

Diet of the western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*) in the southern Chihuahuan Desert

Dieta de la lechuza llanera (*Athene cunicularia hypugaea*) en el sur del desierto Chihuahuense

Luis Antonio Tarango-Arámbula^{1*}; Larisa A. Velasco-Bautista¹;

Genaro Olmos-Oropeza¹; Juan F. Martínez-Montoya¹; Jesús Romero-Nápoles²;

Eloy A. Lozano-Cavazos³; Saúl Ugalde-Lezama⁴

¹Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide núm. 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, C.P. 78620, México.

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Estado de México, C. P. 56230, México.

³Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calz. Antonio Narro núm. 1923, Buenavista, Saltillo, Coahuila, C. P. 25315, México.

⁴Universidad Autónoma Chapingo. Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo, Texcoco, Estado de México, C. P. 56230, México.

*Corresponding author: ltarango@colpos.mx

Abstract

Raptores, such as the western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*), are at the top of the food chain and play a critical role in regulating prey populations. The objective of this study was to determine the composition and seasonal variation in the diet of the western burrowing owl in a region of the Chihuahuan Desert during two seasons, summer and autumn. From June to December 2018, 79 pellets were collected and analyzed to identify the main prey orders consumed, the trophic niche breadth, and the dietary overlap between seasons. The primary prey orders identified in the owl's diet were Coleoptera, Hymenoptera, and Orthoptera. Trophic niche breadth analysis revealed that the owl feeds mainly on coleoptera, which comprised 75.5 % of its diet in summer and 76.7 % in autumn. This pattern was quantified using Levins' standardized trophic niche breadth index (BEST), yielding values of 0.09854 in summer and 0.09375 in autumn, confirming dietary specialization in both seasons ($B_{EST} = 0.09857$). Additionally, no overlap with other dietary components was observed, which may be attributed to the seasonal availability of potential prey in the study area. Understanding the trophic ecology of the western burrowing owl is crucial for developing effective management strategies and habitat conservation.

Keywords: diet, birds, pellet, insects.

Resumen

Las aves rapaces, como la lechuza llanera (*Athene cunicularia hypugaea*), se encuentran en la cima de la cadena alimenticia y regulan las poblaciones de sus presas. El objetivo de esta investigación fue determinar la composición y variación de la dieta de la lechuza llanera en una zona del desierto Chihuahuense durante dos estaciones del año (verano y otoño). Entre junio y diciembre de 2018, se recolectaron y analizaron 79 egagrópilas, con lo cual se identificaron las principales órdenes de presas consumidas, la amplitud del nicho trófico y el traslape de la dieta entre estaciones. Las órdenes principales de presas registradas en la dieta fueron Coleoptera, Hymenoptera y Orthoptera. La amplitud del nicho trófico sugiere que la lechuza consume principalmente coleópteros: 75.5 % de su dieta en verano y 76.7 % en otoño. Este patrón se cuantificó mediante el índice de amplitud trófica de Levins estandarizado (BEST), y se obtuvieron valores de 0.09854 en verano y 0.09375 en otoño, lo cual confirmó la especialización de su dieta en ambas estaciones ($B_{EST} = 0.09857$). Además, no se observó solapamiento con otros componentes alimenticios, lo que se podría deber a la disponibilidad estacional de sus presas potenciales en el área de estudio. El entendimiento de la ecología trófica de la lechuza llanera es importante para proponer estrategias de manejo y conservación de su hábitat.

Palabras clave: alimentación, aves, egagrópila, insectos.



Introduction

The western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*) is a raptor that relies on grassland ecosystems and is distributed in northern, central and southern America (Poulin et al., 2020). This species plays a significant ecological role by regulating populations of invertebrates and small vertebrates (Sergio et al., 2008). In Mexico, its presence has been documented in Aguascalientes, the Sierra Madre Occidental and Oriental, Baja California, Sonora, Coahuila, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí and Zacatecas (Enríquez-Rocha et al., 1993; Holroyd et al., 2001; Palacios et al., 2000; Velasco-Bautista et al., 2022). However, populations of this species have declined sharply in North America (Askins et al., 2007; Stanton et al., 2018; Vickery et al., 1999). In Mexico, the Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) classifies it as a species "Subject to Special Protection" (NOM-059-SEMARNAT, 2010). On an international level, the establishment of conservation areas has been recommended to protect its populations (Azpiroz et al., 2012).

The western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*) is highly sensitive to fluctuations in prey availability and habitat changes, making it a valuable bioindicator of the ecological health of arid and semi-arid grassland ecosystems (Desmond et al., 2000; Loyd & Watkins, 2019; Rodríguez-Estrella, 1997; Velasco-Bautista et al., 2022). Understanding its diet is therefore essential for the effective management and conservation of *A. c. hypugaea* habitat (Sutherland, 2000), as habitat selection depends, among other factors, on the availability of space and food (Schmutz, et al., 1991; Tuomainen & Candolin, 2011).

The western burrowing owl's diet is diverse, consisting primarily of invertebrates (such as insects), although it also includes small vertebrates (such as rodents, reptiles, and birds). In Texas, its diet ($n = 182$ pellets) consisted of arthropods (98 %), with crickets (Orthoptera, 50 %), lepidopteran larvae (13 %), beetles (Coleoptera, 8 %), spiders (Arachnida, 7 %), and earwigs (Dermaptera, 6.0 %) being the most common prey; small mammals and birds made up only 2 % of its diet (Littles et al., 2007). In the Mapimí Biosphere Reserve in Mexico, 85.5 % of its diet consisted of invertebrates (Rodríguez-Estrella, 1997). Similarly, in Nuevo León, invertebrates accounted for 85.3 %, followed by mammals (12.3%), birds (2%), and reptiles (0.4%) (Cruz-Nieto, 2006).

The western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*), despite its ecological significance, faces numerous challenges. Habitat loss and fragmentation (Askins et al., 2007), driven largely by land-use changes (Ribic et

Introducción

La lechuza llanera (*Athene cunicularia hypugaea*) es un ave rapaz que depende del ecosistema pastizal, y está distribuida en el norte, centro y sur de América (Poulin et al., 2020). Esta especie desempeña un papel ecológico importante, al regular poblaciones de invertebrados y pequeños vertebrados (Sergio et al., 2008). En México, su presencia ha sido documentada en Aguascalientes, las Sierras Madre Occidental y Oriental, Baja California, Sonora, Coahuila, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí y Zacatecas (Enríquez-Rocha et al., 1993; Holroyd et al., 2001; Palacios et al., 2000; Velasco-Bautista et al., 2022). Sin embargo, las poblaciones de esta especie han disminuido drásticamente en América del Norte (Askins et al., 2007; Stanton et al., 2018; Vickery et al., 1999). En México, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) la clasifica como una especie "Sujeta a Protección Especial" (NOM-059-SEMARNAT, 2010), mientras que a nivel internacional se ha recomendado establecer áreas de conservación para proteger sus poblaciones (Azpiroz et al., 2012).

Debido a su sensibilidad a cambios en la disponibilidad de presas y alteraciones del hábitat, la lechuza llanera se considera un bioindicador del estado de los ecosistemas de pastizales áridos y semiáridos (Desmond et al., 2000; Loyd & Watkins, 2019; Rodríguez-Estrella, 1997; Velasco-Bautista et al., 2022). En este sentido, los estudios sobre su dieta son importantes para manejar y conservar el hábitat de *A. c. hypugaea* (Sutherland, 2000), pues la selección de un hábitat por una especie depende, entre otros factores, del espacio y el alimento disponibles (Schmutz, et al., 1991; Tuomainen & Candolin, 2011).

La dieta de la lechuza llanera es variada y está compuesta principalmente por invertebrados (como insectos), aunque también incluye pequeños vertebrados (como roedores, reptiles y aves). En Texas, su dieta ($n = 182$ egagrófilas) estuvo compuesta por artrópodos (98 %), donde destacaron grillos (Orthoptera, 50 %), larvas de lepidópteros (13 %), escarabajos (Coleoptera, 8 %), arañas (Arachnida, 7 %) y tijerillas (Dermaptera, 6.0 %); los pequeños mamíferos y las aves representaron únicamente el 2 % de su dieta (Littles et al., 2007). En la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México, el 85.5 % de su dieta consistió en invertebrados (Rodríguez-Estrella, 1997), y en Nuevo León, los invertebrados representaron el 85.3 %, seguidos de mamíferos (12.3 %), aves (2 %) y reptiles (0.4 %) (Cruz-Nieto, 2006).

A pesar de su importancia ecológica, la lechuza llanera enfrenta serias amenazas como la fragmentación y pérdida de hábitat (Askins et al., 2007), derivadas principalmente del cambio de uso de suelo (Ribic et al., 2009), la agricultura intensiva (Askins et al., 2007;

al., 2009), intensive agricultural practices (Askins et al., 2007; Azpiroz et al., 2012) and the reduction of available burrows (Desmond et al., 2000). Additionally, exposure to agrochemical pollutants adversely impacts its fertility (Bennett et al., 1991; Stromborg, 1986), while nest predation, the presence of feral animals, and the effects of climate change disrupt resource availability and threaten its population viability (Wellcome, 2000).

A. cunicularia has been extensively studied in Canada, the United States, Brazil, and Chile, with research focusing on reproductive biology, movement patterns, habitat use, pesticide impacts, genetics, behavior and diet (Poulin et al., 2020). However, studies in Mexico remain limited and have primarily addressed its distribution (Palacios et al., 2000), habitat use (Velasco-Bautista et al., 2022) and diet (Cruz-Nieto, 2006). Since the species' success hinges on its ability to meet its trophic needs, it is essential to complement knowledge on its diet composition.

Based on the above, the objective of this study was to identify and analyze the dietary components of *A. c. hypugaea* in a region of the Chihuahuan Desert. This information provides elements for developing management and conservation strategies for its habitat in grassland ecosystems of the Chihuahuan Desert (Gervais et al., 2000; Haug et al., 1993; Sutherland, 2000).

Materials and methods

Pellet collection was conducted at seven sites located in the states of Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, from June to December 2018 (Figure 1). The sites were selected based on sighting reports and consultations with other researchers.

Among the seven sites sampled, five featured calcareous soils (Calcisols), one had shallow soils (Leptosols), and others exhibited deeper and more fertile soils (Phaeozems). The dominant vegetation types in the area include microphyll desert scrub, natural grassland, and agricultural lands. Altitudes ranged from 1715 m at El Gallo, Vanegas, San Luis Potosí, to 2136 m at Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila. The climate is arid to semi-arid temperate, with average temperatures ranging from 12 to 18 °C. In the coldest month, temperatures may drop to -3 °C, while in the warmest month, the temperature exceeds 18 °C. Average annual precipitation varies by site: four sites report between 300 and 400 mm, two record between 400 and 500 mm, and one site, San Julián in Santiago Papasquiaro, Durango, reaches between 500 and 600 mm (Velasco-Bautista et al., 2022).

Azpiroz et al., 2012) y la reducción de madrigueras (Desmond et al., 2000). Además, la contaminación por agroquímicos afecta su fertilidad (Bennett et al., 1991; Stromborg, 1986), mientras que la depredación de nidos, la presencia de animales ferales y los efectos del cambio climático afectan la disponibilidad de recursos y la viabilidad de sus poblaciones (Wellcome, 2000).

A. cunicularia ha sido ampliamente estudiada en Canadá, Estados Unidos, Brasil y Chile, en aspectos como biología reproductiva, patrones de movimiento, uso del hábitat, impacto de pesticidas, genética, comportamiento y dieta (Poulin et al., 2020). Sin embargo, en México los estudios son escasos y se han enfocado en su distribución (Palacios et al., 2000), uso de hábitat (Velasco-Bautista et al., 2022) y dieta (Cruz-Nieto 2006). Debido a que el éxito de la especie depende de su capacidad para satisfacer sus necesidades tróficas, es fundamental complementar el conocimiento sobre la composición de su dieta.

Considerando lo anterior, el objetivo de esta investigación fue identificar y analizar los componentes de la dieta de *A. c. hypugaea* en una zona del desierto Chihuahuense. Esta información aporta elementos que permitirán desarrollar estrategias de manejo y conservación de su hábitat en ecosistemas de pastizal del desierto Chihuahuense (Gervais et al., 2000; Haug et al., 1993; Sutherland, 2000).

Materiales y métodos

La recolección de egagrópilas se realizó en siete sitios ubicados en los estados de Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, de junio a diciembre de 2018 (Figura 1). Los sitios se seleccionaron con base en reportes de avistamientos y consultas con otros investigadores.

De los siete sitios muestreados, cinco presentaban suelos calcáreos (Calcisols), en uno era muy delgado (Leptosols), y en otros eran más profundos y fértiles (Feozems). La vegetación predominante de la zona es matorral desértico micrófilo, pastizal natural y áreas agrícolas. La altitud varía de 1715 m en El Gallo, Vanegas, San Luis Potosí, a 2136 m en el Rancho Los Ángeles, Saltillo, Coahuila. El clima es árido y semiárido templado, con temperatura promedio de 12 a 18 °C. En el mes más frío, la temperatura puede bajar a -3 °C, mientras que en el mes más cálido superan los 18 °C. La precipitación media anual varía según el sitio: cuatro sitios registran entre 300 y 400 mm, otros dos entre 400 y 500 mm, y uno, San Julián en Santiago Papasquiaro, Durango, alcanza entre 500 y 600 mm (Velasco-Bautista et al., 2022).

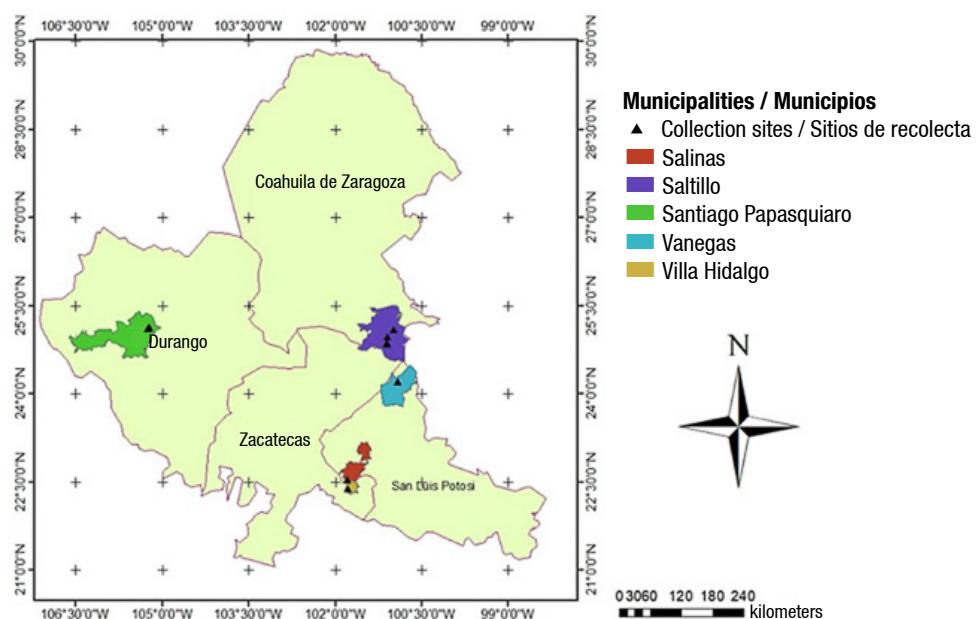


Figure 1. Pellet collection sites for western burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*) in the Southern Chihuahuan Desert.

Figura 1. Sitios de recolecta de egagrópilas de lechuza llanera (*Athene cunicularia hypugaea*) en el sur del desierto Chihuahuense.

Pellets collected in the field (Figure 2) were stored in Petri dishes labeled with the burrow number, pellet number, collection site, and date, then categorized by season: summer (June–September) and fall (September–December). The samples were transported to the Water-Soil-Plant Laboratory at the Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, where they were air-dried. To determine the dietary composition of the burrowing owl, the pellets were manually dissected using latex gloves. Remnants were separated under a LEICA® stereoscopic microscope and stored in cellophane bags with corresponding labels. For the identification of key dietary components, the pellet contents were analyzed at the Phytosanitation Program Laboratory, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, using as reference the institutional insect collection and other biological materials.

The study was conducted under official authorization number SGPA/DGVS/004759/18, issued by the Dirección General de Vida Silvestre of the Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, for scientific collection. Recorded data were organized into an Excel (Microsoft Excel, ver. 2016) database for subsequent analysis.

The frequency of prey present was determined using the relative frequency of observation (RFO) formula:

$$RFO = \frac{(\text{Number of individuals of each order identified})}{\text{Total number of prey}} \times 100$$

To determine whether the proportion of recorded prey corresponds with the potential trophic niche breadth of the burrowing owl, the data on the absolute

Las egagrópilas recolectadas en campo (Figura 2) se colocaron en cajas Petri identificadas con el número de madriguera, número de egagrópila, lugar y fecha de recolecta, y se clasificaron por estación: verano (junio, julio, agosto y septiembre) y otoño (septiembre, octubre, noviembre y diciembre). Las muestras se trasladaron al laboratorio de Agua-Suelo-Planta del Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, donde se secaron al aire libre. Para determinar la composición de la dieta de la lechuza llanera, las egagrópilas se disgregaron manualmente utilizando guantes de látex. Los restos se separaron con ayuda de un microscopio estereoscópico LEICA® y se colocaron en bolsas de celofán con su respectiva identificación. Para identificar los principales componentes de la dieta, las egagrópilas se analizaron en el laboratorio del Programa de Fitosanidad del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, donde se usó como referencia la colección de insectos y otros materiales biológicos.

La investigación contó con la autorización oficial núm. SGPA/DGVS/004759/18, otorgada por la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, para realizar la colecta científica. Las variables obtenidas se registraron en valores ordinales y se sistematizaron en una base de datos elaborada en Excel (Microsoft Excel, ver. 2016) para su análisis.

La frecuencia de las presas presentes se determinó mediante la fórmula de frecuencia relativa de observación (FRO):

$$FRO = \frac{(\text{Número de individuos de cada orden identificado})}{\text{Número total de presas}} \times 100$$



Figure 2. Collection (a and b) and measurement (c) of *Athene cunicularia hypugaea* pellets in the southern Chihuahuan Desert (Source: compiled by the author).

Figura 2. Recolección (a y b) y medición (c) de egagrópila de *Athene cunicularia hypugaea* en el sur del desierto Chihuahuense (Fuente: elaboración propia).

frequency of prey present in the pellets were analyzed using a χ^2 homogeneity test in contingency tables (Infante, 1980; Krebs, 1978). This analysis, applied to two or more independent samples, allowed us to evaluate whether there was homogeneity between the observed populations and the expected ones according to the model (Molinero, 2003) under the following hypotheses: H_0 (all the prey that potentially form the trophic niche breadth of the burrowing owl were recorded) and H_a (a proportion of potential prey is not represented in the record).

The expected number of individuals in cell (i, j) was calculated using the following equation:

$$E_{ij} = \frac{n_i c_j}{N}$$

where E_{ij} is the expected number of individuals in cell ij , n_i is the total number of individuals observed for prey i (both seasons: summer, autumn), c_j is the total number of individuals observed in the season j (all species), and N is the total number of individuals observed (all species in both seasons). These analyses were performed using JMP software version 17.2 (JMP, 2024).

Para determinar si la proporción de presas registradas correspondían con la amplitud potencial de nicho trófico de la lechuza llanera, se analizaron los datos de frecuencia absoluta de presas presentes en las egagrópilas mediante una prueba de homogeneidad de χ^2 en tablas de contingencia (Infante, 1980; Krebs, 1978). Este análisis, aplicado a dos o más muestras independientes, permitió evaluar si existió homogeneidad entre las poblaciones observadas y las esperadas por el modelo (Molinero, 2003) bajo las siguientes hipótesis: H_0 (todas las presas que potencialmente conforman la amplitud de nicho trófico de la lechuza llanera se registraron) y H_a (una proporción de presas potenciales no se encuentra representada en el registro).

El número de individuos esperados en la celda (i, j) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$E_{ij} = \frac{n_i c_j}{N}$$

donde E_{ij} es el número de individuos esperados en la celda ij , n_i es el número total de individuos observados de la presa i (ambas estaciones: verano, otoño), c_j es el número total de individuos observados en la estación j (todas las especies) y N es el número total de individuos

To determine the dominance of any order in the diet of *A. cunicularia*, Simpson's index (Simpson, 1949) was used, which estimates alpha diversity by combining values of richness and relative abundance. This estimator is a weighted arithmetic mean of proportional abundance that calculates the probability of two randomly selected individuals belonging to the same species and is expressed as 1-D, where:

$$D = \sum \pi^2$$

According to the classification proposed by Patil and Taillie (1982), this index belongs to the additive class. If $\tau_i = 1$ (i.e., all species have the same rank) and $R(\pi) = 1 - \pi_i$, then $\lambda = 1 - H$, where H is the Herfindahl concentration index, commonly used as a descriptive statistic. The value of Simpson's D ranges from 0 to 1, where 0 indicates infinite diversity and 1 represents an absence of diversity; therefore, a higher D value implies lower diversity.

The trophic niche breadth was determined using Levins' index, which is the inverse of Simpson's index. This index quantifies the breadth and overlap of the trophic niche and is particularly useful for studying predator-prey relationships and evaluating species coexistence in space and time (MacArthur & Levins, 1967; Toft, 1980). For this reason, it has been used to describe feeding habits, complementing other diversity indices such as Shannon-Wiener or Simpson (Lizana-Avia et al., 1986).

The species richness that defines the trophic niche breadth was analyzed using the Jackknife estimator, which allowed inference of species richness per season (summer, autumn) based on presence-absence or species abundance data (Colwell, 2004). In this case, the estimator was based on the number of prey items occurring exclusively in one season (L) and minimized estimation bias by reducing the true number of prey by an order of $1/n$ (Moreno, 2001). The equation describing the estimator is:

$$S_{jackl} = S_{obs} + L \left(\frac{n-1}{n} \right)$$

where S_{obs} is the total number of recorded prey items, and n is the number of seasons.

Results and discussion

A total of 79 owl pellets were collected, processed, and analyzed (Table 1), accounting for 1169 prey items (Table 2) and recorded an average of 14.8 individuals per pellet. Carevic et al. (2013) reported an average of 4.3 ± 1.4 individuals per pellet ($n = 111$) in the Atacama Desert.

Invertebrates, particularly insects from the order Coleoptera, made up 92.3 % of the burrowing owl's

observados (todas las especies en ambas estaciones). Estos análisis se realizaron en el programa JMP ver.17.2 (JMP, 2024).

Para determinar la dominancia de algún orden en la dieta de *A. cunicularia*, se utilizó el índice de Simpson (Simpson, 1949), el cual estima la diversidad alfa al combinar valores de riqueza y abundancia relativa. Dicho estimador es una media aritmética ponderada de la abundancia proporcional que calcula la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie y se expresa como 1-D, donde:

$$D = \sum \pi^2$$

De acuerdo con la clasificación propuesta por Patil y Taile (1982), este índice pertenece a la clase aditiva. Si $\tau_i = 1$ (es decir, todas las especies tienen el mismo rango) y $R(\pi) = 1 - \pi_i$, entonces $\lambda = 1 - H$, donde H es el índice de concentración de Herfindall, usado comúnmente como un estadístico descriptivo. El valor de la D de Simpson fluctúa entre 0 y 1, donde 0 indica diversidad infinita y 1 representa ausencia de diversidad; por tanto, un mayor valor de D implica menor diversidad.

La amplitud del nicho trófico se determinó con el índice de Levins, que es el inverso del índice de Simpson. Este índice cuantifica la amplitud y el solapamiento del nicho trófico, y es particularmente útil para estudiar relaciones depredador-presa y evaluar la coexistencia de especies en espacio y tiempo (MacArthur & Levins, 1967; Toft, 1980). Por ello, este índice se ha utilizado para describir hábitos alimenticios, al complementar otros índices de diversidad como Shannon-Wiener o Simpson (Lizana-Avia et al., 1986).

La riqueza de especies que conforma la amplitud del nicho trófico se analizó con el estimador Jackknife, el cual permitió inferir la riqueza de especies por estación (verano, otoño) mediante los datos de presencia-ausencia o de abundancia por especie (Colwell, 2004). En este caso, el estimador se basó en el número de presas que ocurrieron únicamente en una estación (L) y minimizó el sesgo en la estimación al reducir el número verdadero de presas en un orden de $1/n$ (Moreno, 2001). La ecuación que describe al estimador es:

$$S_{jackl} = S_{obs} + L \left(\frac{n-1}{n} \right)$$

donde S_{obs} es el número total de presas registradas y n es el número de estaciones.

Resultados y discusión

Se recolectaron, procesaron y analizaron 79 egagrópilas (Cuadro 1), de donde se contabilizaron 1169 presas (Cuadro 2); es decir, 14.8 individuos por egagrópila. Carevic et al. (2013) obtuvieron un promedio de 4.3 ± 1.4

Table 1. Number of *A. c. hypugaea* pellets collected in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, from June to December 2018.**Cuadro. Número de egagrópilas de *A. c. hypugaea* recolectadas en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, de junio a diciembre de 2018.**

State / Estado	Municipality / Municipio	Locality / Localidad	No. pellets / Núm. de egagrópilas	
			Summer / Verano	Autumn / Otoño
San Luis Potosí	Salinas	Conejillo	5	11
	Vanegas	El Gallo	3	0
Coahuila	Saltillo	San Juan del Retiro	7	0
		Guadalupe Victoria	6	0
		Rancho Los Ángeles	1	0
Durango	Santiago Papasquiaro	San Julián	29	9
Zacatecas	Villa Hidalgo	San Agustín	2	6
Total			53	26

Table 2. Absolute frequency (AF) and relative frequency of observation (RFO) of prey identified in pellets of *Athene cunicularia hypugaea* in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, collected from June to December 2018.**Cuadro 2. Frecuencia absoluta (FA) y frecuencia relativa de observación (FRO) de las presas indentificadas en las egagrópilas de *Athene cunicularia hypugaea* en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, recolectadas de junio a diciembre de 2018.**

Order / Orden	Summer / Verano		Autumn / Otoño	
	AF / FA	RFO (%) / FRO (%)	AF / FA	RFO (%) / FRO (%)
Coleoptera	601	75.5	286	76.7
Hymenoptera	108	13.6	22	5.9
Orthoptera	34	4.2	26	7
Rodentia	26	3.2	3	0.8
Scorpions / Scorpiones	12	1.5	3	0.8
Decapoda	10	1.2	0	0
Hemiptera	1	0.1	1	0.2
UO / ONI	4	0.5	32	8.5

UO: Unidentified organisms.

ONI: organismos no identificados.

diet. This is consistent with findings from previous studies (Andrade et al., 2004; Martínez & de Brito-Freire, 2018; Ruiz-Aymá et al., 2019). Some of the prey species identified in the pellets exhibit terrestrial habits and are commonly found in dark, moist environments, such as the burrows occupied by *Athene cunicularia* (Schlatter et al., 1982). Moreover, precipitation has been shown to significantly influence the abundance of terrestrial arthropods (Cepeda-Pizarro et al., 2005). Figure 3 shows the precipitation data recorded during the study period.

The western burrowing owl perches outside its burrow while waiting for prey (Haug et al., 1993), which are attracted by the livestock manure it places around its refuge (Levey et al., 2004). This strategy enables

individuos por egagrópila ($n = 111$) en el desierto de Atacama.

El 92.3 % de la dieta de la lechuza llanera se conformó por invertebrados, en particular insectos del orden Coleoptera. Esto coincide con lo reportado en otros estudios (Andrade et al., 2004; Martínez & de Brito-Freire, 2018; Ruiz-Aymá et al., 2019). Algunas de las presas identificadas en las egagrópilas son de hábitos terrícolas y suelen concentrarse en lugares oscuros y húmedos, como las madrigueras utilizadas por *Athene cunicularia* (Schlatter et al., 1982). Además, se ha documentado que la precipitación tiene un impacto significativo en la abundancia de artrópodos terrestres (Cepeda-Pizarro et al., 2005). En este sentido, la Figura 3

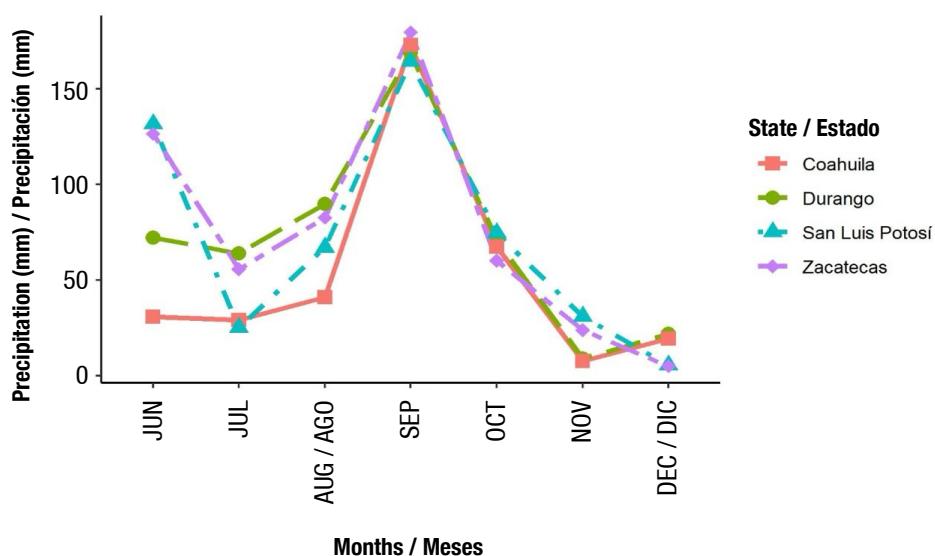


Figure 3. Precipitation recorded at the study sites during the evaluation period.

Figura 3. Precipitación registrada en los sitios de estudio durante el periodo de evaluación.

adult owls to feed without the need to travel, thereby minimizing their energy expenditure in searching for and obtaining food (Cavalli et al., 2014).

Scorpions and individuals from the order Rodentia were identified in the diet of the burrowing owl, although in small proportions (Table 2). The primary taxonomic families identified in the pellets were Scarabaeidae, Formicidae, Tenebrionidae, Acrididae, Curculionidae, Gryllidae, Chrysomelidae, Elateridae, Reduviidae, and Silphidae. Cruz-Nieto (2006) reported that the most abundant families in the burrowing owl's diet in Nuevo León, Mexico, were Carabidae, Acrididae, Scarabaeidae, Curculionidae, Cerambycidae, and Tenebrionidae. These differences in diet composition suggest that the burrowing owl selects its food based on the availability of prey in its environment (Andrade et al., 2010; Carevic et al., 2013; Torres-Contreras & Silva- Aranguiz, 1994).

During the digestion process, the components of the burrowing owl's diet break down to a point where their identification at the species level becomes difficult. In this study, it was possible to identify some dietary components at the genus level, and in a few cases, at the species level. Among the identified prey items were *Canthon* spp., *Dichotomius* spp., *Temnothorax* spp., *Euphoria basalis*, *Pogonomyrmex barbatus*, *Phanaeus quadridens*, *Polyphylla hammondi*, *Cotinis mutabilis* and *Nicrophorus mexicanus*.

The results of the χ^2 analysis suggest that in both summer ($df = 36$, $p = 0.2270$) and autumn ($df = 30$, $p = 0.2426$), all prey species potentially contributing to the burrowing owl's trophic niche breadth were recorded. This appears to be influenced by the

muestra los datos de precipitación registrados durante el periodo de estudio.

La lechuza llanera se posa afuera de su madriguera en espera de sus presas (Haug et al., 1993), las cuales son atraídas por el estiércol de ganado doméstico que coloca alrededor de su refugio (Levey et al., 2004). Esta estrategia permite que los adultos se alimenten sin la necesidad de desplazarse, con lo que minimizan su gasto energético en la búsqueda y obtención del alimento (Cavalli et al., 2014).

Los escorpiones e individuos del orden Rodentia se identificaron en la dieta de la lechuza llanera, pero en proporciones pequeñas (Cuadro 2). Las principales familias taxonómicas identificadas en las egagrópilas fueron Scarabaeidae, Formicidae, Tenebrionidae, Acrididae, Curculionidae, Gryllidae, Chrysomelidae, Elateridae, Reduviidae y Silphidae. Cruz-Nieto (2006) reportó que las familias más abundantes en la dieta de la lechuza llanera en Nuevo León, México, fueron Carabidae, Acrididae, Scarabaeidae, Curculionidae, Cerambycidae y Tenebrionidae. Estas diferencias en la composición de la dieta sugieren que la lechuza selecciona su alimento con base en la disponibilidad de presas en su entorno (Andrade et al., 2010; Carevic et al., 2013; Torres-Contreras & Silva- Aranguiz, 1994).

Durante el proceso de digestión, los componentes de la dieta de la lechuza llanera se descomponen al punto de dificultar su identificación a nivel de especie. En este estudio, fue posible identificar algunos componentes de la dieta a nivel de género, y en pocos casos a nivel de especie. Entre las presas identificadas se encontraron *Canthon* spp., *Dichotomius* spp., *Temnothorax* spp., *Euphoria*

availability and seasonal distribution of its prey, which prevents the overlap of ecological feeding niches. Soberón (2007) proposes that a species' distribution within a habitat largely depends on the distribution of its prey, which is determined by factors such as biotic interactions and access to sites with optimal conditions.

According to the standardized Levins index, the trophic breadth of *A. cunicularia hypugaea* shows slight specialization in prey consumption during the summer ($B_{EST} = 0.09854$) and autumn ($B_{EST} = 0.09375$). This specialization appears to be influenced by an increase in the consumption of beetles, which accounted for 76.7 % of their diet in autumn (286 individuals) and 75.5% in summer (601 individuals). This suggests that the owl species maintains a relatively stable trophic spectrum with minimal seasonal variation ($B_{EST} = 0.09857$). Low values of this index are consistent with those reported by Bó et al. (2007). Bellocq (1998) notes that index values are influenced by the dominance of certain species in the diet. If the Levins index is below 0.60, it indicates specialization, meaning that the species utilizes a limited number of resources and prefers certain specific food components. This contrasts with the findings of Drielle et al. (2022), Pulido et al. (2021), and Vieira and Teixeira (2008), who classify the burrowing owl as a generalist and opportunist.

The Simpson index showed values of $\lambda = 0.59$ in summer and $\lambda = 0.60$ in autumn, which also reflects a generalist behavior in terms of consuming abundant prey (Andrade et al., 2010; Carevic et al., 2013; Torres-Contreras & Silva-Aranguiz, 1994). Diet composition depends on resource availability (Luque-Fernández, 2020), and selectivity is related to the relative abundance of prey (Pulido et al., 2021). Drielle et al. (2022) observed a predominant consumption of invertebrates in Brazil due to their abundance, representing 84.8 % of the diet, while Vieira and Taixeira (2008) reported higher consumption of amphibians (78.1 %) because they were the most frequent. In southern Texas, Woodin et al. (2007) found that insects dominated the diet of the burrowing owl in winter (91 %). On the other hand, Zunino and Jofre (1999) reported that in a region of Chile, the owl consumed rodents during the breeding season and shifted to arthropods when the rodent population declined.

In this study, the percentage of individuals from the order Rodentia represented 3.2 % of the diet in summer and 0.8 % in autumn, values like those reported by York et al. (2002), who observed rodent consumption at 0.2 % of the diet. However, these results contrast with findings from Colorado, USA, where rodents accounted for 52 % of the diet (Plumpton & Scott, 1993). These differences are likely due to prey availability.

basalis, *Pogonomyrmex barbatus*, *Phanaeus quadridens*, *Polyphylla hammondi*, *Cotinis mutabilis* y *Nicrophorus mexicanus*.

Los resultados del análisis de χ^2 sugieren que en verano ($gl = 36$, $p = 0.2270$) y otoño ($gl = 30$, $p = 0.2426$) se registraron todas las presas que potencialmente conforman la amplitud de nicho trófico de la lechuza llanera. Esto parece estar influenciado por la disponibilidad y distribución estacional de sus presas, lo cual evita el solapamiento de nichos ecológicos alimenticios. Soberón (2007) plantea que la distribución de una especie en un hábitat depende, en gran medida, de la distribución de sus presas, lo que está determinado por factores como interacciones bióticas y acceso a sitios con condiciones óptimas.

De acuerdo con el índice de Levins estandarizado, la amplitud trófica de *A. cunicularia hypugaea* exhibe una ligera especialización en el consumo de presas en verano ($B_{EST} = 0.09854$) y otoño ($B_{EST} = 0.09375$). Dicha especialización parece estar influenciada por el incremento en el consumo de coleópteros, que representaron el 76.7 % de su dieta en el otoño (286 individuos) y el 75.5 % en verano (601 individuos). Esto sugiere que la especie mantiene un espectro trófico sin grandes variaciones estacionales ($B_{EST} = 0.09857$). Valores bajos de este índice coinciden con lo reportado por Bó et al. (2007). Bellocq (1998) menciona que los valores del índice se deben a la dominancia de ciertas especies en la dieta. Si el índice de Levins es menor a 0.60 indica especialización; es decir, utiliza un número limitado de recursos y prefiere ciertos componentes alimenticios. Lo anterior contrasta con los resultados de Drielle et al. (2022), Pulido et al. (2021), y Vieira y Teixeira (2008), quienes clasifican a la lechuza llanera como generalista y oportuna.

El índice de Simpson mostró valores de $\lambda = 0.59$ en verano y $\lambda = 0.60$ en otoño, lo que también refleja un comportamiento generalista en términos de consumo de presas abundantes (Andrade et al., 2010; Carevic et al., 2013; Torres-Contreras & Silva-Aranguiz, 1994). La composición de la dieta depende de la disponibilidad de recursos (Luque-Fernández, 2020), y su selectividad está relacionada con la abundancia relativa de las presas (Pulido et al., 2021). Drielle et al. (2022) observaron un consumo predominante de invertebrados en Brasil debido a su abundancia, al representar el 84.8 % de la dieta, mientras que Vieira y Taixeira (2008) reportaron un consumo mayor de anfibios (78.1 %) por ser los más frecuentes. En el sur de Texas, Woodin et al. (2007) encontraron que los insectos dominaban la dieta de la lechuza llanera en invierno (91 %). Por otro lado, Zunino y Jofre (1999) reportaron que, en una región de Chile, la lechuza consumía roedores durante la temporada de reproducción y cambiaba a artrópodos cuando la población de roedores disminuía.

Herse (2016) notes that the burrowing owl consumes mammals because they provide more biomass compared to invertebrates. In Brazil, Drielle et al. (2022) reported that rodents made up 8.6 % of the diet, while in Nuevo León, Mexico, González-Rojas et al. (2020) indicated that, although rodents comprised only 2 % of the prey, they accounted for 41 % of the diet's weight.

Prey consumption appears to be related to prey size. The burrowing owl, which weighs approximately 150 g, does not consume very heavy prey (Barclay & Brigham, 1991; Martí et al., 1993), unlike other species of the *Strigidae* family, whose diets are primarily based on small mammals (Aragón et al., 2002; Pozo-Zamora et al., 2017; Rafael-Valdez, 2018).

Species richness determined using the Jackknife1 estimator suggests that the average number of prey orders found was lower than expected by the model (Figures 4, 5, and 6). This may be related to the fragility and easy digestion of insects, the primary components of the owl's diet, which difficults its identification in the pellets.

This study found that the diet of the burrowing owl is primarily composed of insects, which are highly vulnerable to the impacts of habitat fragmentation (Didham et al., 1996). Therefore, effective grassland management, which respects the animal carrying capacity, is crucial. Insects not only serve as a food source for the burrowing owl and other insectivorous birds but also play a key role in maintaining and enhancing the physical and chemical properties of the soil (Beare, 1997), as well as improving nutrient cycling in ecosystems (Lavelle, 1997; MacMahon et

En este estudio, el porcentaje de individuos del orden Rodentia representaron el 3.2 % de la dieta en verano y el 0.8 % en otoño, valores similares a los reportados por York et al. (2002), quienes observaron el consumo de roedores en el 0.2 % de la dieta. Sin embargo, estos resultados contrastan con los obtenidos en Colorado, EUA, donde los roedores alcanzaron el 52 % de la dieta (Plumpton & Scott, 1993). Estas diferencias probablemente se deban a la disponibilidad de las presas. Herse (2016) señala que la lechuza llanera consume mamíferos porque le representan más biomasa en comparación con la que obtiene de invertebrados. En Brasil, Drielle et al. (2022) mencionan que los roedores representaron el 8.6 % de la dieta, mientras que, en Nuevo León, México, González-Rojas et al. (2020) indican que, aunque los roedores conformaron solo el 2 % de las presas, estos representaron el 41 % del peso de la dieta.

El consumo de presas parece estar relacionado con el tamaño de estas. La lechuza llanera, cuyo peso es de aproximadamente 150 g, no consume presas muy pesadas (Barclay & Brigham, 1991; Martí et al., 1993), a diferencia de otras especies de la familia *Strigidae*, cuya dieta se basa principalmente en mamíferos pequeños (Aragón et al., 2002; Pozo-Zamora et al., 2017; Rafael-Valdez, 2018).

La riqueza de especies determinada con el estimador Jackknife1 sugiere que el número promedio de órdenes de presas encontrado fue menor al esperado por el modelo (Figuras 4, 5 y 6). Esto podría estar relacionado con la fragilidad y fácil digestión de los insectos, principales componentes de la dieta de la lechuza, lo cual dificulta su identificación en las egagrópilas.

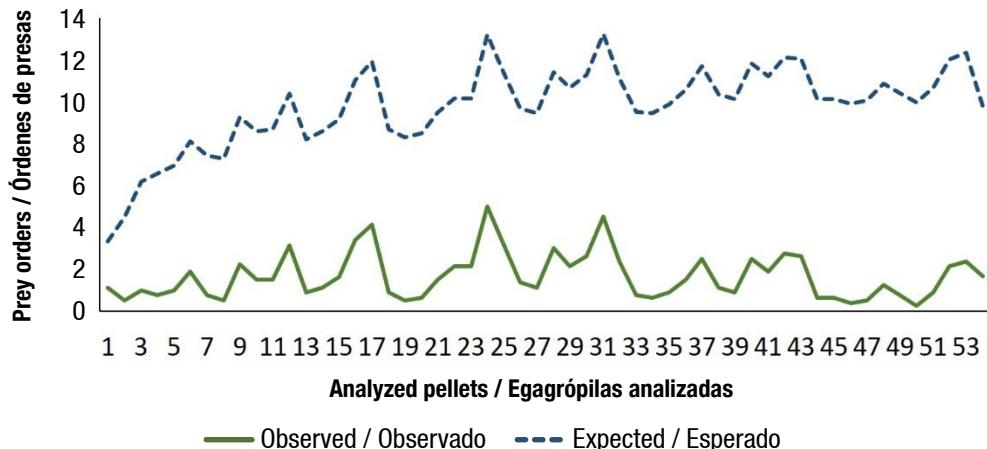


Figure 4. Rarefaction curves for the species richness of prey found in pellets of *Athene cunicularia hypugaea* collected in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, in summer of 2018.

Figura 4. Curvas de rarefacción para la riqueza de especies de presas encontradas en las egagrópilas de *Athene cunicularia hypugaea* recolectadas en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, en verano de 2018.

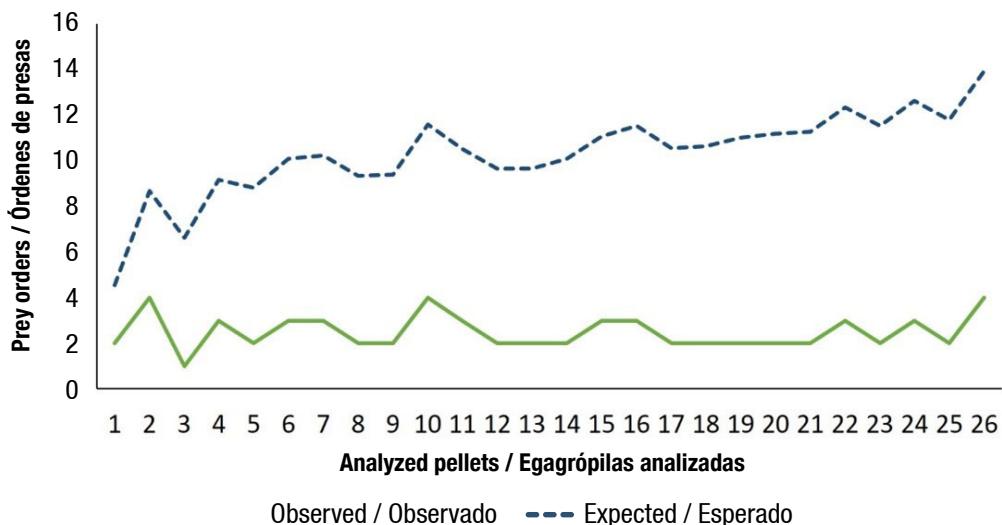


Figure 5. Rarefaction curves for the species richness of prey found in pellets of *Athene cunicularia hypugaea* collected in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, in autumn of 2018.

Figura 5. Curvas de rarefacción para la riqueza de especies de presas encontradas en las egagrópilas de *Athene cunicularia hypugaea* recolectadas en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, en otoño de 2018.

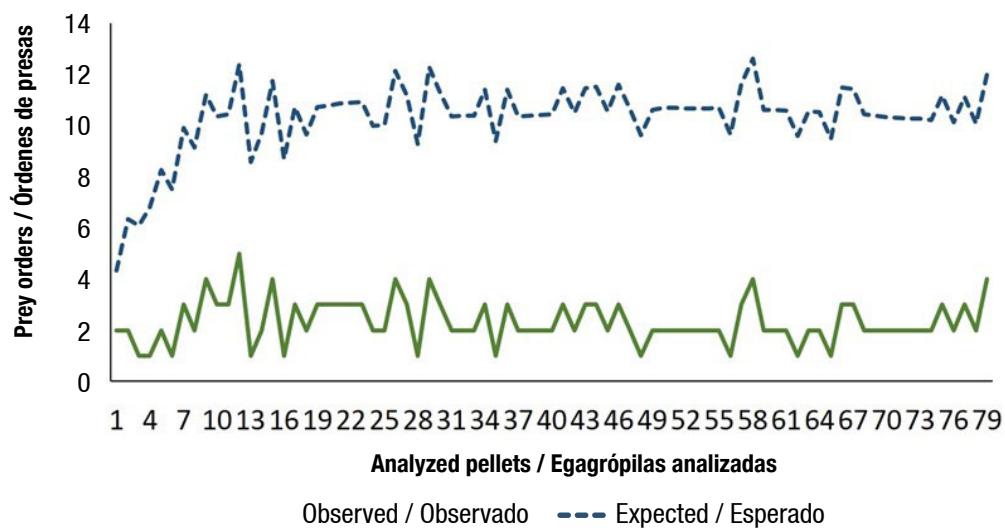


Figure 6. Rarefaction curves for the species richness of prey found in pellets of *Athene cunicularia hypugaea* collected in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, in summer and autumn of 2018.

Figura 6. Curvas de rarefacción para la riqueza de especies de presas encontradas en las egagrópilas de *Athene cunicularia hypugaea* recolectadas en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, en verano y otoño de 2018.

al., 2000). However, the introduction of chemicals into the biosphere has negatively affected wildlife populations (Martínez et al., 2000). For instance, the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) is toxic to rodents during pre- and postnatal stages (Chernoff et al., 1990), and it reduces fertility in invertebrates (Martínez et al., 2000), leading to population declines and imbalances in grassland ecosystems.

En este estudio, se determinó que la dieta de la lechuza llanera está compuesta principalmente por insectos, los cuales son altamente sensibles a los efectos de la fragmentación del hábitat (Didham et al., 1996); por ello, el manejo adecuado de los pastizales, respetando la capacidad de carga animal, es fundamental. Además de ser una fuente de alimento para la lechuza llanera y otras aves insectívoras, los insectos contribuyen

To increase populations of *A. c. hypugaea* and other grassland bird species, it is essential to conserve burrowing mammals, which, in addition to providing burrows for the burrowing owl, help maintain short vegetation and remove some shrubs from grasslands. It is also crucial to preserve native grasslands and implement good livestock management practices that follow the stocking rates established by the Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero Rates (COTECOCA, 1978), since the improper management of rangelands can have adverse ecological and economic consequences.

To ensure the availability of insects that serve as prey for *A. c. hypugaea*, it is essential to adopt sustainable agricultural practices, such as reducing the use of agrochemicals or replacing them with more environmentally friendly alternatives. Additionally, soil conservation practices should be implemented to restore grasslands and benefit birds associated with this ecosystem.

The results of this research provide valuable input for developing management plans focused on the conservation of the burrowing owl. However, it is important to intensify efforts and conduct long-term monitoring of this species' populations to better understand their needs throughout the year.

Conclusions

In seven sites located in Coahuila, Durango, San Luis Potosí, and Zacatecas, Mexico, 79 pellets from *Athene cunicularia hypugaea* were collected. The sampling locations were grasslands with scattered shrubs. During summer, the diet of the burrowing owl was primarily composed of insects from the orders Coleoptera (75.5 %), Hymenoptera (13.6 %), and Orthoptera (4.2 %). In autumn, the diet showed a similar composition, with insects from the orders Coleoptera (76.7 %), Orthoptera (7.0 %) and Hymenoptera (5.9 %) being predominant. The trophic niche breadth was very similar in both seasons, likely due to the similarity in prey availability.

To complement the dietary analysis, it is necessary to conduct studies on the availability of potential prey for *Athene cunicularia hypugaea*, as, unlike other studies, small mammals did not constitute a significant part of the diet in this case. This is likely due to the reduced abundance of these species in the evaluated sites or the presence of competitors, such as other raptors or mammals.

End of English version

a mantener y enriquecer las propiedades físicas y químicas del suelo (Beare, 1997), así como a mejorar el ciclo de nutrientes en los ecosistemas (Lavelle, 1997; MacMahon et al., 2000). Sin embargo, la incorporación de sustancias químicas en la biosfera ha afectado a las poblaciones de fauna silvestre (Martínez et al., 2000). Por ejemplo, el herbicida ácido 2,4-diclorofenoxyacético (2,4-D) es tóxico para roedores en etapas pre y postnatal (Chernoff et al., 1990) y en invertebrados afecta su fertilidad (Martínez et al., 2000), lo cual provoca una disminución de sus poblaciones y causa desequilibrios en los ecosistemas de pastizales.

Para incrementar las poblaciones de *A. c. hypugaea* y de otras especies de aves de pastizal, es necesario conservar a los mamíferos excavadores, los cuales, además de proveer madrigueras para la lechuza llanera, mantienen a la vegetación corta y eliminan algunos arbustos de los pastizales. Asimismo, es crucial preservar los pastizales nativos e implementar buenas prácticas ganaderas que respeten los coeficientes de agostadero establecidos por la Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA, 1978), ya que el manejo inadecuado de los agostaderos puede tener consecuencias ecológicas y económicas adversas.

Para garantizar la disponibilidad de insectos que sirven de presa a *A. c. hypugaea*, es fundamental adoptar prácticas agrícolas sostenibles, como la disminución del uso de agroquímicos o su sustitución por métodos alternativos más amigables con el ambiente. Además, se deben implementar prácticas de conservación de suelos para recuperar los pastizales y beneficiar a las aves asociadas a este ecosistema.

Los resultados de esta investigación representan un aporte valioso para el desarrollo de planes de manejo enfocados en la conservación de la lechuza llanera. Sin embargo, se deben redoblar esfuerzos y monitorear a largo plazo las poblaciones de esta especie para identificar sus necesidades durante el año.

Conclusiones

En siete sitios ubicados en Coahuila, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas, México, se recolectaron 79 egagrópilas de *Athene cunicularia hypugaea*. Los lugares de muestreo correspondieron a pastizales con arbustos dispersos. Durante el verano, la dieta de la lechuza llanera estuvo compuesta principalmente por insectos de los órdenes Coleoptera (75.5 %), Hymenoptera (13.6 %) y Orthoptera (4.2 %). En otoño, la dieta mostró una composición similar, al predominar los insectos de los órdenes Coleoptera (76.7 %), Orthoptera (7.0 %) e Hymenoptera (5.9 %). La amplitud del nicho

References / Referencias

- Andrade, A., Teta, P., & Contreras, J. R. (2004). Dieta de la lechucita vizcachera (*Speotyto cunicularia*) en el parque nacional Médanos del Chaco (Paraguay). *Ornitología Neotropical*, 15, 87-92. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/105764>
- Andrade, A., Nabte, M. J., & Kun, M. E. (2010). Diet of the burrowing owl (*Athene cunicularia*) and its seasonal variation in Patagonian steppes: Implications for biodiversity assessments in the Somuncurá Plateau Protected Area, Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(2), 101-110. <https://doi.org/10.1080/01650521.2010.502010>
- Aragón, E. E., Castillo, B., & Garza, A. (2002). Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo virginianus* y *Tyto alba*) en el noreste de Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 86, 29-50. <https://azm.ojs.inecol.mx/index.php/azm/article/view/2498/2874>
- Askins, R. A., Chávez-Ramírez, F., Dale, B. C., Haas, C. A., Herkert, J. R., Knopf, F. L., & Vickery, P. D. (2007). Conservation of grassland birds in North America: Understanding ecological processes in different regions. *Ornithological Monographs*, 64, 1-46. <http://www.jstor.org/stable/40166905>
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Morales-Palarea, C. (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3), 217-246. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>
- Barclay, R. M., & Brigham, R. M. (1991). Prey detection, dietary niche breadth, and body size in bats: why are aerial insectivorous bats so small? *The American Naturalist*, 137(5), 693-703. <https://www.jstor.org/stable/2462602>
- Beare, M. H. (1997). Fungal and bacterial pathways of organic matter decomposition and nitrogen mineralization in arable soils. In L. Brussard & R. Ferrera-Cerrato (Eds.), *Soil Ecology in Sustainable Agricultural System* (pp. 41-74). CRC Press LLC. <https://doi.org/10.1201/9781003040057>
- Bellocq, M. I. (1998). Prey selection by breeding and nonbreeding Barn Owls in Argentina. *The Auk*, 115(1), 224-229. <https://doi.org/10.2307/4089132>
- Bennett, R. S., Williams, B. A., Schmedding, D. W., & Bennett, J. K. (1991). Effects of dietary exposure to methyl parathion on egg laying and incubation in mallards. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 10(4), 501-507. <https://doi.org/10.1002/etc.5620100410>
- Bó, M. S., Baladrón, A. V., & Biondi, L. M. (2007). Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *El Hornero*, 22(2), 97-115. <https://www.scielo.org.ar/pdf/hornero/v22n2/v22n2a03.pdf>
- Carevic, F. S., Carmona, E. R., & Muñoz-Pedreros, A. (2013). Seasonal diet of the burrowing owl *Athene cunicularia* Molina, 1782 (Strigidae) in a hyperarid ecosystem of the Atacama desert in northern Chile. *Journal of Arid Environments*, 97, 237-241. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.07.008>
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Martínez, G., & Bó, M. S. (2014). Prey selection and food habits of breeding burrowing owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas. *Emu-Austral Ornithology*, 114(2), 184-188. <http://dx.doi.org/10.1071/MU13040>
- Cepeda-Pizarro, J., Pizarro-Araya, J., & Vásquez, H. (2005). Composición y abundancia de artrópodos epígeos del Parque Nacional Llanos de Challe: impactos del ENOS de 1997 y efectos del hábitat pedológico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78(4), 635-650. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2005000400004>
- Chernoff, N., Setzer, R. W., Miller, D. B., Rosen, M. B., & Rogers, J. M. (1990). Effects of chemically induced maternal toxicity on prenatal development in the rat. *Teratology*, 42(6), 651-658. <https://doi.org/10.1002/tera.1420420610>
- Colwell, R. K. (2004). *EstimateS user's Guide*. <http://purl.oclc.org/estimates>
- Comisión Técnica Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero (COTECOCA). (1978). *Determinación de Coeficientes de Agostadero*. COTECOCA-SARH.
- Cruz-Nieto, M. A. (2006). *Ecología invernal de la Lechuza llanera (*Athene cunicularia*), en pastizales ocupados por Perrito llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus*), Galeana, Nuevo León, México* [Ph.D. Thesis, Universidad Autónoma de Nuevo León]. <http://reprints.uanl.mx/4035/1/1080253546.pdf>
- Desmond, M. J., Savidge, J. A., & Eskridge, K. M. (2000). Correlations between burrowing owl and black-tailed prairie dog declines: A 7-year analysis. *The Journal of Wildlife Management*, 64(4), 1067-1075. <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1163&context=natrespapers>
- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E., & Davis, A. J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(6), 255-260. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)20047-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)20047-3)
- Drielle, A., Branco, J. O., & Barrilli, G. H. C. (2022). Prey ecology of the burrowing owl *Athene cunicularia cunicularia* (Molina, 1782) on the northern coast of Santa Catarina, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 57(3), 283-290. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1867953>
- Enríquez-Rocha, P., Rangel-Salazar, J. L., & Holt, D. W. (1993). Presence and distribution of Mexican owls: A review. *Journal of Raptor Research*, 27(3), 154-160. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/jrr/v027n03/p00154-p00160.pdf>

- Gervais, J. A., Rosenberg, D. K., Fry, D. M., Trulio, L., & Sturm, K. K. (2000). Burrowing owls and agricultural pesticides: Evaluation of residues and risks for three populations in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(2), 337-343. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190213>
- González-Rojas, J. I., Cruz-Nieto, M. A., Guzmán-Velasco, A., Ruvalcaba-Ortega, I., Olalla-Kerstupp, A., & Ruiz-Ayma G. (2020). Winter diet of burrowing owls in the Llano La Soledad, Galeana, Nuevo León, México. *Peer J*, 10, e13324. <https://doi.org/10.7717/peerj.13324>
- Haug, E. A., Millsap, B. A., & Martell, M. S. (1993). Burrowing owl (*Speotyto cunicularia*). In Poole, A., & Gill, F. (Eds.), *The birds of North America* (pp. 1-20). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union.
- Herse, M. R. (2016). Diet and behavior of extralimital western burrowing owls (*Athene cunicularia hypogea*) in tallgrass prairie. *Southwestern Naturalist*, 61(4), 341-348. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-61.4.341>
- Holroyd, G. L., Rodriguez-Estrella, R., & Sheffield, S. R. (2001). Conservation of the burrowing owl in western North America: Issues, challenges, and recommendations. *Journal of Raptor Research*, 35(4), 399-407. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v035n04/p00399-p00407.pdf>
- Infante, G. S. (1980). *Métodos estadísticos no paramétricos*. Centro de Estadística y Cálculo, Colegio de Postgraduados.
- JMP. (2024). *Statistics for the Apple Macintosh: Statistics and Graphics Guide* (ver. 17.2). Academic SAS Institute Inc.
- Krebs, C. J. (1978). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance* (2a ed.). Harper International Edition. Harper and Row Publishers.
- Lavelle, P. (1997). Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27, 93-132. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60007-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60007-0)
- Levey, D. J., Duncan, R. S., & Levins, C. F. (2004). Use of dung as a tool by burrowing owls. *Nature*, 431, 39. <https://doi.org/10.1038/431039a>
- Littles, C. J., Williford, D., Skoruppa, M. K., Woodin, M. C., & Hickman, G. C. (2007). Diet of western burrowing owls wintering in southern Texas. *Journal of Raptor Research*, 41(4), 307-313. [https://doi.org/10.3356/0892-1016\(2007\)41\[307:DOWBOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3356/0892-1016(2007)41[307:DOWBOW]2.0.CO;2)
- Lizana-Avia, M., Ciudad-Pizarro, J. M., & Pérez-Mellado, V. (1986). Uso de los recursos tróficos en una comunidad ibérica de anfibios. *Revista Española de Herpetología*, 1, 209-271.
- Loyd, K. A., & Watkins, R. T. (2019). Habitat characteristics and nesting success of the Western burrowing owl in a suburban desert landscape. *Arizona Birds*, 13, 8-12.
- Luque-Fernández, C. R. (2020). Diet and behavior of the burrowing owl (*Athene cunicularia*) in Arequipa, an ecosystem of Lomas in the south of Peru. *Biodiversitas*, 21(1), 137-143. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210118>
- MacArthur, R. H., & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101(921), 337-385. <https://doi.org/10.1086/282505>
- MacMahon, J. A., Mull, J. F., & Crist, T. O. (2000). Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1), 265-291. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.265>
- Marti, C. D., Steenhof, K., Kochert, M. N., & Marks, J. S. (1993). Community trophic structure: the roles of diet, body size, and activity time in vertebrate predators. *Oikos*, 67(1), 6-18. <https://doi.org/10.2307/3545090>
- Martínez, M., Cruz, R., & Lumaret, J. P. (2000). Efecto del diferente manejo de los pastizales y del ganado sobre los escarabajos coprófagos *Ataenius apicalis* Hinton y *Ataenius sculptor* Harold (Scarabaeidae: Aphodiinae: Eupariini). *Acta Zoológica Mexicana*, 80, 185-196. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57508010>
- Martínez, A. C., & de Brito-Freire, G. (2018). Análise temporal da dieta de *Athene cunicularia* em Brasília-DF. *Pubvet*, 12(8), 1-3. <https://doi.org/10.31533/pubvet.v12n8a160.1-3>
- Molinero, L. M. (2003). *Análisis de tablas de contingencia de más de 2 variables cualitativas. Asociación de la Sociedad Española de Hipertensión*. <https://www.alceingenieria.net/bioestadistica/loglinear.pdf>
- Moreno, E. C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- Palacios, E., Anderson, D. W., Mellink, E., & González-Guzmán, S. (2000). Distribution and abundance of burrowing owls on the peninsula and islands of Baja California. *Western Birds*, 31(2), 89-99.
- Patil, G. P., & Taile, C. (1982). Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American Statistical Association*, 77(379), 548-567. <https://doi.org/10.2307/2287709>
- Plumpton, D. L., & Scott, L. R. (1993). Prey selection and food habits of burrowing owls in Colorado. *The Great Basin Naturalist*, 53(3), 299-304. <https://www.jstor.org/stable/41712786>
- Poulin, R. G., Todd, L. D., Haug, E. A., Millsap, B. A., & Martell, M. S. (2020). *Burrowing owl (Athene cunicularia)*, ver. 1.0. Birds of the World. <https://doi.org/10.2173/bow.buowl.01>
- Pozo-Zamora, G. M., Brito, J., García, R., Alarcón, I., & Cadena-Ortiz, H. F. (2017). Primeras observaciones de la dieta del Búho Orejicorto Asio flammeus bogotensis (Strigiformes: Strigidae) en Pichincha, Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Ornitología*, 1, 1-7. <https://doi.org/10.18272/reo.v0i1.463>
- Pulido, V., Salinas, L., del Pino, J., & Arana, C. (2021). Revisión del conocimiento actual y conservación de la lechuza de los arenales *Athene cunicularia* (Molina, 1782) en el Perú. *Revista Peruana de Biología*, 28(1), e19242. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28i1.19242>
- Rafael-Valdez, J. (2018). *Ecología del tecolote moteado mexicano (Strix occidentalis lucida) en el centro-norte de la sierra madre occidental, México* [Master's Thesis, Colegio de Postgraduados]. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/handle/10521/3128>
- Ribic, C. A., Koford, R. R., Herkert, J. R., Johnson, D. H., Niemuth, N. D., Naugle, D. E., Bakker, K. K., Sample, D. W., & Renfrew, R. B. (2009). Area sensitivity in North American grassland birds: Patterns and processes. *The Auk*, 126(2), 233-244. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.1409>
- Rodríguez-Estrella, R. (1997). Nesting sites and feeding habits of the burrowing owl in the Biosphere Reserve of Mapimi, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 9, 99-106.

- Ruiz-Aymá, G. R., Olalla-Kerstupp, A., Guzmán-Velasco, A., & González-Rojas, J. I. (2019). Diet and prey delivery of burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*) during the breeding season in the Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 53(1), 75-83. <https://doi.org/10.3356/JRR-17-90>
- Schlatter, R., Yañez, J., Nuñez, H., & Jaksic, F. (1982). Estudio estacional de la dieta del pequén, *Athene cunicularia* (Molina) (Aves, Strigidae) en la Precordillera de Santiago. *Medio Ambiente*, 6, 9-18.
- Schmutz, J. K., Wood, G., & Wood, D. (1991). Spring and summer prey of burrowing owls in Alberta. *Blue Jay*, 49(2), 93-97. <https://doi.org/10.29173/bluejay5191>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). NOM-059-SEMARNAT: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 diciembre de 2010. https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., & Hiraldo, F. (2008). Top Predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 1-19. <https://digital.csic.es/bitstream/10261/59719/1/annurev.ecolsys.39.110707.pdf>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115-1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Stanton, R. L., Morrissey, C. A., & Clark, R. G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254, 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Stromborg, K. L. (1986). Reproduction of bobwhites fed different dietary concentrations of an organophosphate insecticide, methamidophos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 15(2), 143-147. <https://doi.org/10.1007/BF01059963>
- Sutherland, W. J. (2000). *The conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Blackwell Science. <https://doi.org/10.1002/9780470999356>
- Toft, C. (1980). Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia*, 45, 131-141. <https://doi.org/10.1007/BF00346717>
- Torres-Contreras, H., & Silva-Aranguez, E. (1994). Dieta y selectividad de presas de *Speotyto cunicularia* en una localidad semi-árida del norte de Chile a lo largo de siete años (1987-1993). *Revista Chilena de Historia Natural*, 67, 329-340. https://rchn.biologichile.cl/pdfs/1994/3/Torres-Contreras_et_al_1994.pdf
- Tuomainen, U., & Candolin, U. (2011). Behavioural responses to human-induced environmental change. *Biological Reviews*, 86(3), 640-657. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00164.x>
- Velasco-Bautista L., Tarango-Arámbula L., Olmos-Oropeza G., Ugalde-Lezama S., Martínez-Guerrero J., & Martínez-Montoya J. (2022). Caracterización del hábitat de *Athene cunicularia hypugaea* (Bonaparte, 1825) en el Centro-Norte de México. *Abanico Veterinario*, 12, 1-17. <http://dx.doi.org/10.21929/abavet2022.27>
- Vickery, P. D., Tubaro, P. L., Cardosa-da Silva, J. M., Peterjohn, B. G., Herkert, J. R., & Cavalcanti, R. B. (1999). Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Studies in Avian Biology*, 19, 2-26. https://sora.unm.edu/sites/default/files/SAB_019_1999%20P2-26_Introduction%20Conservation%20of%20Grassland%20Birds%20in%20the%20Western%20Hemisphere_Vickery,%20Tubaro,%20da%20Silva,%20Peterson,%20Herkert,%20Cavalcanti.pdf
- Vieira, L. A., & Teixeira R. L. (2008). Diet of *Athene cunicularia* (Molina, 1782) from a sandy coastal plain in southeast Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 23, 5-14. http://boletim.sambio.org.br/pdf/23_01.pdf
- Wellcome, T. I. (2000). *Effects of food on reproduction in burrowing owl (*Athene cunicularia*) during three stages of the breeding season* [Thesis Ph. D. University of Alberta]. https://www.collectionscanada.gc.ca/obj/s4/f2/dsk1/tape2/PQDD_0010/NQ60040.pdf
- Woodin, M. C., Skoruppa, M. K., & Hickman, G. C. (2007). *Winter ecology of the Western burrowing owl (*Athene cunicularia hypugaea*) in Southern Texas 1999–2004*. Texas A&M University–Corpus Christi
- York, M. M., Rosenberg, D. K., & Sturm, K. K. (2002). Diet and food-niche breadth of burrowing owls (*Athene cunicularia*) in the Imperial Valley, California. *Western North American Naturalist*, 62(3), 280-287. <https://scholarsarchive.byu.edu/wnan/vol62/iss3/3>
- Zunino, S., & Jofre, C. (1999). Dieta de *Athene cunicularia* en Isla Choros, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, IV Región. *Boletín Chileno de Ornitológia*, 6, 2-7. <https://www.aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/03/2-7-bco-1999-szunino-dieta-pequen-choros.pdf>