



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

COMPARACIÓN DE LA ECOLOGÍA TRÓFICA DEL  
BÚHO CORNUDO (*Bubo virginianus*) EN UNA ZONA  
NATURAL Y UNA FRAGMENTADA DEL MATORRAL  
DESÉRTICO EN BAJA CALIFORNIA SUR

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación Ecología de Zonas Áridas)

Presenta

CELIA ANGÉLICA MARTÍNEZ SARMIENTO

La Paz, Baja California Sur, Agosto de 2015

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 13:00 horas del día 10 del Mes de Agosto del 2015, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"COMPARACIÓN DE LA ECOLOGÍA TRÓFICA DEL BÚHO CORNUDO (*Bubo virginianus*) EN UNA ZONA NATURAL Y UNA FRAGMENTADA DEL MATORRAL DESÉRTICO EN BAJA CALIFORNIA SUR"**

Presentada por el alumno:

**Martínez Sarmiento Celia Angélica**

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN **Ecología de Zonas Áridas**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

  
\_\_\_\_\_  
DR. RICARDO RODRIGUEZ ESTRELLA  
DIRECTOR DE TESIS

  
\_\_\_\_\_  
DRA. PATRICIA RAMIREZ BASTIDA  
CO-TUTOR

  
\_\_\_\_\_  
DR. ALBERTO LAFON TERRAZAS  
CO-TUTOR

  
\_\_\_\_\_  
DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,  
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

## **COMITÉ TUTORIAL**

### **Director de Tesis**

**Dr. Ricardo Rodríguez Estrella**

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR)

### **Co-Tutor**

**Dra. Patricia Ramírez Bastida**

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

### **Co-Tutor**

**Dr. Alberto Lafón Terrazas**

Universidad Autónoma de Chihuahua (UACH)

Protección de la Fauna Mexicana A.C. (PROFAUNA)

## **COMITÉ REVISOR DE TESIS**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dra. Patricia Ramírez Bastida

Dr. Alberto Lafón Terrazas

## **JURADO DE EXAMEN DE GRADO**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dra. Patricia Ramírez Bastida

Dr. Alberto Lafón Terrazas

## **SUPLENTE**

Dra. Maria Luisa Jimenez Jimenez

## Resumen

Uno de los efectos de la actividad humana por cambios del uso de la tierra es la fragmentación, que es un proceso en el cual un hábitat es reducido a fragmentos de tamaño variable dentro de una matriz distinta a la original. La fragmentación produce cambios que afectan a la fauna debido a la alteración de la disponibilidad de los recursos, modificando la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas, de vertebrados e invertebrados, y como consecuencia también cambios funcionales en procesos ecológicos como las interacciones tróficas. Uno de los grupos en el que se ha estudiado el efecto de la fragmentación es el de las aves rapaces, por tener un papel importante dentro de las redes tróficas ya que regulan poblaciones de vertebrados e invertebrados. En aves rapaces nocturnas no existen estudios sobre los efectos de la fragmentación del hábitat, siendo el presente estudio novedoso, en el que se determinó si la fragmentación afecta a la composición de presas en la dieta del búho cornudo *Bubo virginianus*. Este trabajo se realizó en dos fases: 1. La fase de campo, que consistió en visitar durante la época reproductiva de 2014 los nidos previamente ubicados tanto en zona natural como fragmentada, en donde se colectaron restos regurgitados de las presas o egagrópilas; previamente se habían colectado egagrópilas en las épocas reproductivas de los años 2009, 2010 y 2013 en las dos zonas estudiadas. 2. La fase de laboratorio, consistió en que cada egagrópila se disgregó para separar los restos de las presas contenidas en las mismas; posteriormente, y con la ayuda de un microscopio estereoscópico, se identificaron y contabilizaron las estructuras de las presas como mandíbulas, maxilas, pelos, escamas, plumas y restos de insectos comparándolas con muestras de referencia del laboratorio del CIBNOR. Se analizaron un total de 592 egagrópilas en los 4 años de colecta en las dos zonas estudiadas, natural y fragmentada (141 egagrópilas en zona natural de 21 nidos y 451 en zona fragmentada de 48 nidos), siendo estos números de muestras adecuado para representar el patrón de riqueza y diversidad de presas consumidas por el búho cornudo según la curva de acumulación de especies por

número de egagrópilas analizadas por año. Se identificaron un total de 2347 presas que correspondieron a 29 especies presa pertenecientes a 4 grupos faunísticos (mamíferos, aves, reptiles e invertebrados). El mayor porcentaje de frecuencia de presas correspondió a los grupos de invertebrados y mamíferos, pero el mayor aporte de biomasa lo obtuvieron de los mamíferos, en las dos zonas de estudio. Se encontraron diferencias en la diversidad de presas en las dos zonas de estudio, siendo el área fragmentada la zona con mayor diversidad (para la zona fragmentada y zona natural en 2009:  $H'_{\text{frag}} = 2.57$ ,  $H'_{\text{nat}} = 2.42$ ,  $t = -2.12$ ,  $p_{(167)} = 0.034$ ; en 2010:  $H'_{\text{frag}} = 1.97$ ,  $H'_{\text{nat}} = 1.74$ ,  $t = -1.31$ ,  $p_{(79)} = 0.193$ ; en 2013:  $H'_{\text{frag}} = 2.24$ ,  $H'_{\text{nat}} = 1.96$ ,  $t = -2.20$ ,  $p_{(158)} = 0.028$ ; y en 2014:  $H'_{\text{frag}} = 2.34$ ,  $H'_{\text{nat}} = 2.71$ ,  $t = 5.43$ ,  $p_{(549)} = 8.23E-08$ ). A pesar de su carácter generalista *B. virginianus*, en la zona fragmentada tiende a ser relativamente especialista en su dieta (índice de Levins estandarizado para 2009:  $Bs_{\text{frag}} = 0.424$ ,  $Bs_{\text{nat}} = 0.350$ ; en 2010:  $Bs_{\text{frag}} = 0.149$ ,  $Bs_{\text{nat}} = 0.283$ ; en 2013:  $Bs_{\text{frag}} = 0.224$ ,  $Bs_{\text{nat}} = 0.307$ ; y en 2014:  $Bs_{\text{frag}} = 0.274$ ,  $Bs_{\text{nat}} = 0.586$ ). En cuanto a la selección de presas, al comparar el consumo contra lo disponible en la zona fragmentada y natural, hizo una selección de presa positiva hacia *C. spinatus* y *Peromyscus*, mientras que fue negativa hacia *C. arenarius*, *C. rudinoris*, *D. merriami* y *D. simulans* (correlación  $r$  de Spearman). Se ha encontrado que los mamíferos son la principal presa de *B. virginianus* en otras regiones de Norteamérica, Argentina y México; en nuestro estudio en el desierto se encontró también esta tendencia. El alto consumo de artrópodos en el desierto de Baja California Sur concuerda con otro estudio realizado en otro desierto de México, en Durango. El consumo de aves es importante en algunas otras regiones, lo cual es diferente a lo encontrado en nuestro estudio en que el consumo de aves no fue significativo. Como ha sido establecido en otros trabajos, la fragmentación puede afectar o beneficiar a algunas especies en distintas formas. En el desierto de Baja California Sur, la fragmentación ha inducido a que *B. virginianus* se comporte como una especie especialista, mientras que en el área no fragmentada del desierto, este búho se comporta como una especie generalista, similar a lo encontrado en un área fragmentada boscosa por otro

estudio en que esta especie se comporta de manera oportunista. Comprobamos con nuestro estudio que la fragmentación del desierto afecta por lo tanto la interacción depredador-presa. Se concluye que la composición de las presas en la dieta del búho cornudo fue diferente en el área natural y en el área fragmentada, por lo que sí hubo un cambio en la composición de las presas entre las dos áreas de estudio en el desierto de Baja California Sur, en el Valle de Santo Domingo.

**Palabras clave:** Fragmentación, *Bubo virginianus*, Ecología Trófica

## Abstract

Habitat fragmentation is one of the main results of land-use changes by human activity. It reduces the amount of habitat producing a number of patches with different size and with a variation in connectivity among them, inside a matrix of land different to the original. Habitat fragmentation changes resource availability modifying the plant species and community structure and then affecting invertebrate and vertebrate abundance and composition. These changes affect function in ecological processes, for example, trophic interactions. Although raptors are one of the groups where effects of habitat fragmentation have been evaluated, studies are few in spite of the role these predators have in trophic webs of ecosystems. No studies are available on the effects of habitat fragmentation in owls; thus this is a novel study where we aimed to evaluate the effects of habitat fragmentation on prey composition of the Great Horned Owl *Bubo virginianus*. This work was conducted doing (1) Field work, visiting the owl nests during the 2014 breeding season and collecting pellets and prey remains at each nest and perches around the nest. These nests have been previously located both in natural and fragmented areas, and pellets were collected in the breeding seasons of 2009, 2010, and 2013 in all nests. (2) Laboratory analysis, where each pellet was broken in order to separate the prey remains they contained. Subsequently, prey species were identified and quantified using structures like mandibles, bones, hairs, feathers, scales and insect remains. These structures were compared with a reference collection of each species or taxa (e.g. reference collection at CIBNOR laboratory). A total of 592 pellets were analyzed for the 4 year sampling in the studied natural and fragmented areas (141 pellets from 21 nests of natural areas, and 451 from 48 nest in fragmented areas), this sample size is an adequate number to represent the trophic pattern in the diet of the Great Horned Owl in both natural and fragmented habitat conditions, according to the cumulative prey species curve/number of pellets. A total of 2347 preys were identified from 29 species of mammals, birds, reptiles and invertebrates. The highest percentage of

frequency corresponded to invertebrates and mammals, but the greatest biomass contribution was recorded from mammals in both fragmented and natural areas. We found significant differences in prey diversity between the studied areas, but the fragmented area showed the highest value (for fragmented and natural areas in 2009:  $H'_{\text{frag}}= 2.57$ ,  $H'_{\text{nat}}= 2.42$ ,  $t=-2.12$ ,  $p_{(167)}= 0.034$ ; in 2010:  $H'_{\text{frag}}=1.97$ ,  $H'_{\text{nat}}=1.74$ ,  $t=-1.31$ ,  $p_{(79)}=0.193$ ; in 2013:  $H'_{\text{frag}}=2.24$ ,  $H'_{\text{nat}}=1.96$ ,  $t=-2.20$ ,  $p_{(158)}=0.028$ ; and in 2014:  $H'_{\text{frag}}=2.34$ ,  $H'_{\text{nat}}=2.71$ ,  $t=5.43$ ,  $p_{(549)}=8.23E-08$ ). Despite being a prey generalist *B. virginianus* tends to be a relatively prey specialist in the fragmented area (Levins standardized index for 2009:  $BS_{\text{frag}}=0.424$ ,  $BS_{\text{nat}}= 0.350$ ; for 2010:  $BS_{\text{frag}}= 0.149$ ,  $BS_{\text{nat}}= 0.283$ ; for 2013:  $BS_{\text{frag}}=0.224$ ,  $BS_{\text{nat}}= 0.307$ ; and for 2014:  $BS_{\text{frag}}= 0.274$ ,  $BS_{\text{nat}}= 0.586$ ). Regarding prey selection, when the consumption was compared with prey availability in both fragmented and natural areas, the Great Horned Owl made a positive prey selection with *C. spinatus* and *Peromyscus* while it was negative with *C. arenarius*, *C. rudinoris*, *D. merriami* and *D. simulans* (Spearman rank correlation test). It is known that mammals are the main kind of prey of *B. virginianus* in other regions of North America, Argentina and México, and in our desert study area we found the same trend. The high consumption of arthropods in the desert of Baja California Sur is similar to the results showed in a study made in another desert of México, in Durango. The predation on birds could be important in other regions, but in our region the consumption was irrelevant. Fragmentation can affect or benefit different species in different ways. In the desert of Baja California Sur, fragmentation has caused *B. virginianus* to behave as a specialist predator and as a generalist in non-fragmented habitat. On the contrary, *B. virginianus* was found to be a generalist prey species in a fragmented forest. To conclude, prey composition was significantly different between natural and fragmented desert habitats of Baja California Sur, showing that desert habitat fragmentation changes predator-prey interactions.

**Keywords:** Habitat fragmentation, *Bubo virginianus*, Trophic Ecology



## **Agradecimientos**

Quiero agradecer extensamente:

Al CIBNOR como institución receptora para realizar mis estudios de Posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca (278744) otorgada.

Al proyecto SEP-CONACyT (155956) “Consecuencias de la fragmentación en diferentes grupos biológicos desde una perspectiva molecular a una paisajística” a cargo del Dr. Ricardo Rodríguez Estrella en el cual este proyecto está inserto.

Al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella por todo el apoyo brindado para que esta tesis se terminara, por hacerme parte de su grupo de trabajo, por los ánimos, gracias una vez más por la oportunidad.

A mis tutores Dra. Patricia Ramírez Bastida y Dr. Alberto Lafón Terrazas por todas las atenciones brindadas, por sus valiosos comentarios y sugerencias para la realización de tesis.

A la Dra. María Luisa Jiménez Jiménez por aceptar ser suplente en el comité tutorial.

A Tomás López por todo el apoyo durante la maestría, en campo y en el laboratorio pero sobre todo por esos consejos, regaños, ánimos y todas las fotos.

A Raquel Bolaños por su ayuda en campo.

A Abelino Cota y a Franco Cota por su apoyo y gran ayuda en el laboratorio gracias, sin ustedes nunca habría terminado todas las muestras.

A Mayra de la Paz y al laboratorio de Mastozoología por permitirme el acceso a sus instalaciones y por su gran ayuda en la identificación de las presas

A Armando Tejas por su valiosa ayuda en la identificación de los insectos-presa

A M.C. Diana Leticia Dorantes por su apoyo en la edición del abstract y por sus valiosas clases de inglés, pero sobre todo por todo el apoyo brindado.

A toda mi gran familia, a mis hermanas Yuri, Mari, mi hermano (Wero), mi papá y mi abuelito (Chentito), gracias por todo el apoyo, los ánimos y los consejos.

A mis amigos (incluyo a todos) por los ánimos, el apoyo y las porras.

## Contenido

<b>Resumen</b> .....	i
<b>Abstract</b> .....	iv
<b>Agradecimientos</b> .....	vi
<b>Lista de Figuras</b> .....	x
<b>Lista de Tablas</b> .....	xv
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	5
2.1. Generalidades de la especie.....	6
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	10
<b>4. HIPÓTESIS</b> .....	11
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	12
<b>6. MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	13
6.1. Área de estudio .....	13
6.1.1. Clima.....	13
6.1.2. Suelo.....	13
6.1.3. Vegetación.....	14
6.1.4. Fauna.....	14
6.1.5. Población y actividades.....	15
6.1.6 Área Fragmentada.....	15
6.2. Método.....	16
6.2.1. Nidos y colecta de egagrópilas.....	16
6.2.2 Disponibilidad de Presas.....	18
6.2.3. Laboratorio.....	18
6.2.4. Análisis Estadísticos.....	21
<b>7. RESULTADOS</b> .....	25

7.1. Análisis Global.....	42
7.2. Diversidad de presas.....	43
7.3. Amplitud de Nicho Trófico.....	44
7.4. Biomasa de Presas.....	44
7.5. Análisis de aporte de biomasa por especies más importantes dentro de los grupos faunísticos .....	45
7.5.1. Año 2009.....	45
7.5.2. Año 2010.....	48
7.5.3. Año 2013.....	51
7.5.4. Año 2014.....	55
7.6. Disponibilidad de Presas.....	59
<b>8. DISCUSIÓN.....</b>	<b>65</b>
<b>9. CONCLUSIONES.....</b>	<b>72</b>
<b>10. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>73</b>
<b>11. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>74</b>

## Lista de Figuras

<b>Figura 1.</b> a) <i>Bubo virginianus</i> adulto cerca del nido b) Nido de <i>Bubo virginianus</i> sobre cardón ( <i>Pachycereus pringlei</i> ) en la temporada de anidación 2014 c) Pareja de adultos cerca del nido d) Pollos sobre su nido, que se construyó sobre un cardón ( <i>Pachycereus pringlei</i> ) e) Pollo en nido.....	7
<b>Figura 2.</b> Distribución de <i>Bubo virginianus</i> en Norte América.....	8
<b>Figura 3.</b> Pollo en su nido, al fondo se nota una presa partida a la mitad.....	9
<b>Figura 4.</b> Ubicación de la zona de estudio.....	13
<b>Figura 5.</b> Ejemplos de egagrópilas de <i>Bubo virginianus</i> colectadas en el Valle de Santo Domingo, B. C. S. en el año 2014.....	17
<b>Figura 6.</b> Colecta de egagrópilas de <i>Bubo virginianus</i> durante la temporada de reproducción en el Valle de Santo Domingo, B. C. S.....	18
<b>Figura 7.</b> Proceso de disgregación de una egagrópila, separando y clasificando los restos para su identificación posterior cuantificación.....	19
<b>Figura 8.</b> Especies identificadas en las egagrópilas de <i>Bubo virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo.....	20
a) <i>Neotoma</i> .....	20
b) <i>Thomomys</i> .....	20
c) <i>Peromyscus</i> .....	20
d) Escamas reptil ( <i>Sceloporus zosteromus</i> ).....	20

<b>Figura 9.</b> Curva de acumulación de especies-presa consumidas por <i>Bubo virginianus</i> en la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo. <b>a)</b> 2009, <b>b)</b> 2010, <b>c)</b> 2013 y <b>d)</b> 2014.....	27
<b>Figura 10.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2009.....	31
<b>Figura 11.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2009.....	31
<b>Figura 12.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2010.....	34
<b>Figura 13.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2010.....	34
<b>Figura 14.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2013.....	38
<b>Figura 15.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.....	38
<b>Figura 16.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2014.....	42

<b>Figura 17.</b> Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de <i>B. virginianus</i> en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.....	42
<b>Figura 18.</b> Aporte de biomasa en las dos zonas estudiadas en los 4 años de muestreo por las presas consumidas de <i>B. virginianus</i> . (ZN= Zona Natural, ZF=Zona Fragmentada).....	45
<b>Figura 19.</b> Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de mamíferos consumidas por <i>B. virginianus</i> en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2009.....	46
<b>Figura 20.</b> Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de reptiles consumidas por <i>B. virginianus</i> en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2009.....	47
<b>Figura 21.</b> Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de invertebrados consumidas por <i>B. virginianus</i> en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2009.....	48
<b>Figura 22.</b> Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y en la zona fragmentada en el año 2010 en el Valle de Santo Domingo.....	49
<b>Figura 23.</b> Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles consumidas por <i>B. virginianus</i> en la zona fragmentada en el año 2010 en el valle de Santo Domingo.....	50
<b>Figura 24.</b> Porcentaje de biomasa por parte de los invertebrados en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2010.....	51

<b>Figura 25.</b> Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y en la zona fragmentada en el año 2013 en el Valle de Santo Domingo.....	52
<b>Figura 26.</b> Porcentaje de biomasa aportada por las especies de aves en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2013.....	53
<b>Figura 27.</b> Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.....	54
<b>Figura 28.</b> Porcentaje de biomasa aportada por las especies de invertebrados de la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.....	55
<b>Figura 29.</b> Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.....	56
<b>Figura 30.</b> Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles en la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.....	57
<b>Figura 31.</b> Porcentaje de biomasa aportada por invertebrados en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.....	58
<b>Figura 32.</b> Análisis de las principales presas consumidas por <i>B. virginianus</i> y su disponibilidad en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....	59
<b>Figura 33.</b> Análisis de las principales presas consumidas por <i>B. virginianus</i> y su disponibilidad en la zona natural del valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....	60



- Figura 34.** Análisis de los mamíferos consumidos y su disponibilidad en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....61
- Figura 35.** Análisis de los mamíferos consumidos y su disponibilidad en la zona natural del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....62
- Figura 36.** Disponibilidad y consumo de los principales roedores en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....63
- Figura 37.** Disponibilidad y consumo de los principales roedores en la dieta de *B. virginianus* en la zona natural del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).....64

## Lista de Tablas

<b>Tabla I.</b> Número de egagrópilas, especies-presa y tipos de especies (N=29) por año de muestreo ZN=Zona Natural, ZN= Zona Fragmentada.....	25
<b>Tabla II.</b> Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por <i>B virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo durante el 2009 (principales diferencias en rojo).....	28
<b>Tabla III.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2009 (N egagrópilas=39).....	29
<b>Tabla IV.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2009 (N egagrópilas= 182).....	30
<b>Tabla V.</b> Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por <i>B virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo durante el 2010.....	32
<b>Tabla VI.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona natural del Valle de Santo Domingo en el año 2010 (N egagrópilas= 21).....	32
<b>Tabla VII.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2010 (N egagrópilas= 36).....	33
<b>Tabla VIII.</b> Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por <i>B virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo durante el 2013 (principales diferencias en rojo).....	35

<b>Tabla IX.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2013. (N egagrópilas=27).....	36
<b>Tabla X.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2013. (N egagrópilas=84).....	37
<b>Tabla XI.</b> Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por <i>B. virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo durante el 2014 (principales diferencias en rojo).....	39
<b>Tabla XII.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2014. (N egagrópilas=54).....	40
<b>Tabla XIII.</b> Especies presa consumidas por el búho cornudo ( <i>B. virginianus</i> ) en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2014. (N egagrópilas=149).....	41
<b>Tabla XIV.</b> Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por <i>Bubo virginianus</i> en el Valle de Santo Domingo en los años de estudio (principales diferencias en rojo).....	43
<b>Tabla XV.</b> Análisis de diversidad de Shannon y valor de t-student de Hutcheson para los 4 años de muestreo (principales diferencias en rojo, ZN= Zona Natural ZF=Zona Fragmentada).....	43
<b>Tabla XVI.</b> Índice de Levins estandarizado entre áreas de estudio en los años de muestreo (ZN=Zona Natural, ZF= Zona Fragmentada).....	44

## 1. INTRODUCCIÓN

La fragmentación del hábitat es uno de los efectos de la actividad humana por cambios del uso de la tierra y pérdida de cobertura vegetal nativa (ej. por la expansión urbana, ganadería, agricultura y minería, para el desarrollo de vías de comunicación). Es un proceso de cambio en el cual un ecosistema natural se reduce dejando remanentes o fragmentos de distinto tamaño y ubicación dentro de una matriz distinta a la original y que es predominante (Saunders et al. 1991). Esta fragmentación o aislamiento de los parches dentro de la matriz de actividad humana, produce cambios que afectan a la fauna por la alteración de la disponibilidad de los recursos, entre otros (Fahrig 2003). Se ha probado que existen, cambios en la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas, de vertebrados e invertebrados, y como consecuencia también cambios funcionales en procesos ecológicos como las interacciones tróficas en todos los niveles (Laurance et al. 2001). Se ha documentado que al fragmentarse un sistema hay pérdida en la riqueza de especies (Fahrig 2003). Las primeras en perderse son las especies especialistas tanto de hábitat como de dieta (Bell y Donnelly 2006; Devictor et al. 2008). En los fragmentos, las especies tolerantes o generalistas son las que prevalecen e incluso hay especies nuevas que colonizan los fragmentos (Laurance et al. 2001). Lo anterior puede deberse a que al modificarse el hábitat, el paisaje se vuelve más heterogéneo creándose “nuevos hábitats”, los cuales son aprovechados por algunas especies, además de que la disponibilidad de alimento se incrementa para algunos depredadores (Preston 1990; Saunders et al. 1991, Fahring y Merriam 1994, Rodríguez-Estrella et al. 1998, Rodríguez-Estrella 2007; Cardador et al. 2011). Se ha visto que la fragmentación y la pérdida del hábitat afectan la disponibilidad de recursos y por tanto la productividad de las especies (Teta et al 2006, Mortelliti y Boitani 2008, Boulton et al. 2008, Pavez et al. 2010); en un estudio con un petirrojo endémico (*Petroica longipes*) del bosque de Nueva Zelanda, la fragmentación del bosque modifico la biomasa de presas, lo que

ocasionó que a mayor biomasa de invertebrados se incrementara el éxito reproductivo de las aves (Boulton et al. 2008).

Uno de los grupos en el que se ha estudiado el efecto de la fragmentación, aunque de manera reducida, es el de las aves rapaces. Estudiar los efectos de la fragmentación en este grupo es urgente por su papel importante dentro de las redes tróficas, ya que al ser depredadores tope regulan las poblaciones de un diverso grupo de invertebrados y vertebrados (Brown y Amadon 1968, Sergio et al. 2008). Se ha encontrado que varias de estas especies de aves son sensibles a la deforestación y fragmentación de los ecosistemas por la pérdida de hábitat y de presas disponibles, lo que cambia las tendencias en las relaciones depredador-presa. Por ejemplo, se encontró que la fragmentación afectó la disponibilidad de las presas principales para las aves rapaces, las que mostraron una tendencia a diversificar su dieta bajo este escenario (Pavez et al. 2010).

Por otro lado, existen estudios que muestran que la fragmentación no parece afectar e incluso podría beneficiar en alguna medida a algunas aves rapaces (Bennett y Bloom 2005, Rodríguez-Estrella et al. 1998; Sergio et al. 2005, 2008). No obstante, los estudios no son muchos por lo que los resultados aún no muestran tendencias muy claras. Se han realizado algunos estudios en especies de aves rapaces, sobre todo diurnas, sobre la manera en que la pérdida y fragmentación del hábitat afectan aspectos de su ecología y productividad (Rodríguez-Estrella et al. 1998, Sergio et al. 2005; Filloy y Bellocq 2007; Zurita y Bellocq 2007; Grossman et al. 2008; Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012; Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella 2015).

Algunas rapaces nocturnas tienden a ser oportunistas y consumidoras de pequeños y medianos mamíferos (Rodríguez-Estrella 1993; Marti y Kochert 1995). En el desierto la riqueza y diversidad de mamíferos pequeños sí se ven afectadas, desapareciendo algunas especies de parches pequeños (Munguía-Vega y Rodríguez-Estrella 2011, Rodríguez-Villaneuve y Rodríguez-Estrella, datos no

publicados). Por lo tanto, como producto de la fragmentación, la riqueza de especies de mamíferos pequeños disminuirá y habrá un decremento en la disponibilidad de las presas para los depredadores (como rapaces y carnívoros), modificando sus patrones de uso del hábitat y las interacciones depredador-presa, concentrando la depredación de manera más intensa sobre especies que consumían ya de manera común en su dieta, o bien diversificando su dieta, consumiendo otros recursos que anteriormente no usaban con una alta intensidad ni con la misma frecuencia (Mortelliti y Boitani 2008; Pavez et al. 2010; Miller et al. 2014).

Se han realizado algunos estudios sobre los efectos de la fragmentación en la distribución y abundancia de especies de mamíferos, plantas y aves sobre todo en bosques tropicales y templados (Andrén 1994, Laurance et al. 2000, Santos y Telleria 2006), sin embargo, no existen este tipo de estudios realizados sobre los efectos de la fragmentación en aves rapaces nocturnas (Grossman et al. 2008), y ninguno se ha hecho en desiertos. Se han realizado algunos estudios sobre la dieta y sobre los efectos de fragmentación en aves rapaces diurnas en ecosistemas templados y tropicales (Jullien y Thiollay 1996, Zurita y Bellocq 2007). Para la mayoría de especies de rapaces nocturnas no existen estudios sobre los efectos de la fragmentación del hábitat, sobre su productividad ni sobre su dieta.

En este estudio, se analizó la variación en la dieta de parejas de una rapaz nocturna, el búho cornudo *Bubo virginianus* durante la anidación, la dieta bajo condiciones de fragmentación se comparó con la dieta de parejas que anidan en una zona natural. De esta manera, se analizó la dieta en una condición fragmentada, y la dieta en una condición control, natural. Se quiere encontrar en los cambios de la dieta un indicador de los efectos de la fragmentación en las presas principales que consumen los búhos cornudos y la forma en que la fragmentación del desierto afecta el patrón de consumo de presas principales, que le son más rentables a este depredador tope. Para ello, se determinaron las presas principales en la dieta del búho cornudo en una zona natural y se

compararon posteriormente con las presas principales en la dieta de este depredador en una zona que ha sido fragmentada, con lo que se espera que la disponibilidad de presas principales haya cambiado, y por tanto las parejas reproductivas en estas zonas hayan modificado su dieta.

## 2. ANTECEDENTES

Se sabe que la fragmentación del hábitat tiene en general un efecto negativo sobre especies de reptiles, aves, mamíferos e insectos, reduciendo su riqueza, abundancia y diversidad de especies, y que esta pérdida se correlaciona con el tamaño y grado de aislamiento de los fragmentos, habiendo menor riqueza en parches pequeños y aislados (Saunders et al. 1991; Fahring y Merriam 1994; Laurance y Bierregaard 1997; Gascón et al. 1999; Fahring 2003; Urbina y Londoño 2003; Bell y Donnelly 2006; Valladares et al. 2006). Sin embargo, algunos mamíferos pequeños, ranas y aves terrestres pueden no verse aparentemente afectados en sus números con la fragmentación, incrementando más bien su riqueza y abundancia básicamente porque la matriz que rodea al fragmento provee de otros hábitats a las especies (Gascón et al. 1999; Ruan-Tejeda 2006; Rodríguez-Estrella 2007).

Se ha estudiado el efecto de la pérdida y fragmentación del hábitat sobre la ecología y productividad de aves rapaces diurnas (Rodríguez-Estrella et al. 1998, Sergio et al. 2005; Filloy y Bellocq 2007; Tinajero y Rodríguez-Estrella 2012; Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella 2015). En cuanto a las aves rapaces nocturnas aunque se han realizado diversos estudios de selección del hábitat, de dieta y de ecología trófica (Rodríguez-Estrella 1993; Marti y Kochert 1995; Ward y Gutiérrez 1998; Rodríguez-Estrella y Peláez 2003; Bennett y Bloom 2005; Trejo et al. 2005) prácticamente no existen estudios sobre los efectos de la fragmentación del hábitat sobre su productividad ni sobre su dieta (Grossman et al. 2008).

Para el búho cornudo *Bubo virginianus* se han realizado amplios estudios sobre su dieta, la que consiste principalmente de pequeños mamíferos (ratones) y de mamíferos medianos (lagomorfos), aunque pueden alimentarse de reptiles, aves e invertebrados (McGillivray 1989; Rodríguez-Estrella 1993; Martí y Kochert 1996; Donázar et al. 1997; Schwertner 2002; Bennett y Bloom 2005). Es importante señalar que no existe ningún estudio a la fecha sobre el efecto de la fragmentación



del hábitat en la dieta del búho cornudo, por lo que sería el primero evaluando este aspecto a lo largo de su amplia distribución.

En México, hay pocos estudios sobre las rapaces nocturnas y se han enfocado sobre todo en su presencia y distribución (Enríquez-Rocha et al. 1993, Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez. 2006). En el estado de Baja California Sur existe solo una nota científica sobre la dieta de un nido de una pareja *Bubo virginianus* el cual contenía pollos, en donde se encontró que consumían presas de mamíferos (roedores y lagomorfos), escarabajos, grillos y reptiles (Llinas-Gutiérrez et al. 1991).

## **2.1 Generalidades de la especie**

### *Bubo virginianus*

Es un ave rapaz nocturna, la hembra es más grande que el macho, llegando a alcanzar 63 cm y 51 cm de altura, respectivamente. Las hembras tienen un peso de 1.769 g. siendo más pesadas que los machos (1.142 g. Houston et al. 1998). Posee un plumaje gris con variaciones en café grisáceo, con plumas blancas en la garganta y barras horizontales en el vientre y plumas en la cabeza que aparentan dos cuernos; tiene grandes ojos amarillentos (Fig. 1).

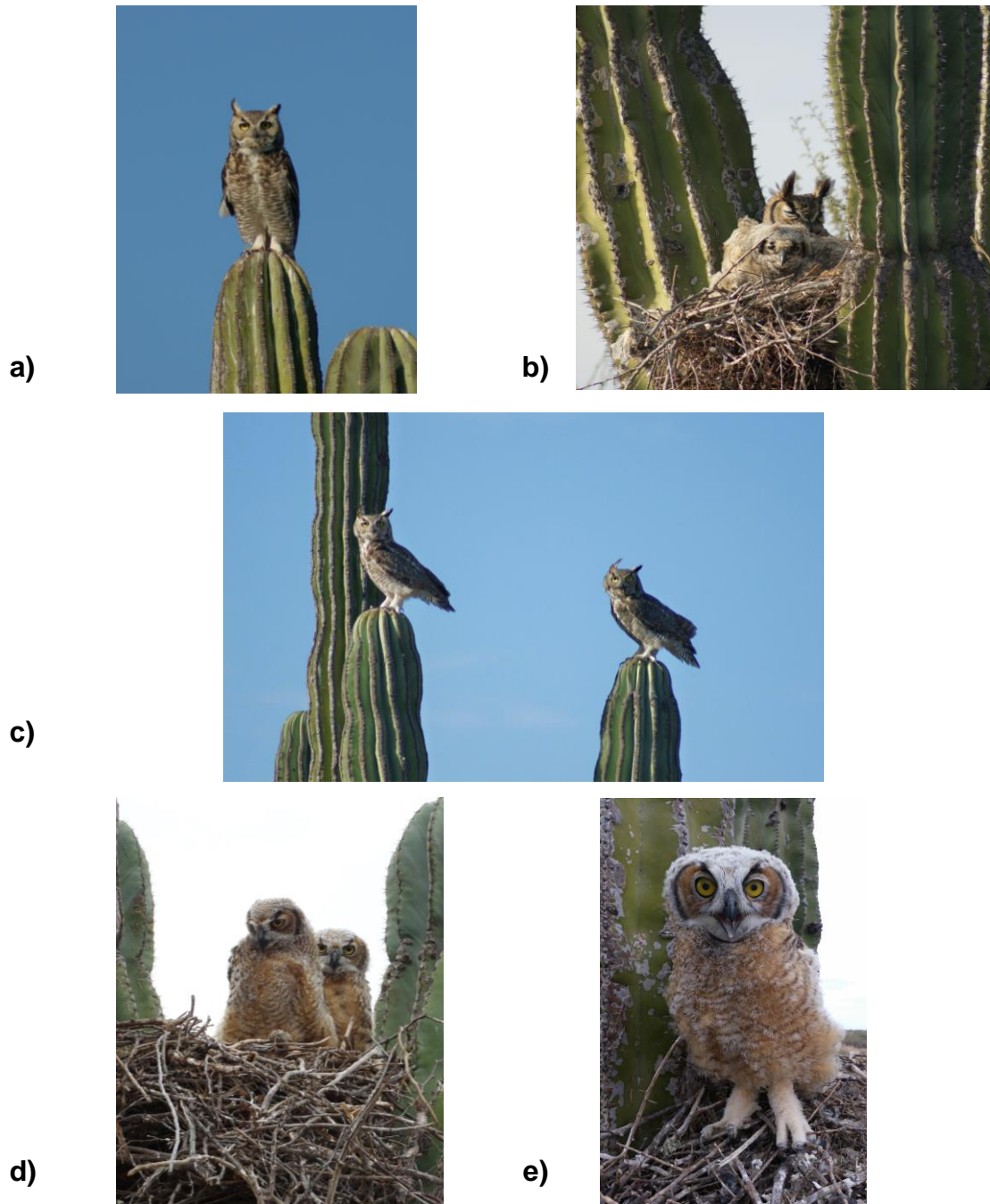


Figura 1. **a)** *Bubo virginianus* adulto cerca del nido **b)** Nido de *Bubo virginianus* sobre cardón (*Pachycereus pringlei*) en la temporada de anidación 2014 **c)** Pareja de adultos cerca del nido **d)** Pollos sobre su nido, que se construyó sobre un cardón (*Pachycereus pringlei*) **e)** Pollo en nido.

El búho o tecolote cornudo se distribuye a través de todo el continente americano desde Alaska hasta Argentina; es una especie rara en la Amazonia y en Costa Rica (Sibley y Monroe 1990). En México, es residente con amplia distribución dentro del país, estando presente en el norte de México incluyendo la península de Baja California, Chihuahua, Sonora, Coahuila hasta el sur de México incluyendo la Península de Yucatán (Howell y Webb 1995. Fig. 2)



Figura 2. Distribución de *Bubo virginianus* en Norte América (tomado de Houston et al. 1998).

El búho cornudo ocurre dentro de una gran variedad de hábitats y diferentes tipos de climas, en bosques boreales en norte América, bosques tropicales en zonas bajas, bosques deciduos, pantanos, manglares, desiertos y bosques de coníferas, hasta vegetación secundaria, áreas abiertas, tierras de cultivo y en grandes parques en pueblos. Se presenta desde el nivel del mar hasta los 4000-4500 msnm (Howell y Webb 1995).

Es una especie de hábitos nocturnos aunque puede cazar sus presas a la luz del día (Packard 1954). Es generalista con una dieta muy amplia donde el 90% de sus presas son mamíferos, el otro 10% está compuesto por reptiles y anfibios, aves,

insectos y otros invertebrados (Marti y Kochert 1995,1996; Hudson et al. 1998). (Fig. 3).



Figura 3. Pollo en su nido, al fondo se nota la mitad de una presa.

En Baja California Sur se reproduce de Enero a Julio en la zona de estudio (Valle de Santo Domingo) (Rodríguez-Estrella et al. datos no publicados).

### 3. JUSTIFICACION

En México se han realizado pocos estudios sobre la dieta y ecología trófica de las especies de rapaces (Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 1997), y casi nulos han sido los estudios realizados sobre el efecto de la fragmentación del hábitat en los depredadores tope. Por lo que en el presente trabajo se analizó la dieta y ecología trófica de un ave rapaz nocturna en un ambiente natural y en uno fragmentado, con el fin de evaluar la forma en que la fragmentación del ecosistema desértico afecta la dieta de un depredador tope nocturno, el búho cornudo (*Bubo virginianus*).

#### 4. HIPÓTESIS

- Hipótesis 1

Se sabe que la fragmentación del hábitat afecta a la riqueza de especies de las que se pueden alimentar los depredadores. Se sabe que *Bubo virginianus* es una especie que tiene una dieta generalista pero que se alimenta en gran medida de lagomorfos y roedores. Dado que en las zonas fragmentadas se esperaría que la riqueza de especies presa principales disponibles para un depredador como este búho sea menor que en las áreas naturales continuas, se hipotetiza que la dieta del búho cornudo sea diferente entre las dos zonas y en específico, que la riqueza de especies-presa sea mayor en el área natural continua que en la zona fragmentada.

- Hipótesis 2

Se sabe que *B. virginianus* es una especie generalista y oportunista y que como parte importante de su dieta se encuentran principalmente mamíferos (lagomorfos y roedores), por lo que se espera que el consumo del búho cornudo tanto en el área natural como en el área fragmentada se relacione a la disponibilidad de sus presas de mamíferos principales. Si no hubiera una relación de consumo de acuerdo a la disponibilidad, se tendría un indicio de una selección de presas.

## 5. OBJETIVOS

### Objetivo General

- Determinar si la fragmentación afecta a la composición de presas en la dieta de *Bubo virginianus* con base en las presas principales.

### Objetivo particular

- Hacer un análisis de egagrópilas para determinar las principales presas de *Bubo virginianus* en una zona fragmentada y en una natural del matorral desértico.
- Comparar las presas consumidas en una zona fragmentada y una natural del desierto de Baja California Sur y determinar si difieren de manera significativa.
- Comparar la disponibilidad de presas principales (roedores, lagomorfos) de *Bubo virginianus* en una zona fragmentada y natural del matorral desértico.
- Determinar si las presas son consumidas en función de su disponibilidad o bien son seleccionadas.

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

### 6.1 Área de estudio

El presente trabajo se realizó en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, localizado en el municipio de Comondú en la parte media del estado (Fig. 4) ( $24^{\circ}50'$  –  $25^{\circ}30'$  latitud Norte y  $111^{\circ}30'$  a  $112^{\circ}10'$  longitud Oeste).

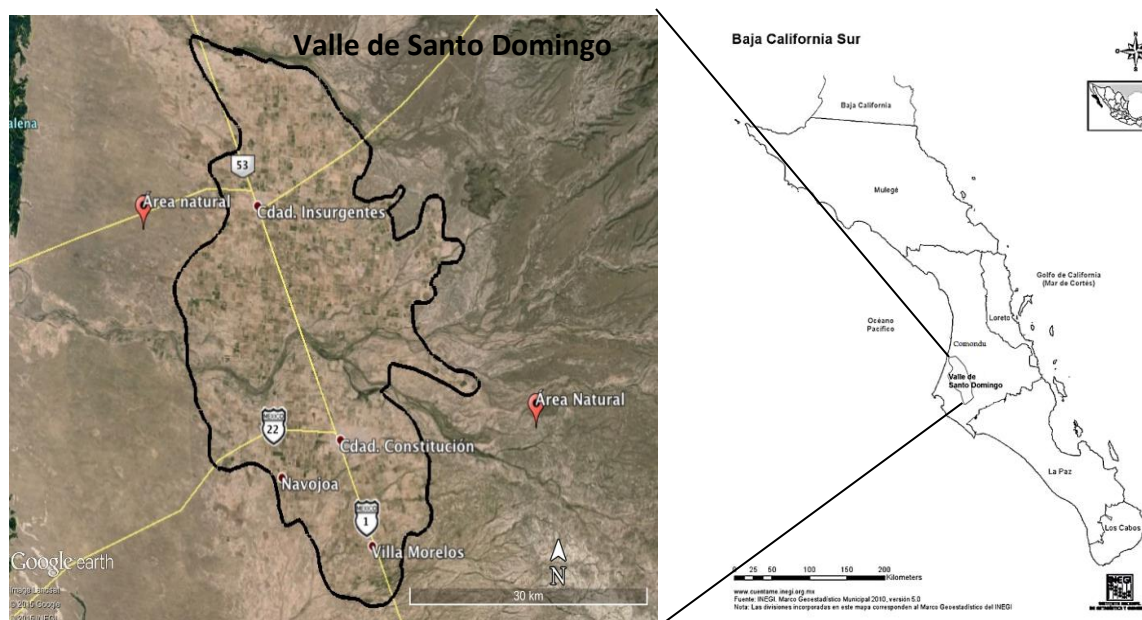


Figura 4. Ubicación de la zona de estudio.

#### 6.1.1 Clima

El clima que predomina es muy seco semicálido (61%), muy seco muy cálido y cálido (38%) y seco templado (0.14%); con temperaturas que oscilan entre  $16$  y  $22^{\circ}\text{C}$  con máximas de  $46^{\circ}\text{C}$  y mínimas de  $-3^{\circ}\text{C}$ . La precipitación anual es de  $100$  a  $400\text{mm}$  (INEGI 2009, CONAGUA 2009).

#### 6.1.2 Suelo

Los tipos de suelo que presenta esta área son: los yermosoles, que son suelos con textura media, alto contenido de calcio y magnesio y su fertilidad es



moderada; y los regosoles, que son suelos arenosos con textura gruesa y baja fertilidad (INEGI 2009)

### 6.1.3 Vegetación

La vegetación predominante es el matorral sarcocaula, que se caracteriza por la presencia de arbustos de tallos carnosos, siendo las especies dominantes el cardón (*Pachycereus pringlei*), mezquites (*Prosopis* spp.), lomboy (*Jatropha cinerea*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*), pitaya dulce (*Stenocereus thurberi*), palo adán (*Fouquieria digetii*), cholla (*Cylindropuntia cholla*), entre otros (Rebman y Roberts 2012).

### 6.1.4 Fauna

La fauna que existe en el Valle de Santo Domingo es la típica del desierto Sonorense; de mamíferos se presentan: coyote (*Canis latrans*), gato montés (*Lynx rufus*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), liebre (*Lepus californicus*), conejo (*Sylvilagus audubonii*), juancito (*Ammospermophilus leucurus*), además de roedores pertenecientes a los géneros *Chaetodipus*, *Peromyscus*, *Dipodomys* y *Neotoma* (Hall, 1981).

Entre las aves, la codorniz californiana (*Callipepla californica*), el correcaminos norteño (*Geococcyx californicus*), cuilacoche peninsular (*Toxostoma cinereum*), tórtola coquita (*Columbina passerina*), carpintero mexicano (*Picooides scalaris*), Bolsero tunero (*Icterus parisorum*) colibrí cabeza violeta (*Calypte costae*), calandria (*Icterus cucullatus*), paloma ala blanca (*Zenaida asiatica*), paloma huilota (*Zenaida macroura*), alcaudón verdugo (*Lanius ludovicianus*), zopilote aura (*Cathartes aura*), caracara quebrantahuesos (*Caracara cheriway*), aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*), cernícalo americano (*Falco sparverius*), lechuza de campanario (*Tyto alba*), tecolote llanero (*Athene cunicularia*) y búho cornudo (*Bubo virginianus*), entre otras especies residentes. Entre las migratorias el águila real (*Aquila chrysaetos*), gavián rastrero (*Circus cyaneus*), aguililla de Swainson

(*Buteo swainsoni*), gavián de Cooper (*Accipiter cooperii*), gavián pecho rufo (*Accipiter striatus*), entre otras (Rodríguez-Estrella et al. datos no publicados).

La herpetofauna que podemos encontrar en esta área son anfibios como el sapo de espuela (*Scaphiopus couchii*) y sapo puntos rojos (*Anaxyrus punctatus*), además de lacertilios como la iguana de cola espinosa (*Ctenosaura hemilopha*), iguana de desierto (*Dipsosaurus dorsalis*), lagartija peninsular de árbol de cola negra (*Urosaurus nigricaudus*), lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*), falso camaleón (*Phrynosoma coronatum*) y serpientes como la serpiente látigo (*Masticophis flagelum*), culebra rey (*Lampropeltis getula*) además de serpientes de cascabel (*Crutalus ruber*, *C. enyo* y *C. mitchellii*) (Grismer 2002).

#### **6.1.5 Población y actividades**

El municipio de Comondú tiene una población de 70,816 habitantes, la cabecera municipal es Cd. Constitución que cuenta con 35,221 habitantes (INEGI, 2009).

El Valle de Santo Domingo es la región de mayor actividad agrícola de riego en todo el estado, dando lugar a la fragmentación del desierto para ocupar las áreas con cultivos de garbanzo, trigo, papa, naranjas y otras hortalizas.

#### **6.1.6 Área fragmentada**

La zona fragmentada tiene una extensión de 120,000 hectáreas de las que el 8% son zonas con vegetación nativa, el cual se distribuye entre 122 fragmentos aislados de diferentes tamaños (Munguía-Vega et al. 2013, Rodríguez-Estrella et al. datos no publicados). Esta zona ha sido fragmentada desde los años 1950s, en que inició la colonización de esta zona para la agricultura; es considerada la zona agrícola más importante de Baja California Sur (Barrett 1974). El número de hectáreas se fue expandiendo a pesar de los altos costos de producción y fue dejando parches o fragmentos de vegetación nativa inmersos en esta matriz agrícola, parches que han variado con el tiempo.

## 6.2 Método

El trabajo se realizó en dos fases. La fase de campo, en la que se colectaron egagrópilas o regurgitaciones que contienen los restos de presas que no son digeribles (pelos, huesos, mandíbulas, escamas, plumas, restos queratinizados, principalmente). Se conoce bien la manera en que se forman las egagrópilas, ya que es un proceso gastrointestinal que ocurre en las aves y que está especialmente bien desarrollado en las rapaces. Después de engullir a su presa, ésta pasa al proventrículo y al ventrículo o molleja, en donde se digiere únicamente tejido blando (músculos) y grasa, la presa se comprime y se regurgitan los restos no digeridos en forma de paquetes (Reed y Reed 1928; Grimm y Whitehouse 1963). Estas egagrópilas en las rapaces son regurgitadas una vez al día, su análisis es una técnica utilizada para determinar la dieta de las aves rapaces, en particular de las Strigiformes (Errington 1932, Parmalee 1954, Martí 1973, Hayward et al. 1993, Rodríguez-Estrella 1993, Yalden 2003, Figueroa y González-Acuña 2006, Lin et al. 2007).

En este trabajo, las egagrópilas se colectaron debajo de los nidos de *B. virginianus* y en posaderos cercanos a los mismos, tanto en la zona fragmentada como en la zona natural.

La segunda fase es la de laboratorio, realizando el análisis de los restos de presas que aparecen en las egagrópilas. Se trabajó con egagrópilas colectadas en los años 2009, 2010, 2013 y 2014.

### 6.2.1 Nidos y colecta de egagrópilas

Se visitaron los nidos de *B. virginianus* que habían sido localizados en años anteriores (Rodríguez-Estrella et al. datos no publicados) y donde se colectaron las egagrópilas en las épocas reproductivas de 2009, 2010 y 2013. En 2014 se buscaron nuevamente los nidos y se hizo colecta directamente en los meses de

Marzo y Abril, época de reproducción de la especie (Fig. 5). Cada nido y grupo de egagrópilas fueron referenciados con un GPS.



Figura 5. Ejemplos de egagrópilas de *Bubo virginianus* colectadas en el Valle de Santo Domingo, B.C.S., en el año 2014.

Cada egagrópila se envolvió en papel aluminio para su identificación individual, relacionándola a cada nido (Fig. 6). Las egagrópilas se pusieron en grupo dentro de bolsas de papel estraza anotando la fecha, el número de nido y su ubicación, y si eran de zona fragmentada o natural. Estas bolsas se almacenaron y preservaron llevándolas al laboratorio en el CIBNOR para su posterior análisis.



Figura 6. Colecta de egagrópilas durante la temporada de reproducción en el Valle de Santo Domingo, B. C. S., en el año 2014.

### 6.2.2 Disponibilidad de Presas

Para determinar la densidad de roedores se colocaron 50 trampas Sherman en la zona fragmentada (10 parches) y en la zona natural colocándose en dos transectos de 25 trampas cada uno, cebadas con avena y colocándoles un algodón para evitar el enfriamiento de las especies durante la noche. Cada trampa fue colocada con una separación de 10 m entre cada una durante 2 noches por parche. De esta manera se pudo estimar la densidad de cada especie de roedor, en función de las capturas. Para el caso de los lagomorfos, se hicieron transectos de 13 km de longitud recorridos en automóvil a una velocidad de 20 Km/hr registrando lo que se observa en el camino y con bandas alrededor, anotando su respectiva distancia al transecto. Con esta información se determinó la densidad de los lagomorfos. (Rodríguez-Estrella datos no publicados).

### 6.2.3 Laboratorio

La segunda fase es la de laboratorio. Cada egagrópila se disgregó de forma independiente, separando pelos, huesos (cráneos, mandíbulas izquierda y derecha, maxilas, fémur, costillas), plumas, escamas, restos de reptiles, y restos de insectos, colocándolos sobre una caja de Petri grande (Fig.7). La separación se hizo con ayuda de pinzas y una aguja de disección. Una vez separados los restos, con la ayuda de una lupa o un microscopio estereoscópico se hizo una

comparación de los pelos, cráneos y mandíbulas con estructuras que se tenían en una colección de referencia, misma que se realizó con fotos de mandíbulas, maxilas, dientes, pelos de cada especie montados en portaobjetos. Las estructuras de mamíferos se tomaron de la colección de mastozoología del CIBNOR de cada especie registrada en la zona de estudio. La identificación de las especies de mamíferos se hizo por el cráneo, por mandíbulas y de acuerdo al número y forma de los dientes, así como por el tipo y estructura del pelo. Para la identificación de aves y reptiles se compararon las plumas y las escamas que se encontraron en las egagrópilas con la colección de referencia en el laboratorio del CIBNOR. En cuanto a los invertebrados se consultó a un experto para identificar mandíbulas, cabezas, partes esclerotizadas de los escarabajos, grillos, chapulines, arañas y escorpiones.

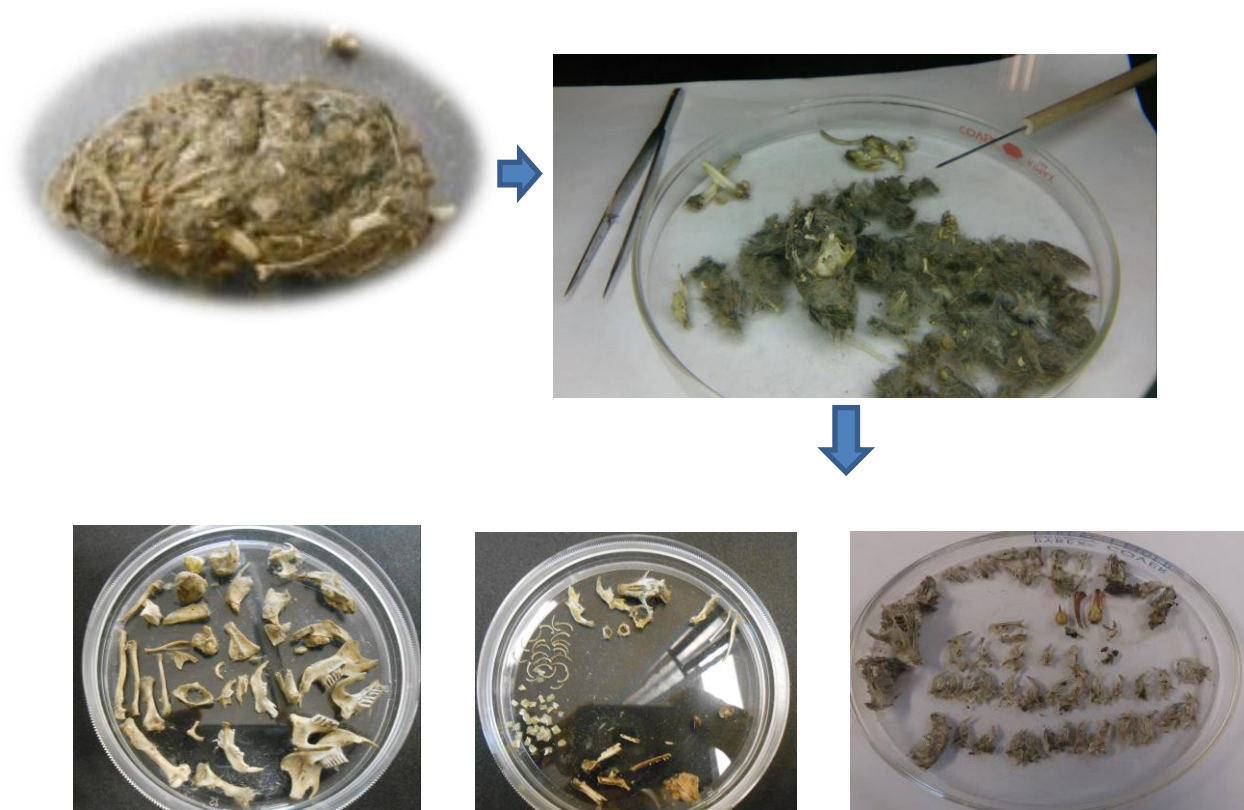


Figura 7. Proceso de disgregación de una egagrópila, separando y clasificando los restos para su identificación posterior y cuantificación

Los individuos se cuantificaron en función del número de cráneos, maxilas, pares de mandíbulas (izquierda, derecha); lo anterior fue muy evidente para mamíferos, pero se corroboró mediante la identificación del tipo de pelos; en el caso de los reptiles, se tomó como una sola especie identificando por el tipo de escamas. En una sola egagrópila podían salir varios individuos de una sola especie o de diferentes especies y se tuvo cuidado en contabilizar bien y adecuadamente (Fig. 8). Para ello, se revisaron cinco campos en cada caja de Petri y se determinó en los campos las especies que aparecían. Al final, las especies que aparecían se consideraban si aparecían en uno o más campos.

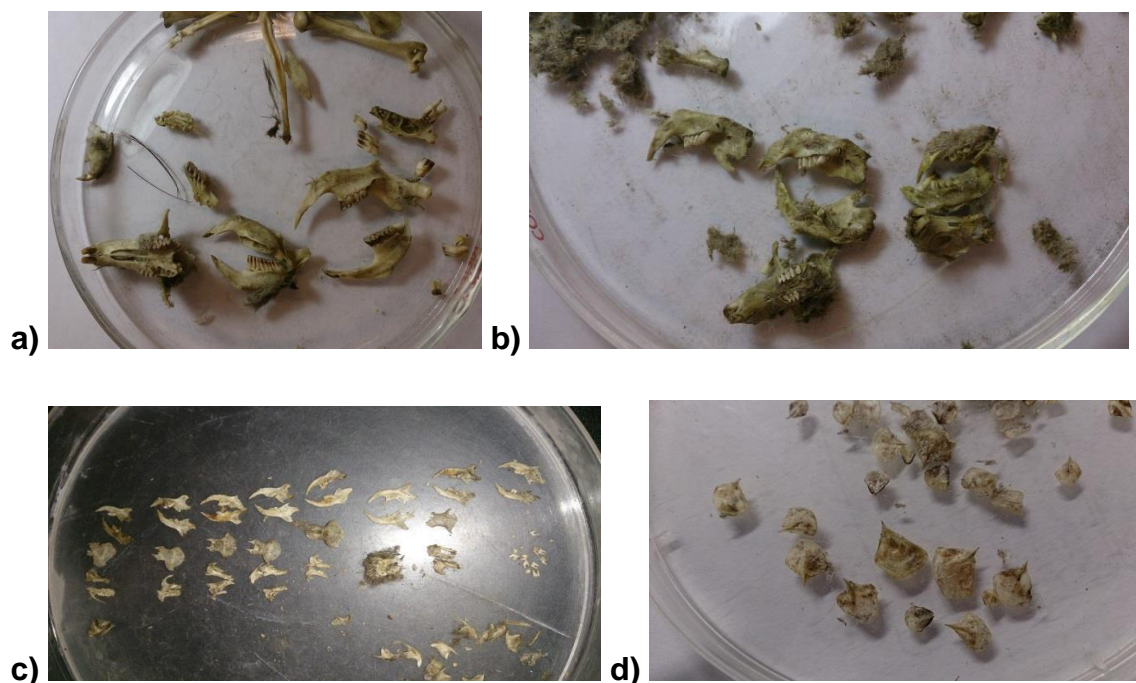


Figura 8. Especies identificadas en las egagrópilas de *Bubo virginianus* en el Valle de Santo Domingo **a)** *Neotoma*, **b)** *Thomomys*, **c)** *Peromyscus*, **d)** Escamas de reptil (*Sceloporus zosteromus*).

Para mamíferos como liebres y conejos, si había restos de ellos en varias egagrópilas de un mismo nido en la misma fecha, se contaron como una sola presa, porque estos restos pudieron servir como presa en varias comidas (Rodríguez-Estrella 1993; Martí et al. 2007).

Se construyeron matrices de datos de las especies y el número de egagrópilas para obtener la ocurrencia de especies en el total de egagrópilas, para obtener la frecuencia de especies y poder calcular su biomasa, para cada año entre áreas y por años.

#### **6.2.4 Análisis Estadísticos.**

Las frecuencias de las presas proporcionarán información sobre el consumo relativo de una rapaz sobre diversas especies de presas en el número total de egagrópilas. Es decir, cada presa fue cuantificada de acuerdo al número estimado de individuos en cada egagrópila, considerando al final el total de egagrópilas. La frecuencia relativa se obtuvo de acuerdo al número contado de individuos de esa especie con relación al número total de presas de todas las especies contadas en todas las egagrópilas.

La biomasa de consumo estimada, es un índice de la importancia de las presas en la dieta del búho, que ayuda a entender su energética. La biomasa se obtuvo multiplicando el número de individuos de cada especie presa por su peso medio obtenido de la literatura especializada o inclusive del campo (Hall 1981, Paulson 1988, Lackey 1991, Rodríguez-Estrella 1993, Verts y Carraway 2002, Grajales-Tam et al. 2003, Álvarez-Castañeda y Cortés-Calva 2003, Kaufman 2005, Bealor y Krekorian 2006) (Ecuación 1).

$$\text{Biomasa} = \text{SUM } \text{Peso}_i * \text{Frecuencia}_i \quad (1)$$

Se realizó un análisis de G-test para comparar las frecuencias de consumo de las presas entre la zona natural y la zona fragmentada para cada año y por años para saber si existían diferencias entre las zonas y entre los años (Rodríguez-Estrella 1993) (Ecuación 2).

Se realizó un análisis de tablas de contingencia, aplicando la siguiente ecuación:



$$G = 2 \left[ \sum_i \sum_j f_{ij} \ln \left( \frac{f_{ij}}{\bar{f}_{ij}} \right) \right] \quad (2)$$

Dónde:

$f_{ij}$  = son los valores observados de cada celda de la tabla

$\bar{f}_{ij}$  = son los totales de filas y columnas.

Los grados de libertad se obtuvieron de la siguiente forma:

$$gl = (\text{número de filas}-1) \times (\text{número de columnas}-1) \quad (3)$$

Para estimar la significancia de los valores de G se compararon los valores observados y los esperados para evaluar donde se encontraba la diferencia (si los valores esperados eran superiores a los valores observados, quería decir que el consumo de esa especie presa fue menor al esperado), para cada condición por años y de manera general.

### **Diversidad**

Para medir la diversidad de presas en las zonas de estudio se utilizó el índice de Shannon  $H'$ . Para comparar entre la zona natural y la zona fragmentada se realizaron pruebas de t de Hutcheson para  $H'$ s (Rodríguez-Estrella 1993) (Ecuación 4).

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i \quad (4)$$

Dónde:

$P_i$  = es la proporción de individuos presa de la especie  $i$  en la muestra ( $n_i/N$ ), donde  $N$  = número total de individuos

S= número de especies en la muestra

Con los valores obtenidos de diversidad ( $H'$ ) se aplicó la prueba de t-student modificada por Hutcheson (1970) para comparar los valores de  $H'$  entre la zona natural y la zona fragmentada.

La función matemática es:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{s^2 H'_1 + s^2 H'_2} \quad (5)$$

La función matemática de la varianza de  $H'$ :

$$s^2 H' = \frac{\sum p_i \log^2 p_i - (\sum p_i \log^2 p_i)^2}{n^2} \quad (6)$$

Los grados de libertad por el método de Hutcheson se calculan con la siguiente fórmula:

$$gl = \frac{(s^2 H'_1 + s^2 H'_2)^2}{\frac{(s^2 H'_1)^2}{n_1} + \frac{(s^2 H'_2)^2}{n_2}} \quad (7)$$

Dónde: n= número de especies

Este valor se compara con el valor de t-student en tablas, con  $p < 0.05$ .

### **Amplitud del nicho trófico**

La amplitud del nicho trófico se calculó por medio del Índice de Levin's (Krebs 1999):

$$B = 1/\sum P_i^2 \quad (8)$$

Dónde:

$P_i$ = proporción de individuos tipo en la dieta general de *Bubo virginianus*

Se estandarizó este índice para que se expresaran valores entre 0 y 1 (cerca de 0 se considera especialista y valores cercanos a 1 se considera generalista)

$$B_s = B - 1/n - 1 \quad (9)$$

Dónde:

$B_s$ : índice de Levin's estandarizado

$B$ : índice de Levin's

$n$ : número de especies-presa encontradas en cada zona de estudio.

### **Correlación entre consumo y disponibilidad de presas**

Se aplicó el índice de correlación de Spearman para saber si había relación entre la disponibilidad de presas y las presas consumidas por *B. virginianus* en las dos zonas de estudio (Zar 2010).

$$r_s = 1 - \left( \frac{6 \sum_{i=1}^n d^2}{n(n^2 - 1)} \right) \quad (10)$$

Dónde:

$\sum d^2$ : Sumatoria de las diferencias  $d_1 - d_2$  al cuadrado: diferencias entre lo disponible y lo consumido

$n$ : Número de categorías (número de presas distintas)

Este valor se compara con el valor de tablas  $p < 0.05$

## 7. RESULTADOS

Se analizaron un total de 592 egagrópilas de *Bubo virginianus* de 4 años distintos de colecta: 449 para la zona fragmentada y 141 para la zona natural del Valle de Santo Domingo. Se identificaron un total de 2347 presas, correspondiendo 471 a área natural y 1876 a área fragmentada; con 29 especies tipos de presa pertenecientes a cuatro grupos faunísticos (mamíferos, aves, reptiles e invertebrados) (Tabla I).

Tabla I. Número de egagrópilas, especies presa y tipos de especies (N=29) por año de muestreo. ZN= Zona Natural, ZF= Zona Fragmentada

Año	Número de Egagrópilas		Número de Presas identificadas		Número de Tipos de Presa-Especie	
	ZN	ZF	ZN	ZF	ZN	ZF
2009	39	182	131	748	20	23
2010	21	36	39	127	11	19
2013	27	84	84	246	14	23
2014	54	149	217	755	21	22
Total	141	451	471	1876		
Gran total	592		2347			

### **Curva de acumulación de especies-presa**

Se realizaron curvas de acumulación de especies presa en función del número de egagrópilas tanto para la zona natural como para la zona fragmentada para cada año analizado.

De acuerdo a los resultados, se puede concluir que estamos determinando correctamente la tendencia de la dieta en ambas zonas de estudio en el 2009, puesto que las curvas se estabilizaron después de la egagrópila 33 (de 39) en la zona natural y en la egagrópila 106 (de 182) en la zona fragmentada (Fig. 9a).

Para el año 2010, la curva de acumulación de especies- presa se estabilizó en la egagrópila 18 (de 21) para la zona natural y en la egagrópila 26 (de 36) en la zona fragmentada (Fig. 9b).

En el año 2013, la curva de acumulación de especies-presa se estabilizó en la egagrópila 18 (de 27) en la zona natural, y en la 70 (de 84) en la zona fragmentada (Fig. 9c).

En el año 2014 la curva de acumulación de especies-presa para la zona natural se estabilizó en la egagrópila 30 (de 54) y en la egagrópila 72 (de 149) para la zona fragmentada (Fig. 9d).

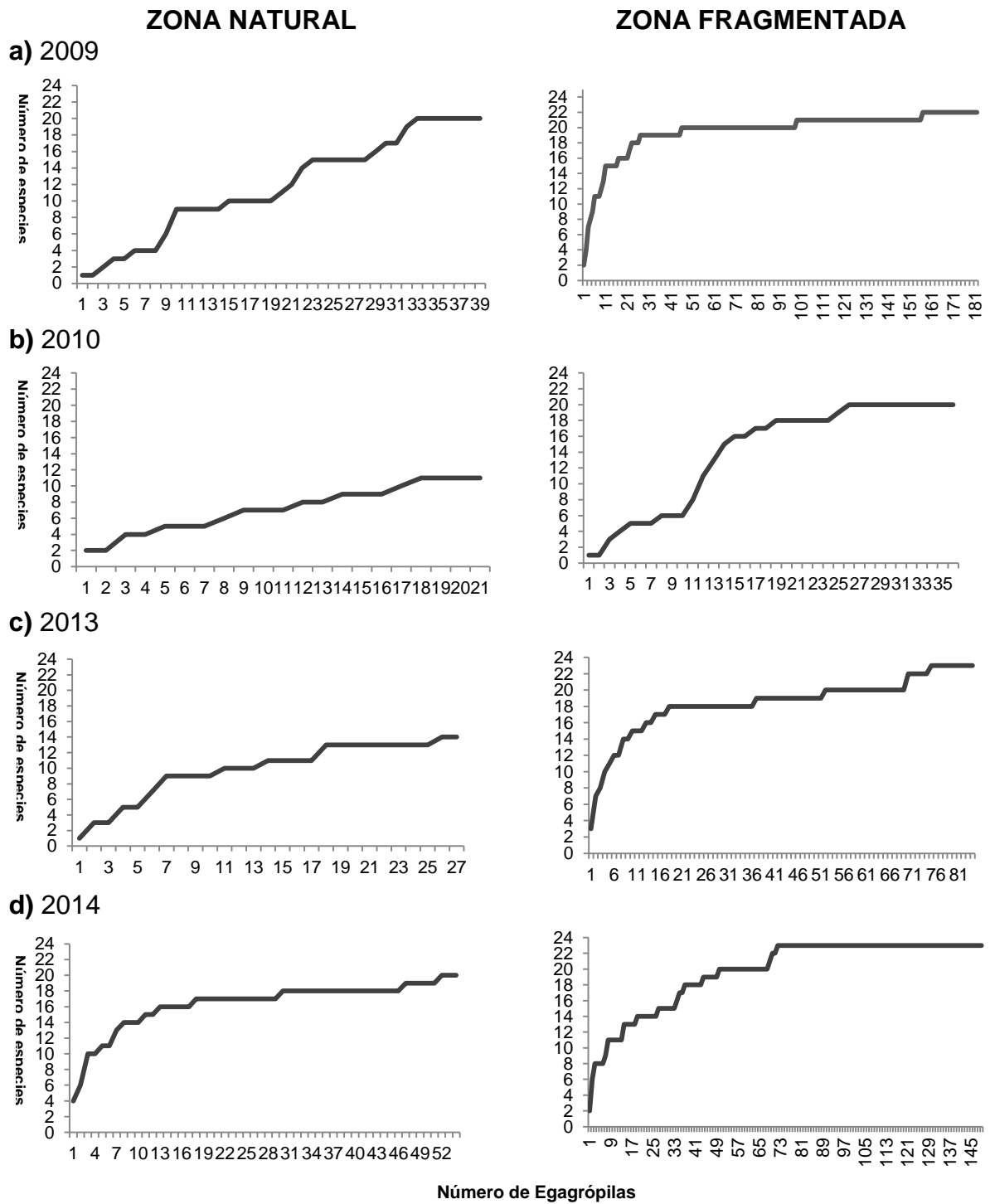


Figura 9. Curva de acumulación de especies-presa consumidas por *Bubo virginianus* en la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo. **a)** 2009, **b)** 2010, **c)** 2013 y **d)** 2014.

Durante el año de 2009 se analizaron 182 egagrópilas para la zona fragmentada y 39 para la zona natural, se encontraron 25 especies presa, siendo el mayor porcentaje de presas consumidas invertebrados en la zona natural, y de mamíferos en la zona fragmentada; sin embargo, el mayor aporte de biomasa lo dieron los mamíferos en ambas zonas, natural y fragmentada (Tabla III y IV; Fig. 10 y 11).

Se encontraron diferencias significativas en las frecuencias de consumo de presas por grupo entre la zona natural y la zona fragmentada ( $G=-470.34$ , g.l.= 3,  $p<0.05$ ) para este año. El principal grupo donde hubo diferencias fueron los invertebrados en la zona natural consumiendo más de lo esperado mientras que en la zona fragmentada el consumo fue menor al esperado. En la zona fragmentada consumieron más mamíferos de los esperados y menos de lo esperado en la zona natural (Tabla II).

Tabla II. Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por *Bubo virginianus* en el Valle de Santo Domingo durante el 2009 (principales diferencias en rojo)

Presa/Condición	Zona Natural		Zona Fragmentada	
	Observados	Esperados	Observados	Esperados
Mamíferos	45	68.93	407	383.07
Aves	3	2.29	12	12.71
Reptiles	13	7.02	33	38.98
Invertebrados	70	52.77	276	293.23

Tabla III. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2009 (N egagrópilas=39).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	3	2.29	4500	38.59	0.077
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.3	1	0.76	828.2	7.10	0.026
<i>Dipodomys simulans</i>	59	3	2.29	177	1.52	0.077
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	1	0.76	57.3	0.49	0.026
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	3	2.29	44.4	0.38	0.077
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	2	1.53	26	0.22	0.051
<i>Neotoma lepida</i>	110	28	21.37	3080	26.42	0.718
<i>Peromyscus</i> sp.	16	4	3.05	64	0.55	0.103
<b>Total</b>		<b>45</b>	<b>34.35</b>	<b>8776.95</b>	<b>75.27</b>	
<b>AVES</b>						
Aves N.I	50	3	2.29	150	1.29	0.077
<b>Total</b>		<b>3</b>	<b>2.29</b>	<b>150</b>	<b>1.29</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	3	2.29	201	1.72	0.77
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	63	1	0.76	63	0.54	0.026
<i>Masticophis flagelum</i>	301.5	3	2.29	904.5	7.76	0.077
Culebras N.I.	245	5	3.82	1225	10.51	0.128
<i>Crotalus</i> spp.	300	1	0.76	245	2.10	0.026
<b>Total</b>		<b>13</b>	<b>9.92</b>	<b>2638.5</b>	<b>22.63</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	4	3.05	8	0.07	0.077
Arachnida	0.5	9	6.87	4.5	0.04	0.205
Solifugae	0.5	2	1.53	1	0.01	0.051
Tenebrionidae	0.05	10	0.5	0.5	0.004	0.128
Acrididae	2	31	23.66	62	0.53	0.103
Grillidae	1	14	10.69	14	0.12	0.154
<b>Total</b>		<b>70</b>	<b>53.44</b>	<b>90</b>	<b>0.77</b>	
<b>Gran total</b>		<b>131</b>	<b>100</b>	<b>11655.45</b>	<b>100</b>	



Tabla IV. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2009 (N egagrópilas=182).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	16	2.14	24000	41.83	0.09
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.3	19	2.54	15736.7	27.43	0.10
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	142	1	0.13	142	0.25	0.01
<i>Dipodomys simulans</i>	59	30	4.01	1770	3.09	0.16
<i>Dipodomys merriami</i>	37	8	1.07	296	0.52	0.04
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	12	1.60	687.6	1.20	0.07
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	4	0.53	44.4	0.08	0.02
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	68	9.09	1006.4	1.75	0.25
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	20	2.67	260	0.45	0.10
<i>Neotoma lepida</i>	110	29	3.88	3190	5.56	0.16
<i>Peromyscus eva</i>	17	135	18.05	2295	4.00	0.27
<i>Peromyscus</i> sp.	16	65	8.69	1040	1.81	0.21
<b>Total</b>		<b>407</b>	<b>54.41</b>	<b>50468.15</b>	<b>87.97</b>	
<b>AVES</b>						
Aves N.I	50	12	1.60	600	1.05	0.07
<b>Total</b>		<b>12</b>	<b>1.60</b>	<b>600</b>	<b>1.05</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	14	1.87	938	1.64	0.07
<i>Masticophis flagelum</i>	301.5	5	0.67	1507.5	2.63	0.03
Culebras N.I	245	12	1.60	2940	5.12	0.08
<i>Crotalus</i> spp.	300	2	0.27	490	0.85	0.01
<b>Total</b>		<b>33</b>	<b>4.41</b>	<b>5875.5</b>	<b>10.24</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	53	7.09	106	0.18	0.21
Arachnida	0.5	18	2.41	9	0.02	0.09
Solifugae	0.5	1	0.13	0.5	0.00	0.01
Tenebrionidae	0.5	25	3.34	12.5	0.02	0.05
Acrididae	2	99	13.24	198	0.35	0.26
Grillidae	1	100	13.37	100	0.17	0.36
<b>Total</b>		<b>296</b>	<b>39.57</b>	<b>426</b>	<b>0.74</b>	
<b>Gran total</b>		<b>748</b>	<b>100</b>	<b>57369.65</b>	<b>100</b>	

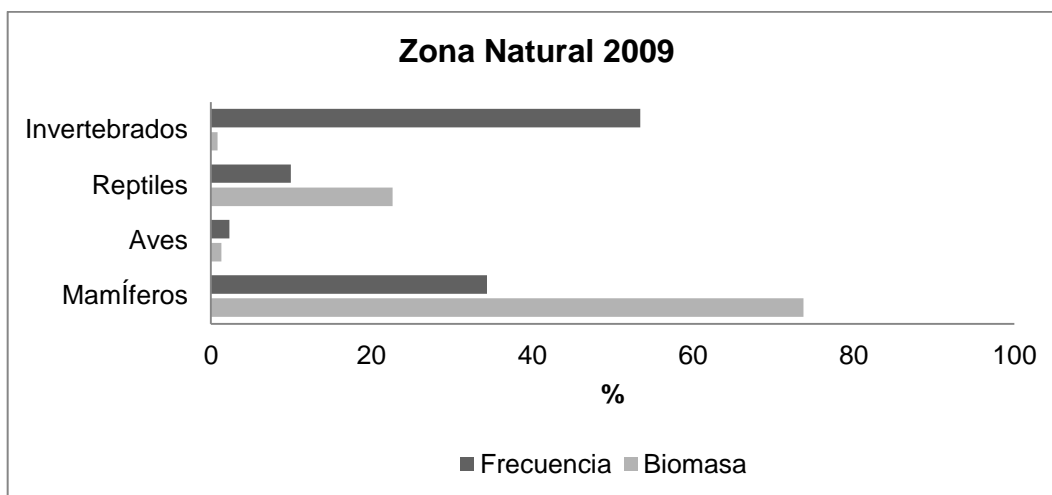


Figura 10. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2009.

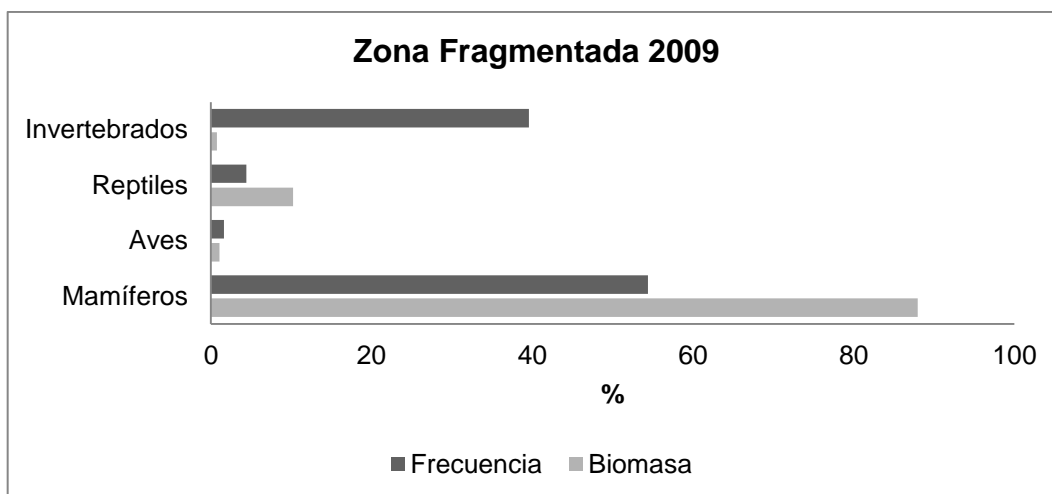


Figura 11. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2009.

Para el 2010 se analizaron 36 egagrópilas en la zona fragmentada y 21 en la zona natural y se encontraron 19 tipos de presa. El mayor porcentaje de presas consumidas y de biomasa correspondió a mamíferos, mientras que los invertebrados fue el segundo grupo en presas consumidas pero el aporte de

biomasa es el más bajo para ambas zonas, natural y fragmentada. En este año no hubo consumo de aves (Tablas VI y VII, Fig. 12 y 13).

En este año no se encontraron diferencias significativas en las frecuencias de consumo de presas por grupo entre la zona natural y la zona fragmentada ( $G=1.04$ ,  $g.l.=2$ ,  $p>0.05$ ): los valores observados y esperados no difieren mucho en las dos zonas estudiadas, natural y fragmentada (Tabla V).

Tabla V. Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por *B. virginianus* en el Valle de Santo Domingo durante el 2010.

Presa/Condición	Zona Natural		Zona Fragmentada	
	Observados	Esperados	Observados	Esperados
Mamíferos	28	30.30	101	98.69
Reptiles	1	0.93	3	3.06
Invertebrados	10	7.75	23	25.24

Tabla VI. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona natural del Valle de Santo Domingo en el año 2010 (N egagrópilas=21)

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	1	2.56	1500	31.16	0.048
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.3	1	2.56	828.25	17.21	0.048
<i>Dipodomys simulans</i>	59	4	10.26	236	4.90	0.190
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	1	2.56	57.3	1.19	0.048
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	1	2.56	14.8	0.31	0.048
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	2	5.13	26	0.54	0.048
<i>Neotoma lepida</i>	110	17	43.59	1870	38.85	0.667
<i>Peromyscus</i> sp.	16	1	2.56	16	0.33	0.048
<b>Total</b>		<b>28</b>	<b>71.79</b>	<b>4548.35</b>	<b>94.49</b>	
<b>REPTILES</b>						
Culebra N.I	245	1	2.56	245	5.09	0.048
<b>Total</b>		<b>1</b>	<b>2.56</b>	<b>245</b>	<b>5.09</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	1	2.56	2	0.04	0.048
Acrididae	2	9	23.08	18	0.37	0.238
<b>Total</b>		<b>10</b>	<b>25.64</b>	<b>20</b>	<b>0.42</b>	
<b>Gran total</b>		<b>39</b>	<b>100</b>	<b>4813.35</b>	<b>100</b>	

Tabla VII. Especies presa consumidas por el búho cornudo en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2010 (N egagrópilas=36)

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	2	1.57	3000	41.79	0.056
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.25	2	1.57	1656.5	23.07	0.056
<i>Dipodomys simulans</i>	59	3	2.36	177	2.47	0.083
<i>Dipodomys merriami</i>	37	3	2.36	111	1.55	0.083
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	2	1.57	114.6	1.60	0,056
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	1	0.79	11.1	0.15	0.028
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	7	5.51	103.6	1.44	0.167
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	7	5.51	91	1.27	0.139
<i>Neotoma lepida</i>	110	3	2.36	330	4.60	0.083
<i>Peromyscus eva</i>	17	63	49.61	1071	14.92	0.667
<i>Peromyscus sp.</i>	16	8	6.30	128	1.78	0.139
<b>Total</b>		<b>101</b>	<b>79.53</b>	<b>6793.8</b>	<b>94.64</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	1	0.79	67	0.93	0.028
<i>Phrynosoma coronatum</i>	36	1	0.79	36	0.50	0.028
Culebra N.I	245	1	0.79	245	3.41	0.028
<b>Total</b>		<b>3</b>	<b>2.36</b>	<b>348</b>	<b>4.85</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	13	10.24	26	0.36	0.333
Arachnida	0.5	1	0.79	0.5	0.01	0.028
Tenebrionidae	0.5	1	0.79	0.5	0.01	0.028
Acrididae	2	2	1.57	4	0.06	0.056
Grillidae	1	6	4.72	6	0.08	0.111
<b>Total</b>		<b>23</b>	<b>18.11</b>	<b>37</b>	<b>0.52</b>	
<b>Gran total</b>		<b>127</b>	<b>100</b>	<b>7178.8</b>	<b>100</b>	

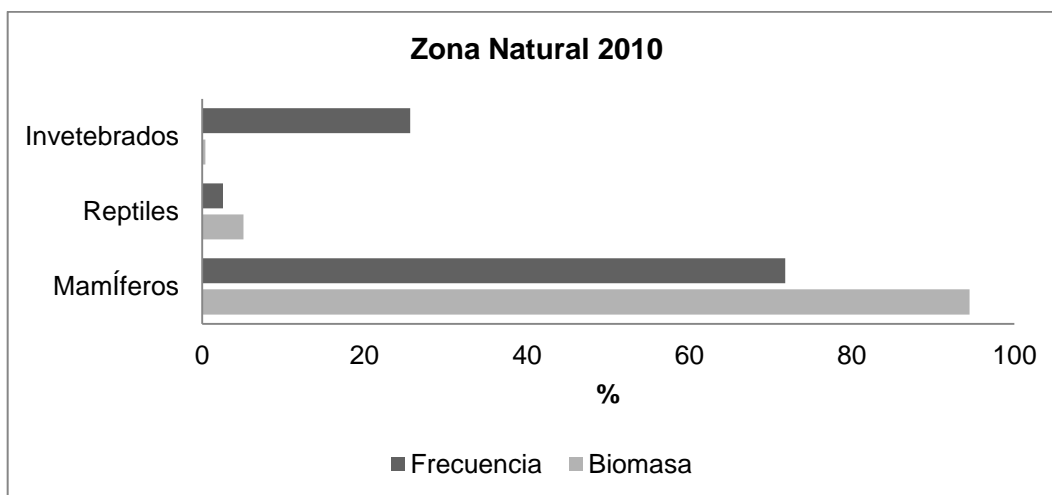


Figura 12. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2010.

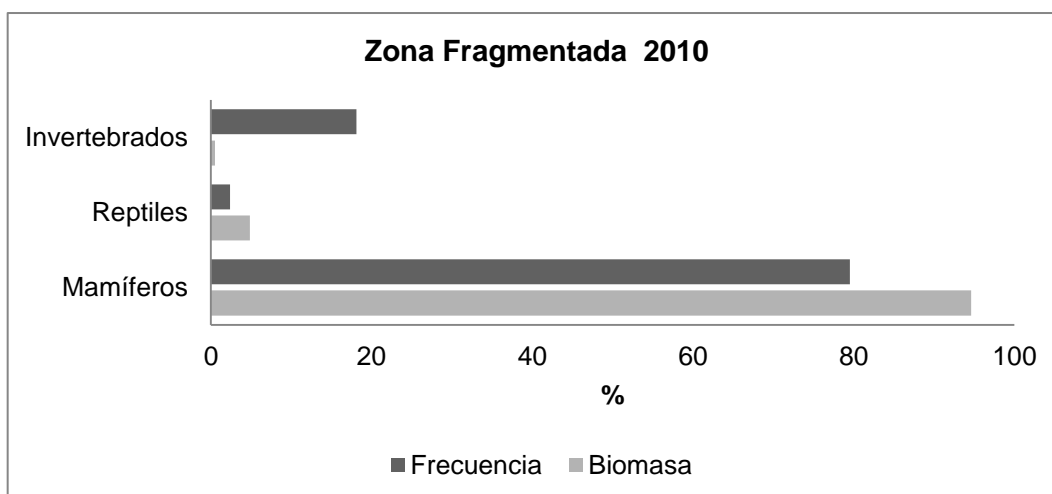


Figura 13. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2010.

En el año 2013, se analizaron 84 egagrópilas en la zona fragmentada y 27 en la zona natural; se identificaron 26 tipos de presa, siendo el mayor porcentaje de presas consumidas los mamíferos e invertebrados. El mayor aporte de biomasa

consumida por *B. virginianus* fue de mamíferos, seguida por reptiles en ambas zonas, natural y fragmentada (Tablas IX y X, Fig. 14 y 15).

Se encontraron diferencias significativas en las frecuencias de consumo de presas por grupo entre la zona natural y la zona fragmentada ( $G= 14.61$ , g.l.3  $p<0.05$ ) para este año. El grupo de los invertebrados es el que dio la mayor diferencia, en la zona natural consumieron mucho menos de lo esperado mientras que en la zona fragmentada consumieron más de lo esperado. De igual manera se observaron diferencias en el consumo de mamíferos, siendo mayores a lo esperado en la zona natural y menos de lo esperado en la zona fragmentada (Tabla VIII).

Tabla VIII. Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por *B. virginianus* en el Valle de Santo Domingo durante el 2013 (principales diferencias en rojo).

Presa/Condición	Zona Natural		Zona Fragmentada	
	Observados	Esperados	Observados	Esperados
Mamíferos	71	59.56	163	174.43
Aves	0	0.50	2	1.49
Reptiles	4	3.30	9	9.69
Invertebrados	9	20.61	72	60.38

Tabla IX. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2013 (N egagrópilas=27).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.3	2	2.38	1656.5	39.10	0.074
<i>Dipodomys merriami</i>	37	1	1.19	37	0.87	0.037
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	1	1.19	57.3	1.35	0.037
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	2	2.38	22.2	0.52	0.074
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	13	15.48	192.4	4.54	0.407
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	1	1.19	13	0.31	0.037
<i>Neotoma lepida</i>	110	4	4.76	440	10.38	0.148
<i>Peromyscus eva</i>	17	18	21.43	306	7.22	0.222
<i>Peromyscus</i> sp.	16	29	34.52	464	10.95	0.370
<b>Total</b>		<b>71</b>	<b>84.52</b>	<b>3188.4</b>	<b>75.25</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Masticophis flagelum</i>	301.5	1	1.19	301.5	7.12	0.037
Culebra N.I	245	3	3.57	735	17.35	0.111
<b>Total</b>		<b>4</b>	<b>4.76</b>	<b>1036.5</b>	<b>24.46</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	2	2.38	4	0.09	0.074
Acrididae	2	1	1.19	2	0.05	0.037
Grillidae	1	6	7.14	6	0.14	0.111
<b>Total</b>		<b>9</b>	<b>10.71</b>	<b>12</b>	<b>0.28</b>	
<b>Gran total</b>		<b>84</b>	<b>100</b>	<b>4236.9</b>	<b>100</b>	

Tabla X. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2013 (N egagrópilas=84).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	4	1.63	6000	48.85	0.048
<i>Dipodomys simulans</i>	59	5	2.03	295	2.40	0.060
<i>Dipodomys merriami</i>	37	1	0.41	37	0.30	0.012
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	22	8.94	1260.6	10.26	0.238
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	3	1.22	33.3	0.27	0.036
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	14	5.69	207.2	1.69	0.155
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	10	4.07	130	1.06	0.095
<i>Neotoma lepida</i>	110	9	3.66	990	8.06	0.107
<i>Peromyscus eva</i>	17	11	4.47	187	1.52	0.083
<i>Peromyscus sp.</i>	16	84	34.15	1344	10.94	0.560
<b>Total</b>		<b>163</b>	<b>66.26</b>	<b>10484.1</b>	<b>85.36</b>	
<b>AVES</b>						
<i>Zenaida sp.</i>	130	1	0.41	130	1.06	0.012
<i>Geococcyx californianus</i>	380	1	0.41	380	3.09	0.012
<b>Total</b>		<b>2</b>	<b>0.81</b>	<b>510</b>	<b>4.15</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	5	2.03	335	2.73	0.060
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	63	1	0.41	63	0.51	0.012
<i>Masticophis flagelum</i>	301.5	1	0.41	301.5	2.45	0.012
Culebra N.I.	245	2	0.81	490	3.99	0.024
<b>Total</b>		<b>9</b>	<b>3.66</b>	<b>1189.5</b>	<b>9.68</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	28	11.38	56	0.46	0.321
Arachnida	0.5	2	0.81	1	0.01	0.024
Solifugae	0.5	1	0.41	0.5	0.00	0.012
Tenebrionidae	0.5	2	0.81	1	0.01	0.024
Scarabaeidae	0.5	1	0.41	0.5	0.00	0.024
Acrididae	2	2	0.81	4	0.03	0.167
Grillidae	1	36	14.63	36	0.29	0.012
<b>Total</b>		<b>72</b>	<b>29.27</b>	<b>99</b>	<b>0.81</b>	
<b>Gran total</b>		<b>246</b>	<b>100</b>	<b>12282.6</b>	<b>100</b>	



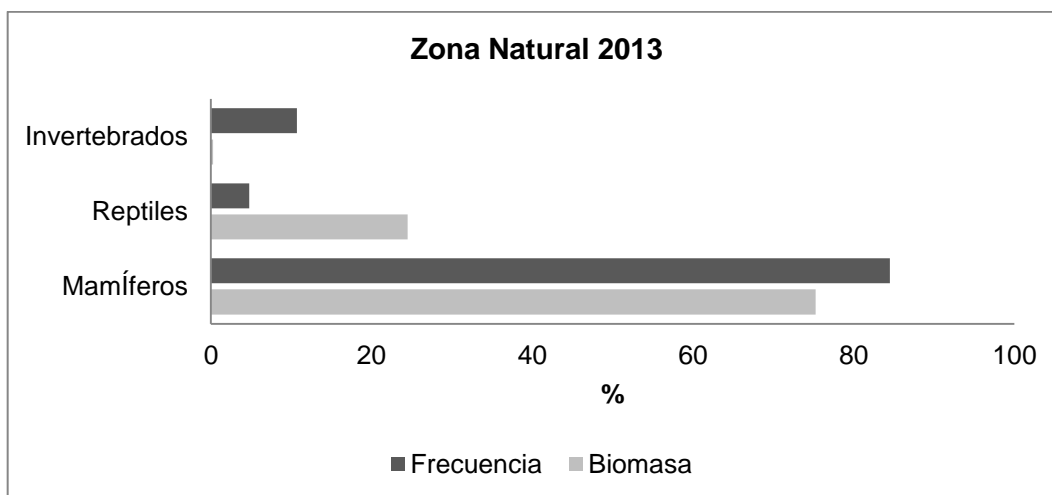


Figura 14. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2013.

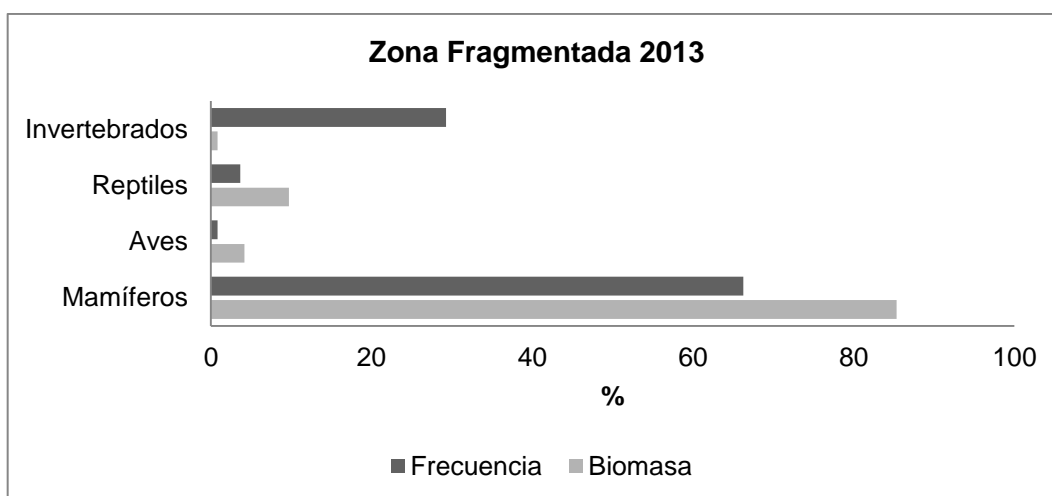


Figura 15. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.

Para el año 2014, se analizaron 149 egagrópilas de la zona fragmentada y 54 de la zona natural, encontrando 22 especies presa: el mayor porcentaje de presas consumidas fueron los mamíferos e invertebrados; el mayor aporte de biomasa lo

dieron los mamíferos y reptiles en las dos zonas, natural y fragmentada (Tablas XII y XIII, Fig. 16 y 17).

Se encontraron diferencias significativas en las frecuencias de consumo de presas por grupo entre la zona natural y la zona fragmentada ( $G=13.74$ , g.l.= 3,  $p<0.05$ ). Para este año, el grupo de los reptiles fue el más distinto, consumiendo más de lo esperado en la zona natural y menos en la zona fragmentada. También se presenta un ligero aumento de consumo de invertebrados en la zona fragmentada con respecto a lo esperado (Tabla XI).

Tabla XI. Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por *Bubo virginianus* en el Valle de Santo Domingo durante el 2014 (principales diferencias en rojo).

Presa/Condición	Zona Natural		Zona Fragmentada	
	Observados	Esperados	Observados	Esperados
Mamíferos	100	104.68	367	362.31
Aves	2	2.91	11	10.08
Reptiles	27	14.34	37	49.65
Invertebrados	88	95.04	336	328.95

Tabla XII. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona natural del Valle de Santo Domingo durante el año 2014 (N egagrópilas=54).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Lepus californicus</i>	1500	13	5.99	19500	61.97	0.241
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.25	5	2.30	4141.2	13.16	0.093
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	5	2.30	286.5	0.91	0.093
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	19	8.76	281.2	0.89	0.333
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	5	2.30	65	0.21	0.056
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	1	0.46	11.1	0.04	0.019
<i>Neotoma lepida</i>	110	23	10.60	2530	8.04	0.426
<i>Peromyscus eva</i>	17	24	11.06	408	1.30	0.259
<i>Peromyscus sp.</i>	16	5	2.30	80	0.25	0.037
<b>Total</b>		<b>100</b>	<b>46.08</b>	<b>27303.05</b>	<b>86.76</b>	
<b>AVES</b>						
Aves N.I.	50	2	0.92	100	0.32	0.037
<b>Total</b>		<b>2</b>	<b>0.92</b>	<b>100</b>	<b>0.32</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	8	3.69	536	1.70	0.148
<i>Phrynosoma coronatum</i>	36	1	0.46	36	0.11	0.019
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	63	4	1.84	252	0.80	0.074
<i>Aspidoscelis tigris</i>	37	1	0.46	37	0.12	0.019
Culebras N.I.	245	13	5.99	3185	10.12	0.241
<b>Total</b>		<b>27</b>	<b>12.44</b>	<b>4046</b>	<b>12.86</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	15	6.91	30	0.10	0.222
Arachnida	0.5	8	3.69	4	0.01	0.148
Solifugae	0.5	3	1.38	1.5	0.00	0,056
Tenebrionidae	0.5	17	7.83	8.5	0.03	0.167
Acrididae	2	30	13.82	60	0.19	0.407
Grillidae	1	15	6.91	15	0.05	0.111
<b>Total</b>		<b>88</b>	<b>40.55</b>	<b>119</b>	<b>0.38</b>	
<b>Gran total</b>		<b>217</b>	<b>100</b>	<b>31468.05</b>	<b>100</b>	

Tabla XIII. Especies presa consumidas por el búho cornudo (*B. virginianus*) en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo durante el año 2014 (N egagrópilas=149).

Especies	Peso (g)	Frecuencia	%	Biomasa	% Biomasa	Ocurrencia
<b>MAMÍFEROS</b>						
<i>Notiosorex crawfordi</i>	6.3	2	0.26	12.6	0.03	0.013
<i>Lepus californicus</i>	1500	13	1.72	19500	49.95	0.087
<i>Sylvilagus audubonii</i>	828.25	3	0.40	2484.7	6.36	0.020
<i>Dipodomys simulans</i>	59	4	0.53	236	0.60	0.027
<i>Thomomys nigricans</i>	57.3	33	4.37	1890.9	4.84	0.221
<i>Chaetodipus arenarius</i>	11.1	2	0.26	22.2	0.06	0.013
<i>Chaetodipus spinatus</i>	14.8	42	5.56	621.6	1.59	0.228
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	13	16	2.12	208	0.53	0.087
<i>Neotoma lepida</i>	110	33	4.37	3630	9.30	0.221
<i>Peromyscus eva</i>	17	195	25.83	3315	8.49	0.631
<i>Peromyscus</i> sp.	16	24	3.18	384	0.98	0.128
<b>Total</b>		<b>367</b>	<b>48.61</b>	<b>32305.05</b>	<b>82.75</b>	
<b>AVES</b>						
Aves N.I	50	11	1.46	550	1.41	0.074
<b>Total</b>		<b>11</b>	<b>1.46</b>	<b>550</b>	<b>1.41</b>	
<b>REPTILES</b>						
<i>Sceloporus zosteromus</i>	67	20	2.65	1340	3.43	0.134
<i>Aspidoscelis tigris</i>	37	3	0.40	111	0.28	0.020
<i>Culebra</i> N.I	245	9	1.19	2205	5.65	0.060
<i>Crotalus</i> spp.	300	5	1.19	2700	6.92	0.047
<b>Total</b>		<b>37</b>	<b>5.43</b>	<b>6356</b>	<b>16.28</b>	
<b>INVERTEBRADOS</b>						
Scorpionidae	2	38	5.03	76	0.19	0.161
Arachnida	0.5	8	1.06	4	0.01	0.047
Solifugae	2	9	1.19	18	0.05	0.034
Tenebrionidae	0.5	65	8.61	32.5	0.08	0.174
Acrididae	2	32	4.24	64	0.16	0.161
Grillidae	1	184	24.37	184	0.47	0.242
<b>Total</b>		<b>336</b>	<b>44.50</b>	<b>378.5</b>	<b>0.97</b>	
<b>Gran Total</b>		<b>755</b>	<b>100</b>	<b>39039.55</b>	<b>100</b>	

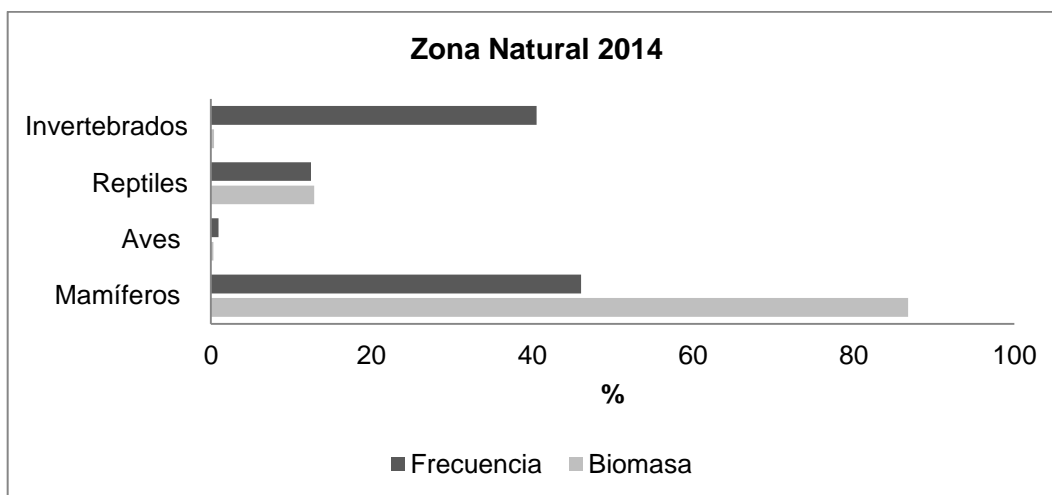


Figura 16. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona natural del Valle de Santo Domingo, 2014.

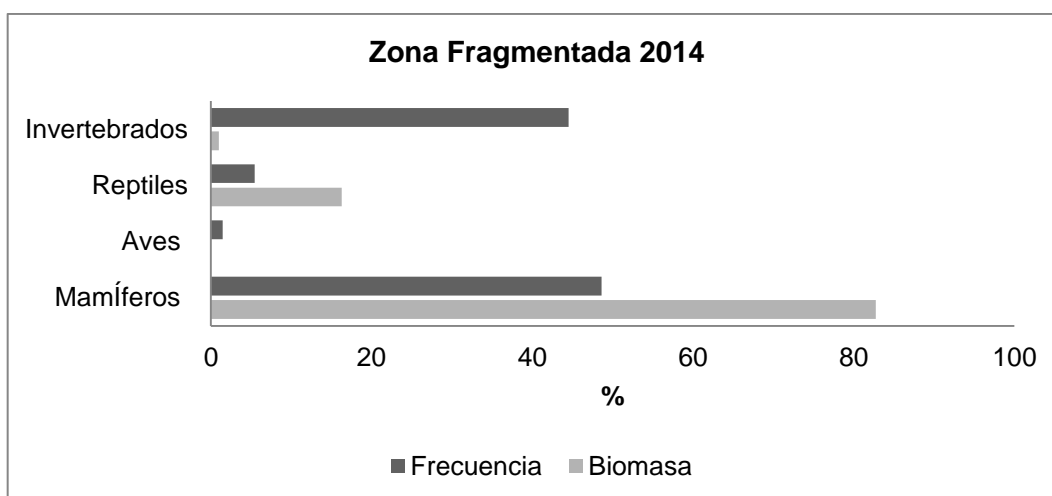


Figura 17. Porcentaje de frecuencia y biomasa aportada por cada grupo faunístico en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.

## 7.1 Análisis Global

Al hacer el análisis global del consumo de presas comparando entre zonas y entre años, se encontraron diferencias significativas ( $G= 201.22$ , g.l.= 20,  $p<0.001$ ). Al comparar entre años, dentro de la zona fragmentada también hubo diferencias en

las frecuencias de presas consumidas ( $G=565.94$ , g.l.= 60,  $p<0.001$ ), al igual que al comparar entre años lo que consumían los búhos dentro de la zona natural ( $G=265.58$ , g.l.= 54,  $p<0.001$ ). Fueron los reptiles donde mayores diferencias se observaron en el consumo por *Bubo virginianus* entre zonas (Tabla XIV).

Tabla XIV. Valores observados y esperados por grupos faunísticos consumidos por *Bubo virginianus* en el Valle de Santo Domingo en los años de estudio (principales diferencias en rojo).

Presa/Condición	Zona Natural		Zona Fragmentada	
	Observados	Esperados	Observados	Esperados
Mamíferos	244	259.93	1038	1022.07
Aves	5	6.08	25	23.92
Reptiles	45	25.75	82	101.25
Invertebrados	177	179.24	707	704.76

## 7.2 Diversidad de presas

La diversidad ( $H'$ ) de especies fue estadísticamente mayor en la zona fragmentada en tres de los cuatro años, presentándose únicamente mayor diversidad de presas en la zona natural en el 2014 (Tabla. XV). Se encontraron diferencias significativas en la diversidad de presas consumidas entre las dos zonas en 2009, 2013 y 2014 en las dos zonas (Tabla XV).

Tabla XV. Análisis de diversidad de Shannon y valor de t-student de Hutcheson para los 4 años de muestreo (principales diferencias en rojo, ZN=Zona Natural ZF=Zona Fragmentada).

Diversidad $H'$					
Año	ZN	ZF	t	gl	P (valor)
2009	2.423	2.573	-2.1257	167	0.034997
2010	1.744	1.975	-1.3107	79	0.19374
2013	1.969	2.24	-2.2038	158	0.028981
2014	2.716	2.34	5.4354	549	8.23E-08

### 7.3 Amplitud del nicho trófico

La amplitud de nicho trófico Bs (Índice de Levins) estandarizado muestra que el búho cornudo (*Bubo virginianus*) tiende a ser relativamente generalista en su dieta en la zona natural (porque los valores están alrededor del 0.5, más cercano a 1, excepto en 2010), mientras que en la zona fragmentada los valores son más cercanos al 0 (el año 2010 fue el más bajo) lo que indica que el búho cornudo se vuelve más especialista en su dieta (Tabla XVI). En el año 2014 se muestran más diferencias en los valores del índice entre zonas.

Tabla XVI. Índice de Levins estandarizado entre zonas de estudio en los años de muestreo (ZN=Zona Natural, ZF=Zona Fragmentada).

AÑO	ZN	ZF
<b>2009</b>	0.350	0.424
<b>2010</b>	0.283	0.149
<b>2013</b>	0.307	0.224
<b>2014</b>	0.586	0.274

### 7.4 Biomasa de presas

En cuanto a la biomasa general de presas se puede resumir que el mayor aporte lo hicieron los mamíferos, que fueron la base de la dieta del búho cornudo en ambas zonas, durante los cuatro años de estudio. Se alcanzaron valores de más del 50% de la biomasa total de las presas consumidas por los mamíferos, seguido de los reptiles aunque no fue un aporte importante comparativamente con los mamíferos (Fig.18).

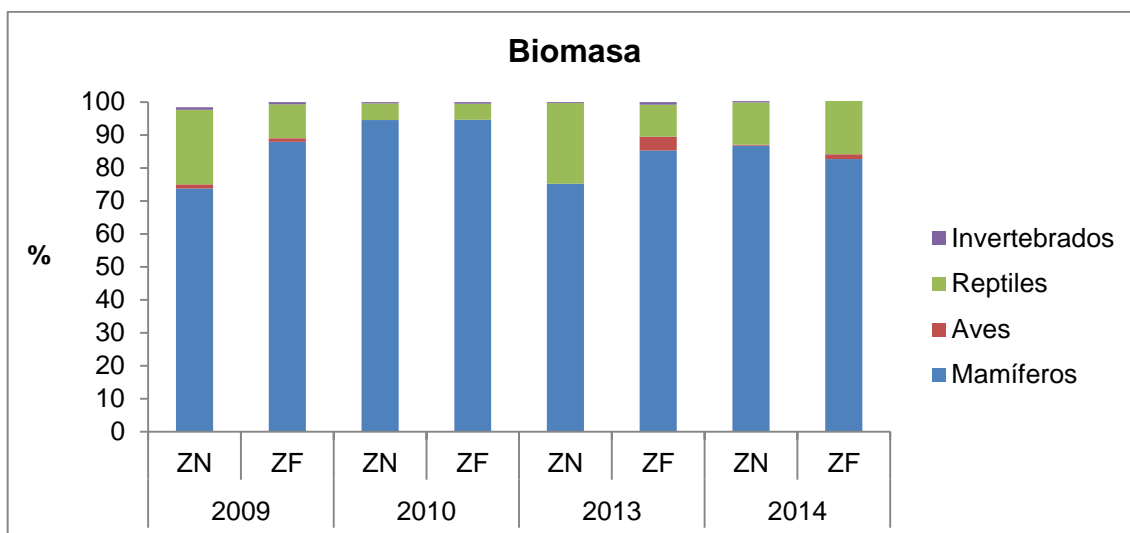


Figura 18. Aporte de biomasa en las dos zonas estudiadas en los 4 años de muestreo por las presas consumidas de *B. virginianus*. (ZN= Zona Natural, ZF= Zona Fragmentada)

## 7.5 Análisis de aporte de biomasa por especies más importantes dentro de los grupos faunísticos.

### 7.5.1 Año 2009

#### Mamíferos

Las presas que más aporte de biomasa dieron en la dieta del búho cornudo durante el año 2009 fueron del grupo de los mamíferos; la liebre (*L. californicus*) y la rata de campo (*Neotoma lepida*), seguida del conejo (*Sylvilagus audubonii*) para la zona natural. En la zona fragmentada fueron la liebre (*L. californicus*), conejo (*Sylvilagus audubonii*) y la rata de campo (*Neotoma lepida*), difiriendo el aporte en estas dos últimas especies entre zonas; el porcentaje total de biomasa aportada por los mamíferos en la zona natural fue del 75.2% y en la zona fragmentada de 87.9% (Fig.19).



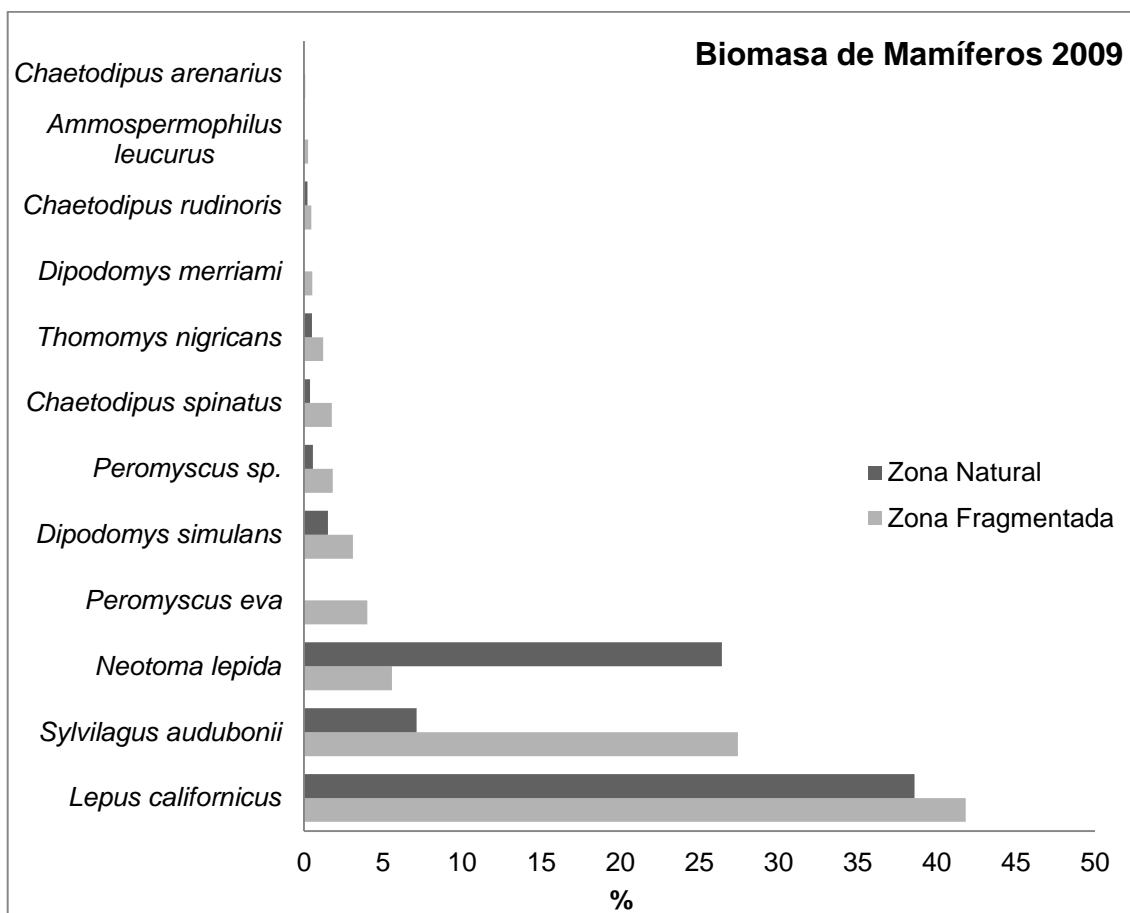


Figura 19. Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de mamíferos consumidas por *B. virginianus* en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2009.

## Reptiles

Entre los reptiles, las serpientes tuvieron el aporte de biomasa principal consumida por *B. virginianus* en ambas zonas, tanto culebras no identificadas como la culebra látigo (*Masticophis flagelum*). El resto de especies aportó menos del 3%. La riqueza de especies aportando biomasa en este grupo fue relativamente similar pues incluye, aparte de los dos grupos ya mencionados, a *Crotalus* spp., *Sceloporus zosteromus* y *Dipsosaurus dorsalis*. El porcentaje total de biomasa aportada por los reptiles en la zona natural fue del 22.6% y para la zona fragmentada de 10.24% (Fig. 20).

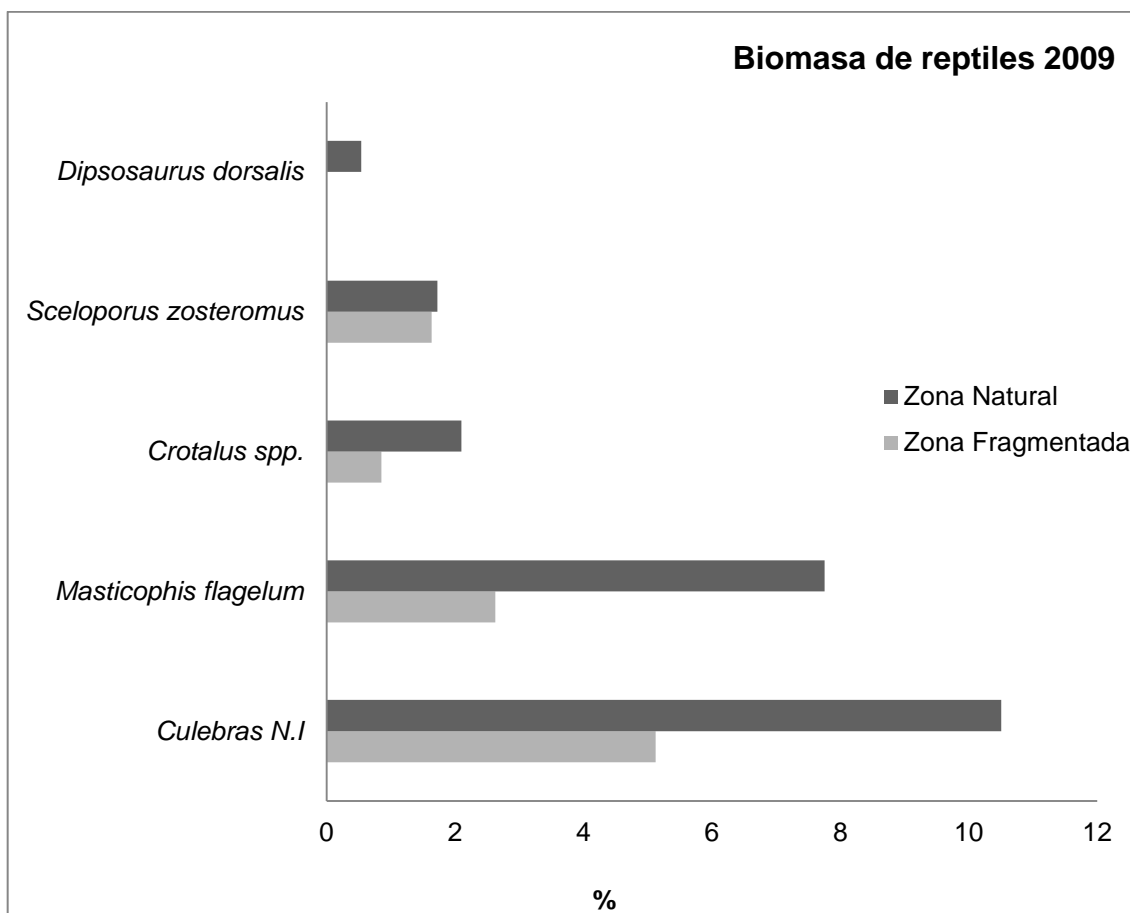


Figura 20. Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de reptiles consumidas por *B. virginianus* en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2009.

### **Invertebrados**

El aporte de biomasa de invertebrados en 2009, fue similar tanto en la zona natural como en la zona fragmentada por la familia Acrididae y Grillidae, Scorpionidae; el porcentaje total de biomasa aportada por los invertebrados en la zona natural fue del 0.77% y para la zona fragmentada de 0.74% (Fig.21).

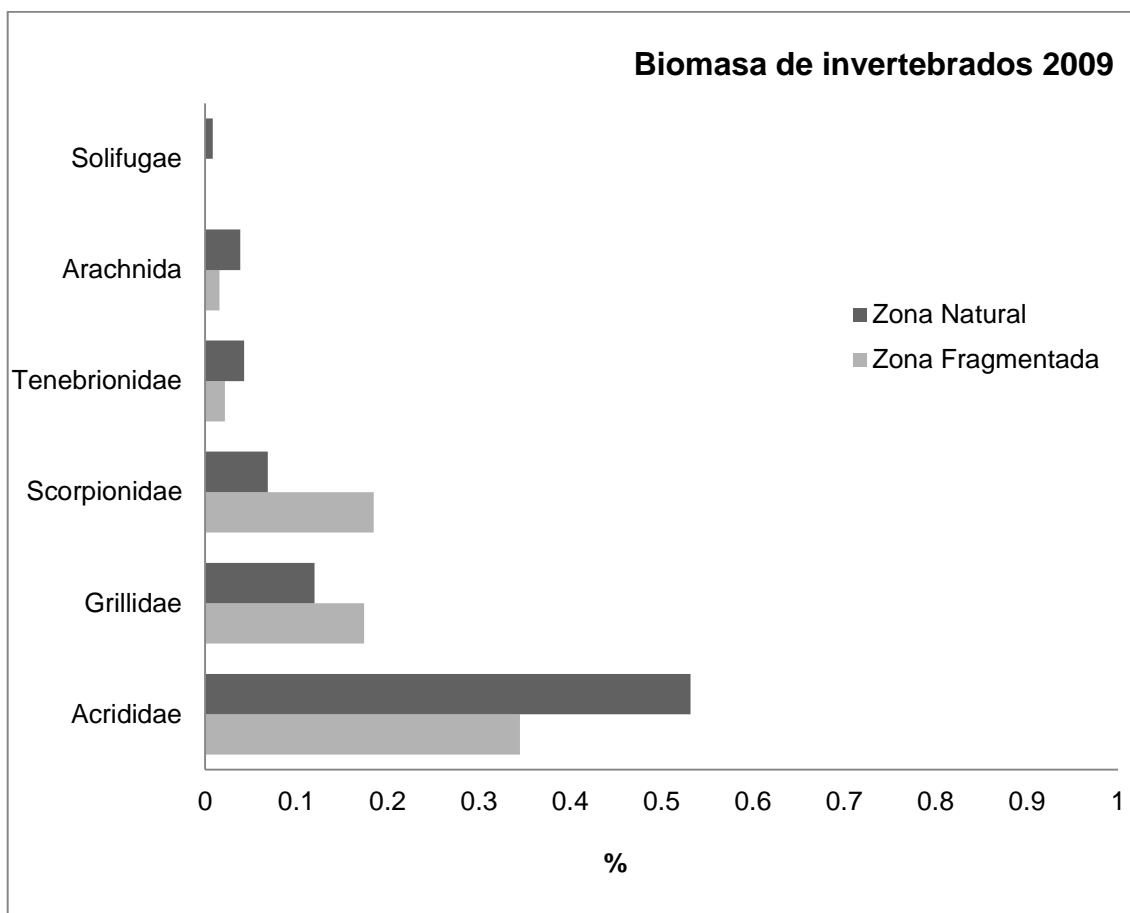


Figura 21. Porcentaje de biomasa general aportado por las especies de invertebrados consumidas por *B. virginianus* en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2009.

En 2009 las aves aportaron el 1% de la biomasa consumida por el búho cornudo *B. virginianus* en las dos zonas estudiadas.

### 7.5.2 Año 2010

#### Mamíferos

Para el año 2010 el mayor aporte en la biomasa en la dieta del búho cornudo (*B. virginianus*) fueron del grupo de los mamíferos; la rata de campo (*Neotoma lepida*) y por los lagomorfos (liebres y conejos) en la zona natural. En la zona fragmentada lo hacen los lagomorfos (liebres y conejos) y el ratón de campo (*Peromyscus*

eva,); el porcentaje total de biomasa aportada por los mamíferos en la zona natural fue del 94.4% y para la zona fragmentada de 94.6% (Fig. 22).

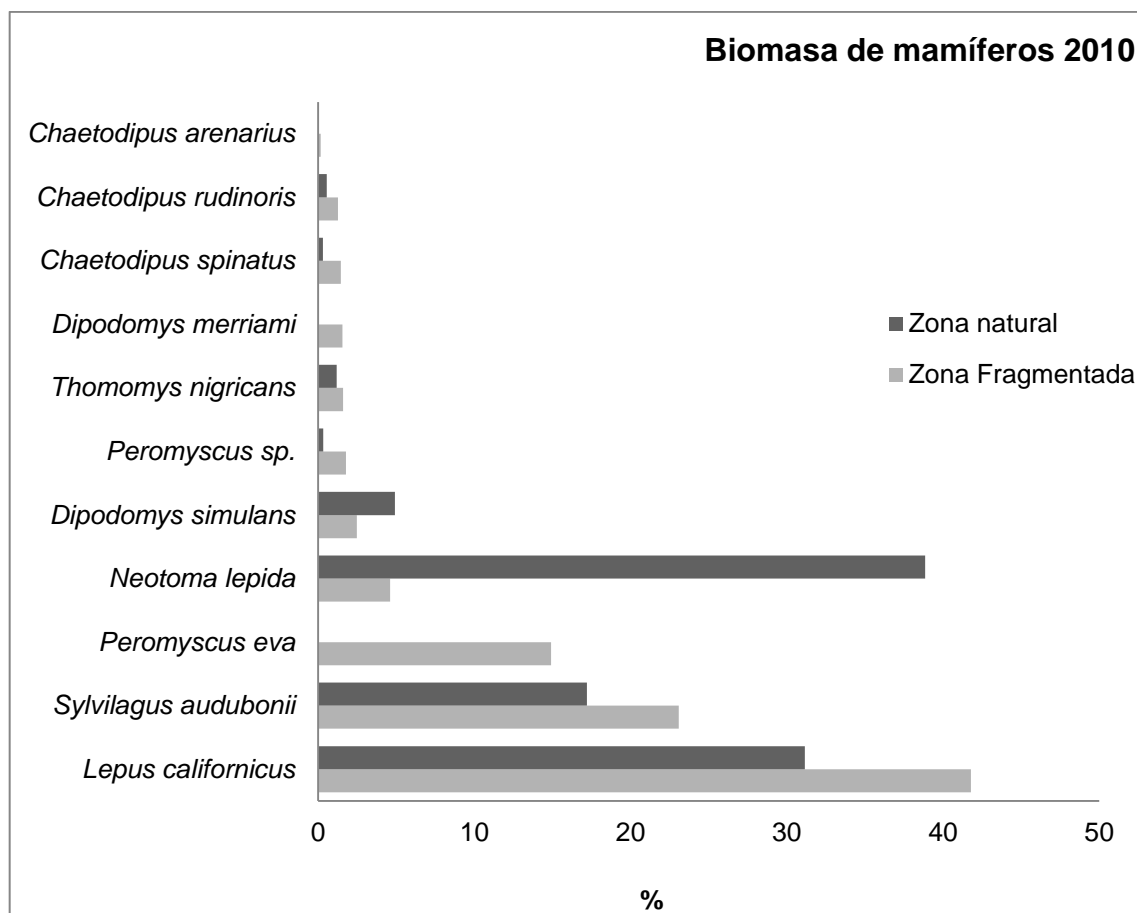


Figura 22. Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y en la zona fragmentada en el año 2010 en el Valle de Santo Domingo.

## Reptiles

Para el grupo de los reptiles el aporte de biomasa en la zona natural fue del 5% por Culebras No Identificadas consumidas por el búho cornudo.

Mientras que para la zona fragmentada solo consumió tres especies de reptiles de las cuales las Culebras No Identificadas dieron el mayor aporte de biomasa, seguido por la lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*) y el lagarto

cornudo (*Phrynosoma coronatum*); el porcentaje total de biomasa aportada por los reptiles en esta zona fue de 4.85% (Fig. 23).

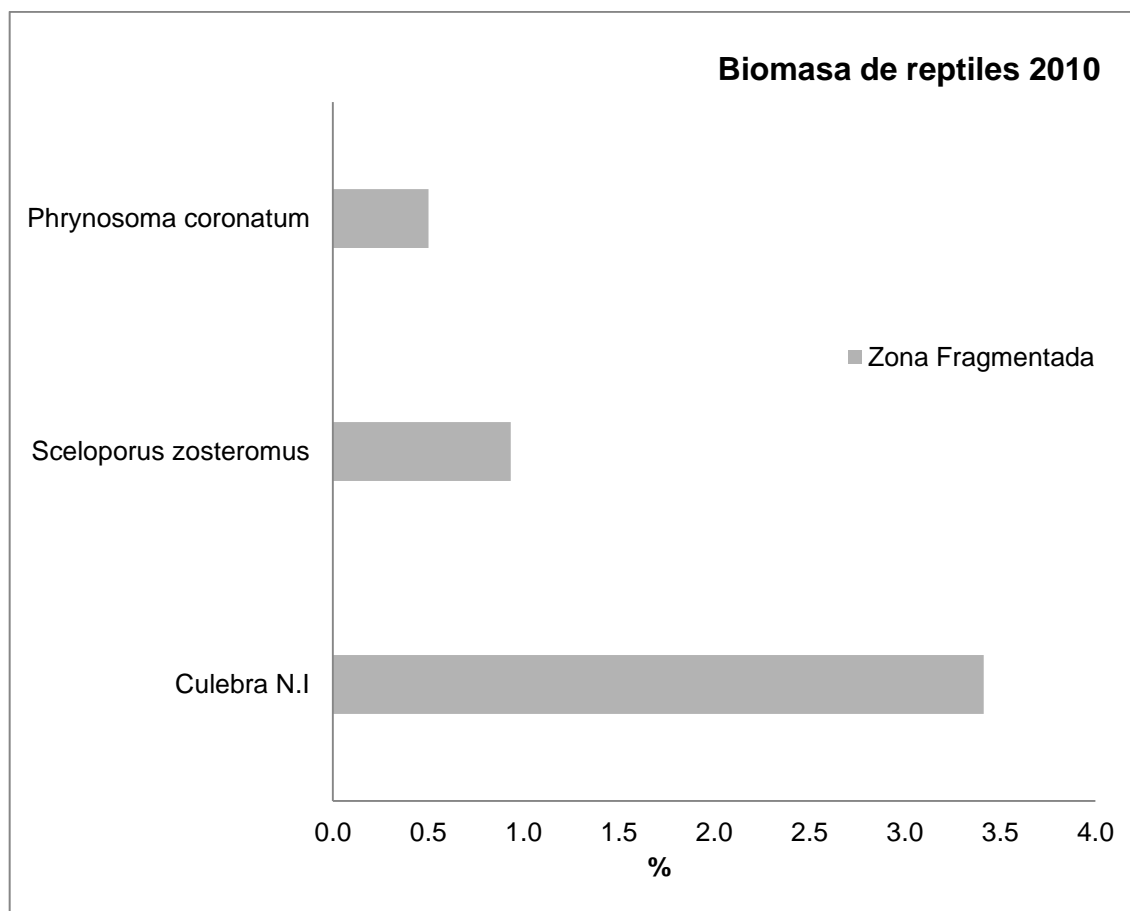


Figura 23. Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles consumidas por *B. virginianus* en la zona fragmentada en el año 2010 en el valle de Santo Domingo.

### Invertebrados

Para la zona natural el grupo de los invertebrados está representado por dos familias donde el mayor aporte lo hace la familia Acrididae. En la zona fragmentada la familia Scorpionidae es la que mayor aporte de biomasa tiene, seguido de la familia Grillidae y Acrididae. El porcentaje total de biomasa aportada

por los invertebrados en zona natural fue del 0.42% y para zona fragmentada de 0.52% (Fig. 24).

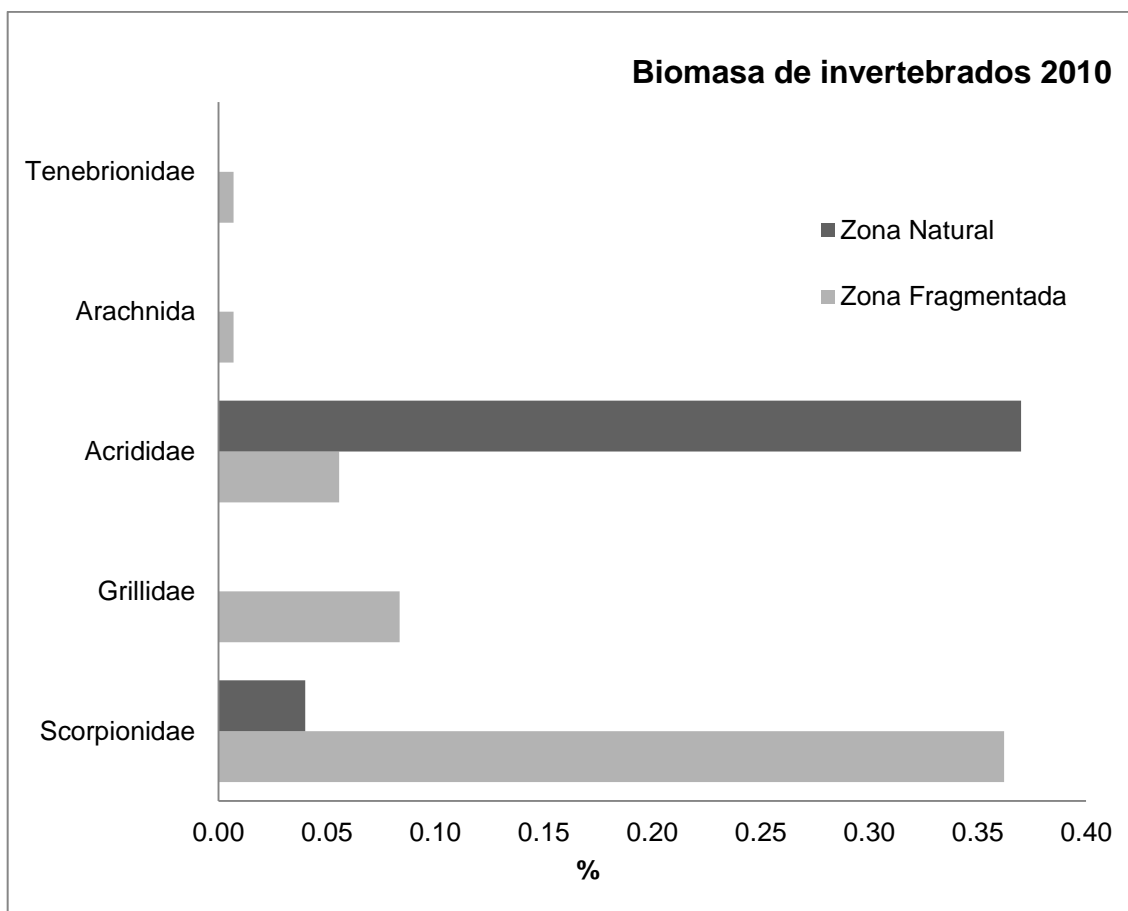


Figura 24. Porcentaje de biomasa por parte de los invertebrados en la zona natural y en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2010.

En esta año no hubo consumo de aves en las dos zonas de estudio por parte del búho cornudo (*B. virginianus*).

### 7.5.3 Año 2013

#### Mamíferos

En el año 2013 el grupo que más aporte de biomasa dieron en la dieta de *B. virginianus*, fueron el grupo de los mamíferos; el conejo (*Sylvilagus audubonii*)

seguido por el ratón (*Peromyscus* sp) y la rata de campo (*Neotoma lepida*) en la zona natural. Para la zona fragmentada el mayor aporte fue por parte de la liebre (*Lepus californicus*), el ratón (*Peromyscus* sp), la tuza (*Thomomys nigricans*) y la rata de campo (*Neotoma lepida*); el porcentaje total de biomasa aportada por los mamíferos en zona natural fue del 75.25% y para la zona fragmentada de 85.36% (Fig. 25).

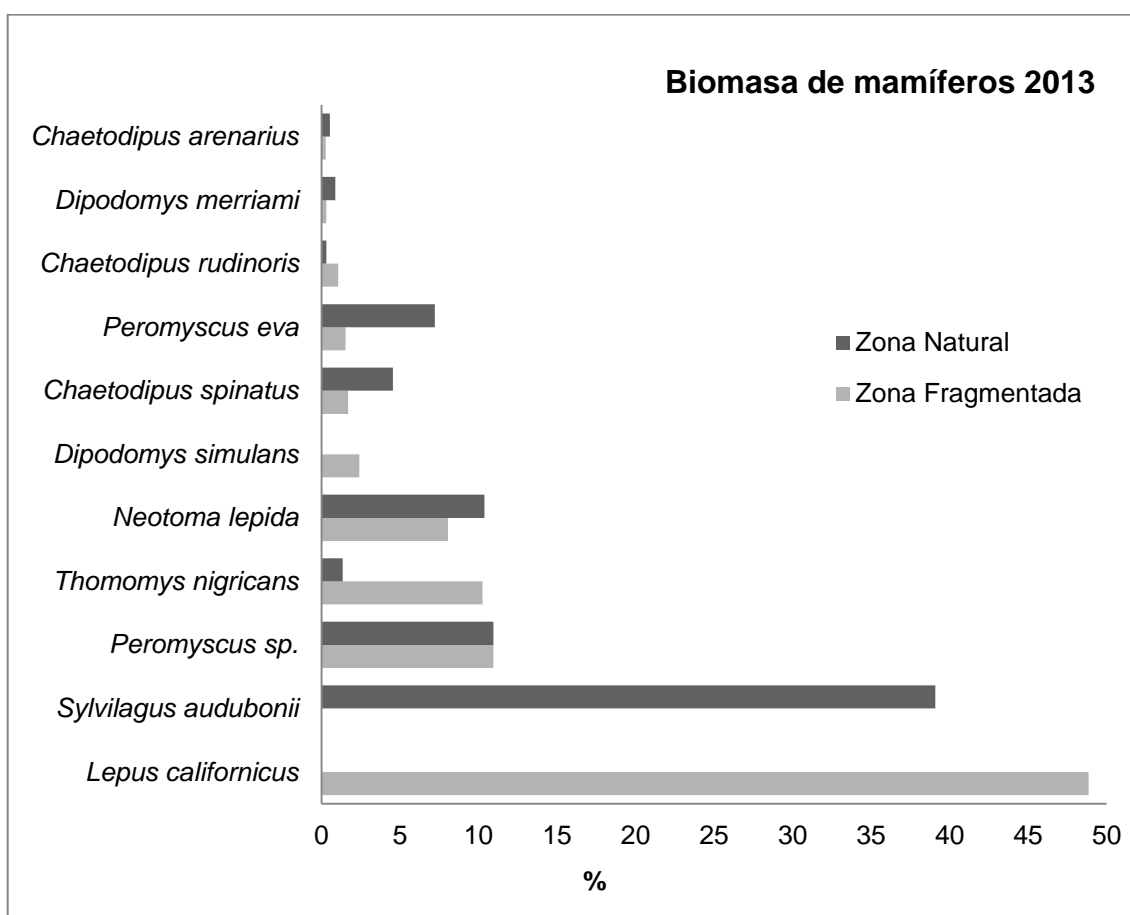


Figura 25. Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y en la zona fragmentada en el año 2013 en el Valle de Santo Domingo.

### Aves

Para la zona natural no hubo consumo de aves por el búho cornudo (*B virginianus*).

Mientras que en la zona fragmentada el aporte mayor de biomasa fue por el correcaminos norteño (*Geococcyx californianus*); el porcentaje total en el aporte de biomasa de aves en esta zona fue de 4.15% (Fig. 26).

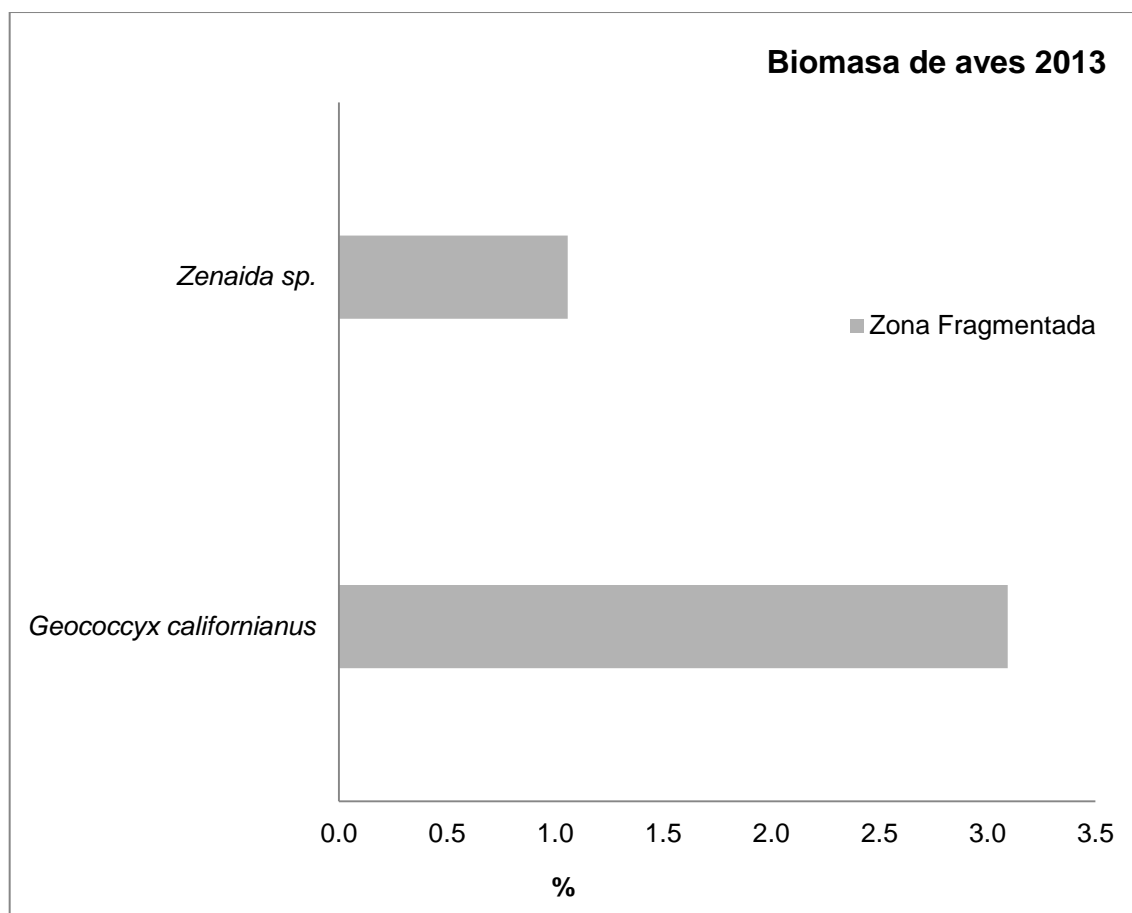


Figura 26. Porcentaje de biomasa aportada por las especies de aves en la zona fragmentada en el Valle de Santo Domingo, 2013.

### Reptiles

En los reptiles en este año, el mayor aporte de biomasa fue por parte de las culebras no identificadas en la zona natural y para la zona fragmentada el mayor aporte de biomasa fue de la lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*) y las culebras no identificadas; el porcentaje total de biomasa aportada por los



reptiles en zona natural fue del 24.46% y para la zona fragmentada de 9.68% (Fig. 27).

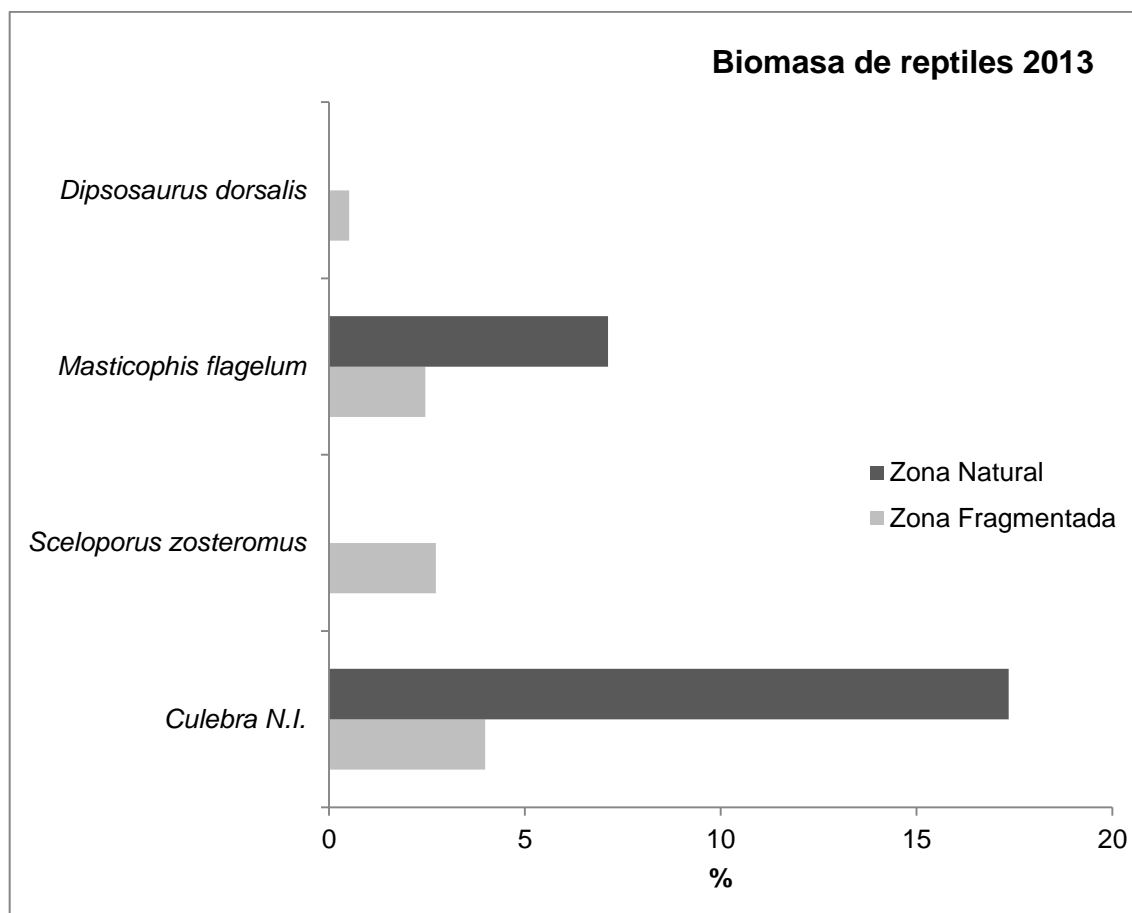


Figura 27. Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.

### Invertebrados

Para los invertebrados la familia Grillidae proporciona el mayor aporte de biomasa seguida por Scorpionidae en la zona natural. En la zona fragmentada el mayor aporte de biomasa fue por la familia Scorpionidae seguido de la familia Grillidae; el porcentaje total de biomasa aportada por los invertebrados en zona natural fue del 0.28% y para la zona fragmentada de 0.81% (Fig. 28).

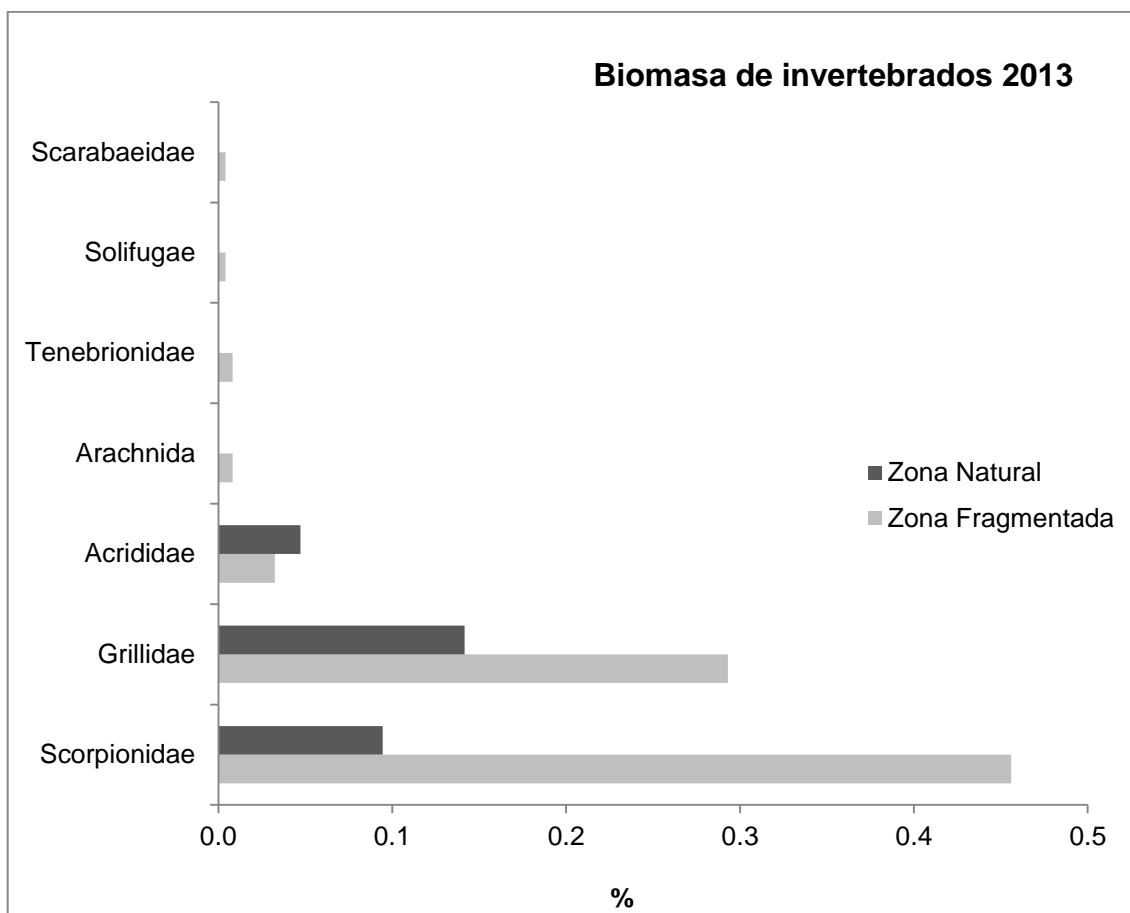


Figura 28. Porcentaje de biomasa aportada por las especies de invertebrados de la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2013.

#### 7.5.4 Año 2014

##### Mamíferos

Para el 2014 el grupo de los mamíferos fue el que aportó la mayor biomasa en la zona natural del Valle de Santo Domingo, la liebre (*Lepus californicus*) y el conejo (*Silvilagus audubonii*) y la rata de campo (*Neotoma lepida*) fueron las especies de mayor biomasa consumida. Para la zona fragmentada *Lepus californicus* fue la especie que más aporte de biomasa tiene en la dieta del *B. virginianus* seguido por la rata de campo (*Neotoma lepida*) y el ratón (*Peromyscus eva*); el porcentaje

total de biomasa aportada por los mamíferos en zona natural fue del 86.76% y para la zona fragmentada de 82.25% (Fig. 29).

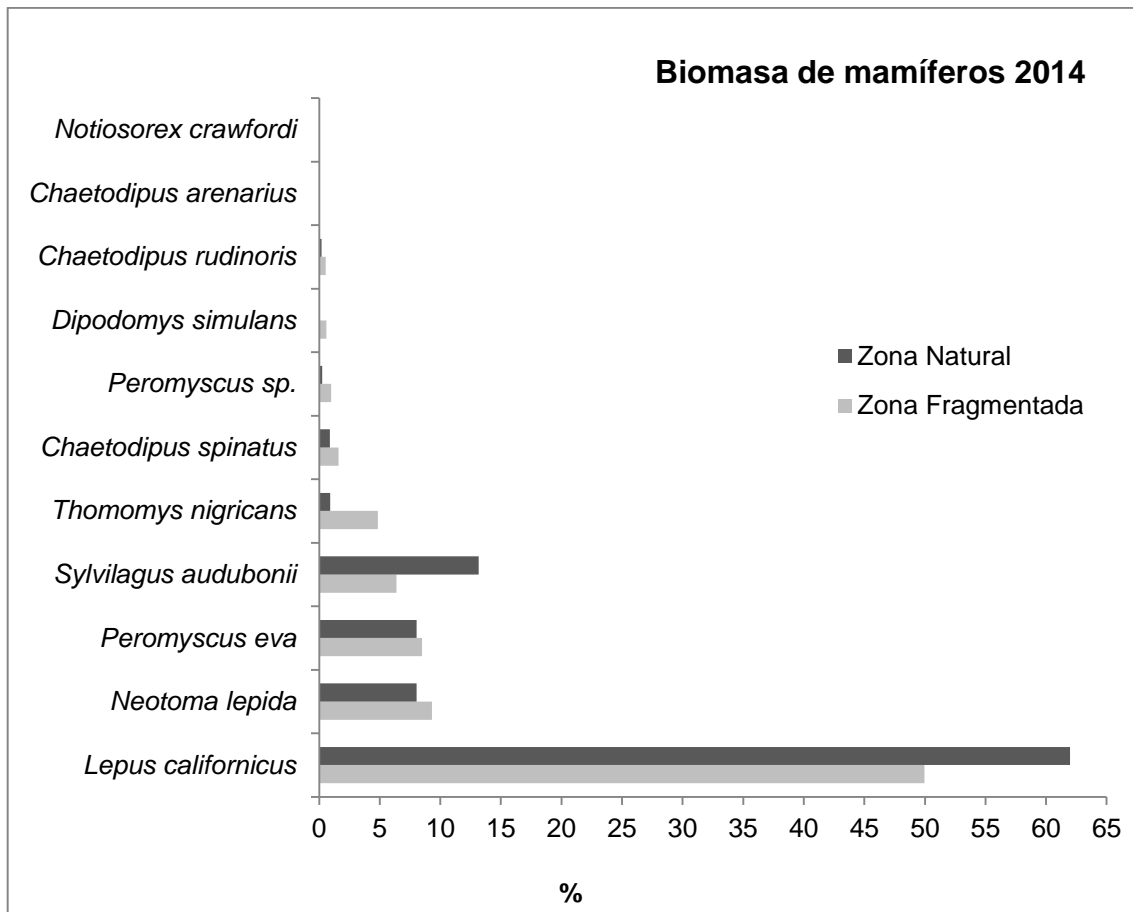


Figura 29. Porcentaje de biomasa aportada por mamíferos en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.

### Aves

El consumo de aves en las dos áreas de estudio fue poco, el aporte de biomasa en la zona natural fue de 0.3% y en la zona fragmentada de 1.41% en la dieta del búho cornudo (*B. virginianus*).

## Reptiles

En cuanto a los reptiles en la zona natural las culebras no identificadas fueron las que aportaron el mayor número de biomasa seguido por los lacertilios *Sceloporus zosteromus* y *Dipsosaurus dorsalis*. Para la zona fragmentada las serpientes aportaron la mayor biomasa (*Crotalus* spp. y culebras no identificadas) seguidas por la lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*); el porcentaje total de biomasa aportada por los reptiles en zona natural fue del 12.86% y para la zona fragmentada de 16.28% (Fig. 30).

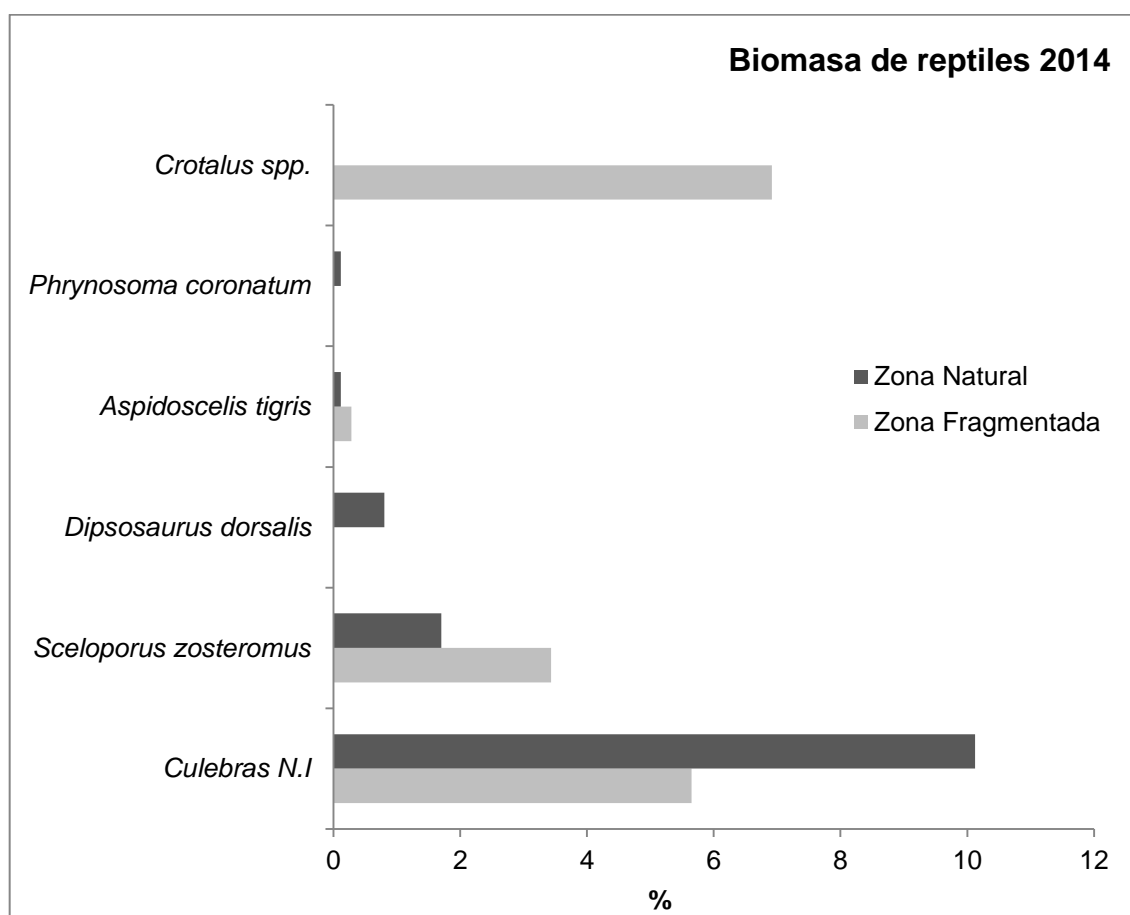


Figura 30. Porcentaje de biomasa aportada por las especies de reptiles en la zona natural y en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.

## Invertebrados

Para el grupo de invertebrados en la zona natural la familia Acrididae fue la que mayor aporte de biomasa, mientras que en la zona fragmentada la familia Grillidae fue la que aportó mayor biomasa, seguida por la familia Scorpionidae para ambas zonas; el porcentaje total de biomasa aportada por los invertebrados en zona natural fue del 0.38% y para la zona fragmentada de 0.97% (Fig. 31).

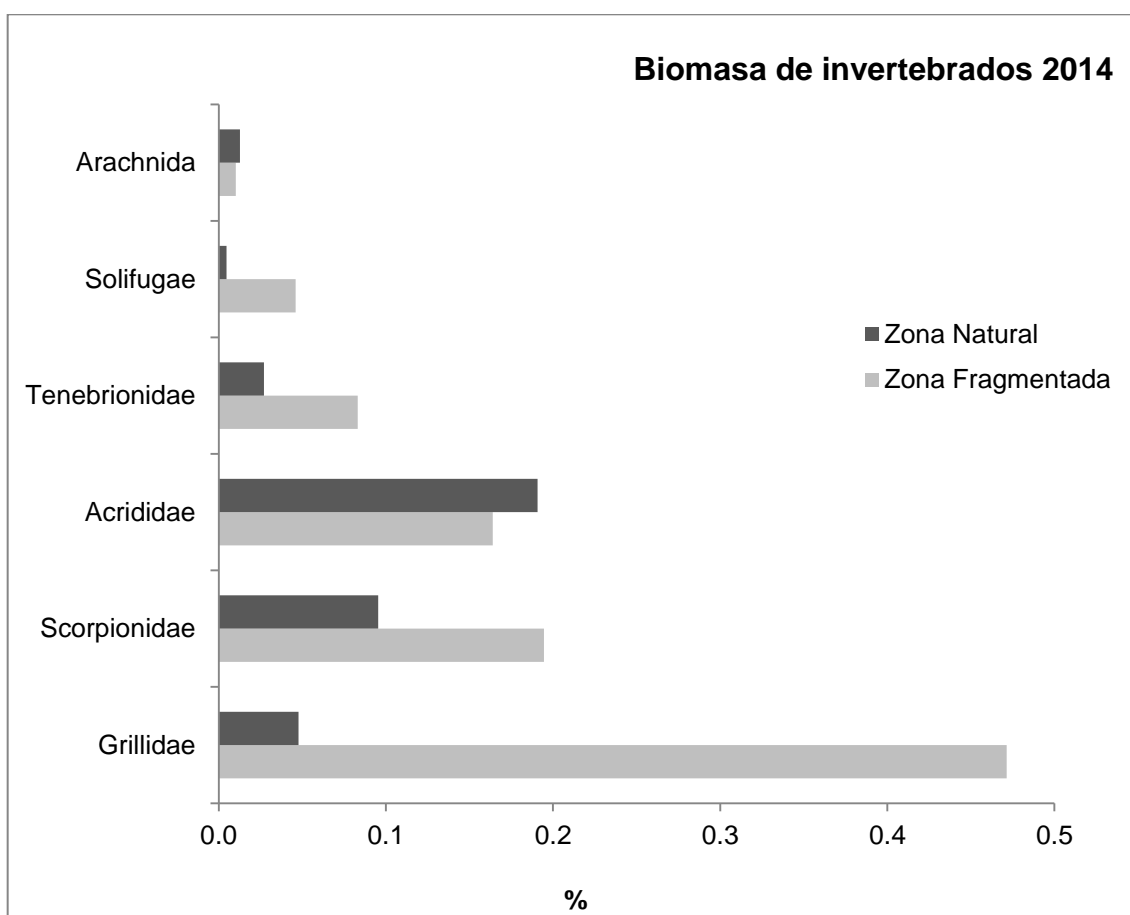


Figura 31. Porcentaje de biomasa aportada por invertebrados en la zona natural y la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, 2014.

## 7.6 Disponibilidad de presas

En el análisis de la dieta de *B. virginianus*, no se encontró una relación entre el consumo de las principales presas (lagomorfos, roedores, reptiles) y su disponibilidad tanto en la zona fragmentada ( $r_s=0.198$ ,  $p>0.05$ ) como en la zona natural ( $r_s= -0.318$ ,  $p>0.05$ ) (análisis de correlación de Spearman). Sin embargo, *Chaetodipus arenarius* estaba más disponible de lo que fue consumido, contrario a *Peromyscus* ya que *B. virginianus* consumió más de su disponibilidad tanto en el área fragmentada como en la natural. En la zona natural, el búho consumió a *Neotoma lepida* más de lo que estaba disponible (Fig. 32 y 33).

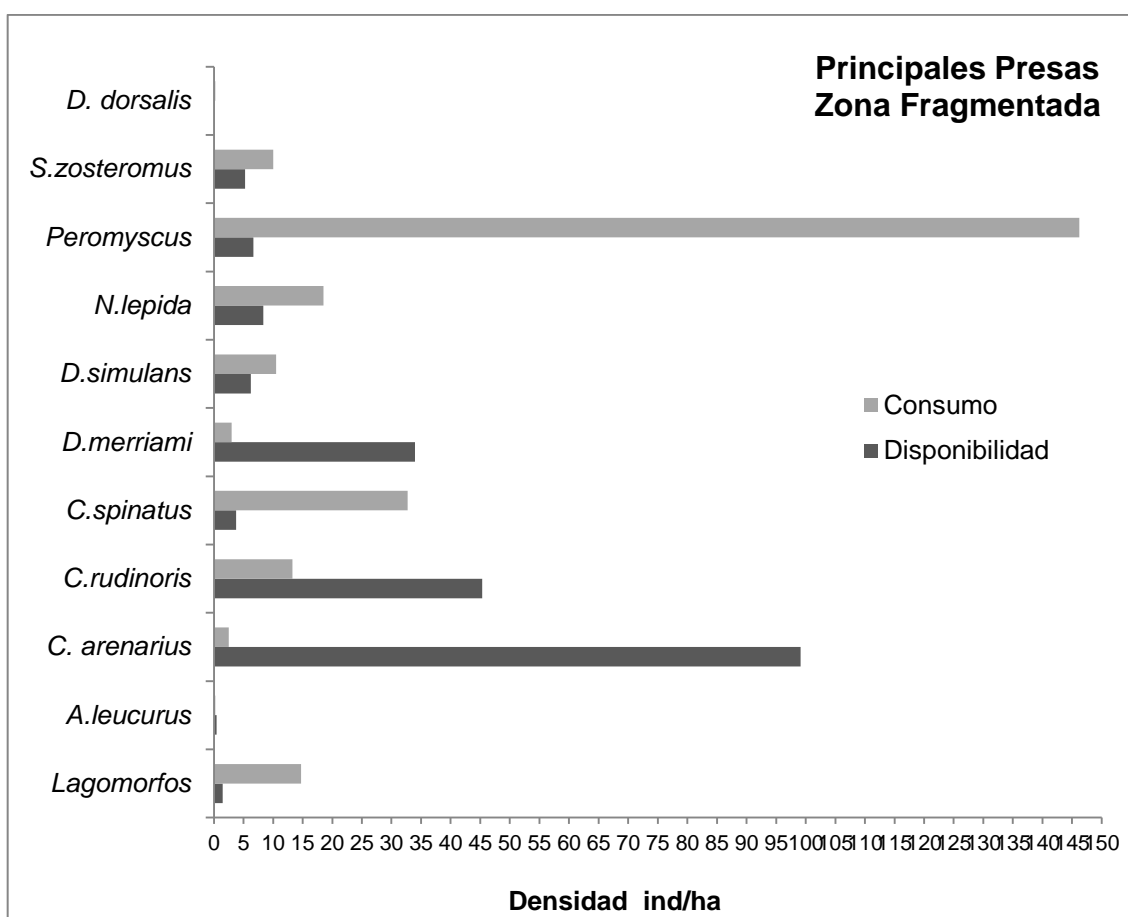


Figura 32. Análisis de las principales presas consumidas por *B. virginianus* y su disponibilidad en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).

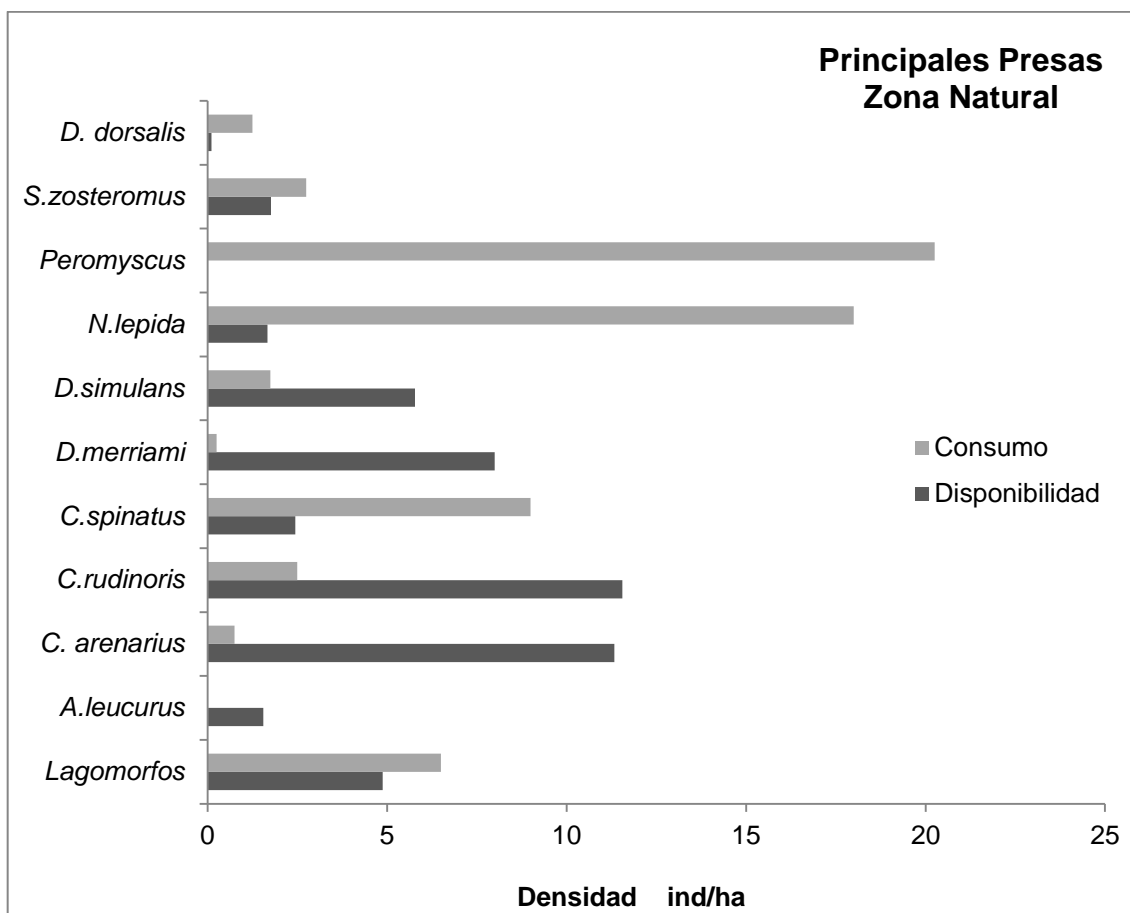


Figura 33. Análisis de las principales presas consumidas por *B. virginianus* y su disponibilidad en la zona natural del valle de Santo Domingo, (ind/ha= individuos/hectárea).

Considerando solo los mamíferos principales (Roedores y Lagomorfos), no se encontró correlación entre las presas disponibles y las consumidas ni en la zona fragmentada ( $r_s = -0.1$ ,  $p > 0.05$ ) ni en la zona natural ( $r_s = -0.416$ ,  $p > 0.05$ ). *Chaetodipus arenarius*, *Chaetodipus rudinoris* y *Dipodomys merriami* son las especies más disponibles pero que tienen un bajo consumo; mientras que *Peromyscus*, *Chaetodipus spinatus* y *Neotoma lepida* son presas que fueron más consumidas y que tuvieron una baja disponibilidad en la zona fragmentada. Para la zona natural, la disponibilidad de *C. arenarius*, *C. rudinoris*, *D. merriami*, *D. simulans* fue más alta que su consumo, mientras que *Peromyscus*, *N. lepida*, *C. spinatus*, fueron más consumidos que lo disponible (Fig. 34 y 35).

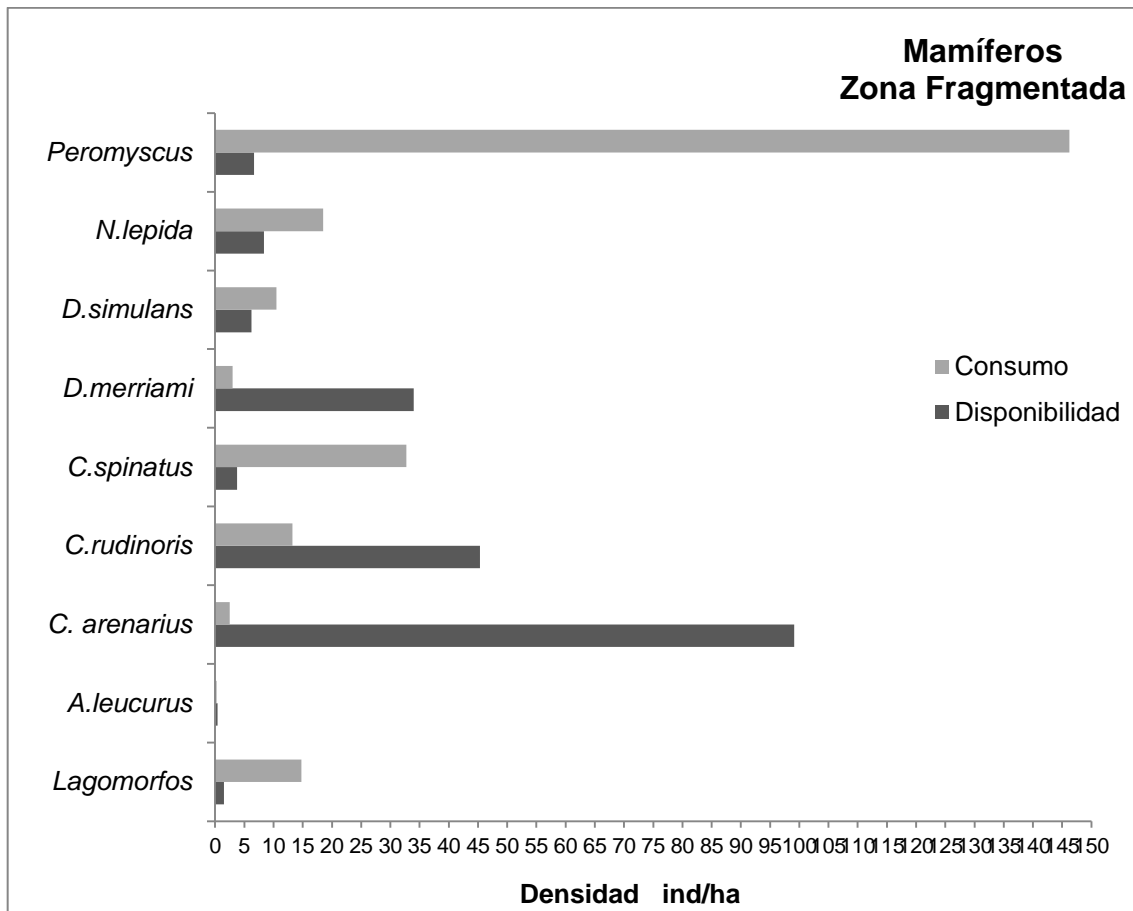


Figura 34. Análisis de los mamíferos consumidos y su disponibilidad en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).



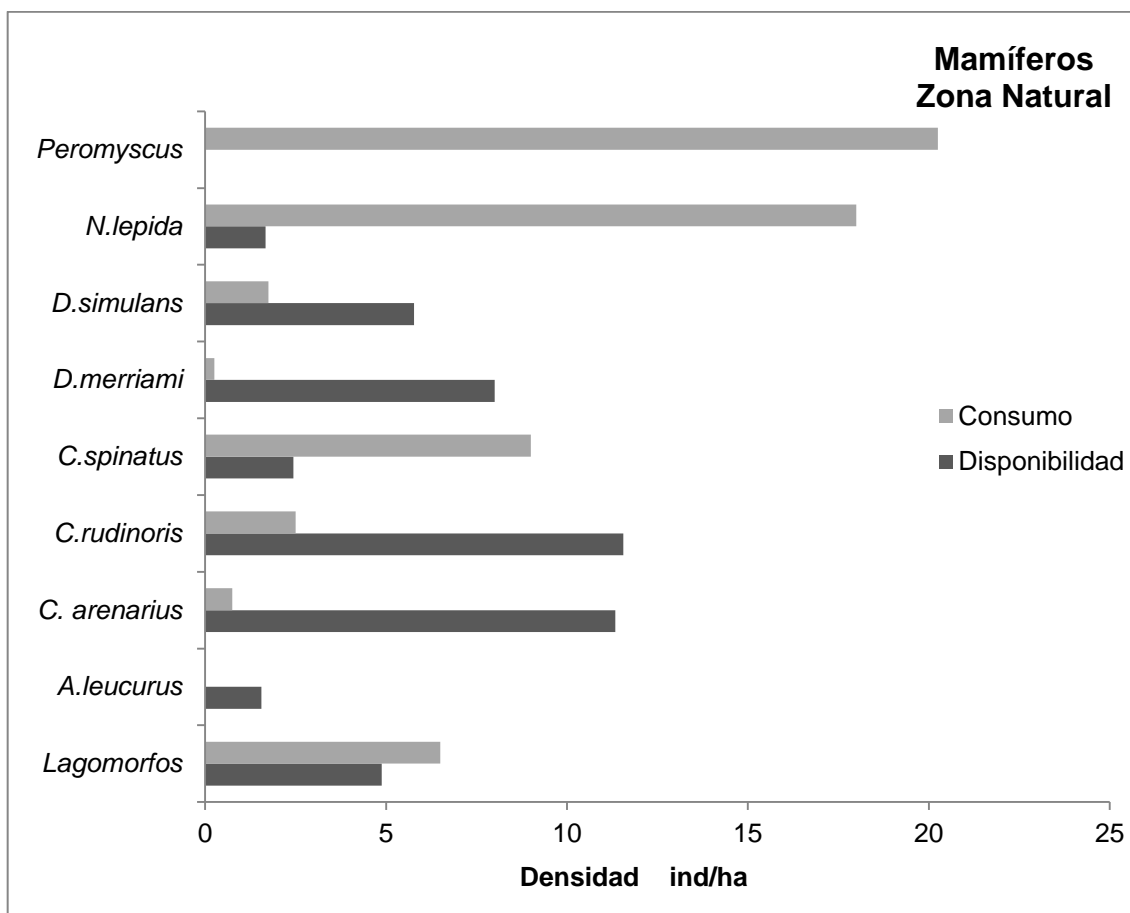


Figura 35. Análisis de los mamíferos consumidos y su disponibilidad en la zona natural del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).

Se realizó un tercer análisis considerando solo los Roedores principales presentes en la dieta de *B. virginianus*; se encontró una correlación marginalmente significativa tanto en la zona natural ( $r_s = -0.642$ ,  $p < 0.05$ ) como en la zona fragmentada ( $r_s = -0.75$ ,  $p < 0.05$ ). Hubo una mayor disponibilidad *C. arenarius*, *C. rudinoris* y *D. merriami* pero el consumo fue bajo, mientras que *Peromyscus* tuvieron una baja disponibilidad y el consumo fue alto en la zona fragmentada (Fig. 36).

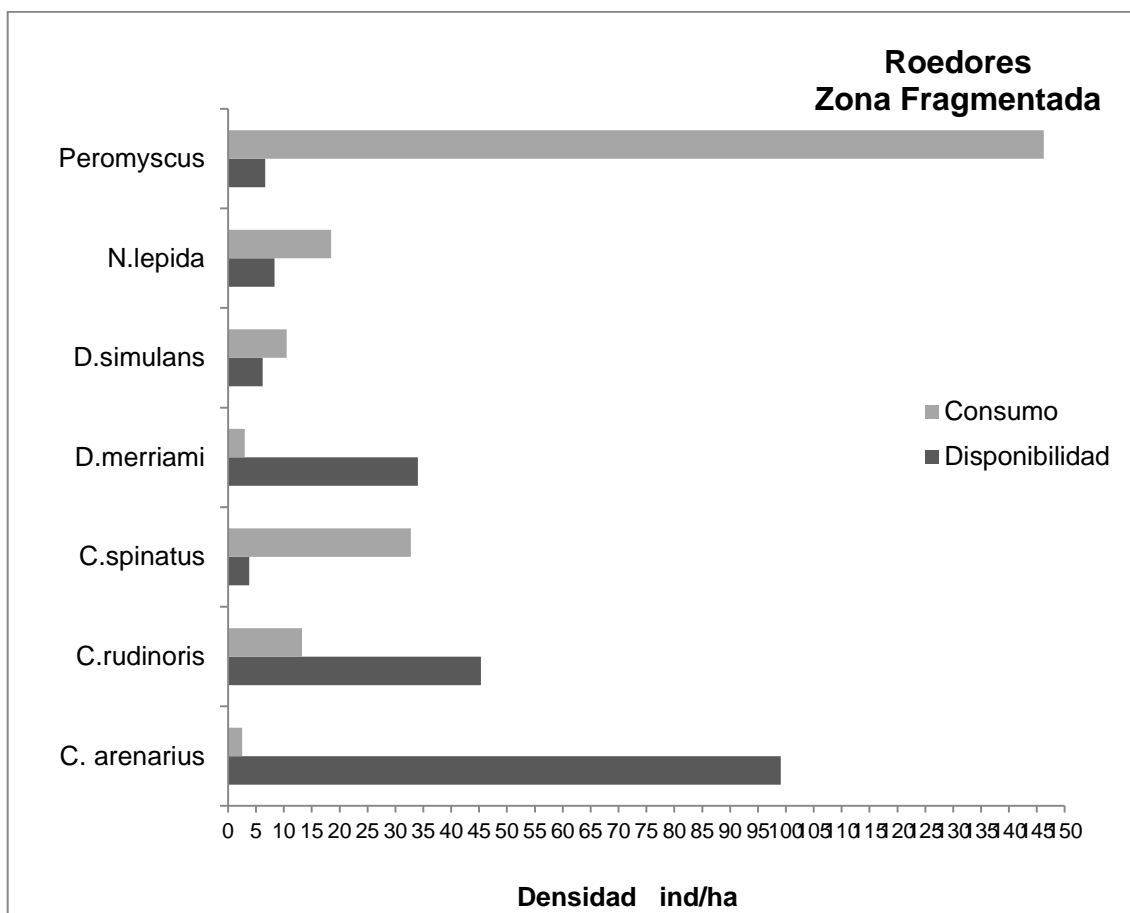


Figura 36. Disponibilidad y consumo de los principales roedores en la dieta de *B. virginianus* en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).

Para la zona natural *C. ruginosus*, *C. arenarius*, *D. merriami* y *D. simulans* tuvieron una mayor disponibilidad con un bajo consumo, mientras que *N. lepida*, *Peromyscus* y *C. spinatus* fueron más consumidas teniendo una baja disponibilidad (Fig. 37).

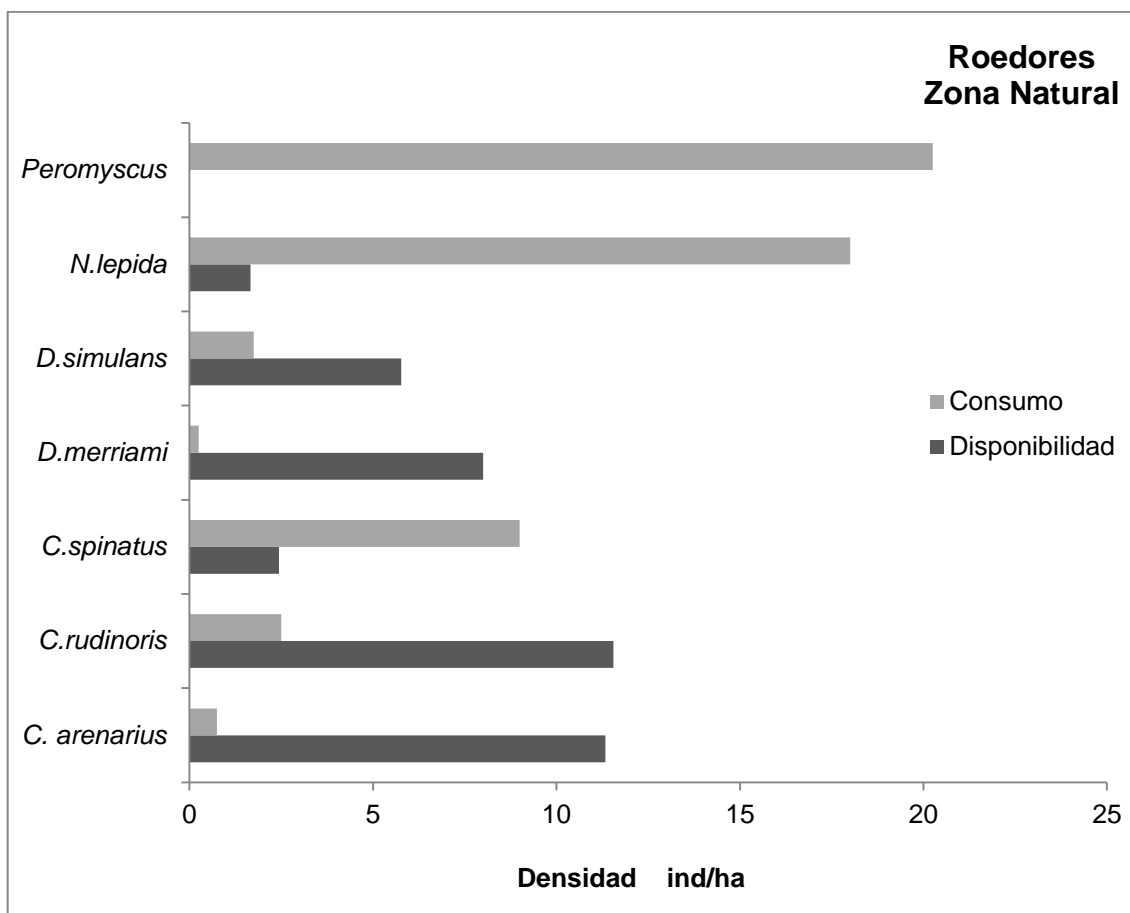


Figura 37. Disponibilidad y consumo de los principales roedores en la dieta de *B. virginianus* en el área natural del Valle de Santo Domingo (ind/ha= individuos/hectárea).

En resumen, *Bubo virginianus* en la zona fragmentada y natural hizo una selección de presa positiva hacia *C. spinatus* y *Peromyscus*, mientras que fue negativa hacia *C. arenarius*, *C. ruginoris* y *D. merriami* y *D. simulans*.

## 8. Discusión

La dieta del búho cornudo (*Bubo virginianus*) presenta en general una gran diversidad de presas, que incluye desde pequeños roedores e invertebrados, liebres y conejos, hasta aves de mayor tamaño como patos, gansos y garzas, por lo que es considerado generalista (Marti y Kochert 1996).

En este estudio de cuatro años las principales presas consumidas en las dos zonas seleccionadas del ecosistema desértico fueron mamíferos, similar a estudios de otras regiones (Parmalee 1954, Marti et al. 1993, Marti y Kochert 1996, Zimmerman et al. 1996, Donázar et al. 1997, Cromrich et al. 2002, Tomazzoni et al. 2004, Teta et al. 2006). Los mamíferos de los géneros *Lepus*, *Sylvilagus*, *Thomomys*, *Dipodomys*, *Neotoma*, *Peromyscus*, *Chaetodipus*, se han encontrado en su dieta en Idaho (Marti y Kochert 1996) y en Montana (Cromrich et al. 2002). En un estudio comparativo en diversas regiones de Norte América, Argentina y México, se encontró que los invertebrados (en especial los artrópodos) representaron una proporción importante en la dieta del búho cornudo (*B. virginianus*) en Argentina y en México (Donázar et al. 1997) llegando inclusive hasta el 27% de las presas consumidas. Los roedores también representaron una parte importante de la dieta en México. En nuestro estudio en Baja California Sur, los roedores principales fueron *Peromyscus* y *Chaetodipus*. Las aves no fueron importantes en la dieta del búho cornudo para las dos zonas estudiadas en el desierto de Baja California Sur, lo que no es raro ya que solo en un estudio realizado en Washington el búho consumió aves acuáticas en cantidad suficiente para considerarlas sus presas principales (Hayward et al. 1993). Lo anterior muestra el carácter generalista en la dieta del búho cornudo, aparentemente pudiendo alimentarse de las presas que se encuentren disponibles dependiendo del ecosistema.

Con relación al desierto, las principales presas que consume *B. virginianus* en Baja California Sur, en el Valle de Santo Domingo, pertenecen al grupo de los

mamíferos, invertebrados y reptiles, lo que es similar a la dieta reportada en el desierto de Mapimí, Durango, donde se alimentó principalmente de mamíferos e invertebrados (Rodríguez-Estrella 1993). En un estudio global comparativo de *Bubo bubo* y *Bubo virginianus*, se encontró que en los desiertos (matorral mediterráneo y desiertos de Sonora y Durango) el consumo de lagomorfos disminuye y hay un alto consumo de invertebrados, aunque la dieta de *B. bubo* contenía pocos invertebrados comparativamente con *B. virginianus*, que tuvo en los dos biomas la mayor diversidad por los invertebrados consumidos. *Bubo virginianus* tuvo valores altos de diversidad trófica en los desiertos, encontrando además que en dicho ambiente el consumo de roedores se incrementa (Donázar et al. 1989). Por otro lado, en un nido en Baja California Sur encontraron que *B. virginianus* consumió 24.3% de lagomorfos, 22.7% de roedores, 15.7% de reptiles, 5.2% de aves y 32.3% de insectos (Llinas-Gutiérrez et al. 1991). Este resultado difiere a lo encontrado en nuestro estudio, puesto que el mayor consumo fue de roedores e invertebrados y el menor fueron lagomorfos y aves. Una causa de esta diferencia es probablemente porque este nido se encontraba en el sur de la península de Baja California, cercano a la ciudad de La Paz, en un matorral con mayor abundancia de roedores. Asimismo, se debe tomar con precaución la información de este nido por ser solo uno, con lo cual no se puede generalizar.

La fragmentación del hábitat puede afectar o beneficiar a diferentes taxas. Por ejemplo, para algunas especies de ranas, mamíferos pequeños y aves pueden aparentemente beneficiarse por la fragmentación, incrementando su riqueza o su abundancia porque la matriz alrededor del fragmento provee de otros hábitats y recursos (Gascón et al 1999, Bell y Donnelly 2006). Las especies generalistas y especialistas responden de manera diferente a la fragmentación, a las condiciones del borde o del centro del fragmento, de tal manera que la fragmentación puede tener un efecto negativo para las especies del interior del fragmento; las especies generalistas se ven beneficiadas por los efectos del borde, aumentando su abundancia (Merriam y Wegner 1992, Fahrig 2003). Por ejemplo, en los

mamíferos se ha encontrado que la fragmentación tiene efectos directos sobre la riqueza de mamíferos pequeños, aunque el efecto puede ser positivo o negativo dependiendo de la especie y del grado de perturbación del hábitat (Ruan-Tejeda 2006). En el Valle de Santo Domingo y matorral aledaño, los lagomorfos tienen hasta 10 veces menos densidad en zonas fragmentadas comparado con las zonas naturales (Partida y Rodríguez-Estrella datos no publicados). Lo anterior indica que las presas disponibles modifican su ocurrencia y abundancia para *Bubo virginianus* al fragmentarse el hábitat de desierto. Esto provocó cambios en la diversidad de presas consumidas entre las dos zonas, la fragmentada y la natural. Sin embargo, independientemente de la zona *B. virginianus* selecciona algunas especies de roedores de manera positiva.

En un paisaje heterogéneo (fragmentado) es muy común que la abundancia de las presas sea elevada para las especies generalistas (Grossman et al. 2008), y hay rapaces que forrajean a lo largo de los parches en los bordes (Dark et al 1998). *Bubo virginianus* prefiere cazar en hábitats abiertos y utiliza los bordes del bosque para la caza extensiva (Grossman et al. 2008). En nuestro estudio de manera similar se encontró que en la zona fragmentada hubo una mayor diversidad y abundancia de presas consumidas que en el área natural donde la diversidad de presas consumidas fue menor.

Por otro lado, el nicho trófico del búho cornudo es el resultado de varios factores, entre ellos el tamaño de las especies presa, su diversidad, densidad, disponibilidad y su distribución (Cromrich et al. 2002). Además de cazar una amplia gama de tamaños de presas, el búho cornudo tiene un tamaño óptimo en términos de la eficiencia, de tal manera que puedan ser atrapados con mayor facilidad y rápidamente (Marti 1974). Esto concuerda con nuestro estudio ya que hay un mayor consumo de roedores a pesar de que los lagomorfos aportan mayor biomasa. Algo importante que encontramos en nuestro estudio que en la zona fragmentada el búho cornudo tiende a ser más especialista o a disminuir su nicho trófico que en la zona natural (según el índice de Levins aplicado),

independientemente de los aspectos energéticos por biomasa. Nuestros resultados difieren de lo encontrado para otras regiones como en un bosque fragmentado en Argentina, donde *B. virginianus* fue una especie generalista (Teta et al. 2006).

Se ha encontrado que la fragmentación también afecta patrones en la dieta de otros vertebrados depredadores, como el de dos mamíferos carnívoros (*Martes foina* y *Meles meles*) en un bosque de *Quercus*, donde se analizó la importancia de los recursos alimenticios y la fragmentación, encontrando que las características espaciales (tamaño y aislamiento) de los parches y la disponibilidad del recurso determinan los patrones de uso de los dos carnívoros estudiados (Mortelliti y Boitani 2008). En otro estudio, en el matorral mediterráneo del tipo esclerófilo se encontró que la fragmentación afectó primeramente la riqueza y abundancia de aves rapaces, así como la disponibilidad de las presas para ambas especies, las que cambiaron su tipo de dieta, consumiendo menos una especie nativa que se está perdiendo por la fragmentación, y consumiendo más otra especie que es beneficiada por la fragmentación (Pavez et al. 2010). Por otro lado, la fragmentación del bosque de pino en Nueva Zelanda en cuanto al tamaño de los fragmentos y la conectividad, no parecieron afectar la reproducción de *Petroica longipes*, un petirrojo endémico, pero se encontró que a mayor biomasa de invertebrados mayor fue el éxito reproductivo de las aves (Boulton et al. 2008). Para el caso de *Bubo virginianus*, se ha encontrado que en bosques fragmentados se comporta como un depredador oportunista, alimentándose de presas abundantes (Teta et al. 2006). En el desierto de Baja California Sur, se comporta como una especie generalista tendiendo a ser especialista en la zona fragmentada y generalista oportunista en la zona natural.

En las dos zonas de estudio dentro de las presas principales, *Chaetodipus arenarius* y *Chaetodipus rudinoris* fueron las especies más disponibles pero las menos consumidas. Estas especies se encuentran en zonas muy arenosas y en ambientes abiertos con lo que deberían haber sido más consumidas. Lo anterior

podría deberse a que por ejemplo *C. ruginoris* en la zona natural y fragmentada, aunque estuvo más disponible podría tener un fuerte y efectivo comportamiento anti predatorio en respuesta a la presencia de depredadores como el búho cornudo, haciendo viajes cortos entre los arbustos en especial cuando la luna es brillante, además de escapar con facilidad con movimientos evasivos (Elliot 1903). Los *C. arenarius* se sabe que se esconden bajo el forraje para evitar ser depredados. Para el caso de *Chaetodipus spinatus*, que *B. virginianus* consume más de lo disponible sobre todo en la zona natural, y su comportamiento anti predatorio se ha descrito como poco efectivo (Lackey 1991), lo que concuerda con su alto consumo.

Otras especies de roedores disponibles pero muy poco consumidas fueron las del género *Dipodomys*, en la zona natural. Estas especies de presas se han encontrado que son las principales en las estepas arbustivas fragmentadas de Idaho (Martí y Kochert 1996). En nuestro estudio encontramos a *Dipodomys* más en la zona natural. Al parecer tienen una alta eficiencia en el éxito de escape (Mearns 1890), lo que puede dificultar su captura por los búhos.

En cuanto a *Peromyscus* es la presa que más consumen *B. virginianus* en las dos zonas de estudio a pesar de su baja disponibilidad. Ello puede deberse a que el búho cornudo es un depredador muy eficaz al cazar esta presa, puesto que se sabe que *Peromyscus* prefiere ambientes arenosos y con vegetación cerrada, que su área de búsqueda de alimento la hace bajo los arbustos ya que por ser un cuadrúpedo restringen su búsqueda de alimento y no se mueven a grandes distancias; esta condición también les ayuda a escalar y a hacer maniobras en los arbustos. Lo anterior a diferencia de las *Dipodomys*, que exploran áreas más abiertas por su locomoción bípeda. Esta condición y búsqueda de alimento implican un comportamiento anti predatorio ya que los cuadrúpedos prefieren moverse poco ya que corren mayor riesgo en hábitats abiertos, mientras que los bípedos exploran las áreas abiertas ya que son capaces de detectar y escapar de los depredadores; aparte de su locomoción, los *Dipodomys* tienen muy



desarrollada la bulla auditiva lo que les permite detectar a su depredador y escapar rápidamente; a diferencia de los cuadrúpedos como el *Peromyscus* que no tienen bien desarrollada esta bulla auditiva y son por tanto más fáciles de cazar (Kotler 1984).

En cuanto a los lagomorfos, son especies reportadas como presas principales en regiones como las estepas arbustivas de Idaho, en pastizales de Colorado, pastizales de Argentina y bosque mixto de Canadá (Marti y Kochert 1996, Zimmerman et al. 1996, Donázar et al. 1997, Cromrich et al. 2002). En nuestra zona de estudio en el desierto, hubo un mayor consumo de lagomorfos en la zona natural que en la zona fragmentada, lo que concuerda con su disponibilidad ya que los lagomorfos presentan hasta 10 veces mayor densidad en zonas naturales que en zonas fragmentadas (Partida y Rodríguez-Estrella datos no publicados). Por otro lado, como se mencionó anteriormente, los estudios muestran que depredadores como el búho cornudo consumen sobre todo roedores pequeños, que tienden a ser más abundantes y menos riesgosos de cazar (Hindmarch y Elliott 2014).

En cuanto a las especies de reptiles reportadas, como parte de su dieta el búho cornudo consumió más lagartijas que lo disponible, lo que puede deberse a su carácter oportunista. *Sceloporus zosteromus* y *Dipsosaurus dorsalis* son especies de hábitos básicamente diurnos (Grismer 2002), pero pueden ser cazadas de manera oportunista durante el crepúsculo. Los búhos parecen responder de forma oportunista a la disponibilidad de algunas presas (Marti y Kochert 1996, Tomazzoni et al. 2004, Teta et al. 2006).

El aporte más importante de esta tesis es que nuestros resultados apoyan la idea de que *B. virginianus* en el desierto de Baja California Sur es oportunista en cuanto a las presas que consume, pero al fragmentarse el hábitat tiende a depredar más sobre ciertas especies sobre las que no ejerce una fuerte

depredación en condiciones naturales, con lo que a pesar de diversificar su dieta se vuelve más especialista.

Es decir, que la fragmentación afecta las interacciones depredador-presa. Estos cambios pueden afectar el consumo y volver más vulnerables tanto a algunas especies de presa como al depredador.

## 9. CONCLUSIONES

La composición de las presas en la dieta del búho cornudo (*Bubo virginianus*) fue distinta en la zona natural y la zona fragmentada, como un resultado de que la fragmentación afectó provocando un cambio en la composición de las presas principales en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo.

En las dos zonas de estudio las principales presas en la dieta del búho cornudo fueron los mamíferos (roedores) y los invertebrados, aunque el mayor aporte de biomasa correspondió a mamíferos (lagomorfos).

El área fragmentada es la zona con más diversidad de especies-presa ( $H'$ ) por lo que puede ser considerada una especie generalista. Sin embargo, al realizar el análisis de amplitud del nicho trófico ( $B$ ) se muestra que tiende a ser especialista hacia ciertos tipos de presa en comparación con el área natural.

Las presas más disponibles en las dos zonas estudiadas en el desierto de Baja California Sur fueron los mamíferos, en específico los roedores, aunque la tendencia fue que el búho no consumió la especie de roedor más disponible.

Los invertebrados fueron el segundo grupo/presa del búho cornudo, en ambas zonas de estudio, durante los cuatro años de muestreo. Sin embargo su aporte de biomasa fue muy bajo en comparación con los mamíferos.

## 10. RECOMENDACIONES

Continuar el análisis de la dieta de estos búhos para monitorear los cambios en la dieta a largo plazo debidos a la fragmentación.

Hacer un análisis de la dieta nido por nido vs. disponibilidad de presas.

Conocer el ámbito hogareño (home range) de *B. virginianus* con telemetría para ubicar áreas de caza y movimientos alrededor de los nidos.

Evaluar la abundancia de invertebrados en la zona natural y la zona fragmentada.

Realizar un análisis de disponibilidad de presas más detallado.

## 11. LITERATURA CITADA

Álvarez-Castañeda, S.T. y P. Cortés-Calva. 2003. *Peromyscus eva*. Mammalians Species. The American Society of Mammalogist. 738:1-3.

Andrén. H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*. 71:355-366.

Barrett, E. M. 1974. Colonization of the Santo Domingo valley. *Annals of the Association of American Geographers*. 64:34-53.

Bealor, M.T. y C. O'N. Krekorian.2006. Chemosensory response of desert iguanas (*Dipsosaurus dorsalis*) to skin lipids from a lizard eating snake (*Lampropeltis getula californiae*). *Ethology*. 112:503-509.

Bell, K. y M. Donnelly. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology*. 20:1750-1760.

Bennett, J.R. y P.H. Bloom. 2005. Home range and habitat use by Great Horned Owls (*Bubo virginianus*) in southern California. *Journal of Raptor Research*. 39:119-126.

Boulton, R. L.; Y. Richard y D. P. Armstrong. 2008. Influence of food availability, predator density and forest fragmentation on nest survival of New Zealand robins. *Biological Conservation*. 141:580-589.

Brown, L. y D. Amadon. 1968. *Eagles, Hawks and Falcons of the World*. Wellfleet Press. Secaucus, New Jersey, USA.

Cardador, L., M. Carrete y S. Mañosa. 2011. Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh Harrier in north-eastern Spain. *Animal Conservation*. 14:382-390.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Santo Domingo, Estado de Baja California Sur. Pub. Diario Oficial de la Federación 28 de Agosto del 2009.

Cromrich, L. A., D. W. Holt y S. M. Leasure. 2002. Trophic niche of North American Great Horned Owls. *Journal of Raptor Research*. 36:58-65.

Dark, S.J., R.J.Gutierrez y Gl. Gould Jr. 1998. The barred owl (*Strix varia*) invasion in California. *Auk*.115:50-56.

Devictor, V., R. Julliard y F. Jiguet. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*. 117:507-514.

Donázar, J. A., F. Hiraldo., M. Delibes y R. Rodríguez-Estrella. 1989. Comparative food habits of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) and the Great Horned Owl (*Bubo virginianus*) in six Palearctic and Nearctic biomes. *Ornis Scandinavica*. 20:298-306.

Donázar, J. A., A. Travaini., O. Ceballos., M. Delibes., y F. Hiraldo. 1997. Food Habits of the Great Horned Owl in Northwestern Argentine Patagonia: the role of introduced lagomorphs. *Journal Raptor Research*. 31:364-369.

Elliot, D.G., 1903.*Chaetodipus rudinoris*. Field Columbian Museum, Zoology Series (Publ. 74), 3(10):167.

Enríquez-Rocha P., J.L. Rangel-Salazar., y D. W. Holt. 1993. Presence and distribution of Mexican Owls: a review. *Journal Raptor Research*. 27:154-160.

Errington, P.L. 1932. Techniques of raptor food habits study. *Condor*. 34:75-86.

Fahrig, L., y G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*. 8:50-59.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34:478-515.

Ferrer-Sánchez. Y., y Rodríguez-Estrella. R. 2015. Man-made environments relationships with island raptors: endemics do not cope with habitat changes, the case of the island of Cuba. *Biodiversity and Conservation*. 24:407-425.

Figuroa, R. y D. González-Acuña. 2006. Prey of the Harris Hawk (*Parabuteo unicinctus*) in a suburban area of southern Chile. *Journal of Raptor Research*. 40:164-168.

Filloy, J. y M.I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero*. 22:131-140.

Gascón, C, Lovejoy. T. E, Bierregaard. O. R, Malcom. J. R, Stoouffer. C. P, Vasconcelos. L. H, Laurance. F. W, Zimmerman. B, Mandy. T, y Borges S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91:223-229.

Grajales-Tam, K., R. Rodríguez-Estrella y H.J. Cancino. 2003. Dieta estacional del coyote *Canis latrans* durante el periodo 1996-1997 en el desierto del Vizcaino, Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 89:17-28.

Grimm, R. J. y W. M. Whitehouse. 1963. Pellet formation in a Great Horned Owl: a roentgenographic study. *Auk*. 80:301-306.

Grismer, L.L. 2002. Amphibians and reptiles of Baja California, including its Pacific islands and the islands of the Sea of Cortes. University of California. Press, Berkeley, California, USA.

Grossman, S.R., S.J. Hannon., y A. Sánchez-Azofeifa. 2008. Responses of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*), Barred Owls (*Strix varia*) and Northern Saw-whet owls (*Aegolius acadicus*) to forest cover and configuration in an agricultural landscape in Alberta Canada. *Canadian Journal Zoology*. 86:1165-1172.

Hall, R. E. 1981. The mammals of North America. 2a. Edition, John Wiley & Sons. New York. Vol. 1:XXX+546+79, Vol. 2:VI+601-1181+90.

Hayward, J.L., J.G. Galusha y G. Frias. 1993. Analysis of Great Horned Owl pellets whit Rhinoceros Auklet remains. *Auk*. 110:133-135.

Hindmarch, S., y J.E. Elliott. 2014. Comparing the diet of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*) in rural and urban areas of Southwestern British Columbia. *Canadian Field-Naturalist*. 128:393-399.

Howell, S. N. G y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York, USA.

Houston, C S., G. S. Dwight y C. Rohner. 1998. Great Horned Owl (*Bubo virginianus*). The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online:<http://bna.birds.cornell.edu.bna/species/372>. Consultado el 10 de Enero del 2014.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal Theoretical Biology*. 129:151-154.

INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Comondú, Baja California Sur.

Jullien, M. y J. M. Thiollay. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative change of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography*. 23:7-25.

Kotler, B. P. 1984. Risk of predation and the structure of desert rodent communities. *Ecology*. 3:689-701.

Kaufman. K. 2005. Guía de campo a las aves de Norteamérica. Hillstar Editions L.C. New York. 392pp.

Krebs. C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2<sup>nd</sup>. Ed. A Wesley Longman. New York. USA.



- Lackey, J. A. 1991. *Chaetodipus arenarius*. Mammalians Species. The American Society of Mammalogist. 384:1-4.
- Laurance, W.F. y R.O Bierregaard. (eds.) 1997. Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. Univ. Chicago Press.
- Laurance, W. F., P. Delam., S. G. Laurance., H. L. Vasconcelos y T. E. Lovejoy. 2000. Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees. Nature. 404:836.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascón, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance y E. Sampaio. 2001. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16:605–618.
- Lin, W. L., Y. Wang. y H. Y. Tseng. 2007. Initial investigation on the diet of Eastern Grass Owl (*Tyto longimembris*) in southern Taiwan. Taiwaniana. 52:100-105.
- Llinas-Gutiérrez, J., G. Arnaud y M. Acevedo. 1991. Food habits of the Great Horned Owl (*Bubo virginianus*) in the Cape region of lower California, México. Journal Raptor Research. 25:140-141
- Marti, C. D. 1973. Food consumption and pellet formation rates in four owl species. Wilson Bulletin. 85:178-181.
- Marti, C. D. 1974. Feeding ecology of four sympatric owls. Condor. 76:45-61.
- Marti, C. D., K. Steenhof., M.N. Kochert., y J. S. Marks. 1993. Community trophic structure: the roles of diet, body size, and activity time in vertebrate predators. Oikos. 67:6-18.
- Marti, C. D. y M. N. Kochert. 1995. Are Red-Tailed Hawks and Great Horned Owls diurnal-nocturnal dietary counterparts?. Wilson Bulletin. 107:615-628.
- Marti, C. D. y M. N. Kochert. 1996. Diet and trophic characteristics of Great Horned Owls in southwestern Idaho. Journal Field Ornithology. 67:499-50.

Marti, C. D., M. Bechard y F.M. Jaksic. 2007. Foods Habits. Pages 129-150. *In* Raptor Research and Management Techniques Manual. (Bird D. M. y Bildstein K.L. Eds). 2007. Raptor Research Foundation. 2da. Edition. 464pp.

McGillivray W. B. 1989. Geographic variation in size and reverse size dimorphism of the Great Horned owl in North America. *The Condor*. 91:777-786.

Mearns. E.A. 1890. *Dipodomys merriami*. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 2:290.

Merriam, G., y J. Wegner. 1992. Local extinctions, hábitat fragmentation and ecotones. 150-169p. In: Hansen, J.A., y F. Di Castri (eds). *Landscape boundaries*. Springer Verlag, New York. USA.

Miller. R.A., J. D. Carlisle., y M. J. Bechard. 2014. Effects of prey abundance on breeding season diet of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) within an unusual prey landscape. *Journal of Raptor Research*. 48:1-12.

Mortelliti. A y L. Boitani. 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*. 23:285-298.

Munguia-Vega. A., Rodríguez-Estrella, R. 2011. Habitat fragmentation in small vertebrates from the Sonoran Desert in Baja California. Tesis de Doctorado. University of Arizona.

Munguia-Vega. A., Rodríguez-Estrella, R., Shaw, W.W., Culver, M. 2013. Localized extinction of an arboreal desert lizard caused by habitat fragmentation. *Biological Conservation*. 157:11–20.

Packard, R. L. 1954. Great Horned Owl attacking squirrel nests. *Wilson Bulletin*. 66:272.

Parmalee, P. W. 1954. Food of the Great Horned Owl and Barn Owl in East Texas. *The Auk*. 74:469-470.

- Paulson, D.D. 1988. *Chaetodipus baileyi*. Mammalian Species. The American Society of Mammalogists. 297:1-5.
- Pavez, E. F., G. A. Lobos., y F. M. Jaksic. 2010. Long-term changes in landscape and in small mammal and raptor assemblages in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 83:99-111.
- Preston, C. R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *The Condor*. 92:107-112.
- Rebman. J.P y N.C.Roberts. 2012. Baja California Plant Field Guide. San Diego Natural History Museum .3<sup>rd</sup> edition. USA. 451pp.
- Reed, C. I. y B. P. Reed. 1928. The mechanism of pellet formation in the Great Horned Owl (*Bubo virginianus*). *Science, New Series*. 68:359-360.
- Rodríguez-Estrella, R. 1993. Ecología trófica y reproductiva de seis especies de aves rapaces en la reserva de la biosfera de Mapimí, Durango, México. Tesis de Maestría. U.N.A.M. México, Distrito Federal. 180 pp.
- Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity and Distributions*, 13:877-889.
- Rodríguez-Estrella, R. y L.B. Rivera-Rodríguez. 1997. Crested caracara food habits in de Cape Region of Baja California, México. *Journal of Raptor Research*. 31:228-233.
- Rodríguez-Estrella, R., J. A. Dónazar y F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*. 12:921-925.

Rodríguez-Estrella, R. y A. Peláez. 2003. The Western Screech-Owl and habitat alteration in Baja California: A gradient from urban and rural landscapes to natural habitat. *Canadian Journal of Zoology*. 81:916-922.

Rodríguez-Estrella, R. y L. B. Rivera-Rodríguez. 2006. Raptor studies in México: an overview. In: *Current raptor studies in México*, R. Rodríguez-Estrella (ed.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 1-32 p.

Ruan-Tejeda, I. 2006. Efectos de la fragmentación sobre las comunidades de pequeños mamíferos en remanentes de bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Instituto de Ecología. A. C. Tesis de Maestría. 64 pp.

Santos, T. y J. L. Telleria. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat; efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 2:3-12.

Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5: 118-32.

Sergio, F., I. Newton y L. Marchesi. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature*. 436:192.

Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh y F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 39:1-19.

Sibley, C. G. y B. L. Monroe, Jr. 1990. *Distribution and taxonomy of birds of the world*. Yale Univ. Press, New Haven.

Schwertner T.W. 2002. An observation of the foraging behavior of a Great Horned Owl (*Bubo virginianus*) feeding on field crickets (*Gryllus*). *The Southwestern Naturalist*. 47:117-118.

Teta, P., S. Malzof., R. Quintana, y J. Pereira. 2006. Presas del ñacurutú (*Bubo virginianus*) en el Bajo Delta del Río Parana (Buenos Aires, Argentina). *Ornitología Neotropical*. 17:441-444.

Tinajero. R. y R. Rodríguez-Estrella. 2012. Efectos de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoologica Mexicana* 28:427-446.

Tomazzonni, A.C., Pedó E. y S.M. Hartz. 2004. Food habits of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*) in the breeding season in Lami Biological Reserve. Southern Brazil. *Ornitología Neotropical*. 15: 279-282.

Trejo A., M. Kun., M. Sahores y S. Seijas. 2005. Diet overlap and prey size of two owls in the forest-steppe ecotone of Southern Argentina. *Ornitología Neotropical*. 16:539-546.

Urbina, J. N, y M.C. Londoño. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a 4 áreas con diferente grado de perturbación en el Pacífico Colombiano *Revista Academica Colombiana*. 102:105-113.

Valladares G., A. Salvo y L. Cagnolo. 2006. Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology*. 20:212-217.

Verts, B.J. y L.N. Carraway. 2002. *Neotoma lepida*. Mammalian Species. The American Society of Mammalogists. 699:1-12.

Ward J.P. y R.J. Gutiérrez. 1998. Habitat selection by Northern Spotted Owls: the consequences of prey selection and distribution. *The Condor*. 100:79-92.

Yalden, D. W. 2003. *The Analysis of Owl Pellets*. The Mammal Society, London.

Zar. J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5<sup>th</sup>. Ed. Pearson Education Inc. New Jersey. 944pp.

Zimmerman, G., P. Stapp y B. Van Horne. 1996. Seasonal variation in the diet of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*) on Shortgrass Prairie. *American Midland Naturalist*. 136:149-156.

Zurita. G. A. y M. I. Bellocq. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *Hornero*. 22:141-147.