



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

REINTRODUCCIÓN Y VARIACIÓN POBLACIONAL
DE *Urosaurus nigricaudus* (REPTILIA: SQUAMATA) EN
UNA ZONA FRAGMENTADA DEL DESIERTO DE BCS.

Un caso experimental.

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales

P r e s e n t a

LÓPEZ AVENDAÑO TOMÁS

La Paz, Baja California Sur, Febrero de 2015

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 14:00 horas del día 24 del Mes de Febrero 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:

"REINTRODUCCIÓN Y VARIACIÓN POBLACIONAL DE *Urosaurus nigricaudus* (REPTILIA:SQUAMATA) EN UNA ZONA FRAGMENTADA DEL DESIERTO DE BCS" UN CASO EXPERIMENTAL.

Presentada por el alumno:

Tomás López Avendaño

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN 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

B = 1
Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
DIRECTOR DE TESIS

J. Benitez
Dra. Julieta Benitez Malvido
CO-TUTOR

V. Luja
Dr. Victor Hugo Luja Molina
CO-TUTOR

Elisa Serviere
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. Julieta Benítez Malvido

Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco UNAM)

Co-tutor

Dr. Víctor Hugo Luja Molina

Universidad Autónoma de Nayarit (UAN)

Jurado de examen de grado

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dra. Julieta Benítez Malvido

Dr. Víctor Hugo Luja Molina

SUPLENTE

Dr. Pedro Peña Garcillan

Resumen

La fragmentación del hábitat implica la creación de parches o fragmentos que varían en su forma, tamaño, borde y su grado de aislamiento, rodeados de una nueva matriz de vegetación en este caso es una matriz agrícola. Las consecuencias de la fragmentación del hábitat se pueden observar de manera importante en la pérdida de biodiversidad entre otros. Se sabe que puede afectar de forma distintas a las especies generalistas y especialistas, y por su capacidad de dispersión. El efecto en las especies que se ven afectadas negativamente es primordialmente la reducción de su tamaño poblacional, resultando en poblaciones pequeñas sobre las que hay presiones por estocasticidad ambiental, la estocasticidad demográfica y por último la pérdida de diversidad genética. Estas presiones y factores hacen a las especies con poblaciones pequeñas más vulnerables, provocando extinciones locales. En 1981, se propuso el término Población Mínima Viable (MPV) que se refiere al número mínimo de individuos en una población que le permita persistir por un número de años (100 años) resguardando el 99% de su información genética. Este concepto es posible utilizarlo en programas de manejo y reintroducción de especies. Una herramienta utilizada para tratar de revertir los procesos de extinción es la reintroducción o translocación de poblaciones de especies. Éstos son en esencia procesos de movilización y liberación (en otros sitios) de individuos de especies que se encuentren en riesgo o que tengan tamaños poblacionales muy bajos o de especies que hayan sido extirpadas o extintas en la naturaleza. El objetivo de estos programas es reforzar la probabilidad de permanencia y supervivencia de pequeñas poblaciones. En el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur existe un área que hace aproximadamente 55 años comenzó a fragmentarse para el desarrollo de actividades agrícolas. En estudios previos hechos en la zona se sabe que la fragmentación afecta la riqueza y la permanencia de los reptiles en los fragmentos del matorral. La especie de lacertilio *Urosaurus nigricaudus* se ha registrado en poblaciones pequeñas en parches grandes mientras que en parches

pequeños ha sufrido procesos de extinción local. Para entender los factores que producen la extinción local, se hizo un experimento de reintroducción de poblaciones de *U. nigricaudus* en cuatro parches seleccionados dentro del área fragmentada del Valle de Santo Domingo. Se estimó la supervivencia de las “poblaciones reintroducidas”, y se evaluó el potencial efecto de la presión de depredación y la abundancia de alimento potencial sobre la supervivencia de las poblaciones reintroducidas. Se colectaron 100 machos y 100 hembras adultas de *U. nigricaudus* de su hábitat natural continuo, se marcaron cada uno y se reintrodujeron en los 4 fragmentos seleccionados, poblaciones de 50 individuos (25 machos y 25 hembras). Se realizó un monitoreo durante 6 ocasiones en distintos meses. Con los datos de recaptura se determinó la supervivencia de las 4 poblaciones en cada parche utilizando el programa MARK. Se evaluó la riqueza y abundancia de depredadores y del alimento potencial disponible, a través de la colecta de artrópodos. La supervivencia estimada en los parches fue alta pero el número de parejas remanentes en dos de los parches se redujo en un 50%, mientras que en los otros dos parches se redujo el 26% de parejas. Se observó para el parche 1, una supervivencia de $\phi = 0.98$, permaneciendo el 52% de las parejas, para el parche 2, permaneció el 48% de las parejas y hubo una $\phi = 0.91$; para el parche 3, permaneció el 64% de las parejas, con $\phi = 0.95$; y para el parche 4, 64% de las parejas permanecieron, y con una supervivencia de $\phi = 0.97$. Se encontró que a mayor abundancia de depredadores, la supervivencia tiende a disminuir, con el alimento, a mayor disponibilidad de alimento potencial el valor de supervivencia es más alto. Después de 8 meses de seguimiento de las poblaciones, se concluye que la supervivencia de *U. nigricaudus* fue elevada, y que la presión de los depredadores así como el alimento potencial disponible se relacionan en efecto con la supervivencia de las poblaciones.

Palabras clave: *Urosaurus nigricaudus*, reintroducción de especies, poblaciones pequeñas, fragmentación del desierto.

Abstract

Habitat fragmentation is a processes that involves creating patches or fragments that vary in shape, size, edge and degree of isolation, surrounded by a new vegetation matrix in this case is an agricultural matrix. The effects of habitat fragmentation can be observed mainly in biodiversity loss, among others. It is known that fragmentation can affect the different way to generalist and specialist species, and by their dispersal ability. The effect on species that is adversely affected primarily the reduction of population size, resulting in small populations over which there are pressures from environmental stochasticity (eg natural disasters such as hurricanes, prolonged droughts, fires, etc.) and demographic stochasticity demographic (referring to population factors that regulate the size of population as birth rate, mortality rate and migration rate), and finally loss of genetic diversity. These pressures and factors make most vulnerable species with small populations, causing local extinctions. In 1981 was proposed, the term Minimum Viable Population (MPV) which refers to the minimum number of individuals in a population that allows persist for a number of years (100 years) guarding 99% of their genetic information. Its possible use of this concept in management programs and reintroduction of species. A tool used to try to reverse the extinction process is reintroduction or translocation of species populations. These are in essence processes of mobilization and release individuals of species that are at risk or have very low population sizes or species that have been extirpated or extinct in the wild. The objective of these programs is step up the of persistence and survival probability of small populations. In the Valle de Santo Domingo, Baja California Sur there is an area about 55 years ago began to fragment for agriculture development. By previous studies in this area We knows the effects of fragmentation on the reptiles richness and permanence in the fragments of scrubs. *Urosaurus nigricaudus* are a lacertilio, this has been registered in small populations in large patches, while in small patches have suffered local extinction process. To understand the factors that cause local

extinction, was an experiment of populations of *U. nigricaudus* reintroduction in four patches of scrub, selected into Valle de Santo Domingo fragmented area. We estimated the "reintroduced populations" survival and effect of potential predators' pressure and abundance of potential food on reintroduced populations' survival. Into natural continuous habitat were collected, 100 adult males and 100 adult females of *U. nigricaudus* each one was marked and were reintroduced populations of 50 individuals (25 males and 25 females) into the 4 fragments selected. Monitoring was performed for 6 times in different months. With data recapture and using MARK program, was determined the survival of the 4 populations in each patch. Was evaluated Richness and abundance of predators and potential food available, through to the collect of arthropods. The results show that survival was high but the remaining couples number in two patches was by 50%, while in the other two patches 26% are reduced. It was observed for the patch 1, a survival of $\phi = 0.98$, remaining couples 52%, for patch 2 remained couples 48% and was a $\phi = 0.91$; for patch 3, remained couples, 64%, with $\phi = 0.95$; and patch 4, 64% of couples remained, and with a survival of $\phi = 0.97$. It was found that the major abundance of predators, survival tended to decrease, with food, the major availability of potential food the survival value is higher. After eight months of monitoring populations, it is concluded that the survival of *U. nigricaudus* was high, and that pressure from predators and the potential food available indeed relate to the survival of populations.

Keywords: *Urosaurus nigricaudus*, reintroduction of species, small populations, fragmentation of the desert

Agradecimientos

Agradezco a:

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca (339177) que me fue otorgada para la realización de mis estudios de maestría.

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.

Posgrado del CIBNOR por la oportunidad de cursar la maestría en esta Institución.

Al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella por el apoyo.

Al comité tutorial la Dra. Julieta Benítez Malvido y el Dr. Víctor Hugo Luja Molina por el tiempo que se tomaron y sus valiosos comentarios y sugerencias para la realización de esta tesis.

A la M.C. Diana Leticia Dorantes por su apoyo en la edición del abstract y por sus valiosas lecciones de inglés.

Agradezco a Abelino Cota Castro y Franco Cota Castro por su apoyo y experiencia en el campo.

A Angélica Martínez Sarmiento por el gran apoyo durante toda la maestría en el CIBNOR y todas las salidas al campo.

A mis Padres Tomás López Hernández y Ma. Ernestina Avendaño Aviña.

Contenido

i. Resumen.....	i
ii. Abstract.....	iii
ii. Agradecimientos.....	v
iii. Contenido	vi
iv. Lista de cuadros	viii
v. Lista de figuras	ix
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	6
3. JUSTIFICACIÓN.....	12
4. HIPÓTESIS.....	13
5. OBJETIVOS.....	14
5.1. Objetivo general.....	14
5.2. Objetivos particulares.....	14
6. ÁREA DE ESTUDIO.....	15
6.1. Clima.....	16
6.2. Geomorfología.....	16
6.3. Suelo.....	16
6.4. Vegetación.....	17
6.5. Fauna.....	17
6.6. Población.....	18
6.7. Uso de suelo.....	18
6.8. Agricultura.....	19
7. MATERIAL Y MÉTODOS.....	20
7.1. Selección de parches.....	21
7.2. Captura marcaje y reintroducción de <i>U. nigricaudus</i>	22
7.3. Liberación de los individuos.....	24
7.4. Obtención de datos.....	26
7.4.1. Variación del tamaño poblacional.....	26

7.4.2. Depredadores potenciales.....	27
7.4.3. Alimento potencial.....	28
7.4.4. Supervivencia.....	28
8. RESULTADOS.....	32
8.1. Liberación y supervivencia (mortalidad).....	32
8.2. Desplazamiento individual.....	37
8.3. Tasa de supervivencia.....	41
8.4. Depredadores potenciales.....	49
8.5. Abundancia y riqueza de alimento potencial disponible.....	52
8.6. Correlación de depredadores potenciales y alimento potencial con supervivencia de lagartijas en los parches.....	55
9. DISCUSIÓN.....	56
9.1. Riqueza y abundancia de depredadores potenciales.....	58
9.2. Riqueza y abundancia de alimento potencial.....	59
9.3. Reintroducción.....	61
10. CONCLUSIONES.....	63
11. LITERATURA CITADA.....	65

Lista de cuadros

Cuadro I. Número y tamaño de los fragmentos seleccionados.....	21
Cuadro II. Promedio de las medidas morfo-métricas de las poblaciones liberadas en los parches.....	24
Cuadro III. Presencia y ausencia de individuos de <i>Urosaurus</i> macho y hembra en el parche 1.....	33
Cuadro IV. Proporción y porcentaje de individuos y parejas reintroducidas y sobreviviendo en los parches.....	37
Cuadro V. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de <i>U. nigricaudus</i> en el parche 1 durante el estudio.....	42
Cuadro VI. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de <i>U. nigricaudus</i> en el parche 1 durante el estudio.....	44
Cuadro VII. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de <i>U. nigricaudus</i> en el parche 3 durante el estudio.....	45
Cuadro VIII. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de <i>U. nigricaudus</i> en el parche 4 durante el estudio.....	46
Cuadro IX. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de las cuatro poblaciones de <i>U. nigricaudus</i> en todos los parches durante el estudio.....	47
Cuadro X. Abundancia y porcentaje de depredadores potenciales en los sitios de estudio.....	52
Cuadro XI. Especies y porcentaje de abundancia de artrópodos como posibles presas y alimento de <i>U. nigricaudus</i>	55
Cuadro XII. Resumen de valores comparativos de las variables evaluadas en el presente trabajo.....	60

Lista de figuras

Figura 1. Distribución geográfica de <i>U. nigricaudus</i>	7
Figura 2. Ubicación del Valle de Santo Domingo (en color rojo) en el municipio de Comondú en el estado de Baja California Sur.....	15
Figura 3. Área natural continua y zona fragmentada (parches seleccionados) en el Valle de Santo Domingo.....	22
Figura 4. Marca metálica de sitio de liberación en este caso es del parche 13, macho y hembra E.....	25
Figura 5. Pareja liberada en mezquite. Individuos marcados, macho W y hembra W.....	26
Figura 6. Ejemplo de historia de encuentros, individuos por sexo y por parche.....	29
Figura 7. Variación del número de individuos observados durante cada monitoreo (el tiempo 0 representa el momento de la reintroducción de los 50 individuos) en el parche 1 del Valle de Santo Domingo.....	32
Figura 8. Promedio de recapturas por monitoreo en el parche 2 del Valle de Santo Domingo.....	34
Figura 9. Variación del número de individuos recapturados durante cada monitoreo en el parche 3 del Valle de Santo Domingo.....	35
Figura 10. Variación del número de individuos recapturados durante cada monitoreo) en el parche 4 del Valle de Santo Domingo.....	36
Figura 11. Desplazamiento observado durante las recapturas de los individuos macho (B) y pareja (G) en el parche 1.....	38
Figura 12. Desplazamiento observado durante las recapturas de la hembra (H) el parche 2.	39
Figura 13. Desplazamiento observado durante las recapturas de los individuos macho (A), hembra (E) y las parejas (H y S) en el parche 3.....	40
Figura 14. Desplazamiento observado durante las recapturas de la pareja (U) en el parche 4.....	41

Figura 15. Tasa de supervivencia de las poblaciones de <i>U. nigricaudus</i> en los parches y la población total reintroducida (N=200) en el Valle de Santo Domingo.....	48
Figura 16. Depredadores potenciales presentes en los sitios de estudio del Valle.....	49
Figura 17. Número de especies como alimento potencial para <i>U. nigricaudus</i> en los parches y en el área natural del sitio de estudio.....	53
Figura 18. (A) Ejemplo de porcentaje de extinción de aves de acuerdo a el número de parejas y (B) poblaciones de borrego y poblaciones persistentes. Tomados de Jones y Diamon 1967, Berger 1990).....	57

1. INTRODUCCIÓN

La fragmentación es un proceso en el cual el hábitat natural continuo es reducido a parches de vegetación, formando un conjunto de fragmentos con distinto grado de aislamiento, rodeados por una matriz de hábitat diferente al original; a estos remanentes se les llama fragmentos, parches o islas y cada uno puede variar en su forma, tamaño y posición dentro del paisaje (Saunders et al. 1991, Fahrig y Merriam 1994, Fahrig 2003). El proceso de fragmentación produce alteraciones importantes en la estructura de las poblaciones de plantas y animales, y en el ambiente físico, afectando el funcionamiento en los ecosistemas. Además, la fragmentación del hábitat conlleva la creación de bordes (abruptos o graduales) que producen cambios en la presencia y abundancia de las especies, así como en las interacciones biológicas (Fahrig 2003).

Entre los factores abióticos se pueden considerar aquellos relacionados a las condiciones ambientales. Se sabe que hay cambios microclimáticos en el área de borde, afectando de manera considerable a la fauna a través de la alteración de la disponibilidad de los recursos. La incidencia del viento tiene como principal efecto los daños causados a la vegetación por un incremento en la evapotranspiración con la reducción en los niveles de humedad y un fuerte aumento en la desecación (Karieva 1987). Esto es particularmente importante para algunas especies que pueden ser más vulnerables a extinción debido a características como su tamaño corporal, la especificidad al hábitat o una dieta especializada, la longevidad, la capacidad de dispersión, la variabilidad genética de la población, la rareza y el nivel trófico (Laurence y Yensen 1991). En el caso de los reptiles, se sabe seleccionan los hábitats que les facilitan la termorregulación y que les permitan mantener una temperatura corporal adecuada (Smith y Ballinger 2001); por lo tanto, las alteraciones climáticas y los cambios en la estructura del hábitat en un sistema fragmentado afectan sus historias de vida ya que pueden afectar los

Procesos fisiológicos y conductuales (Vitt 1995). La fragmentación produce cambios en los flujos del viento, del agua y de la radiación solar a nivel micro hábitat, teniendo consecuencias en las variaciones de temperatura dentro y en los bordes de los fragmentos (Saunders et al. 1991), lo cual es especialmente importante para los reptiles debido a que al ser ectotermos y poiquilotermos son más susceptibles a cambios en el entorno. Al alterarse el ambiente, la termorregulación puede modificarse y con ello tener menos posibilidades de llegar a óptimos de temperatura para forrajear y por tanto pueden enfrentar problemas de extinción (Vitt 1995). Sin embargo, se sabe que las especies pueden adaptarse a nuevos ambientes por plasticidad fisiológica y del comportamiento o bien pueden tener tolerancias hasta cierto umbral (Vitt 1995).

En general un efecto de la reducción y aislamiento del hábitat conlleva a la disminución del tamaño poblacional y la consecuente disminución del tamaño efectivo de cada población, lo que puede producir finalmente la disminución en la riqueza de especies en un hábitat fragmentado (Turner 1996, Fischer y Lindenmayer 2007).

La disminución del tamaño de las poblaciones o la probabilidad de extinción local es mayor en poblaciones pequeñas que en poblaciones grandes, debido a que son más vulnerables a variaciones demográficas, ambientales y a la pérdida de variabilidad genética (Shaffer 1981, Gilpin 1986, Kruess y Tscharrntke 1994, Lande et al. 2003). La estocasticidad demográfica se refiere a eventos al azar que provocan fluctuaciones en la tasa de muertes y la tasa de nacimientos de las poblaciones, que puede afectar la proporción de sexos y la edad de primera reproducción (Shaffer 1981). En poblaciones reales las tasas de natalidad y mortalidad fluctúan en un amplio rango, sin embargo en poblaciones pequeñas la variación de las tasas de nacimientos y muertes ocasiona fluctuaciones aleatorias en el tamaño de la población incrementando la probabilidad de extinguirse (Lande 1983).

La estocasticidad ambiental, que representa las variaciones ambientales (medio biológico y físico) al azar así como las catástrofes naturales, de intervalos impredecibles (como las sequías, tormentas, huracanes, inundaciones, incendios, terremotos, erupciones volcánicas, así como enfermedades y epidemias), puede causar variaciones en el tamaño de una población, con consecuencias mayores en poblaciones pequeñas (Lande et al. 2003).

Por otro lado, otro efecto de la fragmentación del hábitat se ve reflejado en la demografía de las poblaciones causadas por alteraciones en las interacciones entre especies, como entre depredadores y sus presas (Ryall y Fahrig 2006). Se conoce que los depredadores juegan un rol importante en la distribución y demografía de las poblaciones de sus presas siendo uno de los principales factores que regula el tamaño poblacional de las mismas (Krebs 2001). En un hábitat que ha sufrido el proceso de fragmentación se incrementan las tasas de depredación principalmente por depredadores generalistas que causan el aumento en las tasas de extinción local, principalmente en especies más vulnerables (Ryall y Fahrig 2006).

Con base en todo lo comentado sobre los efectos de la fragmentación del hábitat, como la disminución de la poblaciones hasta llegar a extinciones locales, y todos los factores que hacen vulnerables a las poblaciones pequeñas (eventos estocásticos ambientales, demográficos y la pérdida de variabilidad genética), lo que lleva a las poblaciones dentro de umbrales donde el tamaño de la población es muy baja y más susceptible, Shaffer (1981) propone el concepto de tamaño mínimo para que una población sea viable, que es el Tamaño Mínimo de Población Viable (MVP, por sus siglas en inglés, Minimum Viable Population Size); de manera general, este modelo se refiere a que para que una población sea viable y que pueda persistir por años manteniendo el 99% de su variabilidad genética la población deberá tener 50 individuos como mínimo; cuando la

población se reduce por debajo de los 50 individuos, se vuelve más vulnerable a los procesos de extinción por los factores antes mencionados (Shaffer et al. 1985).

En Baja California Sur existe una zona fragmentada ubicada en la parte central del estado, conocida como Valle de Santo Domingo. Este sistema inició su fragmentación desde hace alrededor de 70 años. Desde hace 10 años Rodríguez-Estrella y colaboradores iniciaron una serie de estudios tendientes a entender la forma en que la fragmentación del ecosistema desértico afecta a las especies e interacciones. La fragmentación del desierto ha producido distintos efectos en las poblaciones animales (Munguía-Vega et al. 2013, Tinajero y Rodríguez-Estrella. 2012, Rodríguez-Estrella datos no publ.). Entre las especies afectadas se encuentra *Urosaurus nigricaudus* (López-Avendaño y Rodríguez-Estrella 2012, Munguía-Vega et al. 2013) que ha reducido sus tamaños poblacionales en los parches o ha tenido extinciones locales en función del tamaño del parche, de su conectividad, del hábitat remanente dentro de los parches y de sus tamaños poblacionales. Sin embargo, se desconoce en los parches donde se extinguió (extinción local) cuáles fueron las causas que llevaron a sus poblaciones a desaparecer. Como ya se ha mencionado, la fragmentación tiene como efecto la pérdida de hábitat y la pérdida de cobertura vegetal, por lo que se produce un cambio en la estructura vegetal, que afecta principalmente a especies especialistas como *U. nigricaudus* reduciendo la disponibilidad de hábitat y por lo tanto el alimento y la disponibilidad de refugio contra depredadores. Por lo anterior, consideramos a esta especie de lacertilio un buen modelo para probar los efectos de la fragmentación en los tiempos de extinción local.

También partimos del concepto de translocación y reintroducción en el manejo de poblaciones. Las translocaciones son el movimiento de una población de cualquier especie de su hábitat a otro similar o distinto, donde esté o no presente la especie. La reintroducción de especies es el movimiento de poblaciones de cualquier especie de su hábitat natural o de cautiverio a su hábitat nativo donde haya sido

extirpada previamente por causas diversas. Las translocaciones y la reintroducción de especies han sido utilizadas como herramienta para evitar la extinción de especies y revertir el decrecimiento de las poblaciones en áreas de distribución natural de una especie (Griffith et al. 1989, Dodd y Seigel 1991, Griffiths y Pavajeau 2008).

Los programas de reintroducción de especies tienen el objetivo principal de reducir la probabilidad de extinción y aumentar el número de individuos de poblaciones pequeñas hasta alcanzar el tamaño mínimo de población viable (Boyce 1992). Es importante denotar que la mayoría de los proyectos de reintroducción o translocación de especies no ha tenido el éxito esperado debido a la elevada mortalidad de los individuos reintroducidos, causada principalmente por la depredación (Teixeira et al 2007, Armstrong y Seddon 2008). Nosotros evaluaremos por tanto en este sentido el factor de mortalidad por depredación potencial. Pero también evaluaremos la disponibilidad de alimento potencial como un factor más que incide en la supervivencia.

El objetivo del presente trabajo es evaluar de manera general, a través de la manipulación experimental en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo BCS, si las variables tamaño del parche, presión de depredación y cantidad de alimento disponible influyen en los tiempos de permanencia de *Urosaurus nigricaudus* una “población reintroducida” en cada uno de ellos. Este sería un primer paso para determinar a más largo plazo la probabilidad de extinción y permanencia de una población en una zona fragmentada del desierto xerófilo, en parches seleccionados, en función de las variables indicadas, así como para entender los procesos que llevan a la extinción de las poblaciones de especies en zonas fragmentadas.

2. Antecedentes

Urosaurus nigricaudus es un especie de lagartija de tamaño pequeño, cuyos adultos miden entre 3.8 y 5.1 mm de longitud hocico-cloaca, la longitud de la cola es hasta 2 veces el tamaño corporal; poseen una variada coloración que va de gris, gris oscuro y café oscuro a lo largo de todo el cuerpo. Presenta un dimorfismo en la coloración en el cual el macho es de tonos oscuros, los juveniles y las hembras son de tonos claros; en ambos sexos tres cuartas partes de la cola es negra; cabe destacar que la intensidad de los colores varía de acuerdo a la exposición solar (Grismer 2002).

U. nigricaudus se distribuye desde la región sur de San Diego, California, E.U.A. y continúa a través de casi toda la península de Baja California, hasta Cabo San Lucas en Baja California Sur. En el estado de Baja California, se distribuye en la región noroeste desde Tijuana hasta las cercanías de San Quintín, desde el nivel del mar hasta los 1,525 m de elevación. En el noreste solo está presente en las laderas este de las sierras Juárez y San Pedro Mártir, encontrándose ausente en las planicies desérticas de la región del Colorado y San Quintín (Welsh, 1988; Grismer 2002). Al sur de la Sierra San Pedro Mártir, la distribución continúa a lo largo de la península.

En Baja California Sur, su distribución es continua por todo el estado, encontrándose ausente solo en la región del Vizcaíno. También se distribuye en las islas Magdalena y Santa Margarita en el Pacífico, y en las islas Ballena, Carmen, Coronados, Danzante, El Coyote, El Requesón, Espíritu Santo, Gallina, Gallo, Gaviota, Islitas, Las Ánimas, Pardo, Partida Sur, San Cosme, San Damián, San Francisco, San José, San Marcos y Tijeras en el Golfo de California (figura1) (Grismer 2002).



Figura 1. Distribución geográfica de *U. nigricaudus* (mapa tomado de Alaniz-García y Valdez-Villavivencio 2008)

Esta especie por su amplia distribución se encuentra en una gran variedad de climas, entre ellos Templado Subhúmedo y temperatura media anual entre 12 y 18 °C; Secos Mediterráneos Templados; Muy secos templados; Muy secos; Seco templado muy secos; Muy cálidos y cálidos; Secos semicálidos; Seco muy cálido y cálido; Templados subhúmedos, y Semiseco semicálido (García 1982, 1994).

Urosaurus nigricaudus se distribuye en una gran variedad de hábitats como el matorral xerófilo, chaparral, palmar, matorral desértico micrófilo, y bosque de encino. Aunque se presenta en estos tipos de hábitat, es una lagartija de hábitos principalmente arbóreos encontrándose principalmente en mezquites, y palo verde, pero se puede presentar en cactáceas, palmas y en menor cantidad, en el suelo. En el valle de Santo Domingo, Baja California Sur la vegetación es de tipo matorral sarcocaula donde predomina una vegetación arbustiva, con lomboy (*Jatropha cinerea*), gobernadora (*Larrea tridentata*) y con árboles como mezquites (*Prosopis* sp.), palo verde (*Cercidium floridum peninsulare*), palo Adan (*Fouquieria digettii*), y cactáceas columnares como el cardón (*Pachycereus pringlei*) y pitayas (*Stenocereus gummosus*, *S. thurberi*). Tiene suelos muy arenosos. *U. nigricaudus* en el Valle de Santo Domingo se encontró que habita principalmente en la vegetación arbórea como mezquites y palo verde (López-Avendaño y Rodríguez-Estrella 2012).

La dieta de esta lagartija está compuesta principalmente de pequeños invertebrados como las termitas, hormigas, larvas de lepidópteros y avispas (Galina-Tesaro et al. 2000, Grismer 2002). Es una especie ovípara que llega a poner de 4-5 huevos (Romero-Schmidt et al. 1999). La temporada reproductiva de *U. nigricaudus* depende de la latitud. En la región del Cabo ocurre de mayo a octubre. En la parte central de la península, durante junio a agosto. En el norte de Baja California, su actividad es de febrero a noviembre y durante los periodos más cálidos en el verano.

Su actividad diaria se da solo por las mañanas y en la tarde y solo ocasionalmente de noche (Grismer 2002). En Baja California Sur, desde San Ignacio hasta la Región del Cabo su actividad es durante todo el año, pero más activas a partir del marzo y hasta noviembre (Grismer 2002, López-Avendaño 2012).

Urosaurus nigricaudus es una especie endémica desde su distribución y en la península de Baja California con una amplia distribución a lo largo. No se considera en alguna categoría de riesgo.

Como ya se indicó, se sabe que la riqueza y abundancia de vertebrados es menor en un sistema fragmentado que en un sistema natural continuo y que la composición de especies de cada fragmento depende de la calidad, conectividad y tamaño del parche, así como de la capacidad de dispersión de las especies, y de si son generalistas o especialistas de hábitat y de dieta (Laurance y Yensen 1991, Saunders et al. 1991, Fahrig y Merriam 1994, Fahrig 2003). La reducción y fragmentación del hábitat puede afectar la viabilidad a largo plazo de poblaciones de ciertas especies por la reducción de sus números. También se sabe que el aislamiento geográfico entre poblaciones puede incrementar el riesgo de extinción debido a los procesos estocásticos demográficos ambientales, y que estos pueden tener mayores efectos en especies que se encuentren en hábitats aislados; el resultado puede llegar a la desaparición de una población (Kruess y Tscharntke 1994, Bessa-Gomes et al. 2004, Bessa-Gomes et al. 2010). Como se dijo anteriormente, algunas poblaciones pueden ser más vulnerables a la fragmentación y a extinción debido a características como su tamaño corporal, la especificidad al hábitat o una dieta especializada, la longevidad, la capacidad de dispersión, la variabilidad genética de la población, la rareza y el nivel trófico (Laurence y Bierregaard 1997, Gascon et al. 1999). Por lo anterior, *U. nigricaudus* se considera una especie vulnerable a la fragmentación en función de que tiene un tamaño corporal pequeño, alta especificidad de hábitat en particular en el Valle de Santo Domingo, una relativamente baja capacidad de dispersión y una dieta estrecha.

La fragmentación afecta de manera directa a la tasa de intercambio promedio (medida mediante los procesos de migración e inmigración) de los individuos entre poblaciones locales. Ya que en un sistema fragmentado estas medidas dependen

de la capacidad de desplazamiento de las especies, entonces en especies pequeñas con poca o nula capacidad de desplazamiento hacia otros parches la tasa de intercambio de individuos se acerca a ser nula y las poblaciones comienzan a extinguirse o a disminuir su tamaño poblacional. Los fragmentos de hábitat pequeños sólo pueden contener poblaciones pequeñas, mientras que los parches muy aislados no reciben ni emiten migrantes de y hacia otros fragmentos, principalmente de especies pequeñas con poca capacidad de dispersión. Las especies se hacen extremadamente vulnerables a la extinción por debajo de un mínimo tamaño viable poblacional y las probabilidades de extinción se espera que aumenten cuando dichas poblaciones pequeñas se encuentran aisladas unas de otras, imposibilitando la recuperación de la población por individuos colonizadores provenientes de otros fragmentos. Además, las oportunidades de recolonización de los fragmentos vacíos tras un evento de extinción disminuyen al aumentar el aislamiento de los fragmentos, lo que dificulta el establecimiento de un equilibrio en el flujo de individuos entre las subpoblaciones en el sistema fragmentado (Hanski y Simberloff 1997, Fahrig 2003).

La fragmentación puede beneficiar al menos temporalmente a especies generalistas que son abundantes en diferentes sistemas fragmentados, como bosques templados, tropicales y desiertos (Saunders et al. 1991, Fahrig y Merriam 1994, Fahrig 2003). El incremento en la abundancia de las especies generalistas trae como consecuencia un incremento en la abundancia de especies depredadoras, por lo tanto hay un incremento de la presión de depredación en sistemas fragmentados (Davidson et al. 2009, Ryall y Fahrig 2006, Palmara 2013). Pero estos incrementos son temporales en función de las fluctuaciones de las presas que pueden tener declives poblacionales fuertes.

La translocación y reintroducción de especies se utiliza como herramienta para revertir los procesos de extinción o reforzar poblaciones pequeñas que están en umbrales críticos. Se han realizado reintroducciones de distintos grupos

faunísticos, como los mamíferos ejemplo evaluaciones de reintroducciones de *Lynx canadensis* los cuales demuestran el parámetro de la migración tiene efectos importantes en las tasas de mortalidad de las poblaciones reintroducidas ya que se registra que la tasa de mortalidad se incrementa fuera del área de estudio cuando los gatos migran (Devineau et al 2010), otro caso el grupo de las aves donde se un análisis de la supervivencia de varias poblaciones de psittaciformes liberadas demuestra que las reintroducciones exitosas están correlacionadas con la baja presión de depredadores, la calidad del habita y con posteriores liberaciones de individuos (White Jr. et al. 2012).

En cuanto a los anfibios y reptiles se ha debatido acerca del éxito de las reintroducciones, Las tasas de éxito y fracaso fueron independientes de la clase taxonómica (Amphibia o Reptilia) liberada. Siendo las reintroducciones más exitosas aquellas que liberaron más de 1000 individuos (Germano y Bishop 2008). Además hay experimentos donde se compara el éxito de la reintroducción en una zona libre de especies exóticas y otra con especies exóticas, demostrando que las reintroducciones más exitosas son en las áreas libres de depredadores exóticos (Dickinson y Fa 2000)

3. JUSTIFICACIÓN

La extinción local de especies y la disminución del tamaño de las poblaciones pueden producirse por la fragmentación del hábitat y de las poblaciones, por un mayor efecto de la estocasticidad ambiental y demográfica, y de la pérdida de la variabilidad genética de las poblaciones. Como se comentó anteriormente, *Urosaurus nigricaudus* es una especie afectada en el sistema fragmentado en el valle de Santo Domingo de tal forma que en fragmentos pequeños y aislados sus poblaciones se han visto disminuidas o inclusive ha sido extirpada de algunos fragmentos (López-Avedaño 2012, Munguía et al. 2013), y esta afectación parece hacer más vulnerable a las poblaciones remanentes en fragmentos de desierto. Como objetivo de este estudio, se evalúa la presión de depredación y el alimento potencial en poblaciones reintroducidas de *U. nigricaudus* en fragmentos con distintas características de tamaño y aislamiento en la zona fragmentada del Valle de Santo Domingo, para iniciar el entendimiento de la manera en que estos factores condicionan la extinción local de sus poblaciones en el desierto fragmentado. La información que se genera en el presente trabajo es un aporte al conocimiento del manejo y conservación de la especie y de otros reptiles y es un aporte sobre el conocimiento las variables depredación y alimento que pueden incidir en un sistema fragmentado en especies de baja movilidad y que son especialistas de hábitat.

4. Hipótesis

Hipótesis 1

Una población pequeña y aislada es más vulnerable y sujeta a procesos de extinción ya sean demográficos, ambientales o genéticos, que poblaciones grandes; asimismo, cuando una población es menor de 50 individuos entra en un umbral de extinción donde es más probable que se extinga a que se recupere, por lo que en una reintroducción de 50 individuos adultos de *U. nigricaudus* en un parche pequeño y aislado, se espera que la población llegue a disminuir a menos del 50% de los individuos durante los 6 meses que se monitorearán las poblaciones. La idea se basa en que las poblaciones que disminuyan por debajo del 50% tendrán más probabilidades de extinción que las que se mantengan por encima de este porcentaje.

Hipótesis 2

Los depredadores son reguladores del tamaño de la población de sus presas. A mayor número de depredadores, mayor presión de depredación. En poblaciones pequeñas y aisladas, el efecto de la presión de depredación puede magnificarse. Se predice que en parches con mayor presión de depredación las poblaciones disminuirán más rápido en números que aquellas que tienen una menor presión.

La disponibilidad de alimento es importante para la supervivencia, éxito reproductivo en una población, en poblaciones pequeñas y aisladas el efecto de la disponibilidad de alimento puede ser muy importante para la supervivencia de la población. Por lo tanto se predice que en los parches con menor disponibilidad de alimento la población la disminución será mayor que en aquellas donde la disponibilidad es mayor.

5. OBJETIVOS

5.1. General

- Evaluar la variación del tamaño poblacional de *U. nigricaudus* reintroducidos en función de la presión de depredación y la abundancia de alimento en fragmentos y una zona natural continua de desierto de BCS.

5.2. Particulares

- Estimar la tasa de supervivencia de las poblaciones reintroducidas en los cuatro parches en el área de estudio.
- Estimar la riqueza y abundancia de los posibles depredadores en fragmentos y área natural.
- Determinar la riqueza de pequeños invertebrados como alimento potencial en las dos áreas.
- Evaluar la relación entre la tasa de supervivencia de población de *U. nigricaudus* y la abundancia de depredadores en cada fragmento.
- Evaluar la relación entre la tasa de supervivencia de *U. nigricaudus* y el alimento potencial.

6. Área de estudio

El presente trabajo se realizó en una zona fragmentada del desierto de Baja California Sur que se ubica en la porción meridional del estado, en el municipio de Comondú. Se le conoce como Valle de Santo Domingo este se encuentra ubicado dentro del municipio de Comondú, en la parte media del estado de Baja California Sur entre $24^{\circ} 50'$ y $25^{\circ} 50'$ latitud norte; $111^{\circ} 30'$ y $112^{\circ} 10'$ Oeste, Altitud 50msnm (Navarro 1986) (figura 2).

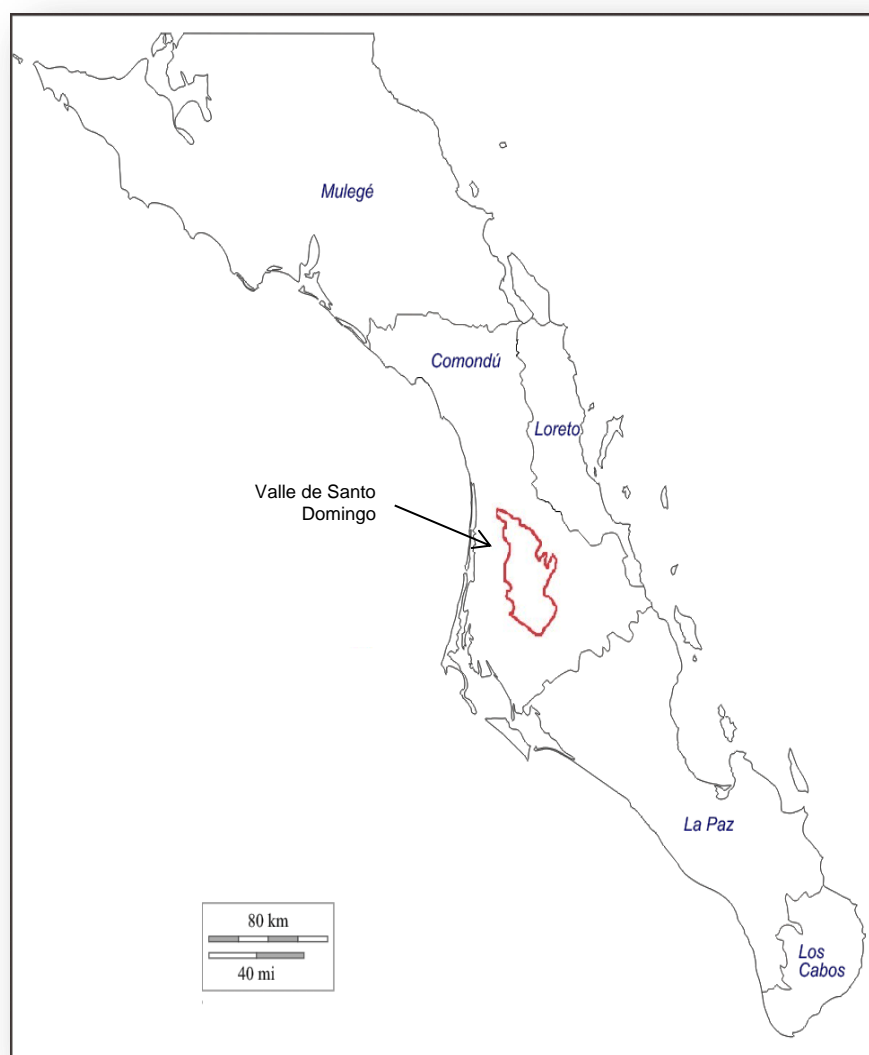


Figura 2. Ubicación del Valle de Santo Domingo en el municipio de Comondú en el estado de Baja California Sur.

6.1. Clima

El clima es del tipo muy seco muy cálido y cálido (38.13%), muy seco semicálido (61.73%) y seco templado (0.14%) (INEGI 2010). El valle se caracteriza por tener temperaturas medias anuales que oscilan entre 18 y 22°C, con una temperatura promedio anual de 22.4°C, pudiendo llegar a los 40 °C durante el verano. El año más frío que se ha registrado para el Valle de Santo Domingo ocurrió en 1987 con una temperatura promedio anual de 21.5°C mientras que el año más caluroso fue 1998 con una temperatura promedio anual de 24.1°C (CNA 2010). La precipitación es de 100 a 400 mm al año con un promedio de 131.8 mm (CNA 2010).

6.2. Geomorfología

Se encuentra constituida por depósitos de sedimentos clásticos como areniscas poco consolidadas de la formación salada del terciario superior; también se constituye de grava, arena, limo, arcilla y algunos cuerpos de conglomerado intercalados de edad Cuaternaria. El valle de Santo Domingo debido a su forma irregular es limitado al norte y este por las rocas clásticas y volcánicas de la formación Comondú del Terciario. En su lado occidental y al sur es abierto además llega a estar en contacto con el Océano Pacífico (INEGI 2010).

6.3. Suelo

Los yermosoles (cálcico y háplico) ubicados en las cercanías del Río Santo Domingo no presentan limitantes físicas, y son utilizadas en actividad agrícola, en tanto que los situados desde los alrededores de Cd. Constitución hasta Arroyo Salado, tienen una capa de caliche a una profundidad menor de 50 cm. No obstante, son dedicados a la agricultura y habitualmente se les aplican fertilizantes nitrogenados y potásicos para disminuir el pH del suelo,. Lo anterior más la intrusión salina del mar tienen salinizados los suelos del valle (INEGI 2010).

6.4. Vegetación

La vegetación predominante en el valle corresponde al tipo matorral sarcocaulé que se caracteriza por la dominancia de arbustos de tallos carnosos, gruesos, en ocasiones retorcidos y algunos con corteza papirácea. Las especies dominantes son el cardón (*Pachycerus pringlei*), lomboy (*Jatropha cinerea*), gobernadora (*Larrea tridentata*), candelilla (*Pedilanthus macrocarpus*), Palo Adán (*Fouquieria digettii*), liga (*Euphorbia misera*), frutilla (*Lycium californicum*), palo verde (*Cercidium floridum peninsulare*), mezquite (*Prosopis palmeri*), pitaya dulce (*Stenocereus thurberi*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*), el cactus barril (*Ferocactus* sp.) y cholla (*Opuntia cholla*) (Roberts 1989).

6.5. Fauna

La fauna existente en el valle es la típica del desierto de Sonora. Los mamíferos más importantes son el coyote (*Canis latrans*), el gato montés (*Lynx rufus*), tejón (*Taxidea taxus*), zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), liebre (*Lepus californicus*), conejo (*Sylvilagus audoboni*), juancito (*Ammospermophilus leucurus*), y varios roedores pertenecientes a los géneros *Chaetodipus*, *Peromyscus*, *Dipodomys* y *Neotoma* (Hall 1981).

Entre el grupo de las aves se encuentran *Callipepla californica*, *Geococcyx californicus*, *Melanerpes uropygialis*, *Colaptes auratus*, *Picoides scalaris*, *Calypte costae*, *Carpodacus mexicanus*, *Columbina passerina*, *Zenaida asiatica*, *Z. macroura*, *Polioptila caerulea*, *Icterus parisorum*, *I. cuculatus*, *Mimus polyglottos*, *Toxostoma cinereum*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Cardinalis cardinalis*, *Lanius ludovicianus*, *Cathartes aura*, *Parabuteo unicinctus*, *Buteo jamaicensis*, *Elanus leucurus*, *Caracara cheriway*, *Falco sparverius*, *Bubo virginianus*, *Tyto alba*

y *Athene cunicularia*. Entre las especies migratorias están *B. swainsoni*, *Circus cyaneus*, *F. peregrinus*, y *F. columbarius* (Rodríguez-Estrella datos no publicados)

Las especies de herpetofauna presentes en el área son: Anfibios: *Scaphiopus couchii*, *Bufo punctatus*; Lacertilios: *Ctenosaura hemilopha* *Dipsosaurus dorsalis*, *Callisaurus draconoides*, *Sceloporus zosteromus*, *Uta stansburiana*, *Urosaurus nigricaudus*, *Phrynosoma coronatum*, *Aspidocelis tigris*, *A. hyperytrus*, *Gambellia* Gekkos *wislisenii*, *Coleonyx variegatus*, *Phyllodactylus xanti*; Serpientes: *Leptotyphlops humilis*, *Lichanura trivirgata*, *Phyllorhynchus decurtatus*, *Masticophis flagellum*, *Salvadora hexalepis*, *Pituophis melanoleucus*, *Arizona elegans*, *Lampropeltis getulus*, *Chilominescus stramineus*, *Hypsiglena torquata*, *Trimorphodon biscutatus*, *Bipes biporus*, *Crotalus mitchellii*, *C. enyo*, *C. ruber* (Grismer 2002, López-Avendaño y Rodríguez-Estrella 2012).

6.6. Población

En los últimos años la población en el municipio de Comondú ha disminuido. El número de habitantes en 1990 era de 74,346 y actualmente es de 70,816 habitantes (INEGI 2010). El número de habitantes en Ciudad Constitución es de 35,221 habitantes, mientras que en Ciudad Insurgentes el número de habitantes es de 7,080 personas (INEGI 2010).

6.7. Uso de suelo

En el municipio de Comondú se concentra la mayor actividad agrícola de riego del estado de Baja California Sur.

El desierto en este valle inició su fragmentación hacia los años 1950s con el inicio de la agricultura. El número de fragmentos y su área han variado con el tiempo, teniendo actualmente poco más de 80 parches o fragmentos de vegetación natural

inmersos en una matriz agrícola. Los parches tienen áreas de entre 1 hectárea a más de 80 hectáreas. (Rodríguez-Estrella datos no publicados).

Los principales poblados dentro del valle son Ciudad Constitución, Cd. Insurgentes, Santo Domingo, San Carlos y Pozo Grande. Su extensión es de 1000 km² (INEGI 2010).

El municipio de Comondú cuenta con una superficie de 652 373. 301 ha, de las cuales 72 216.195 ha se dedican a la agricultura, 578 836. 320 ha están cubiertas por pasto natural, agostadero o enmontado y 1 320. 786 ha áreas urbanas (INEGI 2010).

6.8. Agricultura

En el valle de Santo Domingo se encuentra ubicado el pozo acuífero más grande en toda la península de Baja California, estando el 97% de su explotación destinada a riego de cultivo.

Actualmente en el valle de Santo Domingo la superficie de siembra llega a las 28,300 ha. En el ciclo de otoño-invierno se siembran en una superficie de 15,400 ha, predominando la cosecha de cártamo, garbanzo, trigo y papa. En el ciclo de primavera-verano la superficie utilizada es de 5,100 ha, cosechando principalmente maíz, sorgo, frijol, papa, jitomate y hortalizas.

Casi la mitad de la superficie de riego se destina a frutales y forrajeras, predominando la alfalfa (13% de la superficie), naranja (8% de la superficie), y espárrago (5% de la superficie) (INEGI 2010).

7. Material y métodos

Para cumplir con los objetivos del presente trabajo y evaluar la forma en que varía la población de *U. nigricaudus* en función de la presión de depredadores potenciales y del alimento potencial, primero se seleccionaron cuatro parches de desierto en los que se sabía ya que la especie no estaba presente (figura 3), parches donde se reintroduciría una “población” de 50 individuos (25 parejas) de *U. nigricaudus* en cada uno. Se capturaron los individuos de *U. nigricaudus* en áreas naturales continuas del desierto que rodean el Valle de Santo Domingo BCS. Estos individuos se reintrodujeron en los parches. Previo a la reintroducción de los individuos, se hizo una evaluación general de la presencia y la abundancia de los depredadores potenciales de *U. nigricaudus*, tales como aves, reptiles y mamíferos. Adelante se explica la forma en que se hizo esta evaluación.

Por otro lado, se evaluó la disponibilidad de alimento en cada parche durante el desarrollo del experimento, posterior a la reintroducción, determinando la riqueza de invertebrados pequeños tales como hormigas, termitas, o aquellos que se sabía que son alimento de *U. nigricaudus* (Galina-Tesaro et al. 2000, Grismer 2002). Adelante se explica la forma en que se evaluó la disponibilidad de alimento.

Posteriormente, se midieron las variaciones en el tamaño de la “población” en el tiempo que duró el estudio, determinando al final del experimento durante los siete meses de monitoreo, el porcentaje de individuos que sobrevivieron contra los que murieron. Se realizaron correlaciones entre los valores de mortalidad y supervivencia con la disponibilidad de alimento potencial y con la presión de depredación.

El trabajo de campo dio inicio en marzo del 2014 con la captura y reintroducción de los individuos de *Urosaurus* a los parches, realizando campañas mensuales posteriores para la obtención de todos los datos hasta noviembre del 2014.

7.1. Selección de parches

Se seleccionaron cuatro fragmentos o parches revisando el mapa del área fragmentada, la base de datos previamente realizada sobre la presencia de *U. nigricaudus* y la información de la visita prospectiva. Los parches se seleccionaron en función de su tamaño (figura 3) (cuadro I) y de su grado de aislamiento, asegurándose de que la especie ya no estuviera presente dentro de los parches seleccionados. Se hizo un sistema de dos réplicas por condición: dos parches grandes (mayores a 35 hectáreas) y dos parches pequeños (menores de 35 hectáreas), todos aislados. En los parches seleccionados se evaluó que tuvieran una cantidad suficiente de mezquites y que se detectara la presencia de su alimento, insectos. Las áreas naturales de donde se colectaron los individuos estuvieron ubicadas cercanas al área fragmentada.

Cuadro I. Número y tamaño de los fragmentos seleccionados.

Parque	Tamaño (Ha)
1	18.4
2	27.1
3	38.2
4	53.2

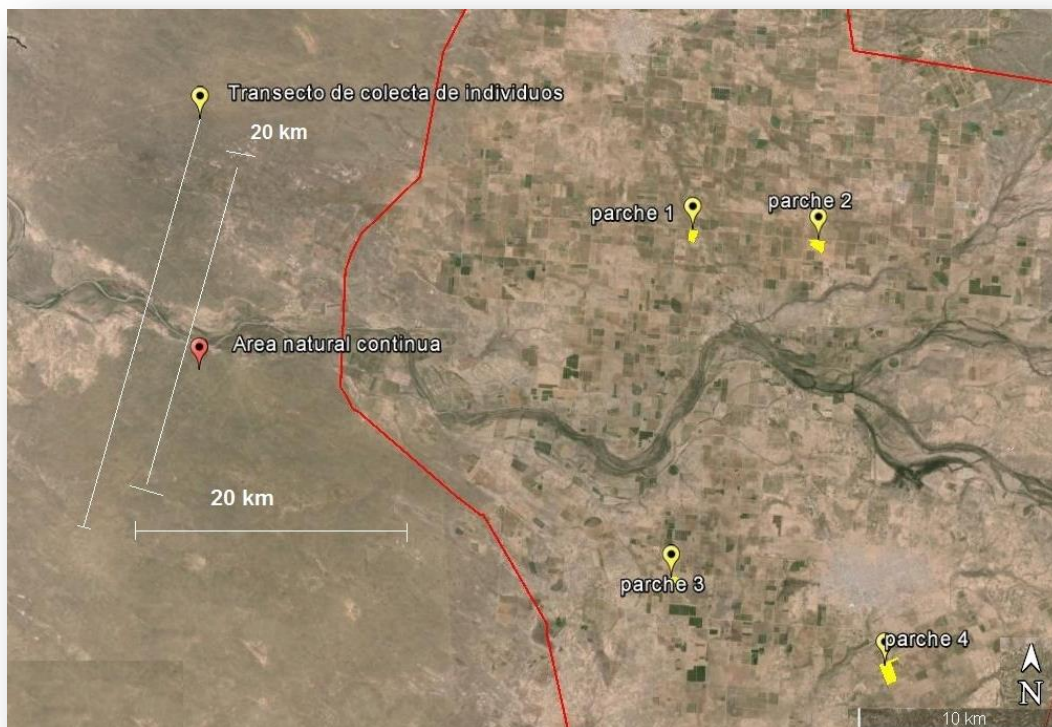


Figura 3. Área natural continua y zona fragmentada (parches seleccionados) en el Valle de Santo Domingo.

Dentro de los parches se ubicaron los transectos para determinar el tipo y la abundancia de depredadores potenciales y la disponibilidad de alimento.

7.2 Captura, marcaje y reintroducción de *U. nigricaudus*

Como se indicó antes, el tamaño mínimo para que una población sea viable y que pueda persistir por años manteniendo el 99% de su variabilidad genética es de 50 individuos (Shaffer 1981). Basado en lo anterior y para evaluar la variación de la población de *U. nigricaudus* durante el presente trabajo, se colectaron 200 individuos adultos de las áreas naturales continuas del desierto, los cuales fueron

reintroducidos por grupos de 50 individuos (25 machos y 25 hembras) en los 4 parches seleccionados.

El método de captura de cada individuo consistió en el uso de una caña con una lazada, la cual funcionó para tomarlos del cuello y posteriormente mantenerlos vivos en un sitio acondicionado para tal fin. Los individuos capturados se mantuvieron en cautiverio hasta capturar los 200. Se capturó a todos los individuos en un lapso máximo de 10 días para producir el mínimo posible de cambios conductuales o afectar su salud.

Una vez con los 200 individuos, se liberaron el mismo día en cada parche, previamente seleccionados los sitios de liberación. Realizar la liberación al mismo tiempo tiene como finalidad no tener variaciones posibles en algunas de las variables ambientales del sistema de origen temporal que pudieran generar incertidumbre posterior en los análisis, que pudieran oscurecer la interpretación de mortalidades posibles. La preparación previa de los individuos en cautiverio consistió en mantenerlos en parejas (macho y hembra) dentro de terrarios de acrílico transparente de 30x25 cm. Durante el cautiverio, se les alimentó de pequeños invertebrados como grillos y larvas, ya que se sabe que su alimentación en el medio natural es de pequeños invertebrados (insectos) (Grismer 2002, Stebbins 1985). Este alimento se consiguió en un criadero de insectos como alimento para mascotas. Con anterioridad, para verificar que podían mantenerse en cautividad, se capturaron 4 individuos de *U. nigricaudus* adultos y se mantuvieron durante 15 días alimentándolos de grillos y hormigas y posteriormente se liberaron en el mismo lugar de la captura. Todos sobrevivieron y se verificó que seguían vivos posteriormente por varios meses

Durante el cautiverio de los individuos se les tomaron medidas morfo-métricas tales como longitud hocico cloaca, longitud de la cola y peso donde se obtuvo el promedio total de los 200 individuos y el promedio de cada población liberada, separando machos y hembras (N=50) (cuadro II).

Cuadro II. Promedio de las medidas morfo-métricas de las poblaciones liberadas en los parches.

		Media	Desv. est.	Media	Desv. est.
Parche		♂		♀	
LHC	1	38.1	3.2	33.7	2.3
	2	39.8	3.0	33.5	2.5
	3	40.3	3.1	31.6	3.8
	4	39.5	4.4	33.1	3.2
LC	1	56.0	12.5	48.9	7.1
	2	57.0	14.5	46.9	6.2
	3	57.8	11.3	45.9	6.0
	4	58.8	9.0	47.2	9.0
Peso	1	2.2	0.7	1.3	0.3
	2	2.2	0.7	1.1	0.3
	3	2.2	0.7	1.0	0.4
	4	2.4	0.9	1.2	0.9

Antes de la liberación se marcó a cada individuo con una letra en la parte dorsal donde empieza la cola del lacertilio. La marca fue hecha con un plumón de tinta azul indeleble y no tóxica. A cada pareja liberada en un mezquite se le asignó una letra que fue colocada al macho y a la hembra quedando ambos marcados con la misma letra.

No se quiso realizar una marcaje permanente (como amputación de dedos), para no generar un potencial factor de mortalidad debido a la posibilidad de generar algún daño que no pudiéramos cuantificar pero que pudiera tener un efecto en la supervivencia posterior en el campo, al liberarlas.

7.3. Liberación de los individuos

Dentro de cada fragmento seleccionado se liberaron 50 individuos de *U. nigricaudus*. Sabíamos que las estructuras más utilizadas por la especie en la vegetación natural y de los parches en el Valle de Santo Domingo eran los

mezquites, que fungían como el principal árbol para *U. nigricaudus*, aunque también utilizaban en menor medida el palo verde y el palo Adán (López-Avendaño y Rodríguez-Estrella 2012). Por lo anterior, se eligieron los sitios o árboles adecuados dentro de cada fragmento, decidiendo elegir únicamente mezquites (*Prosopis* sp.) para la liberación de los lacertilios. Cada mezquite se marcó con una señal metálica e individualizada (figura 4); la placa tuvo una clave que indica el nombre del parche y la letra con la que se marcó a la pareja a liberar en ese punto. Asimismo, cada árbol fue ubicado con coordenadas mediante el uso de un GPS.



Figura 4. Marca metálica de sitio de liberación en este caso es del parche 13, macho y hembra E.

En cada planta seleccionada se liberó una pareja, hasta liberar 25 parejas en un parche (figura 5 macho w y hembra w). Se realizó el mismo procedimiento en cada uno de los 4 parches seleccionados.



Figura 5. Pareja liberada en mezquite. Individuos marcados, macho W y hembra W.

7.4. Obtención de datos

7.4.1. Variaciones en el tamaño poblacional

Para determinar la manera en que varía el tamaño de las poblaciones de *U. nigricaudus* reintroducidos se hicieron 3 seguimientos y conteos quincenales de los individuos marcados, y después de los dos primeros meses, se realizaron 4 muestreos mensuales. Los conteos consistieron en la visita de cada sitio de liberación de las parejas, una visita en la mañana y una en la tarde, revisando minuciosamente el árbol donde se liberó la pareja y los árboles aledaños al sitio de liberación. Se registró cada individuo considerando su sexo, por cada fecha de muestreo. Se anotaron todos los movimientos que se detectaron a partir del sitio de liberación, anotando las distancias entre el sitio de liberación y el punto de la nueva ubicación de darse este movimiento. Y con base en ello, se determinaron las variaciones que muestren esas proporciones de sexo en un lapso determinado, siendo especialmente cuidadosos en la consideración de los últimos tres monitoreos para determinar mortalidad y sobrevivencia. Todo individuo que no se

vuelva a detectar durante el periodo de seguimiento ya, al final, se considerará como muerto para los fines del análisis.

El trabajo de campo comenzó en marzo del 2014 con las capturas y reintroducción de los individuos de *Urosaurus*, y las campañas para la obtención de todos los datos se realizaron desde ese mes hasta noviembre del 2014. Posterior a estas fechas, los individuos de esta especie de lagartija tienden a entrar en estado de descanso al bajar las temperaturas.

Se realizó un análisis de captura-recaptura para estimar tamaños poblacionales y determinación de mortalidad, utilizando el programa MARK como posteriormente se explica.

7.4.2. Depredadores potenciales

Para estimar la riqueza y abundancia de los depredadores potenciales en los parches y en una zona natural continua de matorral sarcocaulé como grupo control, se realizó una metodología de transectos para estimar abundancias. Se recorrieron dos transectos, uno en la mañana y uno en la tarde; cada transecto consistió en un recorrido con duración de 1 hora dentro del parche, registrando toda evidencia de los depredadores potenciales (aves, reptiles y mamíferos) y cuando era posible, el número de individuos de cada especie de depredador. El registro consistió en la observación del individuo, o la evidencia de la presencia del depredador, como excretas y huellas de mamíferos. Para aves rapaces y reptiles, su presencia visual. Esta valoración se hizo una vez cada mes durante 4 meses.

Posteriormente se aplicó una prueba de G para evaluar si existieron diferencias entre la riqueza y abundancia de depredadores potenciales en las áreas de estudio.

7.4.3. Alimento potencial

Se realizó la colecta de invertebrados pequeños así como el número de individuos de cada especie de invertebrado para su posterior identificación, tales como termitas, hormigas, larvas de lepidópteros y avispas que se sabe son el principal alimento de *U. nigricaudus* (Galina-Tesaro et al. 2000, Grismer 2002). Esta colecta se hizo en 1 ocasión en campaña de muestreo mensual en los parche donde se reintrodujo a las poblaciones, obteniendo en total 4 colectas de insectos, con el fin de verificar la disponibilidad de alimento.

La colecta de insectos consistió en seleccionar dentro de cada parche cinco mezquites y de cada mezquite se seleccionaron 5 ramas con insectos, mismas que se cortaron como muestra; cada rama se metió a una bolsa con insecticida y posteriormente los insectos se pasaron a un frasco con alcohol al 70% para su preservación y transporte al laboratorio, donde se realizó la identificación. Para la identificación se llegó hasta familia en cada individuo (Borrer y White 1998)

Se hizo el mismo procedimiento de colecta de muestras de insectos en el hábitat natural continuo como grupo control.

Para la estimación de la abundancia y diversidad de alimento potencial en las zonas de estudio se identificaron los invertebrados.

7.4.4. Supervivencia

Para estimar la tasa de supervivencia de las cuatro poblaciones de *U. nigricaudus* en los parches se utilizó el programa MARK (Cooch y White 2014).

La base estadística del programa Mark es la estimación de parámetros por medio de la máxima verosimilitud, con un 95% de confianza. En el caso del presente trabajo, principalmente se realizó la estimación de los parámetros de probabilidad

de supervivencia y probabilidad de recaptura (ϕ y p) como un indicador de la robustez del modelo con datos reales.

Para estimar la tasa de supervivencia para cada población reintroducida y modelar los parámetros demográficos (ϕ) supervivencia aparente y (p) Probabilidad de recaptura, se utilizó el diseño “Modelo de Estimación de Supervivencia solo con Recapturas”, aproximación estándar basada en el modelo Comarck-Jolley-Seber (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965).

Para poder modelar dichos parámetros se generó una historia de encuentros para cada individuo de las cuatro poblaciones estudiadas, partiendo de que se tienen 6 temporadas de muestreo donde se recapturó o no a cada individuo, más 1 temporada donde se liberó a los 200 individuos en 4 poblaciones distintas; lo anterior indica que se tuvieron en total 7 temporadas para el análisis. La historia de encuentro de cada individuo se representa en una serie de columnas donde la primera hace referencia a cada individuo marcado, y de la columna 2 en adelante son valores de recaptura (1) y no recaptura (0); la última columna es la clave para distinguir entre grupos. En el caso de cada población se utilizó para machos (01) y hembras (10), en el caso del análisis del total de las cuatro poblaciones para distinguir a cada una se utilizó para el parche 1 (0001), para el parche 2 (0010), para el parche 3 (0100) y para el parche 4 (1000) (figura 6).

A	1	1	0	1	1	0	0	0 1
A	1	0	0	1	1	1	1	1 0
B	1	0	1	1	0	1	0	0 0 0 1
B	1	0	1	1	1	1	0	0 0 1 0
B	1	1	1	1	1	1	1	0 1 0 0
B	1	0	1	0	0	0	1	1 0 0 0

Figura 6: Ejemplo de historia de encuentros, individuos por sexo y por parche.

Para un mejor entendimiento de cómo funciona esta matriz, se da un ejemplo de la historia de un encuentro en esta matriz: La primera línea de la figura 4 indica con una letra al individuo marcado y liberado (letra A). La siguiente columna con un 1 representa el momento de la liberación; en esta columna siempre habrá un 1; las siguientes 6 columnas indican las veces que se recapturó al individuo, siendo para este caso de A que se recapturó 3 veces de 6 búsquedas; en la última columna el 01 indica que el individuo A es un macho.

Entonces, a partir de la aproximación “Modelo de estimación de supervivencia solo con recapturas, aproximación estándar basada en el modelo Comarck-Jolley-Seber”, para cada población se obtuvieron los modelos donde los parámetros de probabilidad de supervivencia y probabilidad de recaptura (ϕ y ρ) pueden ser constantes, lo que quiere decir que la estimación de ambos parámetros no está influenciada por las variables sexo y tiempo de muestreo (t), o presentar variación entre sexos o por población parche 1, parche 2, parche 3 y parche 4 (g) o por las ocasiones de muestreo (t).

Con base en lo anterior, se estimó la tasa de supervivencia la población por cada parche y la tasa de supervivencia de todas las poblaciones en un mismo modelo.

El mejor modelo se seleccionó en base al criterio de información de Akaike (AIC Akaike's Information Criterion) (Akaike, 1973). Este criterio expresa que el mejor modelo es aquel que explica mejor la variación en los datos usando el menor número de parámetros posible. El modelo más parsimonioso (el que mejor se ajusta a los datos con el menor número de parámetros) es aquel que tiene un menor valor de ΔAIC (cerca a 0). Los “AICc weights” se pueden interpretar como el peso, o la evidencia relativa a favor de un modelo particular.

Se consideró que dos modelos compiten en la explicación de las variaciones en los datos cuando la diferencia entre los AICc entre los modelos es menor a 2; esta diferencia la indica el ΔAIC . Sin embargo, el modelo con el delta AICc con el menor valor es el mejor.

Finalmente, se aplicó una prueba de correlación entre la tasa de supervivencia final de *U. nigricaudus* en cada parche y la abundancia de depredadores y disponibilidad de alimento por parche.

8. Resultados

Posterior a la captura marcaje y liberación de 200 individuos de *Urosaurus nigricaudus* en cuatro fragmentos de matorral, y seis campañas de muestreo de las poblaciones se obtuvieron los resultados descritos abajo.

Es importante señalar que para el análisis de los resultados, si los individuos fueron observados en el muestreo 4-6 se consideró que estaban vivos, aunque no se hubieran visto anteriormente desde el muestreo 2.

8.1. Liberación y sobrevivencia (mortalidad)

Parche 1

Como resultado de los monitoreos de la población reintroducida de 50 individuos en el parche 1, a 45 individuos de 50 se les observó al menos una vez después de la liberación (22 son machos y 23 hembras) durante los seis monitoreos, con un promedio de recaptura por monitoreo de 20 individuos, siendo en el tercer muestro cuando más individuos se registraron, con 23 lacertilios observados (figura 7).

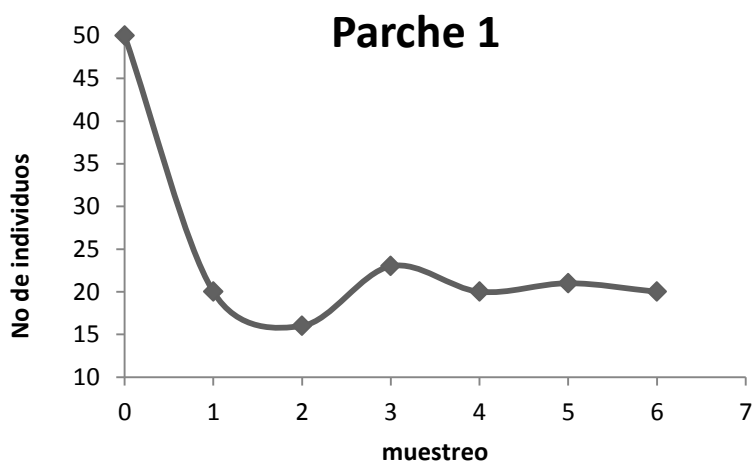


Figura 7. Variación del número de individuos observados durante cada monitoreo (el tiempo 0 representa el momento de la reintroducción de los 50 individuos) en el parche 1 del Valle de Santo Domingo.

Sin embargo, al hacer la consideración de que los individuos sobrevivieron si se registraron durante los últimos 3 monitoreos, para este parche 1 se encontró que sobrevivieron 18 machos y 18 hembras; en relación al número de parejas sobrevivientes que permanecieron, se encontraron a 13 de 25 parejas liberadas en el parche 1 sitio. Esto quiere decir que 52% de las parejas de la población inicial permanecieron juntas, y que un 72% de los individuos iniciales reintroducidos sobrevivieron (cuadro III).

Cuadro III. Presencia y ausencia de individuos de *Urosaurus* macho y hembra en el parche 1 (cuadro como ejemplo del análisis de resultados).

Muestreo	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Individuo	MACHOS						HEMBRAS					
A	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1
B	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1
C	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
D	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1
E	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
F	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1
G	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
H	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1
I	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
J	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
K	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
L	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
M	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1
N	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
O	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
P	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
Q	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
R	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
S	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
T	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1
U	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
V	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
W	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
X	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Y	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Nota: los renglones sombreados representa a los individuos que no se observaron durante todo el monitoreo de las poblaciones.

Parche 2

En el parche 2 se registró a 38 individuos por los menos en una ocasión de seis monitoreos (19 machos, 19 hembras, de los 50). Con un promedio de 22 lacertilios observados por monitoreo (figura 8).

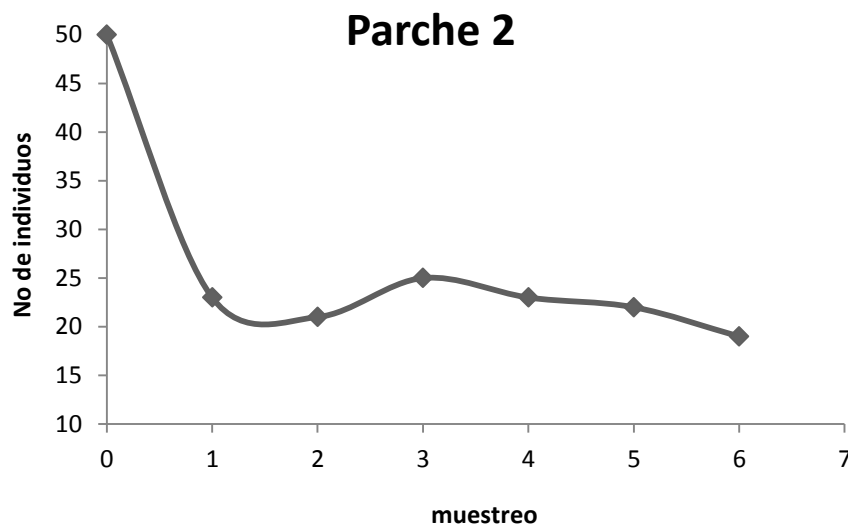


Figura 8. Variación del número de individuos recapturados durante cada monitoreo) en el parche 2 del Valle de Santo Domingo.

El número de lacertilios sobrevivientes registrados muestra que sobrevivieron más hembras que machos (17 y 14 individuos, respectivamente), formando 12 parejas. Lo anterior quiere decir que un 48% de las parejas reproductivas de la población inicial permanecieron juntas, y que 62% de los individuos que fueron reintroducidos sobrevivieron; asimismo, 2 machos y 5 hembras quedaron sin pareja en sus puntos de liberación. Entre estos individuos se encontró a la pareja de H que aunque se registró como sobrevivientes a ambos individuos, quedaron separados ya que la hembra se desplazó del sitio de liberación a una isla compuesta por pitaya agria, cholla y ramas secas a una distancia de 30 m del mezquite original.

Parche 3

En el parche 3 se registró a 44 individuos al menos en una ocasión de seis (24 machos, 20 hembras; de los 50). Se registró un promedio de 27.6 lacertilios observados por monitoreo (figura 9).

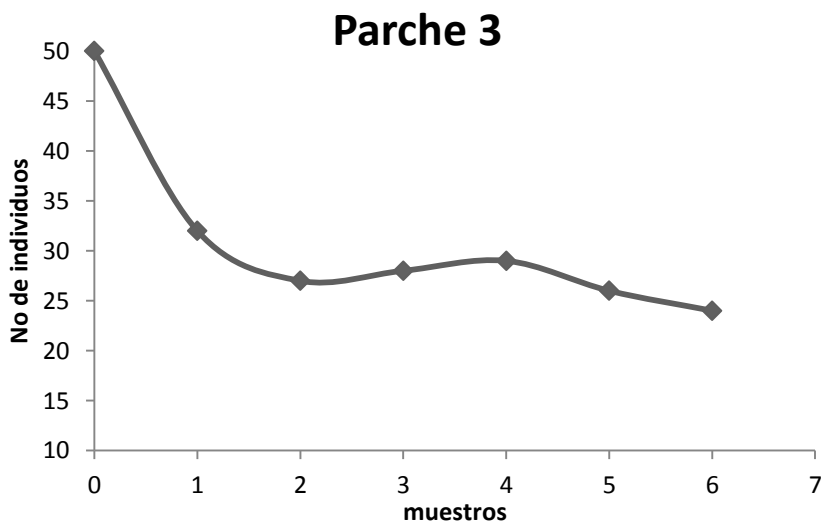


Figura 9. Variación del número de individuos recapturados durante cada monitoreo en el parche 3 del Valle de Santo Domingo.

El número de lacertilios sobrevivientes muestra que sobrevivieron más machos que hembra (23 y 18 individuos, respectivamente) formando 16 parejas. Lo anterior indica que 64% de las parejas iniciales permanecieron juntas, y que 82% de los individuos reintroducidos sobrevivieron. Por lo tanto, 2 machos y 7 hembras quedaron sin pareja en sus puntos de liberación.

Parche 4

En este parche se registró a 44 individuos al menos en una ocasión de seis (24 machos, 20 hembras) de los 50. Se registró un promedio de 19.5 lacertilios observados por monitoreo (figura 10).

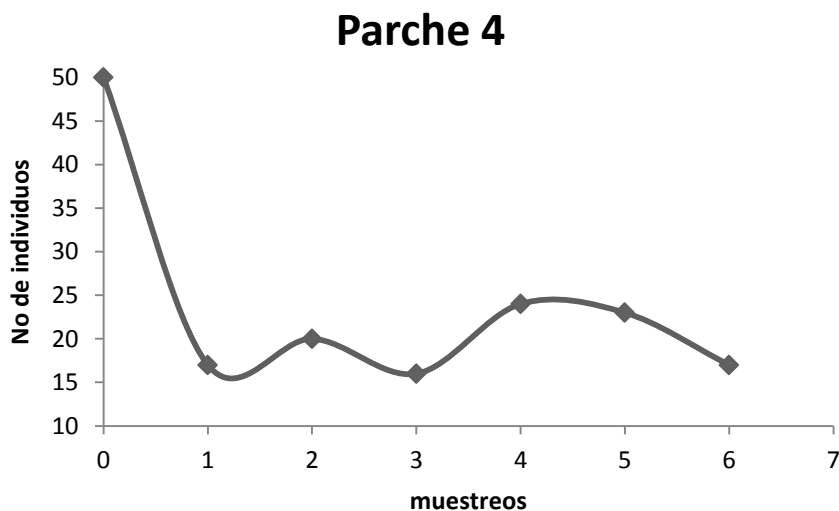


Figura 10. Variación del número de individuos recapturados durante cada monitoreo) en el parche 4 del Valle de Santo Domingo.

El número de lacertilios sobrevivientes muestra similar persistencia de machos que hembras (21 y 20 individuos, respectivamente), formando 16 parejas. Lo anterior indica que 64% de las parejas iniciales permanecieron juntas, y que 82% de los individuos reintroducidos sobrevivieron. Por lo tanto, 5 machos y 4 hembras quedaron sin pareja en sus puntos de liberación.

En resumen el parche 1 tuvo mayor porcentaje de individuos que permanecieron al final del monitoreo 72%, por el contrario el parche 2 fue donde se registró la menor permanencia de individuos, por otro lado del parche 3 y parche 4 tuvieron el mayor número de parejas permaneciendo en el parche (cuadro IV)

Cuadro IV. Proporción y porcentaje de individuos y parejas reintroducidas y sobreviviendo en los parches.

Parche	Parejas		Individuos		No de	
	totales	permaneciendo	reintroducidos	sobreviviendo	individuos	por sexo
	N	%	N	%	♂	♀
1	25	52	50	72	18	18
2	25	48	50	62	14	17
3	25	64	50	82	23	18
4	25	64	50	82	21	20

8.2. Desplazamiento individual

Durante los monitoreos de las poblaciones en los parches se evaluó el desplazamiento de cada lacertilio liberado, y en general se encontró que muy pocos individuos se movieron del sitio donde fueron liberados. Se registraron 12 individuos en un lugar distinto al sitio original de liberación, con un total de 6 machos y 6 hembras. Lo anterior representa, para el total de individuos sobrevivientes al final del experimento, que un 91.95% no se movieron de su sitio y que solo 8.05% se desplazaron del sitio donde estaba su pareja.

En los casos particulares, en el parche 1 se encontró que el macho (B) se movía entre el mezquite donde se liberó y otras estructuras cercanas al mezquite, como pitaya agria y cholla seca; el desplazamiento registrado para este individuo es en promedio de 4 metros entre estructuras. La pareja (G) de este parche en el tercer muestro fue registrada en otro mezquite distinto al que se liberó, a una distancia de 15 metros; posteriormente las recapturas de esta pareja fueron en el sitio nuevo y no se registró que regresara al punto de liberación. Esta pareja permaneció junta (figura 11).



Figura 11. Desplazamiento observado durante las recapturas de los individuos macho (B) y pareja (G) en el parche 1.

En el parche 2, solo se registró a una hembra fuera de su sitio de liberación; la hembra (H) en el muestreo número 5 fue registrada en un conjunto de vegetación (pitaya agria, cholla y ramas secas) a 30 metros del sitio de liberación, mientras que el macho H quedo en su mismo sitio los dos sobreviviendo al final del monitoreo (Figura 12).

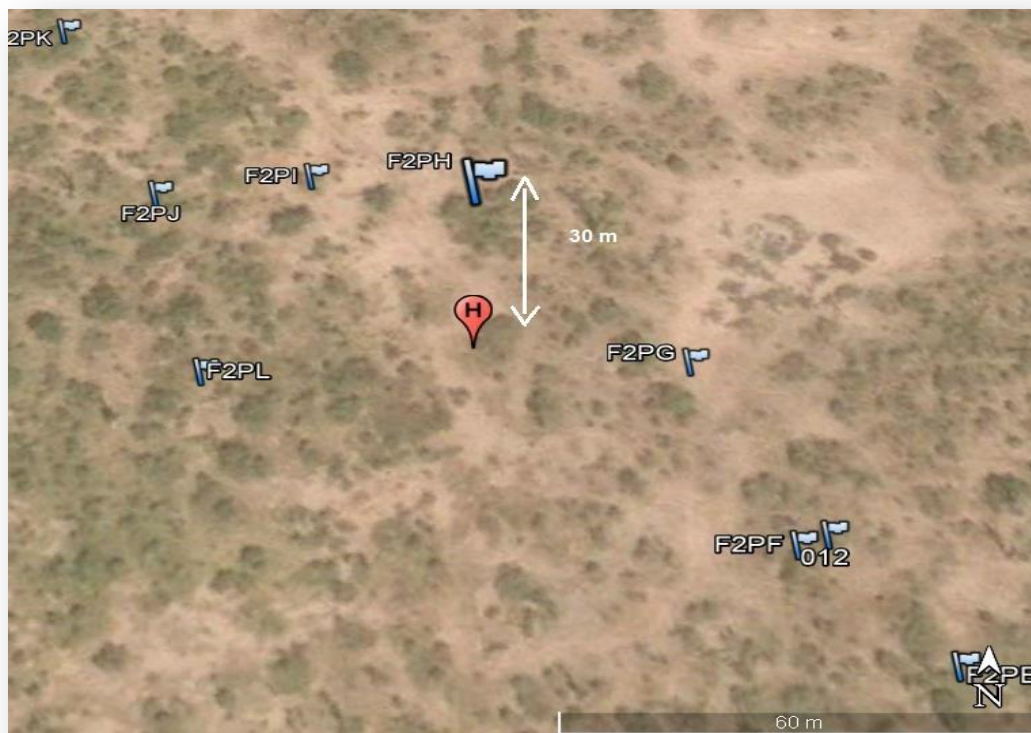


Figura 12. Desplazamiento observado durante las recapturas de la hembra (H) el parche 2.

En el parche 3, se registró el movimiento de 6 lacertilios a otras estructuras distintas al mezquite de liberación. El macho (A) de este parche en los primeros monitoreos se observó en el sitio de liberación, pero en los últimos 3 muestreos se registró entre ramas secas de pitaya agria, a 10 metros del punto de liberación inicial. La hembra (E) en el mismo parche, se registró que se movía entre el punto de liberación y un palo Adán tirado con las raíces de fuera, a una distancia de 2 metros entre estructuras; estos movimientos fueron detectados en dos ocasiones al momento de observarla. La pareja (H) de este parche se registró que se movía entre las estructuras (mezquites, pitaya agria, cholla, ramas secas y cardón) que rodeaban al mezquite donde se liberaron, desplazándose a una distancia de hasta 15 metros. Finalmente, ambos individuos de la pareja (S) al final se encontraron a

una distancia en otro mezquite a una distancia de 10 metros del sitio inicial de liberación, al final del monitoreo ambas parejas H y S quedaron vivas (figura 13).

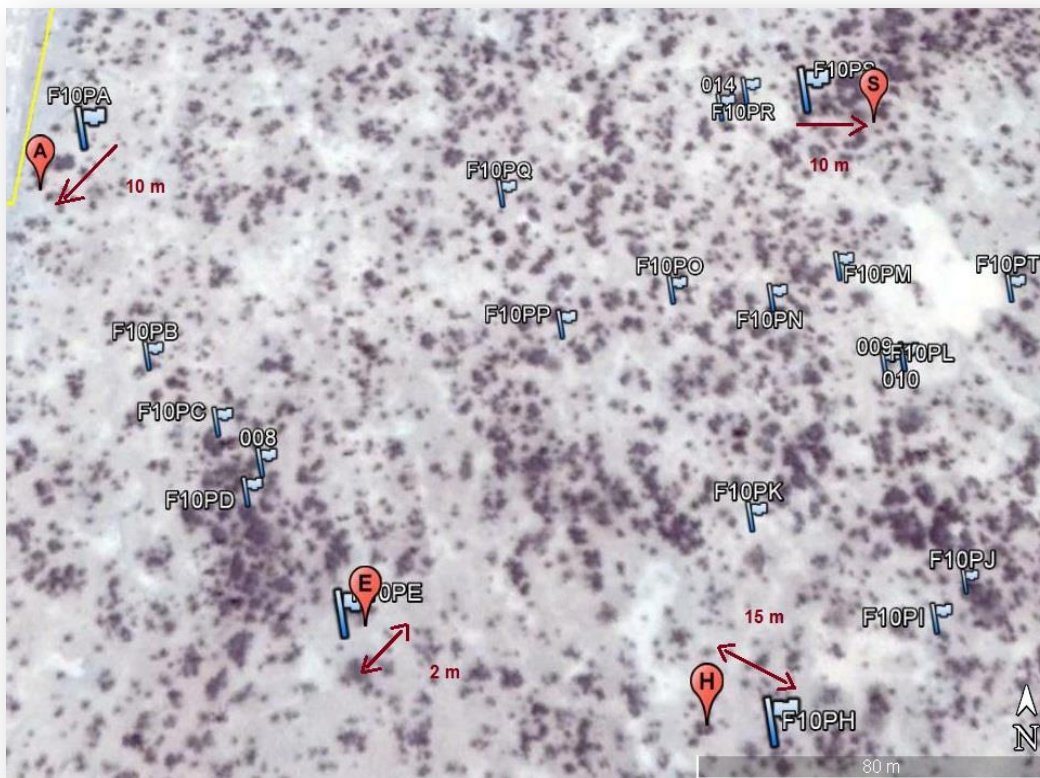


Figura 13. Desplazamiento observado durante las recapturas de los individuos macho (A), hembra (E) y las parejas (H y S) en el parche 3.

En el parche 4 solo se registró el desplazamiento de la pareja (U) del sitio inicial de liberación a otro mezquite a 4 metros de distancia; al final no se registró que ninguno de los dos individuos regresaran al punto inicial de liberación, al final del monitoreo solo se quedo sobreviviendo el macho en el punto nuevo y a la hembra no se volvió a registrar (figura14).

Todos los demás individuos observados durante todo el monitoreo incluyendo los 4 parches no se registraron con desplazamientos fuera del mezquite donde fueron liberados; siempre fueron encontrados en el mismo punto.



Figura 14. Desplazamiento observado durante las recapturas de la pareja (U) en el parche 4.

8.3. Tasa de supervivencia

Se estimó la tasa de supervivencia, de las poblaciones de *U. nigricaudus* en cada parche donde se reintrodujeron utilizando el programa MARK. Para cada parche se seleccionó el modelo que mejor explicara los datos; la selección del mejor modelo fue basada de acuerdo con el Criterio de Akaike AICc.

Para el parche 1 el modelo que mejor se ajusta con el $AICc = 406.97$ fue el menor de todos los modelos; este modelo indica que la población de *U. nigricaudus*

presenta una tasa de supervivencia constante por cada intervalo de captura tanto para machos y hembras; esto quiere decir que sobreviven el mismo número de machos y hembras en cada muestreo. Lo mismo se interpreta para la tasa de recaptura estimada constante por cada intervalo de captura tanto para machos y hembras. El segundo modelo por tener un valor ($\Delta AICc < 2$) podría competir con el primero; este modelo difiere del primero en la estimación de supervivencia aparente, el cual indica que esta supervivencia está influenciada por el sexo y que la tasa de recaptura es constante por cada intervalo de captura tanto para machos y hembras (Cuadro V).

Cuadro V. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de *U. nigricaudus* en el parche 1 durante el estudio.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	# Par	Deviance
$\varphi(.) p(.)$	406.97	0	0.49	1	2	108.05
$\varphi(g) p(.)$	408.56	1.59	0.22	0.45	3	107.56
$\varphi(.) p(g)$	409.03	2.05	0.17	0.35	3	108.02
$\varphi(g) p(g)$	410.34	3.37	0.09	0.18	4	107.23
$\varphi(.) p(t)$	415.06	8.08	0.00	0.01	7	105.43
$\varphi(t) p(.)$	415.34	8.37	0.00	0.01	7	105.71
$\varphi(g) p(t)$	416.77	9.79	0.00	0.00	8	104.90
$\varphi(t) p(g)$	417.53	10.55	0.00	0.00	8	105.66
$\varphi_i(t) p(t)$	422.15	15.17	0.000	0.00	11	103.39
$\varphi(.) p(g^*t)$	426.99	20.02	0.000	0	13	103.47
$\varphi(g^*t) p(.)$	428.84	21.86	0.000	0	13	105.32
$\varphi(g) p(g^*t)$	428.95	21.97	0.000	0	14	103.00
$\varphi(g^*t) p(g)$	430.98	24.00	0	0	14	105.02
$\varphi(t) p(g^*t)$	434.81	27.83	0	0	17	101.33
$\varphi(g^*t) p(t)$	436.33	29.363	0	0	17	102.86
$\varphi(g^*t) p(g^*t)$	447.77	40.79	0	0	22	100.96

φ supervivencia aparente, p Probabilidad de recaptura, (.) constante en el tiempo y por sexos, (g) grupo por sexo (macho y hembra), (t) tiempo, AICc = Criterio de información de Akaike corregido para muestras de pequeño tamaño. $\Delta AICc$ = diferencia en el AIC con respecto al modelo con menor AIC. AICc weight = valor normalizado del AICc.

La tasa de supervivencia estimada de la población en cada parche se expresa con valores de (0 – 1) siendo 1 la tasa más alta de supervivencia. Después de todo el monitoreo y el modelaje de los parámetros supervivencia aparente y probabilidad de recaptura de la población del parche 1, se estimó una tasa de supervivencia muy elevada ($\varphi = 0.98 \pm 0.015$).

Para el parche 2 de igual forma se estimaron los modelos en el programa seleccionando; el mejor modelo fue el del $AICc = 361$; este modelo indica que la (φ) supervivencia aparente de la población está relacionada por cada intervalo de captura con una (p) tasa de recaptura que fue constante a través de los muestreos tanto para machos y hembras. El segundo modelo que mejor explica los datos con un ($\Delta AICc < 2$) indica que la (φ) supervivencia aparente es constante a través de los muestreos y por sexos y de igual forma la (p) probabilidad de recaptura (Cuadro VI).

Después de todo el monitoreo y el modelaje de los parámetros supervivencia aparente y probabilidad de recaptura de la población del parche 2, se estimó una tasa de supervivencia alta ($\varphi = 0.91 \pm 0.05$).

Cuadro VI. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de *U. nigricaudus* en el parche 1 durante el estudio.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
$\varphi(t) p(.)$	361.63	0.00	0.42	1.00	7	102.54
$\varphi(.) p(.)$	363.07	1.44	0.21	0.49	2	114.62
$\varphi(.) p(g)$	364.18	2.55	0.12	0.28	3	113.66
$\varphi(g) p(.)$	364.88	3.26	0.08	0.20	3	114.36
$\varphi_i(t) p(g)$	364.96	3.33	0.08	0.19	9	101.41
$\varphi(g) p(g)$	365.82	4.19	0.05	0.12	4	113.20
$\varphi(t) p(t)$	368.59	6.96	0.01	0.03	11	100.48
$\varphi(.) p(t)$	369.42	7.80	0.01	0.02	7	110.33
$\varphi(g^{*t}) p(.)$	369.99	8.36	0.01	0.02	13	97.19
$\varphi(g) p(t)$	371.35	9.72	0.00	0.01	8	110.05
$\varphi(g^{*t}) p(g)$	371.83	10.20	0.00	0.01	14	96.64
$\varphi(t) p(g^{*t})$	376.03	14.40	0.00	0.00	17	93.46
$\varphi(g^{*t}) p(t)$	376.08	14.45	0.00	0.00	17	93.51
$\varphi(.) p(g^{*t})$	376.13	14.50	0.00	0.00	13	103.33
$\varphi(g) p(g^{*t})$	377.60	15.98	0.00	0.00	14	102.41
$\varphi(g^{*t}) (g^{*t})$	385.64	24.02	0.00	0.00	22	90.10

φ supervivencia aparente, p Probabilidad de recaptura, (.) constante en el tiempo y por sexos, (g) grupo por sexo (macho y hembra), (t) tiempo, AICc = Criterio de información de Akaike corregido para muestras de pequeño tamaño. Δ AICc = diferencia en el AIC con respecto al modelo con menor AIC. AICc weight = valor normalizado del AICc.

En el parche 3 el modelo con un AICc = 387.71 es el que mejor se ajustó e indica que la (φ) supervivencia aparente de esta población está influenciada por el sexo de los individuos; de acuerdo con los resultados mostrados anteriormente para este parche se registró que al final del monitoreo sobrevivieron 23 machos y 18 hembras, de igual forma la (p) probabilidad de recaptura se ve influenciada por el sexo; en este caso el siguiente modelo no compite ya que el valor de (Δ AICc > 2) (Cuadro VII).

Después de todo el monitoreo y el modelaje de los parámetros supervivencia aparente y probabilidad de recaptura de la población del parche 3, se estimó una tasa de supervivencia muy elevada ($\varphi = 0.95 \pm 0.02$).

Cuadro VII. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de *U. nigricaudus* en el parche 3 durante el estudio.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	# Par	Deviance
$\varphi(g) p(g)$	387.71	0.00	0.82	1.00	4	98.52
$\varphi(.) p(g)$	391.72	4.01	0.11	0.13	3	104.62
$\varphi(g) p(.)$	393.49	5.78	0.05	0.06	3	106.39
$\varphi(.) p(.)$	395.03	7.32	0.02	0.03	2	109.99
$\varphi(t) p(g)$	398.78	11.07	0.00	0.00	8	101.02
$\varphi(g) p(g^*t)$	401.24	13.53	0.00	0.00	14	89.89
$\varphi(t) p(.)$	401.89	14.18	0.00	0.00	7	106.31
$\varphi(g) p(t)$	402.92	15.21	0.00	0.00	8	105.16
$\varphi(.) p(g^*t)$	403.52	15.81	0.00	0.00	13	94.50
$\varphi i(g^*t) p(g)$	403.54	15.82	0.00	0.00	14	92.19
$\varphi(.) p(t)$	404.46	16.74	0.00	0.00	7	108.87
$\varphi(g^*t) p(.)$	408.55	20.84	0.00	0.00	13	99.53
$\varphi(t) p(g^*t)$	409.26	21.54	0.00	0.00	17	90.76
$\varphi(t) p(t)$	409.69	21.97	0.00	0.00	11	105.24
$\varphi(g^*t)$						
$p(g^*t)$	416.01	28.29	0.00	0.00	22	85.04
$\varphi(g^*t) p(t)$	416.15	28.44	0.00	0.00	17	97.66

φ supervivencia aparente, p Probabilidad de recaptura, (.) constante en el tiempo y por sexos, (g) grupo por sexo (macho y hembra), (t) tiempo, AICc = Criterio de información de Akaike corregido para muestras de pequeño tamaño. $\Delta AICc$ = diferencia en el AIC con respecto al modelo con menor AIC. AICc weight = valor normalizado del AICc.

En el parche 4 el mejor modelo con AICc de 402.48 indica que (φ) supervivencia aparente y la (p) probabilidad de recaptura son constantes tanto en el tiempo como por el sexo de los individuos de la población; el segundo modelo (Delta AICc < 2) indica que (φ) supervivencia aparente está influenciada por el sexo de los individuos y la probabilidad de recaptura es constante (Cuadro VIII).

Después de todo el monitoreo y el modelaje de los parámetros supervivencia aparente y probabilidad de recaptura de la población del parche 4, se estimó una tasa de supervivencia muy elevada también ($\varphi = 0.97 \pm 0.01$).

Cuadro VIII. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de la población de *U. nigricaudus* en el parche 4 durante el estudio.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	# Par	Deviance
$\varphi(.) p(.)$	402.48	0.00	0.46	1.00	2	113.60
$\varphi(g) p(.)$	404.35	1.87	0.18	0.39	3	113.39
$\varphi(.) p(g)$	404.50	2.02	0.17	0.37	3	113.54
$\varphi(g) p(g)$	406.20	3.72	0.07	0.16	4	113.13
$\varphi(.) p(t)$	407.20	4.71	0.04	0.09	7	107.61
$\varphi(t) p(.)$	407.52	5.03	0.04	0.08	7	107.93
$\varphi(g) p(t)$	409.20	6.72	0.02	0.03	8	107.38
$\varphi(t) p(g)$	409.51	7.03	0.01	0.03	8	107.69
$\varphi(.) p(g*t)$	411.75	9.26	0.00	0.01	13	98.27
$\varphi(t) p(t)$	412.01	9.53	0.00	0.01	11	103.30
$\varphi(g) p(g*t)$	413.85	11.37	0.00	0.00	14	97.94
$\varphi(t) p(g*t)$	417.19	14.71	0.00	0.00	17	93.76
$\varphi(g*t) p(.)$	418.84	16.35	0.00	0.00	13	105.36
$\varphi(g*t) p(g)$	420.47	17.99	0.00	0.00	14	104.56
$\varphi(g*t) p(t)$	423.56	21.08	0.00	0.00	17	100.12
$\varphi(g*t) p(g*t)$	427.29	24.81	0.00	0.00	22	90.53

φ supervivencia aparente, p Probabilidad de recaptura, (.) constante en el tiempo y por sexos, (g) grupo por sexo (macho y hembra), (t) tiempo, AICc = Criterio de información de Akaike corregido para muestras de pequeño tamaño. Δ AICc = diferencia en el AIC con respecto al modelo con menor AIC. AICc weight = valor normalizado del AICc.

Al modelar los parámetros (φ y p) por todos los parches con el fin de estimar la tasa de supervivencia total de los 200 individuos liberados, se encontró que el mejor modelo con un AICc de 1563.15 indica que la (φ) supervivencia aparente es influenciada por cada intervalo de muestreo, mientras que (p) Probabilidad de

recaptura se ve influenciada por el sexo de los individuos de cada población (cuadro IX).

Después de todo el monitoreo y el modelaje de los parámetros supervivencia aparente y probabilidad de recaptura de los 200 individuos reintroducidos en los 4 parches, se estimó una tasa de supervivencia muy elevada ($\varphi = 0.95 \pm 0.02$).

Cuadro IX. Modelos resultantes para la supervivencia aparente de las cuatro poblaciones de *U. nigricaudus* en todos los parches durante el estudio.

Modelo	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Modelo Likelihood	# Par	Deviance
$\varphi(t) p(g)$	1563.15	0.00	0.89	1.00	10	274.34
$\varphi(g) p(g)$	1567.47	4.33	0.10	0.11	8	282.79
$\varphi(.) p(g)$	1573.13	9.99	0.01	0.01	5	294.58
$\varphi(g^{*t}) p(g)$	1586.07	22.92	0.00	0.00	28	259.02
$\varphi(t) p(.)$	1587.15	24.00	0.00	0.00	7	304.51
$\varphi(t) p(g^{*t})$	1592.74	29.60	0.00	0.00	29	263.50
$\varphi(t) p(t)$	1593.42	30.28	0.00	0.00	11	302.55
$\varphi(g) p(g^{*t})$	1595.82	32.68	0.00	0.00	28	268.77
$\varphi(.) p(.)$	1598.03	34.89	0.00	0.00	2	325.55
$\varphi(g) p(.)$	1598.19	35.05	0.00	0.00	5	319.64
$\varphi(.) p(g^{*t})$	1600.14	37.00	0.00	0.00	25	279.62
$\varphi(.) p(t)$	1601.78	38.63	0.00	0.00	7	319.15
$\varphi(g) p(t)$	1602.36	39.22	0.00	0.00	10	313.56
$\varphi(g^{*t}) p(g^{*t})$	1611.89	48.74	0.00	0.00	44	248.95
$\varphi(g^{*t}) p(.)$	1612.49	49.35	0.00	0.00	25	291.97
$\varphi(g^{*t}) p(t)$	1617.61	54.47	0.00	0.00	29	288.37
$\varphi(g^{*t}) p(t)$	1617.61	54.47	0.00	0.00	29	288.37

(φ) supervivencia aparente, (p) Probabilidad de recaptura, (.) constante en el tiempo y por sexos, (g) grupo por sexo (macho y hembra), (t) tiempo, AICc = Criterio de información de Akaike corregido para muestras de pequeño tamaño. Δ AICc = diferencia en el AIC con respecto al modelo con menor AIC. AICc weight = valor normalizado del AICc.

Resumiendo lo anterior, podemos decir que la tasa de supervivencia fue elevada en los 4 parches con valores por encima de (φ) 0.9; se encontró que el parche 1 fue el que tuvo la (φ) supervivencia más alta con 0.98, el parche 2 fue donde se

registró la tasa de supervivencia más baja aunque aun así es elevada ($\varphi = 0.91$). En cuanto a la tasa de supervivencia general en los cuatro parches también fue alta ($\varphi = 0.95$). Por lo anterior, se puede concluir que no parece haber un efecto del parche por sí mismo sobre la tasa de supervivencia de las poblaciones (figura 15).

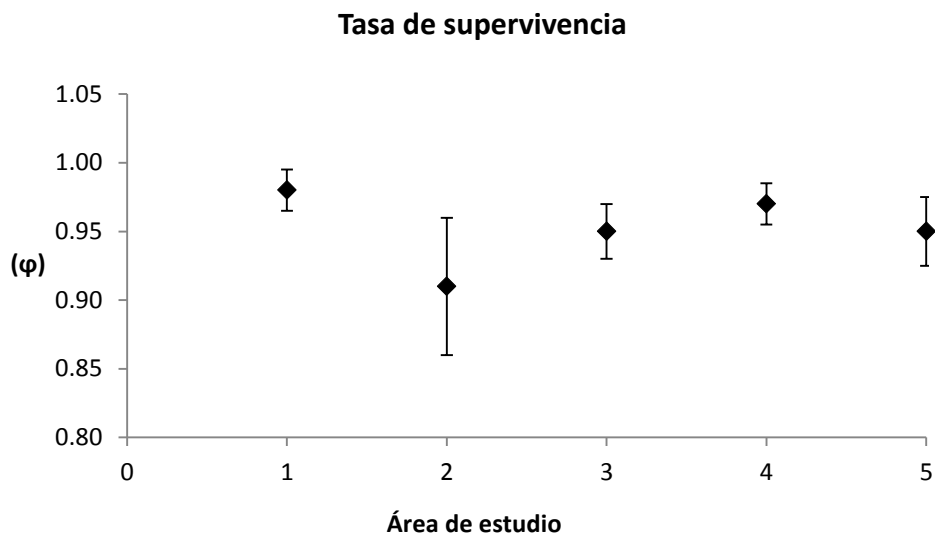


Figura 15. Tasa de supervivencia aparente de las poblaciones de *U. nigricaudus* en los parches y la población total reintroducida (N=200) en el Valle de Santo Domingo.

Algo muy importante que encontramos es que aunque las evidencias estadísticas muestran que en los 4 parches se registró una elevada tasa de supervivencia, donde la más baja fue de $\varphi = 0.91$ y la más alta de $\varphi = 0.98$ de todos los individuos, y aunque las tasas de supervivencia fueron altas, el número de parejas liberadas permaneciendo se redujo casi el 50%, excepto en el parche 3 y parche 4 que tuvieron el 64 % de parejas sobrevivientes.

El parche con la tasa más alta de supervivencia fue el parche 1, sin embargo solo sobrevivieron el 52% de las parejas en el mismo sitio de liberación, quedando 10 individuos solos en su punto de liberación. En el parche 2 se registró la

supervivencia más baja $\phi = 0.91$, con 48% de parejas y 7 individuos solos; El parche 3 en este parche la supervivencia fue alta $\phi = 0.95$ al igual que el número de parejas sobrevivientes 64%, además de 9 individuos solos. Y el parche 4 con supervivencia alta $\phi = 0.97$ y 48% de parejas con 17 individuos solos.

8.4. Depredadores potenciales

En cuanto a los depredadores potenciales que se sabe que en su dieta incluyen reptiles, principalmente lacertilios, se han registrado 8 especies de aves, rastros de 3 especies de mamíferos y 3 especies de reptiles (cuadro X). Fue en el parche 2 donde se registró la mayor cantidad de depredadores potenciales con 12 especies, seguido del parche 4 con 11 especies. En el parche 1 y 3 se registró el menor número de depredadores (Figura 16).

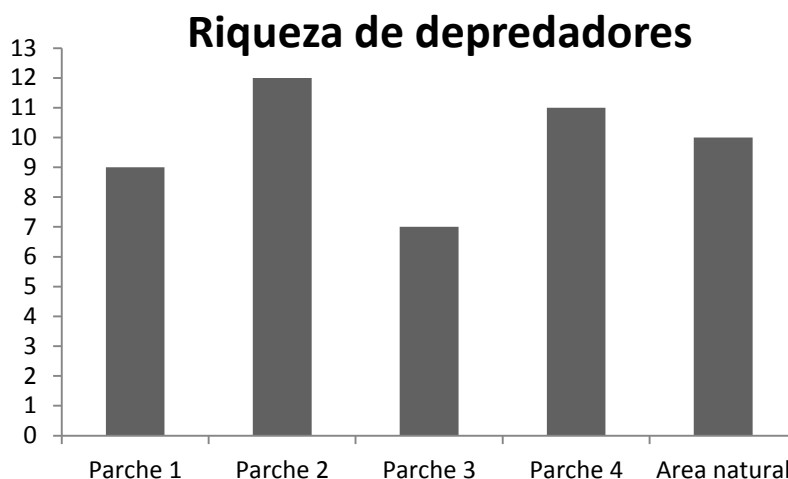


Figura 16. Depredadores potenciales presentes en los sitios de estudio del Valle.

En el parche 1 se registraron un total de 98 individuos de 9 especies como potenciales depredadores, incluyendo a todas las especies observadas (cuadro X). Para la especie de ave *Campylorhynchus brunneicapillus* (llamada comúnmente matraca), se sabe que su dieta se basa principalmente de artrópodos, pero se le ha registrado depredando también sobre reptiles pequeños

(obs. pers.); esta especie fue la más abundante durante todo el monitoreo de depredadores en este parche (28.6% de individuos en el parche), seguido por la especie de ave rapaz *Caracara cheriway* y una lagartija *Dipsosaurus dorsalis* (que se ha visto que come lagartijas pequeñas aunque no forman parte de su dieta principal); ambas especies tuvieron el 15.3% de los registros cada una; se detectó la presencia de perros, gatos y coyotes en este parche por medio de huellas y excretas, aportando el 11.2% los individuos de gato, 7.1% los de coyote y 2% los de perro.

En el parche 2 se registraron un total 101 individuos de 12 especies como potenciales depredadores (cuadro X). En este el parche se encontró la mayor abundancia de depredadores durante el monitoreo de depredadores potenciales. En este parche la especie *C. brunneicapillus* fue el más abundante depredador potencial con 28.7% de los registros; seguido de las rapaces *C. cheriway* y *Elanus leucurus*, ambas especies tuvieron el 11.9% de los registros cada una; se detectó la presencia de *C. domesticus* 4%, *C. latrans* y *F. catus* con el 3% de los registros para ambas especies; y con menor abundancia *Masticophis flagellum*, 1% de los registros.

En el parche 3 se registraron un total 37 individuos de 7 especies como potenciales depredadores. En este el parche se registró la menor abundancia de depredadores durante el monitoreo de depredadores potenciales (cuadro X). En este parche, la especie *C. brunneicapillus* fue la más abundante con el 48.6%; las especies *D. dorsalis* 18% y *Lanius ludivicianus* 16.2% y con menor abundancia *Falco sparverius* (cernícalo) y *Geococcyx californianus* (correcaminos), con el 2.7% de los registros para ambas especies.

En el parche 4 se registraron un total de 79 individuos de 11 especies presentes (cuadro X). Al igual que en los tres parches anteriores, en este parche la especie *C. brunneicapillus* fue la más abundante con 36.7% de los registros; seguido de *C.*

cheriway, 12.7%; *D. dorsalis*, 11.4% y la aguililla de Harris *Parabuteo unicinctus* con 10.1% de los registros (cabe mencionar que el aguililla de Harris no fue observada en los demás parches ni en área natural); y con menor abundancia *M. flagellum* y *C. domesticus*, ambas especies tuvieron el 1.3% de los registros.

En el área natural continua se registró un total de 10 especies con una abundancia total de 48 individuos (cuadro X). El área natural es de los sitios con menor abundancia de depredadores registrados, solo por arriba del parche 3. Al igual que en los parches, (*C. brunneicapillus*) fue el más abundante con el 43.8%, seguido de cernícalo (*F. sparverius*) y *Toxostoma cinereum*, con 10.4% para ambos; y con menor abundancia 5 especies con 4.2%.

En resumen, (*C. brunneicapillus*) es la especie más abundante en los parches y área natural continua, seguido de *D. dorsalis* especie que solo registramos como presente en los parches; *C. cheriway* fue abundante, y solo estuvo ausente en el parche 13; en el caso del tecolote de madriguera (*Athene cunicularia*) y el milano (*Elanus leucurus*) tuvieron abundancia baja y además solo están registrados en el parche 2; el mismo caso es el del aguililla de Harris (*P. unicinctus*), que solo se registró en el parche 3; por otro lado, se registró la presencia de la lagartija *Gambelia* sp. Únicamente en área natural.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de estudio respecto al número y abundancia de depredadores presentes en los mismos ($G = 161.07 > G_{0.05, 56 \text{ g.l.}} = 78.08$).

Cuadro X. Abundancia y porcentaje de depredadores potenciales en los sitios de estudio.

	Parche 1		Parche 2		Parche 3		Parche 4		Área natural	
	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%
No. de especies	9		12		7		11		10	
<i>C. cheriway</i>	15	15.3	12	11.9	0	0	10	12.7	2	4.2
<i>F. sparverius</i>	7	7.1	10	9.9	1	2.7	7	8.9	5	10.4
<i>P. uncinatus</i>	0	0	0	0	0	0	8	10.1	0	0
<i>E. leucurus</i>	0	0	12	11.9	0	0	0	0	0	0
<i>A. cunicularia</i>	0	0	3	3.0	0	0	0	0	0	0
<i>C. brunneicapillus</i>	28	28.6	29	28.7	18	48.6	29	36.7	21	43.8
<i>T. cinereum</i>	6	6.1	10	9.9	0	0	0	0	5	10.4
<i>L. ludovicianus</i>	7	7.1	7	6.9	6	16.2	7	8.9	4	8.3
<i>G. californianus</i>	0	0	0	0	1	2.7	2	2.5	2	4.2
<i>C. latrans</i>	7	7.1	3	3.0	2	5.4	2	2.5	2	4.2
<i>C. domesticus</i>	2	2.0	4	4.0	2	5.4	1	1.3	0	0
<i>F. catus</i>	11	11.2	3	3.0	0	0	3	3.8	2	4.2
<i>M. flagellun</i>	0	0	1	1.0	0	0	1	1.3	3	6.3
<i>D. dorsalis</i>	15	15.3	7	6.9	7	18.9	9	11.4	0	0
<i>Gambelia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4.2
Total	98	100	101	100	37	100	79	100	48	100

8.5. Abundancia y riqueza de alimento potencial disponible

Como alimento potencial disponible, se registraron un total de ocho especies de artrópodos incluidos en parches y área natural continua, siendo 2 especies de hormigas, 1 especie de termita, una especie de escarabajo pequeño, 1 especie de chapulín, 1 especie de araña, y 1 especie de mariposa (en larva). En el parche 3 y en área natural continua se registró un total de 8 especies, siendo los sitios con mayor número de especies de alimento potencial; el parche 2 solo tuvo 4 especies registradas, siendo el que menor número de especies tuvo, mientras que en los parches 1 y 4 se registraron 5 especies (figura 17).

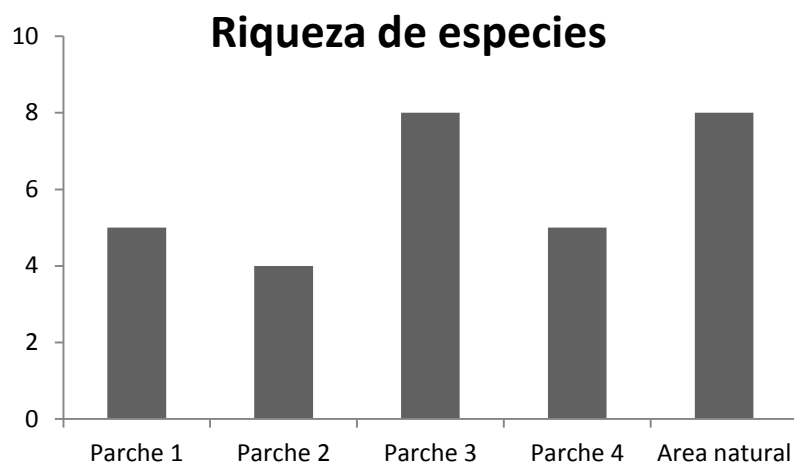


Figura 17. Número de especies como alimento potencial para *U. nigricaudus* en los parches y en el área natural del sitio de estudio.

En el parche 1, se registraron un total de 241 individuos de artrópodos como alimento potencial, incluyendo a todas las especies observadas. La familia Formicidae con dos especies de hormiga, fue la que mayor abundancia presentó; las hormigas sp1 con 76.8% de los individuos y la hormiga sp2 con 19.5% individuos registrados para este parche. Una especie de araña (araña sp) y una larva de lepidóptero tuvieron abundancias muy bajas (0.4% y 0.6% de individuos del total de los registros de artrópodos como alimento potencial, respectivamente). En el parche 2 se registraron un total de 176 individuos artrópodos como alimento potencial, incluyendo a todas las especies observadas; al igual que en el parche 1, la hormiga sp 1, con el 91.5% de los individuos registrados, fue la especie más abundante; este parche fue el único sitio donde no se registró la hormiga sp2; la abundancia más baja pertenece a la especie de avispa (*Vespidae* sp.) y *Acrididae* sp con el 0.6 de los registros para ambas especies.

En el parche 3 se registraron un total de 346 individuos artrópodos como alimento potencial, incluyendo a todas las especies observadas. La familia Formicidae con dos especies de hormiga fue la que mayor abundancia presentó; las hormigas sp1 aparecieron con 44.8%, y la termita sp con 27.3% individuos registrados. La

abundancia más baja pertenece a Acrididae sp con el 0.9% y Vespidae sp 0.6% de los registros.

En el parche 4 se registraron un total de 219 individuos artrópodos como alimento potencial, incluyendo a todas las especies observadas; la familia Formicidae con dos especies de hormiga fue la que mayor abundancia presentó; las hormigas sp1 con 74.4% individuos y la hormiga sp2 con 23.7% individuos registrados. Con la menor abundancia estuvieron Vespidae sp (0.5%) y larva de lepidóptero (0.5%).

En área natural se registraron un total de 448 individuos artrópodos como alimento potencial, pertenecientes a todas las especies observadas. la familia Formicidae con dos especies de hormiga fue la que mayor abundancia presentó: las hormigas sp1 con 50.4 individuos y la hormiga sp2 con 18.8% individuos registrados.

En resumen, en todos los sitios estudiados tanto en los parches como en área natural, las hormigas sp1. fueron la especie más abundante; seguida de la hormiga sp. 2, la cual únicamente no estuvo presente en el parche 2. Las especies menos abundantes fueron las arañas, las avispas y la larva de mariposa en los parches y área natural. El parche 3 y el área natural tuvieron a todas las especies de alimento potencial presentes (cuadro XI).

Se encontraron diferencias estadísticas que indican que la ocurrencia de las especies presa potenciales y su abundancia individual es distinta en cada sitio donde se evaluó el alimento potencial de *U. nigricaudus* ($G = 414 > G_{0.05, 28 \text{ g.l.}} = 41.31$).

Cuadro XI. Especies y porcentaje de abundancia de artrópodos como posibles presas y alimento de *U. nigricaudus*.

	Parche 1		Parche 2		Parche 3		Parche 4		Área natural	
	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%	# Ind.	%
Hormiga sp 1	185	76.8	161	91.5	155	44.8	163	74.4	226	50.4
Hormiga sp2	47	19.5	0	0	60	17.3	52	23.7	84	18.8
Termita sp1	0	0	0	0	96	27.7	0	0	104	23.2
Escarabajo	6	2.5	13	7.4	22	6.4	0	0	16	3.6
Chapulín	0	0	1	0.6	3	0.9	0	0	6	1.3
Araña	1	0.4	0	0	4	1.2	2	0.9	3	0.7
Avispa	0	0	1	0.6	2	0.6	1	0.5	3	0.7
Larva mariposa	2	0.8	0	0	4	1.2	1	0.5	6	1.3
Total	241	100	176	100	346	100	219	100	448	100

8.6 Correlación de depredadores potenciales y alimento potencial con supervivencia de lagartijas en los parches.

El sitio con mayor abundancia de depredadores fue el área natural continua con un total de 448 individuos de todas las especies registradas, seguido del parche 3 con un total de 346 individuos de todas las especies registradas en este parche. El parche 2 fue el que tuvo menor abundancia de alimento potencial con 176 individuos de todas las especies registradas (figura 19).

Al realizar la correlación entre la supervivencia con la abundancia de depredadores se encontró que hay una ligera correlación negativa ($r = - 0.34$), indicando que a mayor riqueza y abundancia de depredadores la supervivencia de *U. nigricaudus* es menor. Sin embargo, la diferencia en la supervivencia es pequeña entre parches con una variación entre 0.91 a 0.98.

Al correlacionar la riqueza y abundancia de alimento potencial se encontró una ligera correlación positiva ($r = 0.32$) que indica que entre mayor riqueza y abundancia de artrópodos como alimento potencial la supervivencia de *U. nigricaudus* será mayor.

9. DISCUSIÓN

Algo muy importante que encontramos en este trabajo, es que el porcentaje de parejas remanente para dos parches es alto y los otros dos es bajo. Esto en términos demográficos se espera tendrá efectos importantes si es que no llega a haber una reproducción adecuada que compense la falta de parejas sexuales para los individuos que quedaron solos en los parches; en el parche 1, 5 machos y 5 hembras quedaron solas; en el parche 2 quedaron solos 1 macho y 5 hembras; en el parche 3, 7 machos y 2 hembras quedaron solas, y en el parche 4, 7 machos y 8 hembras. La proporción de sexos tiene un papel importante ya que los individuos solitarios aún tienen la capacidad de reproducirse si encuentran pareja. Sin embargo la desigual proporción de sexos (proporción de machos y proporción de hembras) en las poblaciones es un factor importante para la formación de nuevas parejas adultas con la capacidad de reproducirse, esta proporción depende de la tasa de natalidad y los procesos de migración (inmigración y emigración) (Bessa-Gomes et al 2004, Bessa-Gomes et al 2010). En el caso del presente trabajo aún no hay registro de reproducción, además por ser parches aislados no hay procesos de inmigración ni emigración, además los individuos sin pareja están sujetos a otros factores como la depredación esta se discute adelante ya que al ir en busca de pareja se vuelve más susceptible a las condiciones del parche (Griffin et al. 2000, Palmara et al. 2013).

Estudios demuestran que la probabilidad de extinción de las poblaciones se incrementa cuando el número de parejas es bajo, con tasas de mortalidad más altas que las tasas de natalidad. Por ejemplo, se ha demostrado que las poblaciones de aves con menor número de parejas tienen tasas de extinción mayor que las poblaciones que con más parejas (figura 18 A; Jones y Diamon 1967).

En otro estudio, se documentó con una perspectiva de estocasticidad demográfica que la persistencia de 122 poblaciones del borrego cimarrón está influida por el tamaño mínimo de una población viable, encontrando mayores números de extinciones locales en poblaciones con tamaños menores a 50 individuos han sufrido extinciones locales más frecuentes que las poblaciones con más de 50 individuos que persisten durante más tiempo (figura 18 B; Berger 1990).

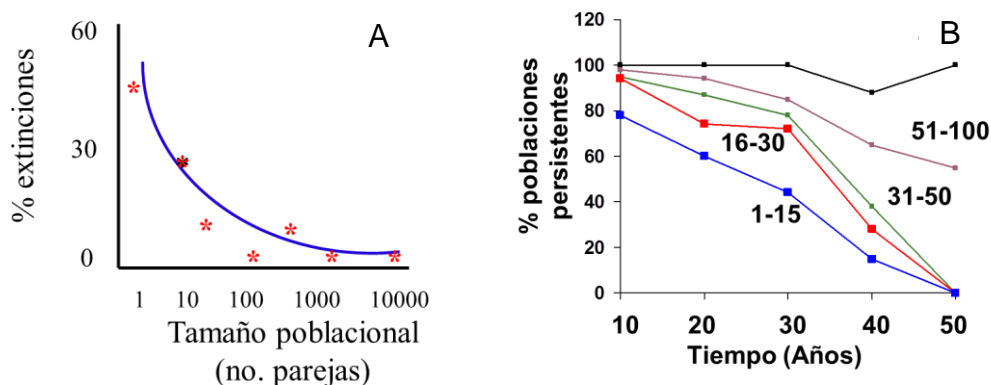


Figura 18. (A) Ejemplo de porcentaje de extinción de aves de acuerdo a el número de parejas y (B) poblaciones de borrego y poblaciones persistentes. (Tomados de Jones y Diamon 1967, Berger 1990).

Para reptiles lacertilios, se encontró en un estudio en fragmentos de bosque con distintos tamaños, que las tasas de extinción en los fragmentos pequeños son mayores debido a que el tamaño efectivo de las poblaciones es menor y a que las tasas de reclutamiento por inmigración y natalidad son bajas o nulas en los parche pequeños, con lo que se incrementó la vulnerabilidad a los procesos de extinción por estocasticidad ; en los fragmentos grandes, la tasa de supervivencia de la población fueron más elevadas teniendo la capacidad de persistir por más tiempo (Díaz et al. 2000). Es decir, se esperan efectos por estocasticidad demográfica importantes si no llega a existir reemplazo de parejas a través de nacimientos o bien de inmigrantes. Este último proceso en nuestra área de estudio se ve difícil

dadas las condiciones de aislamiento que tienen los parches y a que anteriormente ya se habían extinto las poblaciones en dichos parches, no se volvieron a ver individuos en los mismos que pudieran indicar inmigración. Sin embargo, habría que esperar para ver en un mediano plazo (5-7 años) si se dieron procesos de este tipo en los parches.

9.1. Riqueza Abundancia de depredadores potenciales

Se registraron un total de 12 especies de depredadores en los parches y 10 especies de depredadores en área natural, incluyendo los grupos de aves, mamíferos y reptiles, encontrando diferencias significativas en el número y abundancia de los depredadores potenciales entre los sitios de estudio. Encontramos que en la zona fragmentada parece existir una mayor presión depredatoria que en el área natural. Se sabe que la fragmentación del hábitat tiene efectos en la riqueza y abundancia de especies (Laurance y Yensen 1991, Saunders et al. 1991, Fahrig y Merriam 1994, Chalfoun et al. 2002, Fahrig 2003), pero no a todas las especies les afecta de la misma manera. Las especies generalistas tanto de hábitat como de dieta se ha visto se pueden beneficiar del proceso de la fragmentación incrementando su abundancia en los parches o fragmentos, lo que ha tenido como consecuencia en algunos sitios el incremento de las especies depredadoras (Ryall y Fahrig 2006, Haapakoski et al. 2013). Se puede suponer que en los parches estudiados las poblaciones de *U. nigricaudus* están sujetas a la presión de depredación de los depredadores que se registraron en los parches. Aunque en todos los parches se registró una elevada tasa de supervivencia se encontró una leve tendencia que indica que a medida que el número de depredadores se incrementa, la tasa de supervivencia disminuye. Esto se reflejó en el caso del parche 2 que teniendo la mayor riqueza y abundancia de depredadores potenciales presentó el valor más bajo de supervivencia. Esta tendencia leve de mantenerse a la larga puede tener efectos significativos en la

mortalidad de los reproductores, sobre todo considerando que son poblaciones pequeñas.

Estudios demuestran que los depredadores principalmente generalistas tienen un papel importante en la regulación de tamaños de las poblaciones. Se ha encontrado que el incremento de depredadores generalistas mantiene un bajo número de mamíferos pequeños, y si es el caso de una población pequeña y aislada llevan a las poblaciones a niveles de vulnerabilidad donde la probabilidad de extinción es alta (Dalkvist et al. 2011).

9.2. Riqueza Abundancia de alimento potencial

Se evaluó la riqueza y abundancia de presas potenciales en la zona fragmentada y área natural continua, registrando un total 8 especies en los parches y 8 en área natural continua, por lo que se podría concluir que ambas zonas tienen una disponibilidad de especies presa similar. Sin embargo, en la zona natural continua se registró una mayor abundancia de artrópodos disponibles como alimento potencial de *U. nigricaudus* que en los parches estudiados. Se ha encontrado que la fragmentación del hábitat afecta reduciendo la riqueza y abundancia de insectos, principalmente los especialistas con poca capacidad de dispersión (Rosch et al. 2013). En el área fragmentada del desierto de BCS encontramos en nuestro estudio que en la mayoría de los parches la riqueza y abundancia de artrópodos fue menor que en la zona natural. También se encontró una leve correlación positiva entre la supervivencia de las poblaciones de *U. nigricaudus* y la riqueza y abundancia de artrópodos. Es decir, que mientras la disponibilidad de alimento potencial (artrópodos) se incrementa, la supervivencia de las poblaciones será más alta. Lo anterior se denotó sobre todo en el parche 2 donde se registró la menor riqueza y abundancia de artrópodos y la tasa de supervivencia fue la más baja de entre los parches, mientras que en el parche con mayor riqueza y

abundancia de artrópodos la tasa de supervivencia fue mayor (parche 3). No se encontró información publicada sobre el tema de la disponibilidad de alimento en sistemas fragmentados por lo que no es posible comparar con otros estudios en este sentido.

En el presente trabajo se podría pensar después del análisis que hay un efecto sinérgico de la presión de depredadores, la disponibilidad de alimento y el tamaño de los parches, en la supervivencia de las poblaciones reintroducidas de *U. nigricaudus* en los parches seleccionados. De manera general, se denota esta tendencia en la supervivencia del número de parejas remanentes encontrando que: 1. en los parches más grandes parece haber una mayor cantidad de artrópodos disponibles en los mezquites como alimento potencial para las poblaciones; y 2. además de que la presión de depredadores es menor en estos parches. Por el contrario, en los parches pequeños la disponibilidad de alimento tiende a ser menor que en los grandes además de haber una mayor presión de depredadores (cuadro XII). Esto es un importante determinante en los procesos demográficos de las poblaciones liberadas, si esperamos que sobre todo en 2 de los 4 parches las poblaciones comiencen a reproducirse de manera más efectiva por el número de parejas remanentes, incrementando también el número de parejas en un futuro y elevando la probabilidad de supervivencia de la población.

Cuadro XII. Resumen de valores comparativos de las variables evaluadas en el presente trabajo.

	parche 1	parche 2	parche 3	parche 4
Tasa de supervivencia	0.98	0.91	0.95	0.97
% parejas sobrevivientes	52	48	64	64
Área del parche (Ha)	18.4	27.1	38.2	53.2
Depredadores potenciales	++	+++	+	++
Alimento potencial	++	+	+++	++

+ Poco, ++ Medio, +++ Alto (Presión de depredadores o alimento potencial disponible).

9.3. Reintroducción

La reintroducción experimental de 4 poblaciones de *U. nigricaudus* en los parches de matorral donde estaba localmente extinta, aunque puede dejar dudas de su éxito ya que el tiempo de monitoreo ha sido de corto plazo (menos de 1 año) con lo que no se pueden evaluar tendencias aún que permitan indicar si la reintroducción o translocación fue exitosa de acuerdo a lo que maneja la literatura del tema, sí podemos comentar sobre nuestros resultados a la fecha cómo se han comportado estas reintroducciones. En una reintroducción exitosa se debe considerar que la población reintroducida cumpla con las siguientes características demográficas: Tasa de supervivencia elevada, reclutamiento de nuevos individuos adultos y evidencia de una reproducción exitosa (Germano y Bishop 2008). En su revisión de reintroducciones y translocaciones de anfibios y reptiles desde 1991 al 2006, estos autores encontraron que las translocaciones exitosas de especies de estos grupos estuvieron directamente relacionadas con el número de individuos liberados, siendo aquellas de más de 1000 individuos las más exitosas. Por otro lado, encontraron que las causas que provocaron el fracaso de las translocaciones fueron el regreso al hogar y la migración de individuos reintroducidos fuera de los sitios de liberación y hábitat inadecuado. En nuestro estudio, una de las causas de mortalidad de individuos podría ser la migración de individuos, ya que el efecto del aislamiento y su baja capacidad de dispersión a sitios lejanos los pudo haber hecho susceptibles a otros factores como la presión de los depredadores. No obstante, para algunos de los parches mantener las parejas por arriba del 60% del original y con las tasas de supervivencia elevadas, hacen suponer que para este primer año la traslocación ha sido exitosas comparativamente con lo esperado. De cualquier manera, se debe ser cauteloso porque por el corto plazo de seguimiento, aún no hay resultados que muestren tendencias sólidas.

Otros autores demuestran que el éxito de las reintroducciones se incrementa en sitios donde la cantidad de depredadores es muy baja o nula, mientras que el éxito

disminuye y el fracaso aumenta en sitios con depredadores presentes. La translocación de una población de 42 individuos de una lagartija del género *Aspidoscelis* de una isla a otra al este de la India, donde la presión depredatoria es muy baja, registraron un tamaño poblacional de 155 individuos después de 3 años de monitoreo (Dickinson y Fa 2000). Lo anterior, es alentador en el sentido de que las poblaciones en los parches donde se reintrodujeron las lagartijas puedan empezar a crecer y estabilizar sus poblaciones con la reproducción entre las parejas remanentes.

10. CONCLUSIONES

La supervivencia de las poblaciones de *U. nigricaudus* fue alta en cada parche. No obstante, el número de parejas que permanecieron fue bajo en el caso de 2 parches, donde se esperan operen efectos demográficos que incrementen su probabilidad de extinción comparativamente con los otros dos parches, donde el número de parejas remanentes es elevado; se espera que la probabilidad de que estas poblaciones persistan por un tiempo mayor. Esto es muy importante en términos de reproducción potencial.

Los individuos que quedaron sin pareja 14 machos y 21 hembras son potenciales individuos reproductores si llegan a encontrar pareja dentro de los parches.

La riqueza y abundancia de los depredadores potenciales de *U. nigricaudus* fue mayor en la zona fragmentada del Valle comparada con el área natural, indicando mayor presión de depredación para poblaciones pequeñas de la zona fragmentada incluyendo las poblaciones reintroducidas en los parches. Hay una ligera correlación entre la supervivencia de *U. nigricaudus* y la presión depredatoria, mostrando que cuando la presión de depredación es menor la supervivencia de las poblaciones es mayor.

La riqueza y abundancia de artrópodos fue mayor en área natural que en los parches estudiados indicando que la disponibilidad de alimento es más baja para especies que se alimentan de invertebrados en los parches incluyendo las poblaciones de reintroducidas de *U. nigricaudus*. Hay una ligera correlación entre la supervivencia de *U. nigricaudus* y la disponibilidad de alimento, mostrando que a mayor disponibilidad de alimento, en este caso artrópodos, se incrementa la probabilidad de supervivencia de las poblaciones reintroducidas.

Por el corto tiempo de monitoreo no se pudo determinar si las reintroducciones fueron exitosas, aunque los datos hasta ahora obtenidos muestran que las poblaciones de los parches 3 y 4 pueden llegar a tener mayores probabilidades de mantenerse y crecer, con lo que podrían llegar a ser reintroducciones exitosas en un futuro al mediano plazo.

11. LITERATURA CITADA

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. En: Petran, B.N., Csaki, F. (Eds.), International Symposium on Information Theory, second ed. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary, pp. 267–281.

Alaniz-García, J. y J.H. Valdez-Villavicencio. 2008. Ficha técnica de *Urosaurus nigricaudus*. En Alaniz-García, J. (compilador). Actualización de las fichas de información para los reptiles incluidos en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001, para Baja California. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. CK013. México D.F.

Armstrong, D.P. y P.J. Seddon. 2008. Directions in reintroduction biology. Trends in Ecology and Evolution 23: 20–25.

Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. Conservation Biology 4:91-98

Bessa-Gomes, C., Legendre, S., Clobert, J. 2004. Allee effects, mating systems and the extinction risk in populations with two sexes. Ecol. Lett. 7: 802–812.

Bessa-Gomes, C., Legendre, S., Clobert, J. 2010. Discrete two-sex models of population dynamics: On modelling the mating function. Acta Oecologica 36: 439–445.

Borror, J.D. y E.R. White. 1998. A Field Guide to Insects: America North of Mexico. Houghton Mifflin Harcourt. vol19. 416 pag.

Boulton, L.R., Richard, Y., Amstong, P.D. 2007. Influence of food availability, predator density and forest fragmentation on nest survival of New Zealand robins. *Biological Conservation*. 141:580-589.

Boyce, M.S. 1992. Population Viability Analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:481-506.

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

Chalfoun, A.D., Thompson III, F.R., Ratnaswamy, M.J. 2002. Nest predator and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16:306-318.

Cooch, G.E., White, C.G. 2014. Program MARK A Gentle Introduction. Evan G. Cooch & Gary C. White (eds.). 1028pag.

Cormack, R. M., 1964. Estimation of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429–438.

Davidson, A.D., Hamilton, M.J., Boyer, A.G., Brown, J.H., Ceballos, G. 2009. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proc Natl Acad Sci USA* 06:10702–10705

Dalkvist, T., Sibly, R.M., Topping, C.J. 2011 How predation and landscape fragmentation affect vole population dynamics. *PLoS ONE* 6:e22834.

Díaz, J.A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T., Tellería, J.L. 2000, Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammmodromus algirus*. *Animal Conservation*, 3: 235e.

Devineau, O., Shenk, M.T., Doherty, F. P., White, C.G., Kahn, H.R. 2010. Assessing Release Protocols for Canada Lynx Reintroduction in Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 75(3):623–630.

Dickinson, H.C., Fa, J E. 2000. Abundance, demographics and body condition of a translocated population of St Lucia whiptail lizards (*Cnemidophorus vanzoi*). *J. Zool., Lond.* 251: 187-197.

Dodd, C.K. y R.A. Seigel. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work. *Herpetologica* 47:336–350.

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

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

Fischer, J. y D. Lindenmayer. 2007 Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265–280.

Gallina-Tessaro, P., Ortega-Rubio, A., Álvarez-Cárdenas, S.P. 2000. Diet of the black-tailed brush lizard *Urosaurus nigricaudus* of the Cape Region, Baja California Sur, Mexico. *Herpetological Natural History* 7(1):35-40.

García, E. 1982. Carta Estatal Climas, Tipos de Climas según Köppen, Estado de Baja California, Escala 1:1,000,000. Secretaría de Programación y Presupuesto. México.

García, E. 1994. Carta Estatal Climas, Tipos de Climas según Köppen, Estado de Baja California Sur, Escala 1:1,000,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

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

Germano, J.M., Bishop, P. 2008. Suitability of Amphibians and reptiles for Translocation. *Conservation Biology*, 23, 1:7-15

Gilpin, M.E. y M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M. E. Soulé (Ed): *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc. Pub. Sunderland. 19-34pp.

Griffin, S.A., Blumstein, T.D., Evans, C.S. 2000. Training Captive-Bred or translocated Animals to Avoid Predators. *Conservation Biology*, 14:(5)1317–1326

Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245:477-480.

Griffiths, R.A. y L. Pavajeau. 2008, Captive Breeding, Reintroduction, and the Conservation of Amphibians. *Conservation Biology*, 22: 852–861.

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.

Hanski, I. y D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach: its history, conceptual domain, and application to conservation. *Metapopulation Biology*. 5-26.

Hall, E.R. 1981. *Mammals of North America*. John Wiley and Sons. New York. Vol 2:1181pp.

Haapakoski, M., Sundell, J., Ylönen, H. 2013. Mammalian predator-prey interaction in a fragmented landscape: weasels and voles. *Oecologia* 173:1227–1235.

INEGI, 2010 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. «Principales resultados por localidad 2010 (ITER). http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2010.aspx?c=27329&s=est.

Jolly, G.M., 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika*, 52: 225–247.

Jones, L. y J. Diamond. 1976. Short-term base studies of turnover in breeding bird populations on the California Channel Islands. *Condor* 78:526-549.

Karieva, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326:388-90.

Krebs, C.J. 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. 5 ed. Benjamin Cummings. USA. 71, 72 pp.

Kruess, A. y T. Tscharntke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264:1581–1584.

Lande, R.E. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *The American Naturalist* 142: 911-927.

Lande, R.E. y B-E. Saether. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford University Press.

Laurance, W.F.L. y E. Yensen. 1991. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55:77-92.

López-Avendaño, T. y Rodríguez-Estrella. R. 2012. Efectos de la fragmentación sobre especies relevantes de reptiles del desierto de BCS. Tesis de licenciatura. 110 pag.

Munguía-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.

Navarro, J.J. 1986. *Agricultura moderna y desarrollo regional en el Valle de Santo Domingo, B.C.S.* Colegio de la Frontera Norte (Ed). Tijuana B. C. México. 118pp.

Palmara, M.G., Delius, W.G., Smith, J.M., Petchey, L.O. 2013. Predation effects on mean time to extinction under demographic stochasticity. *Journal of Theoretical Biology*. 334:61–70

Ryall, K.L. y L. Fahrig. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology*. 87(5): 1086–1093.

Roberts, N.C. 1989. *Baja California Plant Field Guide*. Natural history. USA. 309.

Rosch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., Batary, P. 2013. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. *Journal of Applied Ecology*. 50, 387–394

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

Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*. 31:131-134.

Shaffer, M.L. y F.B. Samson. 1985. Population size and extinction: A note on determining critical population sizes. *American Naturalist*. 125:144-152.

Smith, R.G., y E.R. Ballinger. 2001. The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: A review contemporary herpetological. Num 3.

Stebbins, R.C. 1985. *Western Reptiles and Amphibians*. 2 ed. Houghton Mifflin (Ed.). New York, USA. 330 pag.

Strong, A.M., Rimmer, C.C., McFarland, K.P. 2004. Effect of prey biomass on reproductive success and mating strategy of Bicknelus thrush (*Catharus bicknelli*), a polygynandrous songbird. *Auk*. 121:446-451.

Teixeira, C.P., Schetinil de Azevedo, C., Mendl, M., Cipreste, C.F., Young, R.J. 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour* 73:1–13.

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 Zoológica Mexicana*. 28:427-446.

Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. 33:200-205.

Vitt, L.J. 1995. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of northeast Brazil. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History* 1:1-29.

Welsh Jr, H. 1988. An ecogeographic analysis of the herpetofauna of the Sierra San Pedro Mártir Region, Baja California, with a contribution to the biogeography of the Baja California herpetofauna. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 46(1): 28.

White Jr, T.H., Collar, J.N., Moorhouse, J., Sanz, V., Stolen, D., Brightsmith, J.D. 2012. Psittacine reintroductions: Common denominators of success. *Biological Conservation*. 148:106–115.