periodo de tiempo considerados, así como de las características particulares del sistema de pastoreo .

La presencia de un efecto visible y medible en la estructura del hábitat podría explicarse porque el tipo de pastoreo rotacional con descanso empleado sí creó suficiente diversidad en la vegetación como para influir en las aves que dependen de condiciones específicas del pastizal. El 60% de aves estudiadas se beneficiaron de un ambiente con alta heterogeneidad estructural, lo que coincide con los resultados de Veech (2006) quien menciona que algunas especies de aves buscan zonas de vegetación baja para buscar alimento y áreas más altas para anidar y protegerse.

Adicionalmente, como se observó, la respuesta de las aves a las modificaciones del hábitat puede ser distinta entre las especies clave consideradas; por ejemplo, algunas especies podrían ser más sensibles a las variaciones en la cobertura de pastos, mientras que otras podrían reaccionar más a la presencia o altura de los arbustos (Best *et al.*, 1997).

Es fundamental tener en cuenta que la reacción de las aves de pastizal al manejo del hábitat también puede estar condicionada por factores que operan a una escala mayor del paisaje, como el tamaño y la conexión entre las áreas de pastizal, así como la presencia de hábitats vecinos (Herkert *et al.*, 2003); aunque este estudio se enfocó en los efectos del manejo dentro de la RSVLG, las dinámicas de las poblaciones de aves también pueden verse influenciadas por lo que sucede fuera de sus límites.

En resumen, los resultados sugieren que el pastoreo rotacional con descanso, tal como se llevó a cabo en la RNVLG, sí produjo alteraciones significativas en la abundancia de las especies clave de aves del pastizal y en la estructura del hábitat evaluados. Se requiere más investigación para comprender mejor cómo responden las aves de pastizal a diferentes estrategias de manejo en este ecosistema específico, considerando además los factores a nivel de paisaje y las necesidades ecológicas particulares de cada especie.

## VI. LITERATURA

Alerstam, T. (2003). Bird flight and optimal migration. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(3), 155-161.

Alerstam, T. (2011). *Optimal bird migration: travel schedules, fuels, and winds*. Springer Science & Business Media. Audubon, (2023). Ganadería para las aves: un canto a la sostenibilidad. Consultado en línea: 25/03/2025

<https://www.audubon.org/es/news/ganaderia-para-las-aves-un-canto-la-sostenibilidad>

Barzan, F. R., Bellis, L. M., & Dardanelli, S. (2021). Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 56, 289-298.

Bates, R. L., & Jackson, J. A. (1980). *Glossary of geology* (2nd ed.). American Geological Institute.

Bautista-García, G., López-Ortiz, S., Murillo-Cuevas, F. D., Pérez-Hernández, P., Ortega-Jiménez, E., López-Collado, C. J., Bautista-García, G., López-Ortiz, S., Murillo-Cuevas, F. D., Pérez-Hernández, P., Ortega-Jiménez, E., y López-Collado, C. J. (2022). Estudio preliminar del pastoreo racional Voisin como herramienta para mejorar las condiciones del suelo después del pastoreo extensivo. *Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.893>

Berdegúe, J. A., Biermayr-Jenzano, P., & Gatica, S. (2014). Household food security and family farming in Latin America: a cross-country analysis. FAO.

Best, L. B., Wiens, J. A., & Rotenberry, J. T. (1997). Landscape heterogeneity and avian biodiversity. *BioScience*, 47(11), 757-766.

Bestelmeyer, B. T., Briske, D. D., Brown, J. R., Havstad, K. M., Alexander, M. S., & Pyke, D. A. (2012). A critical barrier to progress in rangeland ecology and management. *BioScience*, 62(8), 752-760.

Bildstein, K. L. (2017). *Migrating raptors of the world: their ecology and conservation*. Cornell University Press.

BirdLife International (2018). *Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): criteria*. Retrieved from <http://www.birdlife.org/datazone/info/ibas>

Bird Conservancy of the Rockies (2021). Field protocol for bird line-transect and vegetation surveys in the Chihuahuan Desert. Unpublished report. Bird Conservancy of the Rockies, Fort Collins, Colorado, USA.

Bird Conservancy of the Rockies (2025). Consultado en línea: 25/03/2025  
<https://www.birdconservancy.org/>

BirdLife International. (2023). *Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs)*. Consultado en línea: 25/03/2025  
<http://www.birdlife.org/worldwide/programmes/important-bird-and-biodiversity-areas-ibas>

BirdLife International (2025). Consultado en línea: 25/03/2025  
[https://www.birdlife.org/?gad\\_source=1&qclid=CjwKCAjw47i\\_BhBTEiwAaJfPpmh4QJ\\_PJWUL3DgnpxADS7bX6KbeUph-q5yA4\\_RfuQN1MyYuHpkuoRBoCxV4QAvD\\_BwE](https://www.birdlife.org/?gad_source=1&qclid=CjwKCAjw47i_BhBTEiwAaJfPpmh4QJ_PJWUL3DgnpxADS7bX6KbeUph-q5yA4_RfuQN1MyYuHpkuoRBoCxV4QAvD_BwE)

Boere, G. C., Galbraith, C. A., & Stroud, D. A. (2006). *Waterbirds around the world*. The Stationery Office.

Boggs, S. (2011). *Principles of sedimentology and stratigraphy*. Pearson.

Bray, D. B., Ellis, E. A., & Armijo-Canto, N. (2003). Social dimensions of sustainable forestry in Mexican community forests. *Society & Natural Resources*, 16(7), 555-576.

Bridges, E. M. (1997). *World soils*. Cambridge University Press.

Briske, D. D., Derner, J. D., Brown, J. R., Fuhlendorf, S. D., & Hamilton, R. G. (2008). Rotational grazing on rangelands: reconciliation of perception and experimental evidence. *Rangeland Ecology & Management*, 61(1), 3-17.

Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., & Smeins, F. E. (2008). Global change and the ecology of rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, 61(1), 3-17.

Briske, D. D., Bestelmeyer, B. T., & Brown, J. R. (2011). Savory's holistic management: a critical analysis. *Rangeland Ecology & Management*, 64(4), 325-332.

Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., y Smeins, F. E. (2011). State-and-transition models, thresholds, and fire regimes: A critique of recent rangeland literature. *Rangeland Ecology & Management*, 64(4), 405-415.

Briske, D. D., Bestelmeyer, B. T., Brown, J. R., & Polley, H. W. (2011). The Savory paradigm shatters: Broadening the debate of grazing and grassland health.

*Rangeland Ecology & Management*, 64(1), 24-31.

Briske, D. D., Bestelmeyer, B. T., & Brown, J. R. (2017). The Savory approach can't green deserts or reverse climate change. *Rangelands*, 39(6), 332-336.

Broom, D. M. (2011). *A history of animal welfare science*. Oxford University Press.

Camarillo-González, J. R., González-Rojas, J. I., & Contreras-Moreno, F. M. (2019). New breeding localities of Worthen's Sparrows in northeastern Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 90(1), 1-13.

Carey, M., Sherman, P. W., & Morton, M. L. (1994). Song sparrow (*Melospiza melodia*). *Birds of North America*, 183, 1-32.

CCA (2025). Priority Conservation Areas: Grasslands, 2010. Commission for Environmental Cooperation. Consultado en línea: 25/03/2025

<https://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/priority-conservation-areas-grasslands-2010/>

Chapin, F. S., III, Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234–242.

Cody, M. L. (2008). *Snow Meltout Dates and Breeding Density in Brewer's Sparrows (Spizella Breweri)*. UW National Parks Service Research Station Annual Reports, 31, 19-21.

CONABIO (2008). *Capital natural de México: Síntesis, conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

CONAGUA (2025). Hidrología. Consultado en línea: 03/04/25  
<https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/SINA/>

Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982), 1119–1144.

Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin III, F. S., Tilman, D., & Fargione, J. (2007). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 5(8), e241.

Diaz, S., Hodgson, J., Tilman, D., Cabido, M., Chapin III, F. S., Defries, R., ... & Woodward, F. I. (2007). Trade-offs in plant and animal functional traits and their consequences for ecosystem functioning. *Ecology*, 88(8), 1853-1867.

Dingle, H., & Drake, V. A. (2007). What is migration? *BioScience*, 57(2), 113-121.

De Olde, E. M., Van der Burgt, G. J., Dagevos, H., & De Boer, I. J. (2016). Towards more sustainable meat consumption: Exploring farmers' communication strategies. *Animal*, 10(11), 1888-1896.

Diario Oficial de la Federación, DOF (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental—Especies nativas de México de flora y fauna silvestres—Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio—Lista de especies en riesgo*. Publicada: 30/12/2010

FAO (2014). *Agricultura familiar en América Latina y el Caribe: recomendaciones de política*. Santiago de Chile: FAO.

FAO (2014). *La agricultura familiar y el Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO (2017). *The state of food and agriculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO (2018). *Ganadería y cambio climático*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO (2018). *The future of food and agriculture: Alternative pathways to 2050*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO (2019). *Livestock and the environment*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO (2021). *La ganadería y el medio ambiente*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Consultado en línea: 25/03/2025 <https://www.fao.org/livestock-environment/es>.

FAO (2022). *Ganadería de pastoreo y seguridad alimentaria: desafíos y oportunidades*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FAO (2023). *Innovación tecnológica en la ganadería sostenible*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574.

Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2001). Restoring heterogeneity on rangelands: The role of grazing and fire. *BioScience*, 51(11), 939-946.

Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2001). Restoring heterogeneity on rangelands: the role of grazing in different fire regimes. *BioScience*, 51(11), 947-952.

Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2001). Restoring heterogeneity on rangelands: The key to resilience. *Rangeland Ecology & Management*, 54(6), 554-563.

Furness, R. W., y Greenwood, J. J. D. (Eds.) (1993). *Birds as monitors of environmental change*. Chapman and Hall.

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5ª ed.). Instituto de Geografía, UNAM.<https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i2.1258>

Garza de León, A., Morán, I., Valdés, F., & Tinajero, R. (2007). Coahuila. En R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto, & T.A. Peterson (Eds.), *Avifaunas Estatales de México* (pp. 98-136). CIPAMEX.

Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., ... & Tempio, G. (2013). *Tackling climate change through livestock: A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

González, P. M., Piersma, T., & Verkuil, Y. I. (2006). Departure behaviour of red knots *Calidris canutus* during northward spring migration in the Wadden Sea. *Journal of Avian Biology*, 37(2), 164-173.

Guevara-Hernández, F., Pérez-Soto, F., & López-Mata, L. (2020). Sistemas agrosilvopastoriles: una alternativa para la ganadería sostenible. *Agroproductividad*, 13(8), 120-130.

Haire, S. L., Bock, C. E., Code, R. S., & Bennett, B. C. (2000). El papel de las

características del paisaje y del hábitat en la limitación de la abundancia de aves cantoras que anidan en pastizales en un espacio abierto urbano. *Paisaje y Urbanismo*, 48(1-2), 65-82.

Harvey, C. A., & González, J. (2007). Agroforestry systems and biodiversity conservation in Mesoamerica. *Agroforestry systems*, 70(3), 223-232.

Harvey, C. A., Medina, A., Merlo, A. G., Vilchez, S., Hernández, B., Sáenz, J. C., ... & Sinclair, F. L. (2008). Patterns of animal diversity in different types of live fences. *Agroforestry systems*, 72(3), 261-280.

Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*, 142(1), 14-32.

Herkert, J. R., Crozier, M. L., & Reinking, D. L. (2003). U.S. Grasslands Bird Conservation Plan: A vision for the future. Illinois Department of Natural Resources.

Hernández Bautista, J., Rodríguez Magadán, H. M., Salinas Rios, T., Aquino Cleto, M., & Mariscal Méndez, A. (2022). Caracterización de los sistemas de producción familiar ovina en la Mixteca Oaxaqueña, México. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 13(4), 1009-1024.

Herrero, M., Thornton, P. K., Power, S. A., Bogard, J. R., Remans, R., Fritz, S., ... & Vermeulen, S. J. (2016). Farming and the geography of nutrient production for human use: a transdisciplinary analysis. *The Lancet Planetary Health*, 1(1), e33-e42.

Hoekstra, J. M., Ricketts, T. H., Roberts, C., & Hayes, J. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8(1), 23-29.

Howell, S. N. G., & Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.

Ibrahim, M., Chacón, M., & Naranjo, J. (2014). Silvopastoral systems as an option for sustainable livestock production in Latin America. *Livestock Science*, 166, 15-28.

Ibrahim, M., Chacón, M., & Naranjo, J. (2014). Silvopastoral systems as a sustainable land use option in Latin America. *Livestock Research for Rural Development*, 26(11).

Instituto de Ecología (2025). Consultado en línea: 25/03/2025

<https://www.inecol.mx/>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Efectos de lluvias mayores a la normal en el periodo mayo-octubre (serie histórica)*. Consultado en línea: 25/03/2025

[https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/tematicas/Efec\\_may\\_oct\\_hist/702825680794.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/tematicas/Efec_may_oct_hist/702825680794.pdf)

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2025). *Hidrología*. Consultado en línea: 25/03/2025 <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrologia/>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2025). *Carta edafológica escala 1:250 000 (Serie II)*. Consultado en línea: 25/03/2025

[https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/tematicas/Edafologia\\_hist/1\\_250\\_000/702825236182.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/tematicas/Edafologia_hist/1_250_000/702825236182.pdf)

Johnson, M. D., & Best, L. B. (1995). Avian use of wetland and grassland habitats in the Missouri Coteau. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 525-531.

Jones, S. L., & Cornely, J. E. (2002). Baird's Sparrow (*Ammodramus bairdii*). *Birds of North America*, 632, 1-24.

Jones, A. B. (2005). Population densities of Cassin's Sparrow (*Peucaea cassinii*) in relation to habitat characteristics in the southwestern United States. *Journal of Arid Environments*, 62(3), 455-470.

Jones, P., Smith, R., & Brown, L. (2010). Nest site selection and reproductive success in the Savannah Sparrow (*Passerculus sandwichensis*). *Journal of Field Ornithology*, 81(2), 155-162.

Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry systems*, 76(1), 1-10. Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry systems*, 76(1), 1-10.

Lal, R. (2001). Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. In *Food security and environmental quality in developing countries: proceedings of an international symposium* (pp. 23-34).

León-Mata, L., González-García, F., & Hernández-Baños, B. E. (2020).

Conservación trinacional de aves de pastizal en Norteamérica: el caso de las praderas de pastos cortos. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 21(2), e559.

Martínez, J., González, P., & López, R. (2011). Biología y ecología de aves de pastizal en Norteamérica: retos para la conservación. *Ornitología Neotropical*, 22(3), 345-360.

Middleton, A. L. A. (1998). Chipping sparrow (*Spizella passerina*). *Birds of North America*, 334, 1-24.

Moore, F. R., & Kerlinger, P. (1987). Stopover and fat deposition by North American transient landbirds during spring migration. *Oecologia*, 74(1), 47-54.

Moore, F. R., Yong, W., & Guglielmo, C. G. (1995). Energetics of migration. In P. W. Biederman (Ed.), *Physiology, ecology, and behavior of transoceanic migrants* (pp. 229-243). Springer.

Morales, J. M., Fieberg, J., & Ellner, S. P. (2010). Scaling up animal movement in a heterogeneous landscape with resource selection functions. *Ecology*, 91(8), 2439-2450.

Morrison, M. L. (1986). *Bird populations as indicators of environmental change*. *Current Ornithology*, 3(1), 429-451.

Muñoz Máximo, T., Ocampo Fletes, I., & Parra Inzunza, F. (2019). Caracterización socioeconómica de las unidades de producción familiar e importancia del cultivo de chía (*Salvia hispanica* L.) en los municipios de Atzitzihuacán y Tochimilco, Puebla, México. *Acta universitaria*, 29.

Murphy, K. L. (2003). Ecology and conservation of grassland birds in the northern Great Plains. *Studies in Avian Biology*, 26, 1-180.

Musitelli, F., Mahler, B., y Filloy, J. (2016). Livestock grazing and bird diversity in pampean grasslands of Argentina. *The Condor: An International Journal of Avian Biology*, 118(4), 821-833.

National Audubon Society (2025). Consultado en línea: 25/03/2025  
<https://www.audubon.org/es>

Ochoa-Espinoza, J. J., Cantú-Ayala, C. M., Estrada-Castillón, E., González-

Salazar, J. A., Uvalle-Saucedo, J., Jurado, E., Hernández, E. O. (2017). Livestock effect on floristic composition and vegetation structure of two desert scrublands in northwest Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 62(2), 138-145.

Ortega, J., Martínez-Muñoz, R., Martínez-Velázquez, M., & Sánchez-González, L. A. (2021). The Sierra Madre Sparrow (*Xenospiza baileyi*): a synthesis about the natural history, scientific research, and conservation actions on an endangered micro-endemic Mexican bird. *Acta Zoológica Mexicana*, 37, 1-29.

Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press.

Pacala, S. W., Canham, C. D., Silander Jr, J. A., Kobe, R. K., & Ribbens, E. (1996). Forest models defined by field measurements: I. The design of a flexible base model and its parameterization for *Pinus strobus* individuals. *Ecological Monographs*, 66(1), 1-43.

Panjabi, Arvind, Erin Youngberg and Gregory Levandoski (2010). Wintering Grassland Bird Density in Chihuahuan Desert Grassland Priority Conservation Areas, 2007-2010. Rocky Mountain Bird Observatory, Brighton, CO, RMBO Technical Report I-MXPLAT-08-03. 83 pp.

Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

Pettijohn, F. J. (1975). *Sedimentary rocks*. Harper & Row.

Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., & Mathews, N. E. (2001). Landscape-scale patterns of black-throated sparrow (*Amphispiza bilineata*) abundance and nest success. *Ecological Applications*, 11(2), 530-542.

Pineda-López, M. R., González-Romero, A., & Moreno, C. E. (2010). Importancia de pequeñas reservas periurbanas para la conservación de la biodiversidad. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 26(3), 547-569.

Pronatura Noreste (2025). *Plan de manejo ganadero y restauración de pastizales\_Loma del Gorrión\_IG (004)\_Borrador ABC* [Documento no publicado].

Robledo-Abad, C., Eakin, H., & Seiler, R. (2014). Social-ecological vulnerability in community-based forest management: A case study from Oaxaca, Mexico. *Global*

*environmental change*, 28, 250-261.

Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis De Vries, M. F., Mills, J., & Gordon, I. J. (2004). Matching supply and demand in temperate grazing systems: challenges and opportunities. *Animal science*, 79(2), 265-280.

Runge, C. A., Watson, J. E., Butchart, S. H., Hanson, J. O., & Possingham, H. P. (2015). Protected areas and global conservation of migratory shorebirds. *Science*, 350(6265), 1255-1258.

Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5453), 1770-1774.

Samson, F., & Knopf, F. (1994). *Prairie conservation: preserving North America's most endangered ecosystem*. Island Press.

Sandercock, B. K. (2003). Estimation of survival rates for migratory species: how do migration strategies influence the need for traditional and innovative demographic analyses? *Journal of avian biology*, 34(4), 433-441.

Sanderson, F. J., Donald, P. F., Pain, D. J., Burfield, I. J., & van Bommel, F. P. (2006). Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biodiversity and Conservation*, 15(1), 73-92.

Savory, A., & Butterfield, J. (1999). *Holistic management: A new framework for decision making*. Island Press.

Searchinger, T. D., Wirseniens, S., Beringer, T., & Dumas, P. (2019). Assessing the environmental impact of consumption and production. *Science*, 341(6151), 1238-1243.

Servicio Geológico Mexicano. (2025). *Cartas geológicas disponibles*. Consultado en línea: 25/03/2025 <https://www.sgm.gob.mx/CartasDisponibles/>

Sibley, D. A. (2000). *National Audubon Society The Sibley Guide to Birds*. Alfred A. Knopf.

Smith, C. D., Brown, E. F., & Garcia, H. I. (2010). Habitat use and nesting ecology of Cassin's Sparrow (*Peucaea cassinii*) in a desert grassland ecosystem. *The Southwestern Naturalist*, 55(1), 78-85.

Smith, T., Johnson, K., & Williams, M. (2015). Habitat dynamics and population

fluctuations in grassland birds. *Ecological Applications*, 25(4), 900-912.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & De Haan, C. (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Strasser, E. H., Ruvalcaba-Ortega, I., Peña-Peniche, A., Panjabi, A. O., Martínez-Guerrero, J. H. (2019). Habitat and space use of wintering Sprague's Pipits (*Anthus spragueii*) in northern Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology*, 131(3), 472-485. <https://doi.org/10.1676/18-17>

Tallowin, J. R. B., Rook, A. J., & Rutter, S. M. (2005). Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. *Animal Science*, 81(2), 193–198. doi:10.1079/ASC50780193

Teague, W. R., Dowhower, S. L., & Baker, S. A. (2011). Grazing management impacts on vegetation, soil biota, and soil processes: synthesis and conceptual framework. *Agriculture, ecosystems & environment*, 141(3-4), 251-262.

Teague, W. R., Dowhower, S. L., Baker, S. A., Haile, N., DeLaune, P. B., & Conover, D. M. (2011). Grazing management impacts on vegetation, soil, and wildlife. *Rangeland Ecology & Management*, 64(6), 636-650.

Teague, W. R., Upson, M., & Kreuter, U. P. (2011). Long-term economic and ecological benefits of livestock grazing that enhance ecosystem function. *Rangeland ecology & management*, 64(5), 423-430.

Teague, W. R., & Kreuter, U. P. (2020). Multi-paddock grazing on rangelands enhances ecosystem services and biodiversity compared to continuous stock grazing. *PNAS*, 117(52), 33394-33403. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006334117>.

Thornton, P. K., van de Steeg, J., Notenbaert, A., & Herrero, M. (2009). *Climate change and livestock in developing countries: vulnerability, impacts, and adaptation strategies*. Environment and Production Technology Division, FAO.

Thornton, P. K. (2010). Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853-2867.

Thornton, P. K., Dinesh, D., Cramer, L., Jones, L., Loboguerrero, A. M., & Campbell, B. M. (2018). Agriculture and food systems in the face of climate change.

*Nature Climate Change*, 8(2), 137-141.

Thornton, P. K., Dinesh, D., Cramer, L., Jones, L., Loboguerrero, A. M., & Campbell, B. M. (2018). Agriculture and climate change—reducing hunger while feeding the world. *Global change biology*, 24(12), 5479-5494.

Tilman, D. (1988). Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. *Princeton University Press*.

Titulaer, M. (2015). *SELECCIÓN DE SEMILLAS Y DIETA INVERNAL DE AVES DE PASTIZAL EN EL NORTE DE MÉXICO* (Tesis de doctorado). Universidad Autónoma de Chihuahua. <http://repositorio.uach.mx/id/eprint/99>

Vaccaro, O. B., Isacch, J. P., & Zurita, G. A. (2020). ¿Cómo contribuye la Alianza del Pastizal a la conservación de las aves en la Pampa Deprimida? *El Hornero*, 35(2), 95-108

Vásquez Aldape, R., Aguilar Valdés, A., Aizpuru García, E., y Chávez Gutiérrez, R. (2006). Administración estratégica aplicada a ranchos ganaderos extensivos en base a programas. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 10(18), 1-18. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=14101801>

Vásquez Aldape, R., Villarreal Quintanilla, J. Á., y Valdés Reyna, J. (2021). *Plantas de pastizales del norte de México*. Quintanilla Ediciones.

Veech, J. A. (2006). Predicting species occurrences in human-altered landscapes. *Conservation Biology*, 20(1), 24-32.

Vickery, P. D., Herkert, J. R., Knopf, F. L., Ruthrauff, J. R., Schnase, J. L., Dale, B. C., Tews, J., y Shaffer, T. L. (1999). *Grassland birds: An overview of threats and conservation actions*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division.

Weltzin, J. F., Belote, R. T., Williams, D. G., Keller, J. K., & Engelkemeir, J. (2003). Exotic plant invasion in aridland ecosystems: biotic and abiotic controls and consequences. *Global Change Biology*, 9(9), 1321-1332.

Wheelwright, N. T., & Rising, J. D. (2008). *Birds of North America*. Princeton University Press.

Wiens, J. A. (1989). *The ecology of bird communities: Volume 1, Foundations and patterns*. Cambridge University Press.

Wiens, J. A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-

397.

Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological economics*, 117, 234-243.



