

Universidad Autónoma de Tlaxcala



**Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas**

**ECOLOGÍA TRÓFICA Y ÉXITO REPRODUCTIVO DEL HALCÓN
DE HARRIS EN UNA ZONA FRAGMENTADA DEL DESIERTO
DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO (A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

P r e s e n t a

Maria Alejandra Partida Pérez

Director de Tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella (CIBNOR)

Co-director de Tesis

Dr. Amando Bautista Ortega (UAT)

Tlaxcala, Tlax.

Febrero 2015

Universidad Autónoma de Tlaxcala



**Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas**

**ECOLOGÍA TRÓFICA Y ÉXITO REPRODUCTIVO DEL HALCÓN
DE HARRIS EN UNA ZONA FRAGMENTADA DEL DESIERTO
DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO (A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

P r e s e n t a

Maria Alejandra Partida Pérez

Comité Tutorial

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella (CIBNOR)
Dr. Amando Bautista Ortega (UAT)

Jurado

Dr. Jorge Vázquez Pérez
Dr. Arturo Estrada
Dra. Blanca Estela Hernández Baños

Tlaxcala, Tlax.

Febrero 2015

AGRADECIMIENTOS

Al **posgrado** y a su personal del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta de la **Universidad Autónoma de Tlaxcala**, por el apoyo y todas las facilidades otorgadas para el ingreso y permanencia en el programa.

Agradezco a las siguientes instituciones por el apoyo económico brindado para la realización de este trabajo.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)** por la beca (287990 MAPP) que me fue otorgada para la realización de mis estudios de maestría.

Al **Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.** por permitirme el uso de las instalaciones, vehículos e infraestructura para el desarrollo de la tesis.

Esta tesis se hizo con apoyo del proyecto SEP-CONACyT (155956) a cargo del Dr. Ricardo Rodríguez Estrella.

Al **Dr. Ricardo Rodríguez Estrella** por la dirección académica de la tesis, así como por el apoyo logístico y económico que fue fundamental para lograr el buen término la tesis. También por haberme brindado la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo y por el apoyo económico otorgado para participar en los congresos de La Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. CIPAMEX realizados en los años 2013 (San Cristóbal, Chiapas) y 2014 (La Paz, Baja California Sur).

Al **Dr. Amando Bautista** por la dirección académica de la tesis y por la asesoría brindada durante el desarrollo de la investigación de tesis.

Al **Dr. Jorge Vázquez Pérez** y a la **Dra. Blanca Estela Hernández Baños** por la asesoría y su disponibilidad brindada en el desarrollo de la presente investigación.

A la **Dra. Margarita Martínez Gómez** por todo el apoyo otorgado durante mi estancia en Tlaxcala y permitirme entrar al programa de Maestría.

A **Romeo Tinajero** por todo el apoyo en campo y todos tus consejos, gracias por todas las experiencias.

Al Técnico Abelino Cota Castro (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste), por su asesoría y apoyo en la identificación de presas presentes en la dieta del Halcón de Harris. A la Técnico Mayra De la Paz Cuevas (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste), por su asesoría en la identificación de restos de mamíferos presentes en Baja California Sur.

A la Sociedad de CIPAMEX por la beca de viaje otorgada para la presentación de la investigación de tesis en el congreso anual realizado en San Cristóbal, Chiapas, Noviembre 2013.

A todos mis compañeros y amigos de la Maestría.

Agradecimientos a título personal

Quiero agradecer a mis padres, **Remedios Pérez** y **Roberto Partida** por haberme dado la vida por su buen ejemplo ante la vida y darme su apoyo incondicional en toda mi carrera y en mis estudios de posgrado a pesar de estar lejos durante varios meses, gracias por su financiamiento cuando lo necesite y sus porras. GRACIAS

A mis hermanos, **Erika** y **Roberto** por sus ánimos y estar al pendiente de mi.

Gracias a ti **Romeo Tinajero** por todo tu apoyo que gracias a ti conocí el maravilloso mundo de las aves y en especial por mostrarme la vida de las rapaces en el desierto por todas las experiencias dentro y fuera del trabajo, con altas y bajas pero hermosos 6 años juntos y por supuesto por darme un hijo maravilloso **Alexis Gael** que ha sido mi motor y mi fuerza para salir adelante.

Gracias a mis amigos que conocí durante la maestría: **Pamela Bermúdez**, **Jael Maya**, **David García**, por su linda amistad y ánimos que a pesar del tiempo y distancia sigamos en contacto, **Julia Rodríguez**, gracias por tu amistad y darme hospedaje en los primeros días, **Minerva Flores**, gracias por invitarme a tu trabajo de campo en La Malinche y por tu amistad y tus porras, **Adriana Nolasco** y **Adelaida Pérez** por su amistad y sus consejos, a **Salvador Loranca** por invitarme a tus salidas a la Malinche y por tus consejos tus ánimos y tu amistad, a **Isidora**, **Berenice**, **Valentin**, **Veronica**, **Carlos**, **Thelma**, etc gracias por su valiosa amistad.

Gracias a todos por formar parte de este maravilloso proyecto.

Dedicatoria

Mi Padre, que aunque ya no está con nosotros,
le dedico cada uno de mis pasos.

A mi hijo

A mi madre

A Romeo

A los Harris

RESUMEN

1	INTRODUCCIÓN	1
2	ANTECEDENTES	3
3	OBJETIVOS	9
3.1	Objetivo General	9
3.2	Objetivos Particulares	9
4.	HIPÓTESIS	10
5	MÉTODOLOGIA	11
5.1	Área de Estudio	9
5.2	MUESTREO	12
5.3	ÉXITO REPRODUCTIVO	12
5.4	DIETA	13
5.5	DISPONIBILIDAD DE ESPECIES PRESAS	15
5.6	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	16
6.	RESULTADOS	19
6.1.	Biología Reproductiva.....	19
6.2.	Monitoreo de nidos.....	19
6.3.	Distancia de nidos.....	21
6.4.	Periodo de Puesta e Incubación.....	23
6.5.	Tamaño de Puesta, Tamaño de Nidada y Éxito Reproductivo.....	24
6.6.	Determinación de la Dieta	27
7.	Frecuencia y Biomasa aportada de especies presa.....	28
8.	DISPONIBILIDAD DE ESPECIES PRESAS	33
9.	DISCUSION	35

10. CONCLUSIONES.....	39
11. RECOMENDACIONES.....	40
12. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	42

RESUMEN

Actualmente el continuo crecimiento de la población humana a nivel mundial ha demandado una mayor cantidad de alimento y por consecuencia un incremento de superficie de aéreas agrícolas y pecuarias para lograr abastecer esta creciente demanda, causando de manera directa una pérdida de hábitat así como la fragmentación de los ecosistemas, que son las causas principales que conducen a la disminución de poblaciones, a la extinción de especies y a la pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Las aves rapaces han sido afectadas por el proceso de la fragmentación. Es importante entender los efectos que tiene la fragmentación del hábitat en especies con el fin de entender mejor la forma en que las afectan y establecer estrategias para su conservación. La presente investigación se centra en el estudio del halcón de Harris ó aguillilla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*) y la manera en que la fragmentación del hábitat de desierto en la península de Baja California afecta su éxito reproductivo y su dieta. El trabajo se realizó en la parte central del estado de Baja California Sur, en un área altamente fragmentada dentro del Valle de Santo Domingo donde se ha perdido el matorral desértico para realizar agricultura desde hace más de 60 años. Se realizaron muestreos en el área de estudio para la localización de nidos del halcón de Harris tanto en áreas naturales como en el área fragmentada. Se evaluó la productividad en ambas áreas así como la dieta con la hipótesis de que se modificarían por efecto de la fragmentación del hábitat. El éxito reproductivo no se vio aparentemente afectado por la fragmentación, siendo en el área natural de 90% el número de nidos exitosos y en el área fragmentada de 77%. Aunque no fueron diferentes es posible que la densidad se modifique al disminuir los sitios de anidación. La dieta evaluada a través del análisis de egagrópilas mostró diferencias en la abundancia de las presas consumidas, encontrando un mayor consumo de tuzas (*Thomomys bottae*), ratas de campo (*Neotoma lepida*) y lagartija espinosa (*Sceloporus zosteromus*) en áreas fragmentadas mientras que en las áreas naturales el consumo de lagomorfos (*Lepus californicus* y *Sylvilagus auduboni*) fue mayor. La dieta del halcón de Harris se correlaciona altamente con la disponibilidad de presas. No obstante, la biomasa aportada más importante fue por lagomorfos tanto en el área natural como en la fragmentada.

1. INTRODUCCIÓN

La fragmentación del hábitat es una de las principales causas de la pérdida de especies (Fahrig 2003). Se sabe que la fragmentación está asociada generalmente a efectos negativos derivados de las acciones antropogénicas que llevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción de las especies. Una fragmentación excesiva de los ecosistemas puede reducir la aptitud de un hábitat para ciertas especies, al no existir fragmentos suficientemente grandes con hábitat adecuado para mantener poblaciones estables (Usher 1987). En diversos estudios se ha encontrado que la fragmentación del hábitat afecta tanto a la riqueza, la abundancia y la reproducción de las especies asociadas a la pérdida del hábitat y a la fragmentación misma. Un problema general en esta condición es la reducción de las poblaciones por debajo del tamaño mínimo viable (Turner 1996, Zurita 2007). Pero se ha visto también que cuando se modifica el paisaje persisten algunas especies, tales como palomas, codornices, gorriones, entre otras (Peterjohn 2003, Haslem y Bennett 2008, Ramírez-Albores 2010). Las especies generalistas son las dominantes y son capaces de tolerar algunas actividades humanas como agricultura, ganadería, urbanización.

Se ha documentado que en los últimos 35 años las aves asociadas a los paisajes fragmentados han tenido fuertes declives poblacionales y con una disminución del área de distribución en el Oeste de Europa y en Norte América (Fuller et al. 1995, Krebs et al. 1999, Robinson et al. 2001, Peterjohn 2003). Además se ha encontrado que las poblaciones de algunas especies de aves rapaces han declinado significativamente en las últimas décadas, tales como el cernícalo americano y la lechucita de madrigueras, fundamentalmente como resultado de la pérdida y la fragmentación del hábitat, el uso de pesticidas así como la persecución directa (Halroyd et al. 2001, Conway et al. 2006, Bird 2009, Farmer y Smith 2009, Smallwood 2009). No obstante, hay especies de aves rapaces que pueden permanecer en ambientes agrícolas, tales como *Elanus leucurus*, *Caracara cheriway*, *Buteo jamaicensis*, *Buteo swainsoni*, *Falco sparverius*, *Circus cyaneus*, *Bubo virginianus*, *Athene cunicularia*, y *Parabuteo unicinctus* (Bennett y Bloom 2005, De Tommaso 2009, Rodríguez-Estrella 1996, Schmutz 1987, Smallwood et al. 1996).

En el estado de Baja California Sur, en el área conocida como Valle de Santo Domingo, que es donde se realizó esta investigación, ha ocurrido un proceso de cambio

de uso del suelo y fragmentación del matorral desértico desde hace varias décadas, principalmente debido a actividades agrícolas. En esta área se han estudiado los efectos de la fragmentación del hábitat en distintos grupos de taxa biológicos y desde distintos niveles de análisis desde hace una década (Rodríguez-Estrella *et al.* datos no publ.), incluidas las aves rapaces. En esta investigación de tesis, se quería determinar el efecto de la fragmentación del hábitat desértico en la composición de la dieta de un ave rapaz que fuera relativamente generalista, pero con algunos requerimientos específicos del hábitat y en su dieta. Por tanto, en esta investigación se determinó la dieta y el éxito reproductivo del halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*) en la zona fragmentada del valle de Santo Domingo así como en un área natural conservada.

El halcón de Harris se distribuye desde el suroeste de los Estados Unidos de América hacia el sur hasta Sudamérica (Bent 1938, Bednarz 1995), y es una especie residente en Baja California Sur. El hábitat en donde se encuentra es matorral desértico, pastizal desértico, selva baja caducifolia. Se ha visto en la literatura que la dieta del halcón de Harris en general se basa en conejos (*Sylvilagus floridanus*, *S. audubonii*) y liebres (*Lepus spp.*) principalmente, pero puede cazar ardillas (*Ammospermophilus spp.*), tuzas (*Geomys*, *Thomomys spp.*), codornices (*Callipepla gambelli*, *C. squamata*, *Colinus virginianus*), matraca del desierto (*Campylorhynchus brunneicapillus*), cenizote (*Mimus polyglottos*), lagartijas (*Sceloporus magister*, *Eumeces spp.*), entre otros (Bent 1938, Bednarz 1995). Se ha encontrado que la dieta de esta especie puede variar entre regiones y en función de la disponibilidad de presas. Se ha encontrado también que esta especie presenta un nivel de tolerancia ante la fragmentación del hábitat, logrando reproducirse en estas áreas (Tinajero-Hernández 2012). El halcón se caracteriza por cazar en grupo, ser territorial, y tener una organización social, donde el grupo familiar participa en el cuidado y crianza de los pollos (Bednarz 1995). Es por tanto interesante entender la forma en que una especie generalista y con socialidad responde a la fragmentación del hábitat y los cambios producidos en la disponibilidad de presas.

Por la importancia ecológica que representan las aves rapaces es indispensable incluirlas en los planes de manejo y conservación de áreas naturales, ya que una disminución o un aumento de sus poblaciones indicará un grado de disturbio en el hábitat y desajuste en las redes tróficas, lo cual puede afectar la diversidad en un ecosistema (Rodríguez-Estrella 1993, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). El halcón de

Harris es una especie residente de las áreas desérticas de México y considerando el amplio rango de distribución en el país, nos puede indicar de algún modo cómo se están viendo afectadas las aves rapaces de este hábitat en cuanto a su reproducción y alimentación. En resumen, el objetivo de esta investigación de tesis es determinar la dieta y éxito reproductivo del halcón de Harris en una zona fragmentada y evaluar la manera en que estos parámetros se ven afectados por la fragmentación del matorral desértico.

2. ANTECEDENTES

La fragmentación es un cambio en la estructura y configuración de los hábitats dentro del paisaje. Conlleva la transformación de un hábitat, inicialmente dominante y relativamente continuo, en un conjunto de parches empequeñecidos, denominados fragmentos, que quedan dentro de un nuevo hábitat, mayoritario y cualitativamente muy distinto al original, denominado matriz (Forman 1995, García 2011). La fragmentación del hábitat en fases avanzadas ha producido que estén ausentes un número importante de las especies originales. Esta pérdida de especies, que es una suma de extinciones regionales, llega a producirse por una reducción progresiva de los tamaños de población que se encuentran en cada uno de los fragmentos de hábitat formados, así como a la escala de todo el paisaje, y una pérdida de poblaciones en los fragmentos (extinciones locales) (Santos y Telleria 2006).

En resumen, la reducción, fragmentación y deterioro del hábitat terminan por producir una atomización de las distribuciones originales en subpoblaciones cada vez más pequeñas y aisladas, sometidas a problemas de viabilidad genética y demográfica (Peterjohn 2003, Bennett y Bloom 2005, Santos y Telleria 2006). Además, diversas investigaciones prueban que en las etapas finales de los procesos de fragmentación las condiciones son tan restrictivas que pueden afectar negativamente a parámetros como la condición corporal, el esfuerzo reproductivo, la estabilidad durante el desarrollo, el comportamiento, entre otras (Santos y Telleria 2006).

Los efectos de la fragmentación del hábitat no son iguales para todas las especies, algunas de ellas son más vulnerables a los cambios que otras (Kelt 2001). Las especies raras, de gran tamaño corporal, escasa movilidad, alto grado de especialismo o mayor nivel trófico, serían las más susceptibles a sufrir los efectos negativos de la pérdida de hábitat (Webb et al. 2002, García 2011). Mientras que las especies que son capaces de explotar los recursos de la matriz, o al menos tolerar sus efectos, mantienen poblaciones viables e incluso aumentan en ambientes degradados, con el subsecuente efecto sobre la estructura de comunidades en el interior de los fragmentos de hábitat remanente (Herrera 2011).

La pérdida de hábitat y la fragmentación contribuyen directamente a una alta vulnerabilidad de algunas especies al morir cuando se mueven a través de las carreteras y a tolerancias de hábitat a menudo limitados, como en los anfibios. Investigaciones recientes han proporcionado información sobre las relaciones entre algunos anfibios y ciertos atributos de la pérdida y fragmentación del hábitat, tal como efectos sobre la dispersión juvenil, que es uno de los puntos clave en la conservación de los anfibios (Cushman 2006).

En reptiles, un estudio llevado a cabo en la selva Amazonas en Brasil (Alves-Ribeiro et al. 2008) evaluó la forma en que la fragmentación afecta a dos especies de Geckos (*Coleodactylus amazonicus* y *Gonatodes humeralis*) que habitan la selva del Amazonas consideradas especialistas de selva. Estos autores incluyeron en el análisis los factores como el tamaño de los parches, su aislamiento, la disponibilidad de alimento y la estructura de la vegetación, encontrando que una de las especies diferencias en sus abundancias en selvas continuas (*C. amazonicus* 43.3 y *G. humeralis* 2.2), pero *C. amazonicus* tuvo diferencias significativas entre áreas fragmentadas y selvas continuas, mientras que *G. humeralis* ocurrió en más fragmentos y usualmente en menores densidades que en las selvas continuas. En México un estudio realizado en Chamela, Jalisco en un bosque tropical caducifolio (Suazo-Ortuño et al. 2008) evalúa como afectan las actividades antrópicas (agricultura y la ganadería) a la herpetofauna. Sus resultados muestran que en áreas de disturbio los lacertilios tienen una mayor, riqueza, abundancia y diversidad, y solo dos especies fueron sensibles al proceso de perturbación. Por otro lado, la riqueza y diversidad de especies de anuros fueron

menores en bosques perturbados; lo mismo sucedió con la riqueza, abundancia y diversidad de tortugas.

En la selva amazónica de Brasil se ha encontrado que la fragmentación causa una disminución de especies de murciélagos, encontrando que en la selva natural continua existe una riqueza de 42 especies mientras que en áreas fragmentada se presentan 17 especies (Bernard et al. 2001).

En aves se ha encontrado resultados similares. Por ejemplo, en un estudio realizado en los bosques de Papua, Nueva Guinea encontraron que las comunidades de aves de fragmentos pequeños presentaron mayor pérdida de especies, y fueron los que tenían menos especies que los fragmentos grandes o los bosques continuos. Mencionan que el grupo de aves frugívoras fue el que se vio más afectado con el cambio de hábitat (Sam et al. 2014).

En América del Sur, en los bosques templados de Chile, se encontró que los fragmentos más pequeños soportan menos especies de aves y mamíferos que fragmentos grandes, encontrando que la fragmentación afecta más a los mamíferos (grupo considerado con una menor movilidad y capacidad de migración) (Kelt 2001).

Por otro lado, en los bosques rivereños de norte América la fragmentación ha producido la disminución de algunas especies de aves migratorias neotropicales debido principalmente a los efectos de borde que incrementan la tasa de parasitismo de nidos y la depredación. En bosques de Dakota del Sur se comparó la abundancia, riqueza de especies y el éxito reproductivo de aves migratorias dentro de corredores rivereños nativos y en parches de bosque encontrando que existieron abundancias similares, pero las zonas boscosas nativas tuvieron más especies que los parches de bosque. Sin embargo, el éxito reproductivo no fue diferente al compararlo en 650 nidos de 15 especies en fragmentos de bosques y 25 especies en hábitats nativos (Gentry et al. 2006).

En las aves rapaces se ha encontrado que la fragmentación y pérdida de hábitat ha afectado de forma considerable el Gavilán negro (*Circus maurus*) el cual es endémico de Sudáfrica y ha perdido alrededor del 50% de su hábitat reproductivo, y aunque se alimenta en áreas agrícolas no las utiliza para la anidación (Curtis et al. 2004).

Existen especies que se han beneficiado por la fragmentación del hábitat como el tordo cabeza café (*Molothrus ater*), encontrado una mayor abundancia en áreas fragmentadas que en las áreas naturales continuas, al parecer debido a la mayor disponibilidad de su alimento que existe en las áreas modificadas (Coker y Capen 1995). También en aves rapaces se ha encontrado que especies generalistas como el Caracara (*Caracara cheriway*) presentan una mayor abundancia en áreas agrícolas con una fragmentación moderada del hábitat en Baja California Sur comparado con las encontradas en las áreas naturales (Tinajero-Hernández, 2012).

Al realizar una revisión de la literatura sobre la manera en que la dieta de las aves rapaces es modificada por la fragmentación del hábitat y sus potenciales efectos sobre el éxito reproductivo, se encontró que existe muy poca información (Gosse y William 1994, Rodríguez 2004). Se ha encontrado que la modificación del paisaje afecta la dieta de algunas especies de aves rapaces, tales como la lechuza de campanario (*Tyto alba*) (Hernández-Muñoz y Mancina 2011) y la lechucita de madrigueras (*Athene cunicularia*) (De Tommaso 2009). En un estudio realizado en Cuba sobre la dieta de la lechuza de campanario en sitios antropogénicos contra naturales se encontró que la composición de la dieta en ambos hábitats no difiere, aunque existe la tendencia a depredar más aves en hábitats naturales que en sitios perturbados donde los insectos son más frecuentes. Los resultados sugieren que tanto en hábitats antropogénicos como naturales, las lechuzas se comportan como depredadores efectivos de las poblaciones de roedores introducidos como el ratón casero (*Mus musculus*). También menciona que estas especies introducidas son las presas dominantes y en gran medida han sustituido a los pequeños mamíferos nativos en la dieta de *T. alba* dada la alta tasa de extinción de los mamíferos insulares (Arredondo y Chirino 2002). En un estudio sobre la dieta *T. alba* en un área suburbana de la ciudad de La Paz se encontró que se alimentan principalmente de roedores y no encontraron murciélagos, aves o reptiles (Álvarez-Castañeda et al. 2004), según lo registrado en otras partes de la península de Baja California (López-Forment y Urbano 1977). En un estudio de *Athene cunicularia* (De Tommaso 2009) los micro-mamíferos registrados en la dieta corresponden a especies ampliamente distribuidas, pero los ratones *Eligmodontia typus* y *Graomys griseoflavus*, dos roedores sigmodontinos por sus características morfológicas y que están mejor adaptados para

explotar espacios abiertos y con baja cobertura vegetal, fueron más abundantes en las áreas sujetas a pastoreo que en las zonas arbustivas densas.

Al estudiar al búho (*Asio otus*) en los Alpes de Italia (Sergio *et al.* 2008), se encontró que la abundancia de tuzas (*Microtus voles*), que representa el 80% de su dieta, determinó positiva o negativamente la variación anual de densidad de búhos, su productividad y la amplitud de su dieta.

Los estudios que se han realizado sobre la dieta del halcón de Harris en áreas naturales indican que se modifica dependiendo de la región en la que se encuentra, en función de la disponibilidad de presas (Bednarz 1995, Figueroa 2006). Por tanto, al presentarse una fragmentación del hábitat y por consecuencia una pérdida de especies presa (como se ha visto ocurre por un disminución de la riqueza de especies de acuerdo a la serie de estudios presentados anteriormente en los antecedentes), se esperaría que dichos cambios en el hábitat se vean reflejados en la composición y abundancias de sus presas.

En México existe poca información sobre la dieta de aves rapaces, encontrándose principalmente información para el Búho cornudo (*Bubo virginianus*), Búho manchado (*Strix occidentalis*), Lechuza de campanario (*Tyto alba*), Lechucita de madrigueras (*Athene cunicularia*), halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*), Zopilote aura (*Cathartes aura*) y Caracara (*Caracara cheriway*). Estos estudios son básicamente descriptivos de la dieta, y pocos sobre su ecología trófica y reproductiva, además de que básicamente fueron llevados a cabo en áreas naturales (Donázar *et al.* 1989; Hiraldo *et al.* 1991a, b; Llinas-Gutiérrez *et al.* 1991; Rodríguez-Estrella 1993; Rodríguez-Estrella y Rivera Rodríguez 1997; Santos-Moreno y Alfaro 2009). No existe nada publicado sobre la dieta del halcón de Harris en México.

En el caso de las aves rapaces hay estudios que han encontrado que el éxito reproductivo de ciertas especies es mayor en zonas modificadas, de pastoreo, como es el caso de la lechucita de madrigueras (De Tommaso *et al.* 2009). Esto podría deberse a que el pastoreo genera áreas abiertas que las lechucitas prefieren porque les permiten detectar posibles depredadores, así como por la mayor heterogeneidad a escala de paisaje, que presentan los parches pastoreados (Botelho y Arrowood 1996, Murray 2005). En las rapaces se ha encontrado que el éxito reproductivo también disminuye en áreas que presentan alteraciones en el paisaje (Rodríguez-Salazar 2004, Hindmarch 2010).

Finalmente, no existen estudios publicados que muestren los efectos de la fragmentación en la dieta de un ave rapaz y su éxito reproductivo por lo que la contribución de este estudio de tesis es importante por ser el primero en su tipo.

3. OBJETIVO GENERAL

- Evaluar el efecto de la fragmentación del matorral desértico sobre la dieta (en riqueza, abundancia, diversidad y frecuencia de presas) y el éxito reproductivo del halcón de Harris en la parte central del estado de Baja California Sur.

3.1. Objetivos Particulares

- (1) Evaluar el efecto de la fragmentación sobre la dieta del halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*) en Baja California Sur.
- (2) Evaluar el efecto de la fragmentación del matorral desértico sobre el éxito reproductivo del halcón de Harris en Baja California Sur.
- (3) Evaluar la disponibilidad de las presas principales del halcón de Harris en el área fragmentada y en la natural del matorral desértico.

4. HIPÓTESIS

El halcón de Harris modifica su dieta en un ambiente fragmentado comparado con uno natural, considerando que durante este proceso de modificación de hábitat se tienen efectos en la riqueza y diversidad de especies presas disponibles.

El éxito reproductivo del halcón de Harris se ve afectado por la fragmentación considerando que en el área donde ocurre este proceso la diversidad y la disponibilidad de presas ha sido modificada, disminuyendo.

5. METODOLOGIA

5.1. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra ubicada en el Valle de Santo Domingo, en el municipio de Comondú, en la parte central del estado de Baja California Sur, entre los 24° 35' 00'' y 25° 40' 00'' de latitud norte y los 111° 15' 00'' y 112° 56' 00'' de longitud oeste (Figura 3). El clima que predomina es el tipo Bw, los cuales son climas muy secos, con subtipos muy secos y muy cálidos (INEGI 1995). Bw(h´)hw(x): clima muy seco con un régimen de lluvias de verano. La temperatura media anual varía entre los 18-22 °C con una precipitación media anual de 131.8 mm.

La vegetación es matorral desértico, que se caracteriza por la presencia de especies arbustivas espinosas y tallos carnosos. Las plantas predominantes en la zona natural son el cardón (*Pachycereus pringley*), lomboy (*Jatropha cinerea*), palo blanco (*Lysiloma candidum*), palo Adán (*Fouquieria diguetii*), pitaya dulce (*Lemaireocereus tuberi*), Mezquite (*Prosopis sp*), Palo verde (*Cercidium sp*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*) y Choya (*Opuntia choya*) (Wiggins, 1980).

La fauna silvestre que se puede encontrar en el Valle de Santo Domingo es típica de las zonas desérticas del matorral xerófilo del desierto Sonorense. Las especies de anfibios y reptiles más comunes son la serpiente de cascabel (*Crotalus ruber*, *C. enyo*), lagartijas (*Urosaurus nigricaudus*), iguana del desierto (*Dipsosaurus dorsalis*), lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*), sapo (*Bufo punctatus*) entre otros (Grismer 2002). Entre las especies de aves que se han observado en el área de estudio se encuentran la codorniz californiana (*Callipepla californica*), paloma ala blanca (*Zenaida asiatica*), paloma huilota (*Zenaida macroura*), tórtola coquita (*Columbina passerina*), carpintero de pechera (*Colaptes auratus*), carpintero de Gila (*Melanerpes uropygialis*), matraca del desierto (*Campylorhynchus brunneicapillus*), gorrión mexicano (*Carpodacus mexicanus*); se han registrado 15 especies de aves rapaces en el área, zopilote aura (*Cathartes aura*), milano hombros negros (*Elanus leucurus*), gavilán rastrero (*Circus cyaneus*), gavilán pecho rufo (*Accipiter striatus*), gavilán de Cooper (*Accipiter cooperii*), aguililla rojinegra o halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*), aguililla pecho rojo (*Buteo lineatus*), halcón chapulinero (*Buteo swainsoni*), aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*), águila real (*Aquila chrysaetos*), caracara (*Caracara cheriway*), cernícalo americano (*Falco sparverius*), halcón esmerejón (*Falco*

columbarius), halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y halcón mexicano (*Falco mexicanus*) (Rodríguez-Estrella et al. datos no publ.).

Los mamíferos que se encuentran en esta área son el coyote (*Canis latrans*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el lince (*Lynx rufus*), tejón (*Taxidea taxus*), ardilla (*Ammospermophilus leucurus*), rata canguro (*Dipodomys merriami* y *D. simulans*), liebre (*Lepus californicus*), el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*), entre otros.

5.2. MUESTREO

5.3. Éxito Reproductivo

El éxito reproductivo se refiere a la proporción de nidos en que al menos un volantón salió del nido (Jehle et al. 2004). La mayoría de los investigadores han utilizado el éxito de anidación o éxito reproductivo para referirse a la probabilidad de que un nido produzca al menos un volantón de la misma especie (es decir, no parasitaria). Numerosos métodos han sido desarrollados para estimar la supervivencia de los nidos, pero sólo unos pocos han ganado amplio uso entre los ornitólogos (Jehle et al. 2004). Durante las últimas décadas, muchas estimaciones se han basado en un método popular llamado estimador de Mayfield.

El éxito reproductivo del halcón de Harris se estimó utilizando el método tradicional (número de nidos exitosos/número de nidos totales). Considerando primeramente la visita a los nidos localizados previamente en la zona de estudio (Tinajero-Hernández, 2012) pero también buscando todos los posibles nidos en el área de estudio. Para ello se visitaron directamente los nidos de los que se tenía información previa de uso por los Harris, y se registró si tenían contenido o había individuos en actitud territorial en la zona, para regresar posteriormente a verificar contenido. A la vez se realizaron recorridos en caminos de terracería a bordo de un vehículo o a pie y cada vez que se observaba algún individuo de halcón de Harris se realizaba una búsqueda de nidos en los alrededores con el apoyo de binoculares. Una vez localizados los nidos activos fueron marcados y ubicados con un geoposicionador (GPS) para realizar un mapa de nidos activos. Esto facilitó su revisión en visitas posteriores.

Durante los meses de febrero a julio del 2013 los nidos encontrados fueron visitados cada 15 días para registrar su contenido en las diferentes áreas (natural y fragmentada), para lo que se hizo un calendario de visitas para cada nido. Los datos que se registraron en cada visita al nido fueron los siguientes: actividad en el nido, contenido (huevos o pollos) y edad estimada de los pollos. Los nidos fueron monitoreados hasta que el último pollo voló del nido.

5.4. Dieta

La dieta fue determinada a partir del análisis de los restos regurgitados no digeribles por las aves, llamados egagrópilas o bolos de regurgitación. Para las aves rapaces en particular, se ha utilizado el análisis de sus regurgitaciones (egagrópilas), las cuales muestran los componentes de la dieta (Errington, 1932). En general se puede considerar que las egagrópilas son bolas de material que no se digirió y que las aves rapaces arrojan (Figura 1). Este material no digerido contiene restos de pelos, plumas, huesos, partes esclerotizadas de insectos, de los que el ave se alimentó durante el día. Los restos no digeridos se analizan en laboratorio con el uso de microscopio para su identificación y determinación posterior de lo que se alimentó el ave. La técnica consiste en revisar la egagrópila desmenuzándola y separando todas sus partes para posteriormente identificar los elementos o restos de presas contenidas (Errington 1932). Ésta ha probado ser una técnica confiable para determinar la dieta de aves rapaces (Yalden y Yalden 1985, Aragón et al. 2002, Trejo y Ojeda 2002, De Tommaso 2009). Un gran número de estudios sobre la dieta de especies rapaces se han realizado a través del análisis de egagrópilas, permitiendo investigar las diferencias en alimentación entre temporadas, diferencias entre sitios o regiones, y entre especies, por ejemplo.

La colecta de egagrópilas fue realizada en la época reproductiva, entre abril y julio de 2013, colectando abajo de nidos activos así como en las perchas (cardones, arbustos, torres de luz, entre otros) ubicadas alrededor de los nidos utilizados por los halcones en áreas naturales y fragmentadas (Figura 1). Las egagrópilas fueron cuidadosamente almacenadas separando cada una de ellas, anotando el nido donde fue colectada, y etiquetando la fecha y clave del nido de colecta.



Figura 1. Colecta de egagrópilas de halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*). (a) Búsqueda de egagrópilas en campo. (b) Fotografía de egagrópila en campo. (c) Colecta de egagrópilas bajo un nido.

La identificación de las especies presas encontradas fue en base a las partes de presas encontradas (huesos, cráneos, mandíbulas, pelo, escamas exoesqueletos, plumas o restos de alguna parte del cuerpo de algún ave, reptil, mamífero o insecto) utilizando para ello una lupa y un microscopio estereoscópico. Posteriormente, se compararon los restos con una colección de referencia del Laboratorio de Análisis Espacial Ecología y Conservación del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, que contiene las especies determinadas para cada tipo de resto (Figura 2). La determinación de los organismos se realizó hasta el nivel de especie cuando fue posible, y si no hasta el nivel máximo de resolución posible.



Figura 2. Colección de referencia del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.

El número de individuos de cualquier especie en cada egagrópila fue determinado usando los pares de mandíbulas (derecha e izquierda) y/o cráneos completos de los mamíferos. En los casos que no se tenía evidencia ósea se utilizó la presencia de pelo (con el pelo encontrado se asumió que presentaba por lo menos un organismo en la muestra donde aparecía el rastro).

Los conceptos utilizados en el análisis de las egagrópilas son: 1) *Frecuencia absoluta*, número de veces que se presentó un componente en el total de las muestras; 2) *Frecuencia relativa*, se calculó a partir del número total de veces en que se presentó un componente dividido entre el número total de presas registradas; 3) *Biomasa*, se obtuvo a partir del número mínimo de organismos consumidos multiplicando por el peso de cada especie presa contenida en la muestra (Rodríguez-Estrella 1993; Guerrero et al. 2002). Los pesos medios de los mamíferos fueron obtenidos de referencias bibliográficas (Ceballos y Oliva 2005).

5.5. Disponibilidad de especies presas

La disponibilidad de presas o alimento se determinó considerando la abundancia de los animales que son parte de la dieta del halcón de Harris como de lagomorfos, aves y reptiles, los cuales se han reportado para Norte América (Bednarz 1995). Las presas potenciales han sido identificadas como parte de su dieta en otras investigaciones

realizadas en los EUA, en particular los lagomorfos. La disponibilidad de presas se obtuvo mediante el método de transectos lineales. Estos transectos presentaron una longitud de 25 a 30 km. El método de muestreo consiste en recorrerlos desde un vehículo a una velocidad moderada (30-40 km/hr) registrando todos los individuos de presas potenciales encontradas; este método ha sido utilizado en otros sitios (Lorenzo et al. 2012, Portales-Betancourt et al. 2012). Los transectos se recorrieron durante el atardecer, que es cuando liebres y conejos salen a alimentarse y realizar sus actividades (1800-2000 h). Estos datos son presentados en densidades, como lagomorfos/km².

5.6. Análisis Estadísticos

DIETA

La diversidad de las especies presa en la dieta del halcón de Harris se estimó con el índice de Shannon-Wiener.

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$$

Donde H' = Índice de Diversidad.

N = Número de egagrópilas analizadas.

N_i = Proporción de la especie i (presa) presentes en la muestra.

La distribución de las frecuencias de especies presa en la dieta se calculó mediante el índice de Pielou (J).

$$J' = \frac{H'}{\text{Log}_2 S}$$

Donde J' = Índice de Pielou o Equitatividad

H' = Diversidad de Shannon-Wiener

S = Riqueza de especies

La amplitud de la dieta fue calculada con el índice de Levins (Levins' index) (Begon et al. 1990). Valores de BA cercanos a 1.0 indican que las categorías de las presas tiene frecuencias similares, por lo que se consideraría una especie generalista; mientras que valores próximos a cero (0) indican que prefieren una o unas cuantas categorías, por lo que sería una especie especialista. Utilizando la siguiente fórmula del índice de Levins estandarizado:

$$Ba = (B-1)/(n-1)$$

Donde:

$$B = 1 / \sum pi^2$$

pi: Proporciones relativas de las presas consumidas

Ba: Amplitud de la dieta

Se utilizó la prueba de Chi2 y la prueba de G para la comparación de los grupos dentro de los nidos tanto de la zona fragmentada como de la natural. Después se comparó la zona natural vs. fragmentada con esta misma prueba de G (Sokal y Rohlf 1994).

$$G = 2 \sum_i O_i \cdot \ln \left(\frac{O_i}{E_i} \right),$$

Donde:

O_i= Valores observados de frecuencia

E_i= Valores esperados de frecuencia

DISPONIBILIDAD DE PRESAS

Se utilizó el Programa software Distance para determinar la densidad de las presas principales (lagomorfos) en ambas zonas, tanto natural como fragmentada (Thomas *et al.* 2010). Posteriormente, se realizó la prueba de correlación de Spearman para determinar la relación entre la disponibilidad de presas con lo que apareció en la dieta.

REPRODUCCIÓN

Se hizo la comparación de productividad (número medio de pollos \pm desviación estándar) entre la zona fragmentada y la zona natural, con una prueba de t-student.

La comparación del éxito reproductivo (% nidos exitosos vs. nidos no exitosos) entre zona natural y fragmentada se realizó con una prueba de Chi2.

6. RESULTADOS

6.1. BIOLOGÍA REPRODUCTIVA

Monitoreo de nidos

Durante la temporada reproductiva del año 2013 se visitaron un total de 60 nidos de aves rapaces en el área de estudio encontrando cinco activos para el halcón de Harris. Mediante las búsquedas en transectos y mediante ubicación de individuos en otras zonas se localizaron 15 nuevos nidos activos para la especie. En total se monitorearon 20 nidos de halcón de Harris, 11 localizados en el área natural (Figura 2) y 9 de área fragmentada (Figura 3). El monitoreo de los nidos se hizo en el periodo comprendido entre los meses de marzo y agosto.

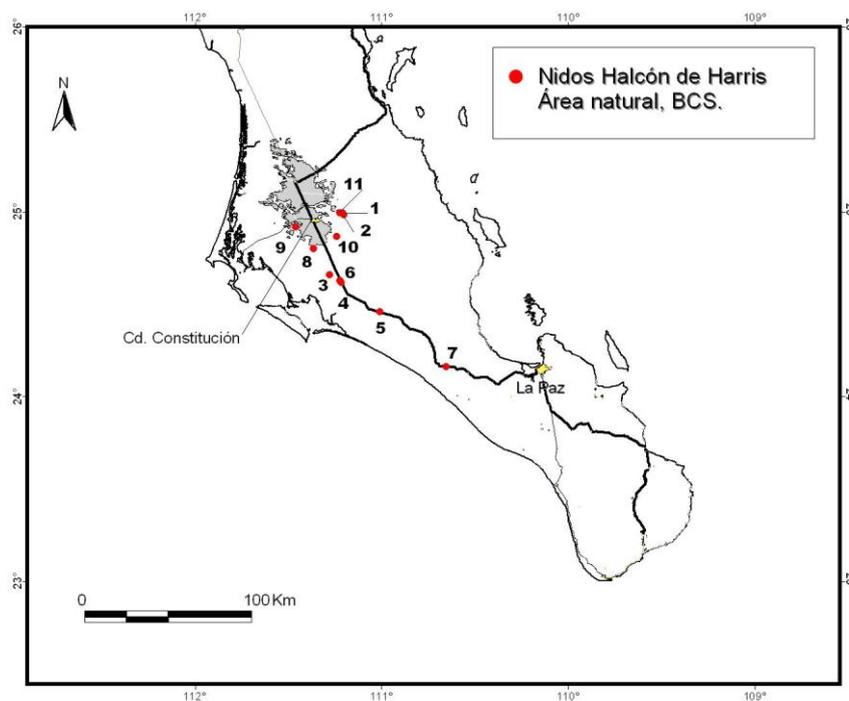


Fig. 3. Localización del área de estudio en el estado de Baja California Sur y ubicación de los nidos activos de halcón de Harris ubicados en el área natural en el año 2013.

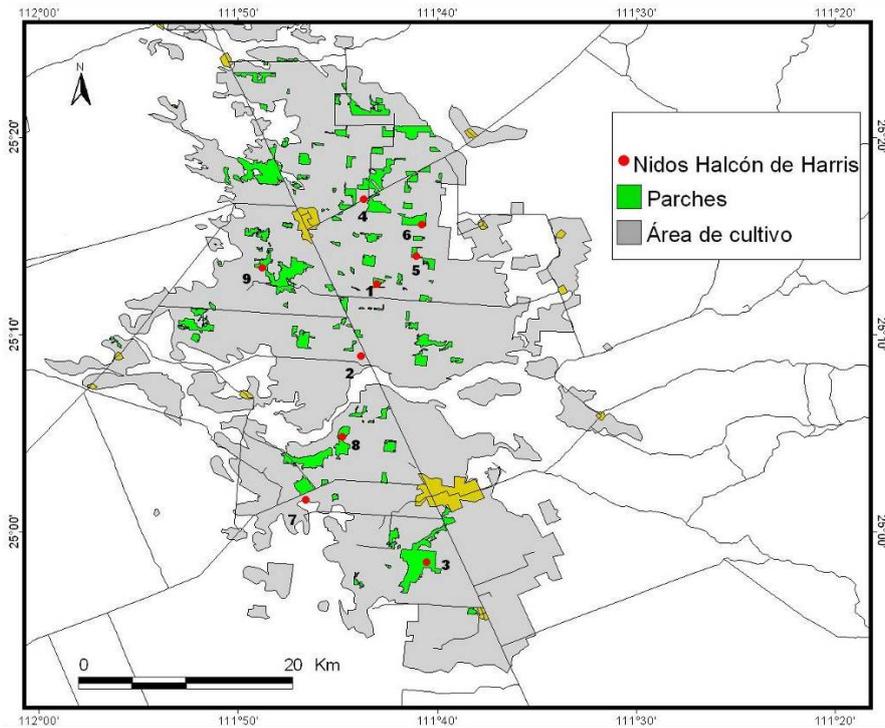


Fig. 3. Ubicación de los nidos activos de halcón de Harris ubicados en el área fragmentada en el año 2013.

Planta Soporte de nidos

Los nidos monitoreados fueron construidos en diferentes estructuras de soporte. Sin embargo, fueron construidos principalmente sobre cactáceas columnares (Figura 4), los cardones (*Pachycereus pringley*) y en menor medida en pitaya dulce (*Lemaireocereus tuberi*), y torres de luz eléctrica. En el área natural, los nidos fueron construidos: 8 en cardones (72.7%), 2 en torres de luz (18.2%) y un nido en pitaya dulce (9.1%). En el área fragmentada: 7 nidos fueron construidos sobre cardones (77.8%) y 2 en torres de luz eléctrica (22.2%).



Figura 4. Nido de halcón de Harris construido sobre un cardón.

6.2. DISTANCIA DE NIDOS

Para determinar la densidad de nidos se midió la distancia comprendida de un nido al nido más próximo con la ayuda del software Garmin Mapsource Application (Version 6.15.11). Las ubicaciones de los nidos en coordenadas UTM registrados en campo fueron ingresados al programa y a partir de este archivo con la herramienta de medir distancias se realizó esta determinación. Los datos muestran que en el área fragmentada los nidos más próximos estuvieron a una distancia de 3.3 km (Tabla 1). En áreas naturales los nidos más cercanos entre ellos se encontraban a una distancia de 1.2 km (Tabla 2). Nidos designados con número 5, 7, 8, 9 y 10 no fueron incluidos en el análisis de distancia entre nidos promedio por considerarse que no se había realizado una búsqueda intensiva de nidos alrededor de ellos y es probable que otros nidos no descubiertos se encuentren alrededor de ellos.

Tabla I. Número de nidos monitoreados, nidos próximos y distancia al próximo nido, en área natural.

Nido	No. de nido próximo	Distancia al nido próximo
1	2	1.2
2	1	1.2
3	6	7.1
4	6	1.8
5	4	30.3*
6	4	1.8
7	5	53.9*
8	10	15.6*
9	8	18.9*
10	8	15.6*
11	2	1.5
Media		2.43

* Datos no incluidos en el análisis de la media (ver texto).

Tabla II. Número de nidos monitoreados, nidos próximos y distancia al próximo nido, en área fragmentada.

Nido	No. de nido próximo	Distancia al próximo nido
1	5	4.2
2	1	6.9
3	7	11.8
4	6	5.6
5	6	3.3
6	5	3.3
7	8	6.7
8	2	6.7
9	1	9.8
Media		6.48

6.3. PERIODO DE PUESTA E INCUBACIÓN

La incubación se presentó principalmente en los meses de marzo y abril mientras que la crianza de los pollos fue en los meses de abril, mayo y junio (Figuras 5 y 6).

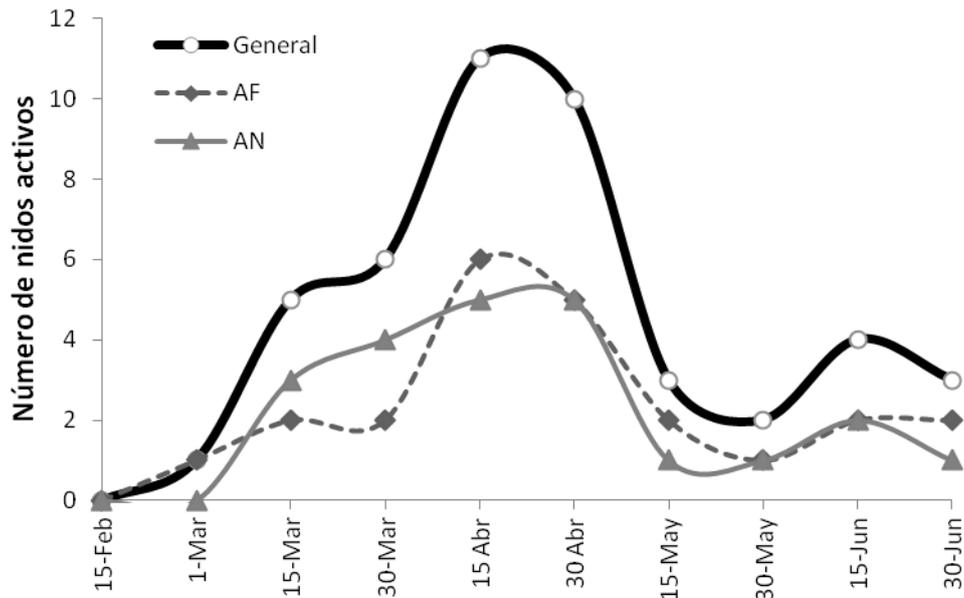


Figura 5. Periodo de incubación del halcón de Harris en Baja California Sur 2013.

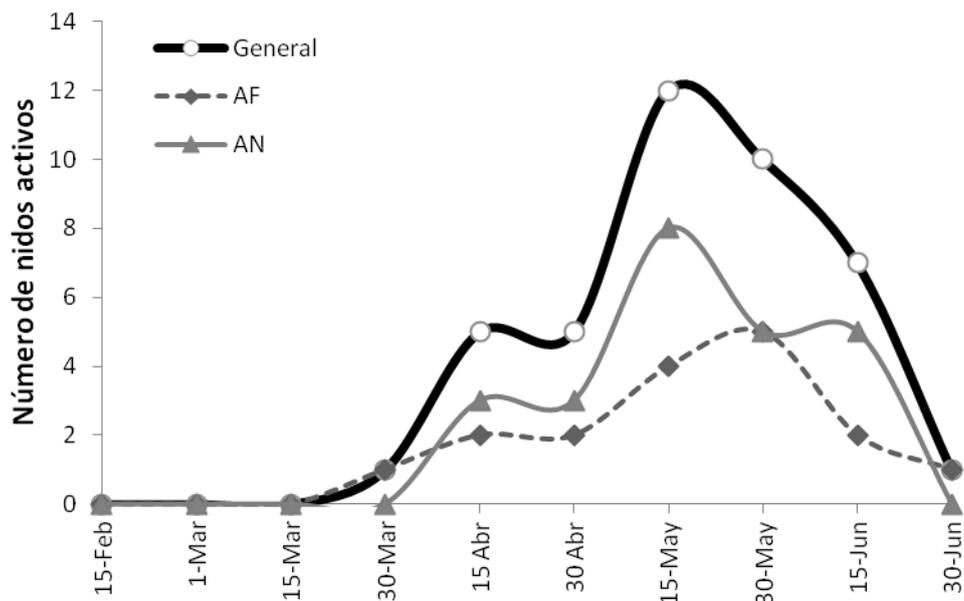


Figura 6. Periodo de crianza de halcón de Harris en Baja California Sur 2013.

6.4. TAMAÑO DE PUESTA, TAMAÑO DE NIDADA Y ÉXITO REPRODUCTIVO

Del total de nidos activos monitoreados en el año 2013 (N= 20), solo en 10 nidos se logró determinar el contenido de los nidos a nivel de huevo; de ellos, 8 nidos contenían 3 huevos, y 2 nidos contenían 2 huevos. En los restantes 10 nidos no se pudo determinar el número de huevos por dos causas: una, que los nidos estaban en torres eléctricas con lo que no se pudieron revisar, y la otra porque los nidos ya se encontraban en etapa de crianza, con pollos (Tablas III y IV).

El número de pollos encontrados en los nidos estuvo entre 1- 4, siendo más frecuente 3 pollos (en 10 nidos), se encontraron 4 nidos con 2 pollos, y 2 nidos con un pollo (Tablas I y II).

En el área natural, de los 11 nidos monitoreados, en seis se logro determinar el tamaño de puesta, el cual fue de 3.0 ± 0 huevos/nido, el tamaño de nidada fue de 2.60 ± 0.84 pollos/nido, y el número de volantones/nido de 2.20 ± 0.91 . En el área fragmentada, de los 9 nidos monitoreados únicamente 4 se les estimo el tamaño de puesta el cual fue de 2.5 ± 0.57 huevos/nido, mientras que el tamaño de nidada de 2.57 ± 0.78 pollos/nido, y el número de volantones/nido de 2.42 ± 0.97 .

De los 20 nidos encontrados en total, 10 y 8 nidos fueron exitosos en área natural y fragmentada, respectivamente. Es decir, un nido fue perdido en área natural (10%) y dos en área fragmentada (32.3%). No se encontraron diferencias significativas entre el éxito reproductivo considerado en función del porcentaje de nidos exitosos entre el área natural y la fragmentada ($X^2 = 1.13$; g.l. =1; $p=0.3$) (Tabla III). Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre áreas no se realizó el análisis de Chi cuadrada (χ^2) de asociación.

No se encontraron diferencias ni en el tamaño de puesta ($t=2.19$; g.l.=8; $p=0.06$), ni en el tamaño de nidada ($t=0.07$; g.l.=15; $p=0.94$) ni en el de volantones/nido ($t=-0.49$; g.l.=15; $p=0.63$) entre áreas, siendo por tanto estos parámetros reproductivos similares entre áreas (Tablas III, IV y V). La productividad global considerando el número de

volantones en todos los nidos monitoreados (exitosos y no exitosos) no presentó diferencias entre áreas ($t=-0.20$; $g.l.=18$; $p=0.84$): en el área natural la productividad global fue de 2.00 ± 1.09 volantones por nido y en el área fragmentada de 1.88 ± 1.36 . (Tabla V).

Tabla III. Número de nidos monitoreados, tamaños de puesta y productividad del halcón de Harris en el Área Natural.

Área Natural			
Nido	Huevos	Pollos	Volantones
1	3	3	1
2	-	1	1
3	3	3	3
4	-	-	-
5	3	1	1
6	-	3	3
7	3	3	3
8	-	3	2
9	-	3	3
10	3	3	3
11	3	3	2

Tabla IV. Número de nidos monitoreados, tamaños de puesta y productividad del halcón de Harris en el Área Fragmentada.

Area Fragmentada			
	Huevos	Pollos	Volantones
1	2	2	1
2	-	3	3
3	3	2	2
4	-	2	2
5	2	-	-
6	-	4	4
7	-	2	2
8	-	3	3
9	3	-	-

Tabla V. Número de nidos monitoreados, exitosos, tamaños de puesta y productividad del halcón de Harris en el Área Natural y Fragmentada.

	Área Natural	Área Fragmentada
Nidos	11	9
Exitosos	10 (90%)	7 (77.7%)
Huevos/nido	3.00 ± 0	2.50 ± 0.57
Pollos/nido	2.60 ± 0.84	2.57 ± 0.78
Volantones/nido exitoso	2.20 ± 0.91	2.42 ± 0.97
Productividad global (Volantones/nidos activos)	2.00 ± 1.09	1.88 ± 1.36

Tabla VI. Información de nidos exitosos del halcón de Harris

NIDOS

	ÉXITOS FRACASOS		SUMA
	I	II	
Natural	10	1	11
Natural esperada	9.35	1.65	
Fragmentada	7	2	9
Fragmentada esperada	7.65	1.35	
SUMA	17	3	20

6.5. Determinación de Dieta

Número de egagrópilas

Se colectaron un total de 317 egagrópilas, 144 de área fragmentada y 173 de área natural. Los análisis de las curvas acumuladas de las especies-presa encontradas en función del número de egagrópilas analizadas muestran que con este número de egagrópilas se tiene prácticamente el 100% de especies-presa consumidas por el halcón Harris en la zona natural y la fragmentada en el año de estudio (Figs. 7 y 8). Esto quiere decir que nuestros análisis muestran el patrón de dieta de la especie en ambas condiciones.

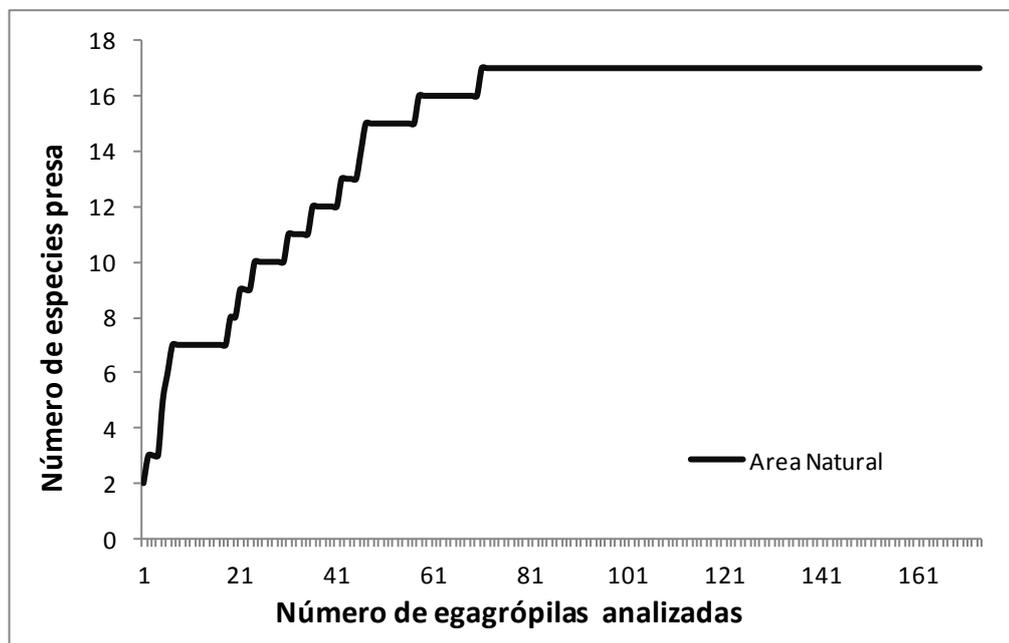


Figura 7. Curva de acumulación de especies presa en el área natural.

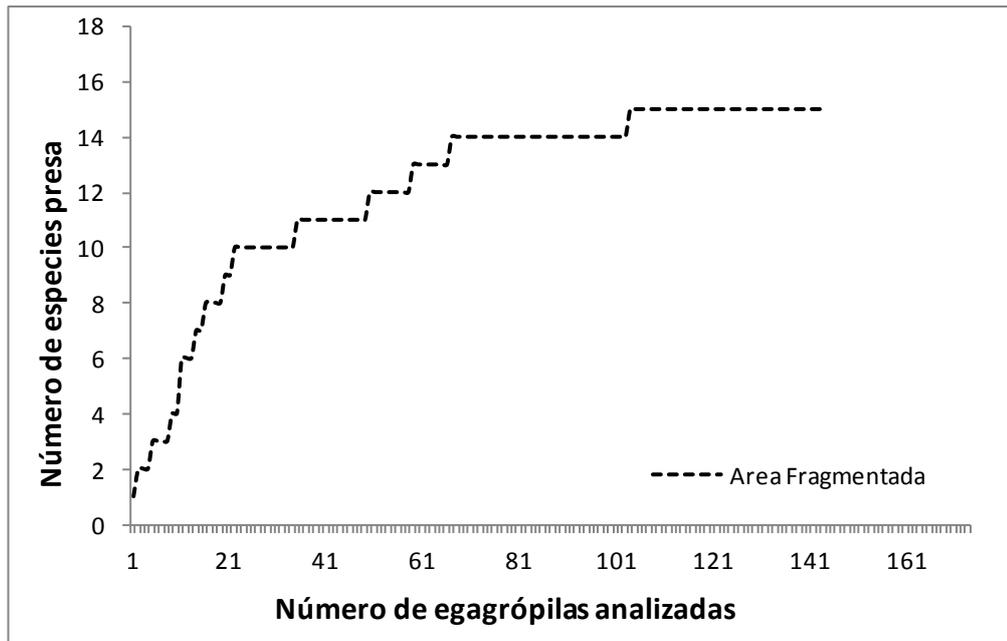


Figura 8. Curva de acumulación de especies presa en el área fragmentada.

6.6. FRECUENCIA Y BIOMASA APORTADA DE ESPECIES-PRESAS

FRECUENCIA

Fueron los lagomorfos los que presentaron la mayor proporción de presas consumidas en ambas zonas, (Tablas VII y VIII; Fig. 9). El grupo más consumido fue el de los mamíferos (68% y 78% en área fragmentada y área natural, respectivamente). Al nivel específico (Fig. 10), la presa más consumida en el área fragmentada fue *Neotoma lepida* (16%), mientras que en el área natural lo fue *Chaetodipus arenarius* (28%). Después de *Neotoma lepida*, las presas más frecuente en la zona fragmentada fueron *Sceloporus zosteromus* y *Chaetodipus arenarius*; después de *C. arenarius* en la zona natural, las presas más frecuentes fueron *S. zosteromus* y los lagomorfos (*Lepus californicus* y *Sylvilagus audobonii*).

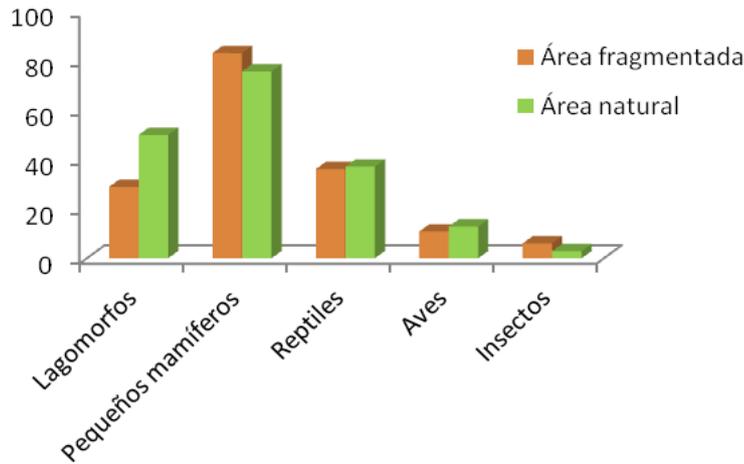


Figura 9. Frecuencia relativa de presas con relación al grupo biológico en la dieta del halcón de Harris por área.

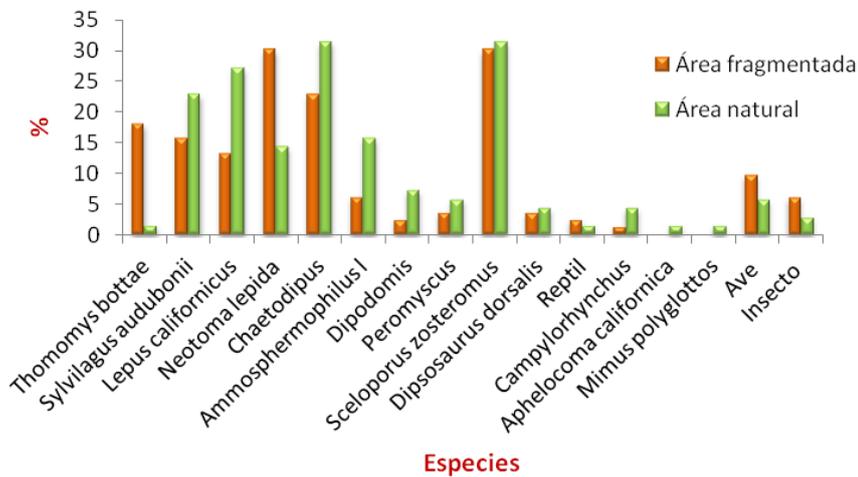


Figura 10. Especies presa encontradas en las egagrópilas en ambas zonas de estudio (en %).

Diversidad de presas (H')

En cuanto a la diversidad de especies presa, H', no se encontró diferencia entre áreas (t=0.71; g.l.=15; p= 0.48).

Área fragmentada	Área natural
2,34	1,94

Índice Pielou (J')

En cuanto a la equitatividad de especies presa J' , se encontraron diferencias marginalmente significativas entre áreas ($t=1.88$; $g.l.=15$; $p= 0.07$). Esto quiere decir que en el área natural la equirepartición de presas en la dieta fue menor que en el área fragmentada. Es decir, el consumo se fue ligeramente más hacia algunas especies presa en el área natural. No obstante, en ambas condiciones la repartición en el consumo de presas fue relativamente baja o intermedia, lo que indica que no se concentran en el consumo de algunas especies, pero tampoco lo reparten completamente de manera proporcional. Hay algunas especies que son consumidas de manera ligeramente superior con respecto a otras.

Área fragmentada	Área natural
0.60 ± 0.03	0.54 ± 0.14

Tabla VII. Composición de la dieta del halcón de Harris en el Área Natural.

ESPECIE	FRECUENCIA	FRECUENCIA (%)	PESO (g)	BIOMASA (g)	Biomasa (%)
MAMÍFEROS					
<i>Sylvilagus audubonii</i>	43	18.1	1250	53750	54.81
<i>Lepus californicus</i>	23	9.7	1500	34500	35.18
<i>Thomomys bottae</i>	4	1.7	250	1000	1.02
<i>Neotoma lepida</i>	13	5.5	190	2470	2.52
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	14	5.9	117	1638	1.67
<i>Dipodomys merriami</i>	9	3.8	45	405	0.41
<i>Chaetodipus arenarius</i>	70	29.5	15	1050	1.07
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	5	2.1	28	140	0.14
<i>Chaetodipus spinatus</i>	5	2.1	22	110	0.11
<i>Peromyscus</i> sp	10	4.2	30	300	0.31
REPTILES					
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	7	3.0	80	560	0.57
<i>Sceloporus zosteromus</i>	27	11.4	67	1809	1.84
AVES					
<i>Aphelocoma californica</i>	1	0.4	85	85	0.09
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	5	2.1	38.5	192.5	0.20
<i>Mimus polyglottos</i>	1	0.4	50	50	0.05
Total	237	100		98059.5	100

Tabla VIII. Composición de la dieta del halcón de Harris en el Área Fragmentada.

ESPECIE	FRECUENCIA	FRECUENCIA (%)	PESO (g)	BIOMASA (g)	Bi 28
MAMÍFEROS					
<i>Sylvilagus audubonii</i>	18	8.2	1250	22500	36.98
<i>Lepus californicus</i>	12	5.5	1500	18000	29.58
<i>Thomomys bottae</i>	26	11.9	250	6500	10.68
<i>Neotoma lepida</i>	39	17.8	190	7410	12.18
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	13	5.9	117	1521	2.50
<i>Chaetodipus arenarius</i>	36	16.4	15	540	0.89
<i>Dipodomys</i> sp	4	1.8	45	180	0.30
<i>Peromyscus</i> sp	14	6.4	30	420	0.69
REPTILES					
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	8	3.7	80	640	1.05
<i>Sceloporus zosteromus</i>	45	20.5	67	3015	4.96
AVES					
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	3	1.4	38.5	115.5	0.19
ARTRÓPODOS					
Scorpionidae (Alacrán)	1	0.5	2	2	*
Total	219	100		60 843	100

* 3.287 e-05

El análisis general para comparar las presas consumidas entre ambas áreas muestra que hay diferencias significativas entre el consumo, consumiendo más lagomorfos en la zona natural y más mamíferos pequeños (*Neotoma*, *Thomomys*) y lacertilios (lagartija de cola-espinoza) en la zona fragmentada (Tabla IX).

Tabla IX. Comparación de la composición de la dieta del halcón de Harris en dos condiciones de hábitat, natural y fragmentado, en Baja California Sur.

ESPECIE	FRECUENCIA Natural	FRECUENCIA Fragmentada	Valor G	Valor p
MAMÍFEROS				
Lagomorfos	66	30	13.58	0.00022
<i>Thomomys bottae</i>	4	26	25.28	<0.0001
<i>Neotoma lepida</i>	13	39	18.89	<0.0001
<i>A. leucurus</i>	14	13	0.16	0.68
<i>Dipodomys sp</i>	9	4	1.18	0.55
<i>Chaetodipus arenarius</i>	70	36	5.78	0.01
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	5	0	-	-
<i>Chaetodipus spinatus</i>	5	0	-	-
<i>Peromyscus</i>	10	14	5.39	0.02
REPTILES				
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	7	8	2.18	0.14
<i>Sceloporus zosteromus</i>	27	45	20.26	<0.0001
AVES				
<i>Aphelocoma californica</i>	1	0	-	-
<i>C. brunneicapillus</i>	5	0	-	-
<i>Mimus polyglottos</i>	1	0	-	-

El halcón de Harris tuvo un valor relativamente bajo de B (índice de Levin's) para el área natural, de 0.39, siendo superior este valor para el área fragmentada (B= 0.58). Lo anterior indica que el halcón de Harris se concentra más en algunas categorías de presas en el área natural con lo que se consideraría relativamente más especialista, mientras que al diversificar su dieta en el área fragmentada se torna más generalista.

BIOMASA

Los lagomorfos (liebres y conejos) representan el aporte más importante de biomasa para el halcón de Harris en el área de estudio durante la época reproductiva, siendo de alrededor del 90% de biomasa ingerida en el área natural, y del 66% en el área fragmentada (Fig. 12; Tablas VII y VIII).

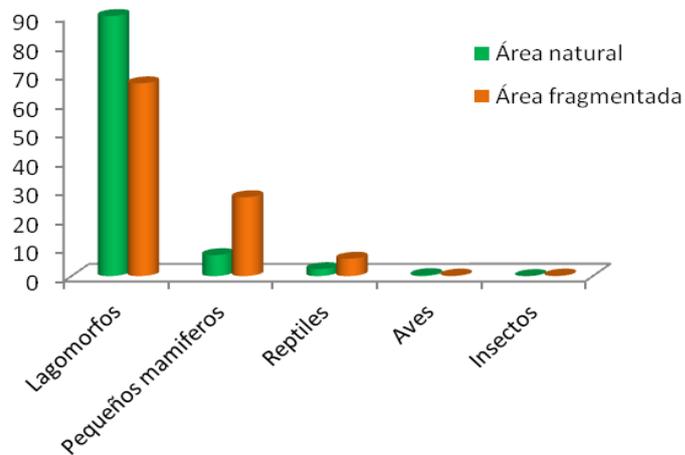


Figura 12. Porcentaje de biomasa en grupos de especies presa en ambas zonas.

6.7. DISPONIBILIDAD DE ESPECIES PRESAS

Se encontró que la codorniz (*Callipepla californica*), el correcaminos (*Geococcyx californianus*) y la lagartija espinosa peninsular (*Sceloporus zosteromus*) tuvieron abundancias mayores (más del doble) en el área fragmentada con respecto al área natural. Las especies presas más abundantes en el área natural fueron la matraquita del desierto (*Campylorhynchus brunneicapillus*) y la ardilla juancito (*Ammospermophilus leucurus*). El pájaro azul no se registró en el área fragmentada mientras que el falso camaleón (*Phrynosoma*) no se observó en el área natural, aunque en otros censos fuera de este estudio se le ha detectado en el área natural.

Tabla X. Abundancia de presas promedio/transecto de 30 km por área

Especie/Tipo de area	Natural	Fragmentada
<i>Lagomorfos</i>	4.5	1.8
<i>Aphelocoma californica</i>	0.55	0
<i>Callipepla californica</i>	13.88	34
<i>Geococcyx californianus</i>	0.22	0.57
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	1.33	0.29
<i>Zenaida spp.</i>	1.22	1.57
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	1.55	0.43
<i>Sceloporus zosteromus</i>	1.77	5.28
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	0.11	0.14
<i>Phrynosoma</i>	0	0.14

En cuanto a los lagomorfos (conejos y liebres) que podrían considerarse su presa principal, en la zona natural se registró una mayor densidad de lagomorfos por kilómetro cuadrado.

Tabla XI. Densidades promedio de lagomorfos observados en transectos de ambas zonas.

	DENSIDAD DE LAGOMORFOS	
	AREA NATURAL	AREA FRAGMENTADA
Densidad: animales/km ²	22.44 ± 11.2	2.46 ± 0.83
Abundancia de lagomorfos (km)	0.15	0.06
Esfuerzo realizado en kms	270	230
Número de transectos	5	4
Número de registros	37	14
Ancho de transecto m	20	40

La fragmentación afectó la abundancia y disponibilidad de presas de alto valor energético por su biomasa, como son los lagomorfos. En la zona natural se presentan hasta 10 veces más densidad de lagomorfos que en la zona fragmentada. Esta disponibilidad de presas parece que determinó el mayor consumo de lagomorfos en la zona natural. Es posible que la menor disponibilidad de lagomorfos en áreas fragmentadas provoque que los halcones de Harris diversifiquen su dieta optando por el consumo de otras presas como la tuzas y ratas de campo (*T. bottae* y *N. lepida*) cuya

disponibilidad posiblemente sea mayor en estas áreas. Son estas especies quienes hicieron el aporte de biomasa restante importante en el área fragmentada (Fig. 12).

Al realizar la prueba estadística del coeficiente de correlación de Spearman, considerando la frecuencia de aparición de presas y la abundancia de presas (animales observados/30 km, Tablas V y VI) se encontró un coeficiente de correlación positiva de 0.83 para el área natural y de 1 para el área fragmentada. Es decir, que el halcón de Harris se alimenta en proporción de acuerdo a lo disponible.

Se hace notar que no se incluyeron en este análisis los pequeños mamíferos como ratones, tuza, rata de campo (*Neotoma lepida*) y alacrán por considerar que el método del transecto en caminos no era el adecuado para estimar sus abundancias.

7. DISCUSION

El éxito reproductivo del halcón de Harris en el desierto de Baja California Sur no fue aparentemente afectado por la fragmentación, dado que fue similar entre el área natural y la fragmentada. En cuanto a su productividad, tuvo 2.22 volantones/nido en el área natural y 2.20 volantones/nido en área fragmentada, resultados similares a lo reportado en un estudio previo en la misma área (Tinajero-Hernández 2012). En Arizona y Nuevo Mexico, EUA también presentó valores similares de productividad (Tabla X) (Mader 1975, Griffin 1975, Whaley 1979, Bednarz 1986, Bednarz y Hayden 1988, Hayden y Bednarz 1991).

Tabla XII. Productividad de halcón de Harris en norte América

LUGAR	VOLANTONES / NIDO EXITOSO	NIDOS	FUENTE
ARIZONA	2.35	34	Mader, 1975
ARIZONA	2.26	229	Whaley, 1979
NEW MEXICO	2.45	11	Griffin, 1975
	2.36	32	Bednarz, 1986
	1.93	74	Bednarz, 1986
	1.74	73	Bednarz y Hayden 1988
	1.81	16	Hayden y Bednarz, 1991
OESTE DE TEXAS	1.87	18	Griffin, 1976
SUR DE TEXAS	2.06	16	Brannon, 1980
B.C.S. Natural	1.92	20	Tinajero, 2012
B.C.S. Fragmentada	2.49	34	Tinajero, 2012
B.C.S. Natural	2.20	11	Este estudio, 2013
B.C.S. Fragmentada	2.42	9	Este estudio, 2013

Se ha encontrado para otros grupos de aves que la fragmentación afecta su productividad y su éxito reproductivo, básicamente por una alta depredación de nidos y por parasitismo (Robinson et al 1995), aspectos que no aplican para las aves rapaces porque no parecen tener ni depredación a nivel de nido ni parasitismo. Más parecería que el éxito reproductivo depende de otros aspectos, como la disponibilidad y tipo de presas por ejemplo.

Se ha encontrado que las poblaciones de ciertas especies de aves rapaces han declinado significativamente en las últimas décadas, tales como el cernícalo americano y la lechucita de madrigueras, fundamentalmente como resultado de la pérdida y la fragmentación del hábitat, el uso de pesticidas así como la persecución directa (Halroyd et al. 2001, Conway et al. 2006, Bird 2009, Farmer y Smith 2009, Smallwood 2009). No

obstante, hay especies de aves rapaces capaces de persistir en ambientes agrícolas, tales como *Elanus leucurus*, *Caracara cheriway*, *Buteo jamaicensis*, *Buteo swainsoni*, *Falco sparverius*, *Circus cyaneus*, *Bubo virginianus*, *Athene cunicularia*, y *Parabuteo unicinctus*, entre otras (Bennett y Bloom 2005, De Tommaso 2009, Rodríguez-Estrella 1996, Schmutz 1987, Smallwood et al. 1996). Probablemente estas modificaciones al hábitat han generado condiciones que propician el incremento de la abundancia de algunas especies presa de las que se alimentan e incluso han encontrado que el éxito reproductivo es mayor en zonas modificadas, de pastoreo como la lechucita de madrigueras (De Tommaso et al. 2009). Hay especies que se ven beneficiadas por la actividad humana o al menos que no se ven afectadas. El halcón Harris en el desierto de BCS es una de las especies a las que no parece afectarles en su productividad la fragmentación del desierto. Aunque no se denota un beneficio como se ha visto para la lechucita de madrigueras (Botelho y Arrowood 1996, Murray 2005), al halcón de Harris en el desierto de BCS no parece afectarle evidentemente en aspectos de su reproducción, como se ha visto afecta a otras rapaces. No obstante, se deben estudiar otros aspectos como los efectos a nivel de salud de los individuos y del parasitismo que pudieran tener entre zonas.

La fragmentación del hábitat de desierto parece influir en la diversificación de lo dieta del halcón de Harris, incluyendo una mayor proporción de presas de pequeños mamíferos y lacertilios en la zona fragmentada. En la zona natural, el halcón se alimenta más de lagomorfos, lo cual es energéticamente más rentable. Estudios sobre costo energético de llevar presas a los nidos de halcón de Harris en áreas naturales y fragmentadas se requieren para que nos permitan comprender la manera en que se afecta la tasa de aportes de presas pequeñas en áreas fragmentadas durante la crianza de los pollos, es decir cuál es el costo para los adultos y los pollos. La diversidad de su dieta se centra en su mayor parte de lagomorfos en la zona natural, tal como se ha encontrado en zonas naturales de Arizona y Nuevo Mexico (Bednarz 1995, Giovanni 2007). En nuestro estudio en la zona fragmentada encontramos que el mamífero mas consumido fue la *Neotoma lepida* y *Thomomys botae*, lo que muestra que el halcón adopta una dieta generalista y oportunista. Al evaluar los valores del índice de Levins se podría sugerir que ante la escasez de su presa principal (e.g. lagomorfos) el halcón de Harris se vuelve más generalista en el consumo de presas. Por lo anterior, el carácter generalista del halcón de Harris muestra una mayor tolerancia a los cambios del hábitat dados por

la fragmentación. Ello sugiere que la fragmentación del desierto de Baja California modifica los patrones de dieta del halcón de Harris quien puede soportar los cambios en la disponibilidad de presas diversificando las presas consumidas aparentemente debido precisamente a su carácter generalista en la dieta, como se denota en otros estudios (Tabla X). No obstante, la biomasa aportada más importante en la dieta del halcón de Harris la proveen los lagomorfos tanto en la condición natural como fragmentada.

En cuanto a la composición de la dieta fue muy similar lo encontrado en el área natural a lo encontrado en otros estudios reportados en Norte América como es el caso del consumo de conejos que reportan frecuencia de aparición de 38-42%, siendo lo reportado en este estudio de 43%; para conejos se ha reportado entre 0-22%, mientras en este estudio de 23%. Sin embargo, el consumo de reptiles en Baja California Sur fue de 13.6% en áreas naturales y 23.6% en áreas fragmentadas, mientras que en Arizona y Nuevo Mexico su consumo fue muy bajo, de 1.7–4.2% (Bednarz 1995, Giovanni 2007). No se explica en estos artículos si la disponibilidad de reptiles es menor que en Baja California Sur, pero siendo zonas desérticas se esperaría que igual tuviera una abundancia de reptiles relativamente alta. En cuanto a la zona fragmentada, encontramos que los mamíferos pequeños son mas consumido como fue el caso de la tuzas y la rata de campo (*T. bottae* y *N. lepida*) cuya disponibilidad posiblemente sea mayor en estas áreas.

Tabla XIII. Dieta del halcón de Harris, a partir de la frecuencia relativa comparando con esta investigación.

PRESA	ARIZONA (1)		NUEVO MEXICO	B.C.S.,México FRAGMENTADA	NATURAL
	n=91	n=58	n=109	n=144	n=173
As	%	%	%	%	%
CONEJOS	38.9	42.6	41.4	7.59	17.20
LIEBRES	0		22	5.06	9.20
CODORNICES	18.5	1.9	1.4	0	0
ARDILLAS	18.2	28.5	1.4	5.49	5.60
RATA (<i>Neotoma</i>)	11.2	13.7	12.7	16.46	5.20
OTRAS AVES	7.7	5.5	0.1	5.41	6.40
REPTILES	1.7	2.3	4.2	23.21	13.60
OTROS					
MAMÍFEROS	3.8		16.8	33.76	41.20

8. CONCLUSIONES

La fragmentación del hábitat no afectó significativamente el éxito reproductivo ni la productividad pero sí puede ser una limitante en la cantidad de nidos y su densidad. Asimismo, poco se sabe sobre los efectos de la fragmentación a nivel de salud de los individuos.

<

La fragmentación del hábitat disminuye la disponibilidad de presas principales potenciales del halcón de Harris, como lagomorfos. La abundancia de lagomorfos en áreas fragmentadas fue menor que en las áreas naturales. La variación de especies presa presentes en la dieta indica que el halcón se comporta como una rapaz generalista, pero diversificando a presas de menor tamaño en la zona fragmentada (por ejemplo, mayor proporción de lagartijas y roedores). Los lagomorfos como el conejo y la liebre, se presentaron con mayor frecuencia en área natural.

No obstante, los mamíferos que aportaron mayor biomasa en la dieta del halcón de Harris en ambas condiciones fueron los lagomorfos, que por este motivo es la presa más importante para el halcón de Harris.

9. RECOMENDACIONES

Los halcones de Harris son una especie que utiliza como estructuras para colocar sus nidos a cactáceas columnares tales como cardones y pitaya dulce, las cuales son especies importantes del matorral desértico. Dado que la fragmentación puede afectar sus densidades y productividad a mediano y largo plazo, se recomienda implementar un programa de conservación de áreas naturales cercanas al área fragmentada, enfocando la conservación de la especie de planta que permita una alta densidad de nidos de la especie.

Como parte de los resultado de esta investigación, también se ha encontrado que los halcones de Harris son capaces de tolerar cierto grado la fragmentación del hábitat, pudiendo persistir en parches remanentes de vegetación natural y reproducirse, pero los sitios donde se reproducen en la zona fragmentada únicamente ocurren en la vegetación natural de los parches; por ello es importante evitar que se destruyan estos remanentes de vegetación natural (parches), ya que al disminuir el tamaño de los parches se pueden afectar los sitios de anidación y caza de los grupos familiares, los cuales son de 1-8 individuos. Se recomienda evitar que se reduzcan los tamaños de parches y tratar de mantener una distancia mínima entre parches como lo presentado en los nidos de áreas naturales, para incrementar la densidad, ya que al parecer la densidad es mayor en las zonas naturales. En las zonas fragmentadas se reproducen en únicamente en los parches y no hay más de 1 nido por parche.

Considerando que los halcones de Harris modifican la dieta en el área fragmentada comparado con lo encontrado en la vegetación natural, el mayor consumo de presas pequeñas podría tener un efecto en la condición de salud de los animales. Por lo anterior, se recomienda realizar investigaciones que evalúen el estado de salud de los individuos en ambas condiciones para determinar si la fragmentación está afectando su salud; evaluar por ejemplo la incidencia e intensidad de parásitos (ecto y endoparásitos) y los efectos en la salud (condición física).

Otro aspecto a considerar para la conservación de la especie, es que se requiere implementar un programa de educación ambiental a las comunidades y ranchos de la región, ya que muchos de los lugareños referían que ocasionalmente estos gavilanes consumían a sus animales domésticos como las gallinas y por esta causa los mataban. En esta investigación se encontró que ninguna de las egagrópilas analizadas y el número de presas encontradas, contenía ni correspondía a restos de pollos domésticos o gallinas,

por lo que se concluye que estas especies domésticas no son parte de la dieta de esta especie de rapaz, pero si llegaran a atacar pollos o gallinas, sería un evento de depredación muy raro. El programa de educación ambiental ayudaría a que conozcan una realidad distinta, que no son una amenaza a sus intereses, y que por tanto puedan involucrarse en acciones de conservación del gavilán de Harris. Podrían tener en sus propiedades un gavilán de Harris y promoverse como una persona comprometida con el ambiente.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Álvarez-Castañeda, S.T., Cárdenas, N y L.Méndez. 2004. Analysis of mammal remains from owl pellets (*Tyto alba*), in a suburban area in Baja California. *Journal of Arid Environments*, 59:59-69.
- Alves-Ribeiro et al. 2008. Long-term effect of forest fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. *Austral Ecology*, 33:723-729
- Aragón, E.E., B. Castillo y A. Garza. 2002. Dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo virginianus* y *Tyto alba*) en el Noreste de Durango, México. *Acta Zoologica Mexicana*, 86:29-50.
- Arredondo, C. y V. N. Chirino. 2002. Consideraciones sobre la alimentación de *Tyto alba furcata* (Aves: Strigiformes) con implicaciones ecológicas en Cuba. *El Pitirre*, 15:16-24.
- Bednard, E, A. Albernaz y W.E. Magnusson. 2001. Bat species composition in three localities in the Amazon Basin. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36: 177-184.
- Bednarz, J.C. 1995. Harris Hawk. *Birds of North America* No. 146. (A. Poole y F. Gill Eds) Academic of Natural Science, Philadelphia y The American Ornithologist Union, Washington D.C.
- Begon, M., J.L. C.R. Townsend y J.L. Harper. 1990. Begon, M., J.L. Harper y C.R.. 1990. *Ecology, individuals, populations and communities*. 2nd ed. Blackwell Scientific, MA.
- Bent, A. C. 1938. *Life histories of North American birds of Prey. Part One*. Dove Publication, INC. New York.

- 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.
- Bird, D.M. 2009. The American Kestrel: From common to scarce? *Journal of Raptor Research*, 43:261-262.
- Botelho, E. y P.C Arrowood 1996. Nesting success of western burrowing owl in natural and human-altered environments. Pp61-68. In *Raptors in Human Landscape*, Bird D., D. Varland y J. Negro. Academic Press, London.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica – CONABIO. México, D.F.
- Coker, D. R. y D.E. Capen 1995. Landscape-level habitat use by Brown-headed cowbirds in Vermont. *Journal of Wildlife Management*, 59: 631-937.
- Conway, C.J, V. García, Smith, MD, Ellis L.A. y Whitney J.L. 2006. Comparative demography of burrowing owls in agricultural and urban landscapes in southeastern. Washington. *Journal of Field Ornithology*, 77:280–290.
- Currtis, O., R.E. Simmons y A.R. Jenkins. 2004. Black Harrier *Circus maurus* of the Fynbos biome, South Africa: a threatened specialist or an adaptable survivor. *Bird Conservation International*, 14:233-245.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128:231-240.
- De Tommaso, D. C., R. Callicó Fortunato, P. Teta y J. A. Perreira 2009. Dieta de la Lechucita Vizcachera (*Athene cunicularia*) en dos áreas con diferente uso de la tierra en el centro sur de la provincia de la Pampa, Argentina. *Hornero*, 24:87-89.

- Donázar, J. A., F. Hiraldo, M. Delibes y R. Rodríguez-Estrella. 1989. Comparative food habits of Eagle Owl *Bubo bubo* and Great Horned Owl *Bubo virginianus* in six Palearctic and Nearctic Biomes. *Journal of Avian Biology*, 20:298-306.
- Errington, P.L. 1932. Techniques of raptor food habits study. *Condor*, 34:75-86.
- Farhig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.
- Farmer, C. R. y J.P. Smith 2009. Migration monitoring indicates widespread declines of American Kestrel (*Falco sparverius*) in North America. *Journal of Raptor Research*, 43: 263-273.
- Figueroa, R. y D. Gonzalez-Acuña. 2006. Prey of the Harris's hawk (*Parabuteo unicinctus*) in a suburban area of southern Chile. *Journal of Raptor Research* 35 40:164-168.
- Forman, R.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133-142.
- Fuller, R.J., Gregory R.D., Gibbons D.W., Marchant J.H., Wilson J.D., Bailie S.R. and Carter, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* 9(6): 1425-1441.
- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitat: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20:1-10.
- Gentry, D.L., D.L. Swanson y J.D. Carlisle. 2006. Species richness and nesting success of migrant forest birds in natural river corridors and antropogenic woodlands in southeastern south Dakota. *The Condor*. 108:140-153.
- Giovanni, M.D., C.W. Boal y H.A. Whitlaw. 2007. Prey use and provisioning rates of breeding Ferruginous and Swainson's hawks on the southern Great Plains, USA. *The Wilson Journal of Ornithology* 119(4):558-569.

- Gosse, J.W. y W. A. Montevecchi. 1994. Distribution and relative abundances of birds of prey in different habitats in the western Newfoundland model forest. 20pp.
- Guerrero, S., M.H. Badii. S.S. Zalapa & A.E. Flores. 2002. Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la costa sur del estado de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 86: 119-137.
- Grismer, L.L. 2002. Amphibians and reptiles of Baja California including its Pacific Islands and the islands in the Sea of Cortes. University of California Press, Berkeley.
- Haslem, A. y A.F. Bennett. 2008. Birds in agricultural mosaics: The influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 36: 185-196.
- Herkert, J.R., D.L. Reinking, D.A. Wiedenfeld, M. Winter, J.L. Zimmerman, W.E. Jensen, E.L. Finck, R.R. Koford, D.H. Wolfe, S.K. Sherrod, M.A. Jenkins, J. Faaborg y S.K. Robinson. 2003. Effects of Prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. *Conservation Biology*, 17:587-594.
- Hernández-Muñoz, A. y C.A. Mancina. 2011. La dieta de la lechuza (*Tyto alba*) en hábitats naturales y antropogénicos de la región central de Cuba. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:217-226.
- Herrera, J.M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. *Ecosistemas*, 20:21-34.
- Hindmarch, S. 2010. The effects of landscape composition and configuration on Barn Owl (*Tyto alba*) distribution, diet and productivity in the Fraser Valley, British Columbia. Master Thesis, Simon Fraser University. 106 pp.

- Hirald, F., M. Delibes, y J.A. Donázar. 1991a. Comparision of diets of Turkey Vultures in three regions of northern Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 62:319-324.
- Hirald, F., M. Delibes, J. Bustamante y R. Rodríguez-Estrella. 1991b. Overlap in the diets of diurnal raptors breeding at the La Michilia Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Journal Raptor Research*, 25:25-29.
- Halroyd G.L, R. Rodríguez-Estrella, y S.R. Sheffield. 2001. Conservation of the Burrowing Owl in western North America: Issues, challenges, and recommendations. *Journal of Raptor Research*, 35:399–407.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theor. Biol.* 29(1):151-154.
- INEGI. 1995. Síntesis geográfica del estado de Baja California Sur. Aguascalie 37 Mexico.
- Jehle, G., A.A.Y. Adams, J.A. Savidge y S.K. Skagen 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *Condor* 106: 472-484.
- Kelt, D.A. 2001. Efectos diferenciales de la fragmentación del hábitat sobre aves y mamíferos del bosque Valdiviano. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74, 769-777.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc, CA, USA. 620 pp.
- Lorenzo, C., A. Carrillo-Reyes, T. Rioja-Paradela y M. Cuevas. 2012. Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México. *Therya*, 3:185-206.
- López-Forment, W. y G. Urbano 1977. Restos de pequeños mamíferos recuperados en regurgitaciones de Lechuza, *Tyto alba*, en México. *Anales del Instituto de*

Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología, 48:231–242.

Llinas-Gutierrez, J., G. Arnaud y M. Acevedo. 1991. Food habitats of the Great Horned Owl (*Bubo virginianus*) in the Cape Region of Lower California, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 25:140-141.

Murray, J.O. 2005. The influence of grazing treatments on density of nesting Burrowing Owls on the Cheyenne. River Sioux Reservation. Tesis de Maestría, South Dakota State University, Brookings

Portales-Betanccourt, G., L. Hernández-Laundré, J.W. Laundré y F.A. Cervantes. 2012. Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. *Therya*, 3: 171-183.

Peterjohn, B.G. 2003. Agricultural landscape: can they support healthy bird population as well as farm products. *The Auk*, 120: 14-19.

Ramírez-Albores, J.E. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la depresión central de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 58: 511-528.

Robinson, R.A., J.D. Wilson y H.Q.P. Crick. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 38:1059-1069.

Robinson, S.K., F.R. Thompson, T.M. Donovan, D.R. Whitehead y J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 26:1987-1990.

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. 1996. Response of Common Black Hawks and Crested Caracara to Human activities in Mexico 355-363pp. In *Raptors in Human Landscape*, Bird D., D. Varland & J. Negro. Academic Press, London.
- Rodríguez-Estrella, R. y L.B.R. Rivera. 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-Salazar, J. R. 2004. Análisis del paisaje y fragmentación de hábitat en territorios del halcón aplomado (*Falco femolaris septentrionalis*) en Chihuahua, México. Tesis de Maestría. Chihuahua, México. 59 pp.
- Sam, K., B. Koane, S. Jeppy y V. Novotny. 2014. Effect of forest fragmentation on bird species richness in Papua New Guinea. *Journal Field Ornithology*, 85:152–167.
- Santos-Moreno, A. y A.M. Alfaro-Espinosa. 2009. Mammalian prey of Barn Owl (*Tyto alba*) in southeastern Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 25:143-149.
- Santos, T y J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación de hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15:3-12.
- Schmutz, J.K. 1987. The effect of agriculture on Ferruginous and Swainson's Hawks. *Journal of Range Management*, 40: 438-440.
- Sergio, F., L. Marchesi y P. Pedrini. 2008. Density, diet and productivity of Long-eared Owls *Asio otus* in the Italian Alps: the importance of *Microtus voles*. *Bird Study*, 55:321-328.

- Smallwood, S.K., B.J. Nakamoto y S. Geng. 1996. Association of Raptors on a Farming Landscape. PP 177-190. In *Raptors in Human Landscape*, Bird D., D. Varland & J. Negro. Academic Press, London.
- Smallwood, S.K., M.F. Causey, D.H. Mossop, J.R. Klucsarits, B. Robertson, S. Robertson, J. Mason, M.J. Maurer, R.J. Melvin, R.D. Dawson, G.R. Bortolotti, J.W. Parrish, T.F. Breend y K. Boyd. 2009. Why American Kestrel (*Falco sparverius*) populations are declining in North America? Evidence from nest-box programs. *Journal of Raptor Research*, 43:274-282.
- Sokal, R. y J. Rohlf. 1994. *Biometry: The principles and practices of statistics in biological research*. Freeman, New York.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado-Díaz y M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of conversion of dry forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology*, 22:362-374.
- Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques y P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47:5-14.
- Tinajero-Hernández, J.R. 2012. Efecto de la fragmentación del matorral xerófilo en la diversidad, ecología reproductiva y salud poblacional de aves rapaces en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado no publicada. La Paz, Baja California Sur, México. 91 Pp.
- Trejo, A. y V. Ojeda. 2002. Identificación de egagrópilas de aves rapaces en ambientes boscosos y ecotonales del noroeste de la patagonia argentina. *Ornitología Neotropical* 13: 313–317.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33:200-209.

- Usher, M.B. 1987. Effects of fragmentation on communities and populations: a review with applications to wildlife conservation. *Nature Conservation: The role of remnants of native vegetation*. Surrey beatty and sons, Chipping Norton, pp. 103-121.
- Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology*, 18:725-742
- Webb, J.K., B.W. Brook y R. Shine 2002. What makes a species vulnerable to extinction? Comparative life-history traits of two sympatric snakes. *Ecological Research*, 17:59-67.
- Wiggins I.L. 1980. *Flora of Baja California* Stanford University Press, Stanford CA. US.
- Yalden, D.W. y P. E. Yalden. 1985 An experimental investigation of examining Kestrel diet by pellet analysis. *Bird Study*, 32:50-55.
- Zurita, G.Z. y M. I. Belloocq. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense. Efectos sobre las aves rapaces diurnas. *Hornero*, 22(2):141-147.