



UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO

DIVISION DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
CAMPUS GUANAJUATO

TESIS

**ANÁLISIS DEL RIESGO DE DEPREDACIÓN DE NIDOS
DEL PATO MEXICANO (*Anas diazi*) EN LA LAGUNA DE
YURIRIA: IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN**

PARA OBTENER EL GRADO:
LICENCIADA EN BIOLOGÍA EXPERIMENTAL

PRESENTA:
GUADALUPE VAZQUEZ MALDONADO

DIRECTOR DE TESIS:
DR. JUAN PABLO HUCHÍN MIAN

CODIRECTORA DE TESIS:
DRA. SURIA GISELA VÁSQUEZ MORALES

Guanajuato, Guanajuato.

26/Enero/2022

Dedicatoria

Esta tesis está dedicada a mi familia (principalmente a mis padres), por haberme ayudado y apoyado siempre, a pesar de las dificultades. Así como también a mis amigos, Jessica, Gerardo, Héctor y en especial a Beti, por estar ahí en toda la carrera y apoyarnos y ayudarnos cuando lo necesitábamos.

También está dedicada mis profesores y asesores, ya que me compartieron parte de sus conocimientos y apoyo para lograr terminar esta tesis.

Gracias

Índices

Índice de Contenido

Dedicatoria	II
Índices	III
Resumen	1
1. Introducción	2
2. Marco Teórico	4
2.1 Familia Anatidae en México	4
2.1.2 Anátidos incluidos en la NOM -059-SEMARNAT 2010	6
2.2 Influencia de la depredación sobre la distribución poblacional de patos.	7
2.3 Factores que influyen en la depredación de nidos	8
2.3.1 Influencia antropogénica	8
2.3.2. Influencia de la estructura vegetal sobre la depredación de nidos	9
2.3.3. Influencia de la fragmentación de hábitats en la depredación de nidos	10
2.4 Uso de nidos artificiales para el estudio de depredación.	12
2.5. Uso de otras alternativas para el estudio de depredación de nidos	13
2.6. La Laguna de Yuriria como sitio de alta biodiversidad y refugio para la anidación de patos	14
3. Justificación	15
4. Hipótesis	15
5. Objetivos	16
5.1 Objetivo general	16
5.2 Objetivos específicos	16
6. Materiales y Métodos	16
6.1 Área de estudio	16
6.2 Construcción de nidos artificiales y huevos de plastilina.	18
6.3 Diseño experimental.	20
6.4. Cobertura vegetal	23
6.5 Monitoreo de los nidos artificiales	25
6.5 Identificación de los depredadores	25
6.6 Análisis estadístico	26
7. Resultados	27
7.1 Cobertura vegetal	27
	III

7.2 Tipos de sustratos	30
7.3 Depredación de nidos artificiales	31
7.4 Identificación de los potenciales depredadores de nidos	33
8. Discusión	35
9. Conclusión	39
10. Referencias	39

Índice de figuras

Figura 1. Laguna de Yuriria y su zona de influencia.	17
Figura 2. Nidos naturales y artificiales de patos.	20
Figura 3. Medidas establecidas para la distribución e instalación de los nidos.	21
Figura 4. Georreferencia de los nidos instalados durante primavera y otoño en los tres sitios estudiados.	22
Figura 5. Medidas tomadas de la vegetación en cada nido.	23
Figura 6. Planta tomada como muestra para su identificación.	24
Figura 7. Cobertura vegetal sobre los nidos artificiales en las temporadas de primavera y otoño.	27
Figura 8. Porcentaje de la cobertura vegetal en cada nido de los tres sitios estudiados, durante primavera y otoño.	28
Figura 9. Muestras de vegetación colectadas y divididas en rangos diamétricos durante la primavera y otoño, en los tres sitios estudiados.	29
Figura 10. Tipo de sustrato de los tres sitios, donde se colocaron los nidos artificiales en primavera.	30
Figura 11. Tipo de sustrato de los tres sitios, donde se colocaron los nidos artificiales en otoño.	31
Figura 12. Depredación de nidos artificiales durante la temporada de primavera.	32
Figura 13. Depredación de nidos artificiales durante la temporada de otoño.	33
Figura 14. Huevos de plastilina con marcas de animales, recolectados de los nidos artificiales.	35
Figura 15. Nidos depredados por el ser humano	35

Índice de tablas

Tabla 1. Número de nidos artificiales colocados en los tres sitios estudiados de la Laguna de Yuriria, durante la temporada de Primavera y Otoño	21
Tabla 2. Análisis de varianza de la cobertura vegetal sobre los nidos artificiales.	28

Resumen

La depredación puede ser un factor que determine la supervivencia de muchas aves, incluyendo los patos. En este estudio se trató de imitar el anidamiento natural de patos, mediante nidos artificiales, para analizar el riesgo de depredación en el Área Natural Protegida Laguna de Yuriria, Guanajuato. El objetivo principal de este estudio fue conocer la tasa de depredación de los nidos artificiales colocados en tres sitios alrededor de la laguna que se caracterizaron por tener diferente tipo de uso de suelo: Conservado, Cultivo e Islote. Se realizaron dos experimentos de campo, el primero en la primavera de 2019 y el segundo en el otoño del mismo año. En ambas temporadas se colocaron entre 80 y 90 nidos artificiales y se monitoreó la depredación durante 30 días para tratar de imitar el período de incubación natural de huevos de la Familia *Anatidae*. Se utilizaron 80 nidos en la primavera y 90 nidos artificiales en el otoño. En cada nido artificial se colocó un huevo de gallina como cebo para atraer a los depredadores y un huevo elaborado de plastilina para analizar las marcas o registros de los posibles depredadores. El análisis de supervivencia de Kaplan-Meier mostró que, en ambas temporadas, la mayor depredación de nidos fue en el sitio del suelo Conservado, con una depredación del 100% en la primera semana de iniciado el experimento; mientras que, en el mismo tiempo, el sitio con menor depredación fue el sitio del Islote, con un 25% en la primavera y 10% en el otoño. Por otro lado, la cobertura vegetal registrada sobre los nidos artificiales no mostró una variación significativa ($p > 0.05$) en ninguno de los tres sitios durante las dos temporadas; por lo que la cobertura vegetal no fue considerada como un factor que haya influido en la tasa de depredación de los nidos artificiales. Se identificaron mediante las marcas de los huevos de plastilina, que los principales depredadores fueron los mamíferos pequeños. Así mismo, se encontró que el principal sitio con depredación antropogénica fue el sitio del Islote durante la primavera, mientras que en el otoño fue el sitio Conservado. En conclusión, la depredación de nidos artificiales varió en cada sitio, siendo el Conservado el que presentó los mayores niveles de depredación y el de menor depredación fue el sitio del Islote. Estos resultados podrían ayudar a entender los factores que influyen en los niveles de depredación de nidos naturales y a establecer planes de manejo o conservación de aves en la Laguna de Yuriria, Guanajuato.

1. Introducción

Las aves son un grupo de organismos que han sido utilizados frecuentemente como modelo para el estudio de la ecología, la conducta y la evolución. Debido a que se puede registrar de forma detallada su conducta, tanto reproductiva como de alimentación, así como las interacciones con miembros de su propia especie y de otras especies (como es el caso de la depredación), y muchos aspectos más de su ecología (Egularte *et al.*, 2018). La depredación es una relación interespecífica, donde participan el depredador y la presa, una especie se beneficia y la otra sale perjudicada; el depredador consume de forma inmediata a la presa o parte de ella (De Erice & González, 2012). El grado en que los depredadores y las presas interactúan es de interés en los estudios ecológicos (Begon *et al.*, 2006). Este interés hacia la interacción depredador-presa se debe a que en la mayoría de los casos, esta interacción regula las poblaciones biológicas, de lo contrario se convertirían en plagas (INECOL, 2022). Así mismo, también son estudiadas para comprobar el equilibrio de los ecosistemas (Guevara & Sainoz, 2010). Los efectos de la depredación pueden hacer la diferencia entre la conservación y la extinción local de presas (Macdonald *et al.*, 1999).

La depredación de nidos es una determinante importante del rendimiento reproductivo de las aves (Newton, 1998). También se considera que es el principal factor que limita la supervivencia de la mayoría de las especies de aves, entre ellos a los patos (Ricklefs *et al.*, 1969). Las razones para que una población disminuya pueden ser multifactoriales, pero están relacionadas principalmente con la intensificación del uso del suelo, la pérdida de hábitat, cambio climático, actividades humanas y el aumento del riesgo de depredación (Jahren *et al.*, 2016).

La presencia de los depredadores y las variaciones de densidad entre hábitats afectan el ritmo de la depredación de nidos de aves locales (Stephens *et al.*, 2005). Un conjunto diverso de depredadores aviares y mamíferos depredan a los patos y a sus nidos. Esto significa que la depredación es la causa más importante en los cambios de abundancias de sus poblaciones debido a una fuente significativa de mortalidad para las hembras durante la anidación (Klett *et*

al., 1988). Cuando se ven amenazadas por los depredadores, las hembras que incuban pueden arriesgar su propia seguridad permaneciendo en el nido (Gunness & Weatherhead, 2002).

El mantenimiento estable de las poblaciones de patos (*Anas spp.*) requiere una supervivencia anual de nidos de ~15-20% (Greenwood *et al.*, 1995, Klett *et al.*, 1988). El riesgo de depredación de nidos, en particular, puede poner en riesgo a todas las crías e incluso a los padres, y su importancia como una de las causas principales de la pérdida de nidos ha sido cada vez más un objeto de estudio (Martin 1993, Ricklefs *et al.*, 1969, Seibold *et al.*, 2013).

Los nidos artificiales se utilizan habitualmente para examinar el efecto de la depredación de los nidos en las poblaciones de las especies estudiadas, debido a que es difícil encontrar nidos naturales de aves que anidan en el suelo (Major & Kendal, 2000). A diferencia de los nidos naturales, los nidos artificiales son más manejables experimentalmente, y pueden hacerse en grandes cantidades para facilitar la inferencia estadística (Major & Kendal, 1996). Una ventaja de los nidos artificiales es que el investigador puede controlar el número y distribución de estos. También se invierte menor tiempo colocando los nidos artificiales que localizando los nidos naturales (Goodrich *et al.*, 1998). Así mismo, los experimentos con nidos artificiales pueden proporcionar datos importantes sobre la composición de los depredadores en las localidades de estudio y las tasas relativas de depredación de los nidos en espacio y tiempo (Krüger *et al.*, 2018).

Actualmente, México tiene 142 sitios designados como Humedales de Importancia Internacional (sitios Ramsar) (Ramsar, 2021). Se estima que el 35% de los humedales mexicanos han sufrido algún deterioro, se han modificado o han desaparecido, es decir, alrededor de 1,161,475 hectáreas han sido alteradas (Clemente *et al.*, 2014). Uno de estos sitios es la Laguna de Yuriria, que fue declarada sitio Ramsar en 2004, además es considerada y reconocida como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS) por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), en 1999 (Sandoval, 2004).

La Laguna de Yuriria es un depósito artificial de agua dulce, construido en 1548. Fue declarada Área Natural Protegida en noviembre de 2001 bajo las políticas de restauración y aprovechamiento, en categoría de restauración ecológica. Posee gran importancia como hábitat de descanso y alimentación temporal de aves migratorias del corredor norte y mesoamericano (Sandoval, 2004).

La laguna posee una gran diversidad de flora y fauna, dentro de esta diversidad hay aproximadamente 165 especies de aves acuáticas (INEE, 2010). De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, el pato mexicano (*Anas diazi*) es endémico del centro de México y se encuentra bajo la categoría de amenazada. Actualmente se desconoce el patrón de anidamiento del pato mexicano en la laguna de Yuriria y el riesgo de depredación de sus nidos.

2. Marco Teórico

2.1 Familia Anatidae en México.

La familia *Anatidae* es un grupo variado de aves acuáticas que incluye a los patos verdaderos, gansos, cisnes y patos silbadores (INECC, 2000). Esta familia está constituida por cuatro subfamilias: *Anserinae* (cisnes y gansos), *Anatinae* (patos verdaderos), *Dendrocygninae* (patos silbadores) y *Tadorninae* (tadorninos) (AOS, 2022). Una característica generalizada de estas aves es la migración, definida como movimientos estacionales que realizan las aves entre sus zonas de reproducción en latitudes altas y sus áreas de estancia invernal en latitudes bajas (AOS, 2022). En el Continente Americano la migración de estas aves ocurre por cuatro rutas principales, denominadas corredores: los corredores migratorios del Pacífico, Atlántico, Mississippi y Central (Bellrose, 1976). La mayoría de la información con la que se cuenta respecto a la distribución espacial de los anátidos en México se sustenta en los censos aéreos realizados por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los E.U.A. (Saunders & Saunders, 1981).

Basado en un análisis de los monitoreos de mediados de invierno en lo que corresponde a México, la población de patos promedio que arriba al territorio es en total de 2.2 millones, lo que representa un 5.23% de la población reproductora (Clemente *et al.*, 2014). De aproximadamente 100 millones de individuos de la familia *Anatidae* que se estiman para Norteamérica, entre el 7 y el 17% arriban a México durante el periodo invernal, dependiendo de las condiciones ambientales del año en particular; pudiéndose mezclar con poblaciones de anátidos residentes (SEMARNAT, 2008).

Los individuos de las familia *Anatidae* hacen un uso intensivo de las lagunas costeras, ya que en éstas cumplen funciones críticas de sus ciclos de vida, como la reproducción e invernación, además de ser sistemas que cuentan con recursos alimenticios abundantes por lo que muchas especies de anátidos se ven asociados a éstos (Saunders & Saunders, 1981). La generación de información básica sobre este grupo de aves ha facilitado su manejo y conservación en Canadá y Estados Unidos (PFC, 2018). Sin embargo, la información en México es escasa, aunque la gran mayoría de humedales son utilizados por muchos anátidos (SEMARNAT, 2008) y por ello es difícil sugerir alternativas para su conservación.

El aprovechamiento de las aves acuáticas en México es de gran importancia debido al potencial económico que representa la derrama de divisas extranjeras que llegan al país con este fin, así como las oportunidades de desarrollo y diversificación productiva que significa para las comunidades rurales (SEMARNAT, 2008). La derrama económica generada por la caza de estas aves se estima en 508.2 millones de pesos (Secretaría de Turismo, 2001). En México la actividad cinegética es de gran tradición y se remonta hasta antes de la llegada de los europeos y significaba una fuente de alimentación y materia prima artesanal, lo mismo para los grupos nómadas del norte como para las culturas establecidas en Mesoamérica. En la actualidad en algunas regiones del país todavía es posible encontrar en venta animales para su consumo, pero generalmente es poca la oferta y está muy localizada. (SEMARNAT, 2008).

2.1.2 Anátidos incluidos en la NOM -059-SEMARNAT 2010

La NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, presenta las categorías de riesgo en que algunas especies se clasifican:

- **Probablemente extinta en el medio silvestre (E):** Aquella especie nativa de México cuyos ejemplares en vida libre dentro del Territorio Nacional han desaparecido, hasta donde la documentación y los estudios realizados lo prueban, y de la cual se conoce la existencia de ejemplares vivos, en confinamiento o fuera del Territorio Mexicano.
- **En peligro de extinción (P):** Aquellas cuyas áreas de distribución o tamaño de sus poblaciones en el Territorio Nacional han disminuido drásticamente poniendo en riesgo su viabilidad biológica en todo su hábitat natural, debido a factores tales como la destrucción o modificación drástica del hábitat, aprovechamiento no sustentable, enfermedades o depredación, entre otros.
- **Amenazadas (A):** Aquellas que podrían llegar a encontrarse en peligro de desaparecer a corto o mediano plazo, si siguen operando los factores que inciden negativamente en su viabilidad, al ocasionar el deterioro o modificación de su hábitat o disminuir directamente el tamaño de sus poblaciones.
- **Sujetas a protección especial (Pr):** Aquellas que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por lo que se determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación o la recuperación y conservación de poblaciones de especies asociadas.

En México residen 7 especies que requieren de especial atención por ser aves que pasan todo en año en nuestro país y sobre las cuales es muy poca la información con las que se cuenta al respecto de sus poblaciones. Estas especies son: *Anas fulvigula* (Pato tejano), *Anas diazi* (Pato mexicano), *Cairina moschata* (Pato real), *Branta nigricans* (Ganso de collar), *Cygnus buccinator* (Cisne trompetero), *Cygnus columbianus* (Cisne de tundra), *Nomonyx dominicus* (Pato zambullidor) (SEMARNAT, 2008).

De las especies antes mencionadas, la especie *Anas diazi* (pato mexicano), es la especie que se encuentra en la Laguna de Yuriria, bajo la categoría de amenazada de acuerdo a la NOM -059- SEMARNAT 2010.

2.2 Influencia de la depredación sobre la distribución poblacional de patos.

La elección de un lugar para el anidamiento es un paso crucial en el proceso de elección del hábitat para el establecimiento del territorio de las aves (Martin, 1993). Las aves reproductoras tienen que evaluar una multitud de factores bióticos y abióticos para tener una mayor probabilidad de éxito reproductivo (Martin 1993, Parker 1986). El riesgo de depredación de los nidos es afectado por los factores del hábitat en múltiples escalas; las aves pueden incrementar el éxito reproductivo prediciendo un lugar seguro para la anidación (Martin 1995, Eggers *et al.*, 2005).

Se ha observado que las aves modifican su selección del hábitat de crianza y del lugar de anidamiento con respecto a la presión de depredación previa (Latif *et al* 2012, Eggers *et al.*, 2005), tratando así de reducir el riesgo de pérdidas de nidos. La heterogeneidad estructural y la densidad de la vegetación alrededor del nido pueden contribuir a reducir el riesgo de depredación al disminuir la detección visual del nido y su accesibilidad (Martin 1993, Gillis *et al* 2012, Harrison *et al.*, 2011). Por lo tanto, las aves que seleccionan un lugar de anidamiento deben incorporar múltiples factores en su proceso de decisión para maximizar su supervivencia y el éxito reproductivo (Martin 1993). De acuerdo con Evans (2004), el deterioro del hábitat puede enfatizar el efecto de la depredación de nidos sobre

el éxito reproductivo de diversas maneras, y una de ellas es este cambio en el hábitat por los humanos, el cual obliga a las aves a anidar en lugares cada vez más inseguros y con poca protección. Así mismo, este cambio de hábitat puede reducir el tiempo en las temporadas de crianza, disminuyendo las oportunidades de volver a anidar.

La integridad del hábitat puede afectar a la dinámica de depredador-presa, causando valores altos en la depredación en áreas perturbadas (Ribeiro & Penido, 2015). Dado que muchos organismos se aprovechan de los nidos de las aves, incluidos reptiles, mamíferos y varios tipos de aves, existe una fuerte selección de las aves en colocar los nidos en zonas donde se evita la detección (como zonas con mayor cobertura vegetal o en cavidades en los árboles), para distribuir los nidos en áreas espaciadas en lugar de áreas pequeñas y agrupadas (Major & Kendal, 1996). Se ha sugerido que las diferencias en la relación con el hábitat en la tasa del incremento de la presión de depredación son una posible explicación de las diferentes trayectorias de las poblaciones de patos entre hábitats (Pöysä *et al.*, 2019).

De acuerdo con Forstmeier & Weiss (2004), el riesgo local de la depredación oportunista es difícil de predecir para las aves reproductoras, por lo tanto, se pueden observar límites a la selección activa de nidificación como un amortiguador. Por lo tanto, la selección natural debería favorecer a los individuos que anidan en lugares menos propensos a la depredación si la elección del hábitat tiene una base genética (Martin, 1998).

2.3 Factores que influyen en la depredación de nidos

2.3.1 Influencia antropogénica

Las reacciones del comportamiento de la fauna silvestre a las perturbaciones humanas están recibiendo más atención en el último tiempo, pero muchas consecuencias ecológicas de esas respuestas siguen sin ser investigadas en su mayoría (Wilson *et al.*, 2020, Gaynor *et al.*, 2018). Los resultados

ambientales asociados a las actividades antropogénicas perturban la integridad de los ecosistemas y sus funciones. Estos factores provocan conflictos con las comunidades locales en las que tanto los humanos como los depredadores superiores comparten recursos comunes para satisfacer sus necesidades de supervivencia (Aryal *et al.*, 2014).

El bajo éxito de nidificación suele atribuirse a la degradación del hábitat de la cría, incluida la pérdida de la cobertura vegetal debido al uso del suelo para la agricultura, industria y residencias (Crimmins *et al.*, 2016, Klet *et al.*, 1988). La alteración antropogénica del hábitat también provoca un aumento de la depredación de los nidos (Crimmins *et al.*, 2016). Los recursos antropogénicos, como la basura, proporcionados involuntariamente como alimento o refugio, son otro fenómeno que puede beneficiar a los depredadores generalistas en hábitats muy alterados (Rodewald, 2011).

Una gran variedad de depredadores de nidos, surgido de los cambios antropogénicos en el medio ambiente, tendrá una diversidad de comportamiento de forrajeo que aumenta el riesgo de depredación de los nidos, independientemente de la distribución de estos (Jiménez *et al.*, 2007). La alteración del hábitat por las actividades humanas también puede aumentar la densidad de las presas que favorecen la llegada de depredadores y esto puede incrementar las tasas de depredación de nidos (Ordiz *et al.*, 2021).

2.3.2. Influencia de la estructura vegetal sobre la depredación de nidos

La composición estructural de la vegetación puede actuar como barrera visual y olfativa entre los nidos y depredadores (Johnson *et al.*, 2005). Según Howard y colaboradores (2001), la estructura de la vegetación, principalmente vertical, disminuye las tasas de depredación de los nidos artificiales comparado con sitios que tienen escasa vegetación vertical. La densidad de la vegetación puede ocultar las señales sensoriales que los depredadores usan para encontrar

nidos, pudiendo restringir los movimientos de los depredadores e incrementar los costos de búsqueda de alimento (Martin 1993, Dion *et al.*, 2000).

La estructura de la vegetación también puede influir en la composición y densidad de las comunidades de los depredadores, lo que a su vez puede afectar el éxito reproductivo de las aves (Howard *et al.*, 2001). Aunque, en la literatura científica se indica que los efectos de la estructura de la vegetación en la depredación son impredecibles, los hallazgos son consistentes con los estudios que reportan asociaciones negativas entre la densidad de la vegetación, la altura y la cobertura con las tasas de depredación (Clawson & Rotella 1998, Ardizzone & Norment 1999). Aunque no se observó un efecto de la altura de la vegetación sobre la depredación sobre los nidos naturales, se espera que esto sea un efecto del tamaño pequeño de la muestra (Howard *et al.*, 2001). De acuerdo con Shutler y colaboradores (1998), las especies más pequeñas eligen lugares para la nidificación en zonas con vegetación corta, que en cierta medida tienen menos cobertura vegetal.

Los lugares de anidamiento que reciben una mayor insolación suelen proporcionar menos cobertura vegetal (Archibold *et al.*, 1996). Esto podría requerir una compensación, puesto que los nidos fracasan por la depredación (Martin, 1992). Debido a la falta de conocimientos sobre la biología reproductiva de varias aves, los mecanismos que vinculan el cambio de la vegetación y el desarrollo de la población siguen sin ser claros (van Oosten, 2016).

2.3.3. Influencia de la fragmentación de hábitats en la depredación de nidos

La fragmentación del hábitat es el proceso por el cual se pierde el hábitat natural y se altera la configuración espacial de los parches del hábitat restante, lo que lleva a una reducción del tamaño medio y un aislamiento de los parches del hábitat y un aumento de la cantidad de los bordes entre el hábitat natural y el hábitat alterado (Gustafson, 1998).

En todo el mundo, el desarrollo humano (conversión de las tierras a uso agrícola, industrial y urbano) ha inducido varios cambios en el paisaje, por ejemplo, la fragmentación de los hábitats en pequeños parches (Nour *et al.*, 1993). Se ha demostrado que la depredación de nidos naturales y artificiales es mayor en los fragmentos pequeños que en los grandes y está influenciada por la distancia con respecto al borde (Moller *et al.*, 1991, Wilcove 1985).

La fragmentación del hábitat altera la disposición espacial, la forma y las proporciones relativas de los diferentes parches del hábitat. Estos cambios tienen una profunda influencia en los procesos ecológicos que son sensibles a la alteración de la composición del ambiente (Penn Lloyd *et al.*, 2006).

Además, en regiones biogeográficas con hábitats históricamente fragmentados, las tasas de depredación de nidos pueden disminuir a medida que aumenta la fragmentación (Tewksbury, 1998). Sin embargo, de acuerdo con Paton (1994) y Wiens (1994) la fragmentación del hábitat puede reducir el éxito reproductivo al exponer a las aves del hábitat restante a niveles de depredación más altos que las zonas no fragmentadas. Por otro lado, los efectos de borde sobre la depredación de los nidos son poco frecuentes, y los estudios que investigan las respuestas específicas de los depredadores a los bordes no suelen detectar efectos sobre la abundancia o la actividad de los depredadores (Lahti 2001, Chalfoun *et al.*, 2002).

Se ha documentado un aumento de las tasas de depredación en parches pequeños y cerca de los bordes del hábitat, aunque la mayoría de las investigaciones se han centrado en las aves de comunidades forestales (Paton 1994, Keyser *et al.*, 1998). Las comunidades de aves de pastizales pueden responder a la fragmentación de una forma diferente a las comunidades forestales, debido a las diferencias en la composición de las especies, la comunidad de depredadores, la estructura de la vegetación y la perturbación (Howard *et al.*, 2001). La influencia de la fragmentación en la depredación de las comunidades de aves de pastizales se ha investigado a profundidad en las

praderas con hierba alta y media en comparación de praderas de hierba corta (Winter & Faaborg 1999, Clawson & Rotella 1998, Pasitschniak-Arts *et al.*, 1998).

2.4 Uso de nidos artificiales para el estudio de depredación.

Los nidos artificiales tradicionalmente son usados para estudiar la influencia de varios factores sobre la depredación de nidos, por ejemplo, el sitio de anidación (topografía y cobertura), la densidad de colocación de los nidos, o el efecto de los depredadores sobre el éxito reproductivo de las aves (DeLong *et al.*, 1995, Rangen *et al.*, 2000, Vander Haegen *et al.*, 2002). Los ataques a los nidos artificiales proporcionan resultados comparables con la depredación de nidos naturales, porque los ataques pueden imitar los procesos de depredación natural y la supervivencia de los nidos naturales (Lewis *et al.*, 2009).

Un problema potencial con los estudios de nidos artificiales es que los resultados obtenidos muchas veces no reflejan los patrones naturales de distribución de los nidos naturales (Mezquida & Marone, 2003). Pero de acuerdo con Zanette (2002), los estudios sobre los nidos artificiales indican que las tasas de depredación relativas entre los nidos naturales y artificiales son equivalentes en espacio y tiempo. Los nidos artificiales son muy útiles para la identificación de los posibles depredadores (Wilson *et al.*, 1998). Una de las suposiciones cuando se utilizan nidos artificiales es que pueden servir como sustituto adecuado de los nidos reales de las aves, y algunos de los investigadores han encontrado que las tasas de perturbación de los nidos artificiales son similares a las tasas de perturbación en los nidos reales (Yahner & DeLong, 1992).

De acuerdo con Davison & Bollinger (2000), sugieren que en los futuros estudios sobre nidos artificiales se utilicen nidos y huevos que imiten lo más posible a los nidos y huevos de la especie objetivo. Y según Pärt & Wretenberg (2002), los nidos artificiales solo pueden predecir el riesgo, cuando los depredadores son similares entre los dos tipos de nidos. Otra diferencia importante entre los nidos naturales y artificiales es que los nidos artificiales

contienen huevos, pero no crías. Si los depredadores se ven atraídos por las llamadas de las crías, se estima que las tasas de depredación de los nidos artificiales serán menores (Haskell, 1994). Sin embargo, según Goodrich (1998) los nidos naturales difieren de los artificiales en una serie de aspectos importantes que pueden influir en las tasas de depredación. Si los adultos camuflan el nido natural o son capaces de defenderlo activamente, por consiguiente, las tasas de depredación en los nidos artificiales pueden ser mayores.

2.5. Uso de otras alternativas para el estudio de depredación de nidos

Los investigadores utilizan diversos métodos invasivos y no invasivos para confirmar la presencia de diversos depredadores. Dentro de los métodos invasivos, se incluyen la captura en vivo y la radio telemetría. Dentro de los métodos no invasivos están la captura de pelo, estudio de excrementos, rastreo en la nieve y estudios con placas de rastreo, entre otros (Ruell & Crooks, 2007). Ambos métodos suelen estar diseñados para recopilar información sobre las comunidades de depredadores y no están directamente asociados a los eventos de depredación (Kirol *et al.*, 2018).

En los estudios sobre nidos de aves, el uso de cámaras de vigilancia colocadas en los lugares de anidamiento se ha convertido en una herramienta de investigación habitual y es un método fiable para identificar a los depredadores (Pietz & Granfors, 2000). Sin embargo, de acuerdo con Kirol y colaboradores, (2018) el uso de cámaras, si bien es una herramienta fácil también es un método invasivo que puede presentar inconvenientes debido a la colocación del equipo de las cámaras en los nidos. Las cámaras se colocan durante el periodo de incubación, por lo que normalmente hace que las hembras se vayan del nido y también se ha demostrado que el riesgo de abandono del nido aumenta debido a la colocación de equipos de cámaras en los lugares de anidamiento (Coates *et al.*, 2008).

Algunos estudios también sugieren que la presencia de cámaras y la perturbación de los investigadores al colocar los equipos en los sitios de anidamiento pueden introducir sus propios factores al alterar el comportamiento de los depredadores de los nidos, al atraer a los depredadores al nido para investigar los nuevos objetos o el olor humano dejado en sitio (Richardson *et al.*, 2009).

Un estudio no invasivo es el muestreo genético, como el uso trampas de pelo (muchas de las veces con alambre de espino) para coleccionar las muestras para la identificación de especies mediante el análisis del ADN, este método se ha convertido en un muestreo eficaz para identificar animales (Schwartz *et al.*, 2006, Zielinski *et al.*, 2006). Así mismo Kiriol y colaboradores, (2008) han propuesto el uso de pelo y la secuenciación del ADN mitocondrial (ADNmt) como herramienta no invasiva para la identificación de posibles depredadores de nidos, ya que este método permite obtener una muestra robusta en grandes áreas de estudio, minimiza la contaminación del ser humano al momento de recoger la muestra, tiene un coste mínimo de tiempo y dinero, por lo que puede usarse con otros objetivos a investigar. Sin embargo, es necesario considerar los efectos negativos como la degradación del ADN.

2.6. La Laguna de Yuriria como sitio de alta biodiversidad y refugio para la anidación de patos

La Laguna de Yuriria posee un clima semicálido subhúmedo, con lluvias en verano y una temperatura anual mayor a 18°C. El territorio colindante a la laguna es montañoso y de naturaleza volcánica. El tipo de vegetación que se encuentra es principalmente matorral subtropical bajo distintos grados de alteración, así como también matorral espinoso y cultivos agrícolas (INEE, 2005).

Dentro de la laguna y sus alrededores se han registrado aproximadamente 165 especies de aves, de las cuales 12 especies son patos y de estos, 8 especies son patos migratorios, de las cuales se destacan: *Anas strepera* (Pato pinto), *Anas americana* (Pato chalcuán), *Anas acuta* (Pato golondrino), *Anas clypeata* (Pato

cucharón), *Aythya affinis* (Pato boludo chico), *Aythya collaris* (Pato piquianillado), *Anas discors* (cerceta ala azul), *Anas carolinensis* (Cerceta alas verdes) (INEE, 2010).

La vegetación acuática predominante es el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), que llega a cubrir una proporción de la superficie de la laguna, formando manchones que se mueven con la dirección de los vientos. La vegetación emergente característica de las orillas de la laguna, predominan las especies de tule *Typha domingensis* y *Scirpus californicus*, que llegan a medir hasta 2.5 m de altura. (INEE, 2010).

3. Justificación

La laguna de Yuriria es de gran importancia para la conservación de diversas especies de plantas y animales, principalmente para las aves migratorias y endémicas, como son los patos. Sin embargo, estudios sobre la depredación y la conservación de estas aves son nulos, en especial del Pato mexicano (*Anas diazi*) especie endémica y amenazada. Debido a que no es posible trabajar con nidos naturales del pato mexicano, en este trabajo se utilizarán nidos artificiales para analizar el riesgo de depredación de sus nidos, así como la influencia del tipo de uso de suelo (conservado, cultivo e islote) y la cobertura vegetal. Los resultados que se obtengan pueden ser de utilidad para la planeación de un mejor programa de manejo de la Laguna de Yuriria o para la realización de un plan de conservación de aves migratorias y residentes o endémicas, como el pato mexicano *Anas diazi*.

4. Hipótesis

H₀: El nivel de depredación de nidos artificiales será mayor en sitios impactados por la actividad humana (sitio del Islote y de Cultivos) comparado con el sitio no

impactado (sitio Conservado), los cuales se caracterizan por tener mayor estructura en el hábitat.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Analizar los niveles de depredación de nidos artificiales en tres sitios con diferente tipo de uso de suelo alrededor de la Laguna de Yuriria.

5.2 Objetivos específicos

1. Conocer el nivel de depredación de nidos artificiales en la Laguna de Yuriria de acuerdo con el tipo de uso de suelo (conservado, cultivo, e islote).
2. Conocer la composición de depredadores de nidos artificiales en la Laguna de Yuriria.
3. Analizar la influencia del tipo de sustrato sobre los niveles de depredación.
4. Conocer la influencia de hábitat estructurados (cobertura vegetal) en los niveles de depredación.

5. Materiales y Métodos

5.1 Área de estudio

El Área Natural Protegida (ANP) Laguna de Yuriria se localiza en los municipios de Yuriria y Valle de Santiago, Guanajuato ($100^{\circ} 08' 19''\text{O}$, $20^{\circ} 12' 51''\text{N}$) (Figura 1). Los alrededores de ésta área están cubiertos por zonas urbanas y rurales, donde se destacan la ciudad de Yuriria y las zonas modificadas para la agricultura, así como los pequeños asentamientos rurales.

De acuerdo con el uso del suelo, recursos naturales y el estado general de conservación de los ecosistemas, así como su capacidad productiva natural, se ha dividido para su manejo en cuatro tipos de zona (INEE, 2005):

Zona de protección. Corresponde al cuerpo de agua y zonas de humedales. Se presentan asentamientos humanos irregulares y agricultura en diversas modalidades. Las actividades que se permiten dentro de la zona son: investigación, saneamiento, restauración, educación ambiental y preservación.

Zonas de restauración. Incluyen unidades estratégicas de recarga de acuíferos y presentan una amplia red hidrológica para la alimentación de la laguna. Corresponden cerros y laderas ubicadas en el perímetro del ANP. El uso de suelo es agrícola temporal. Las actividades permitidas en la zona son investigación, educación ambiental, colecta de flora y fauna con fines de investigación, turismo alternativo y conservación.

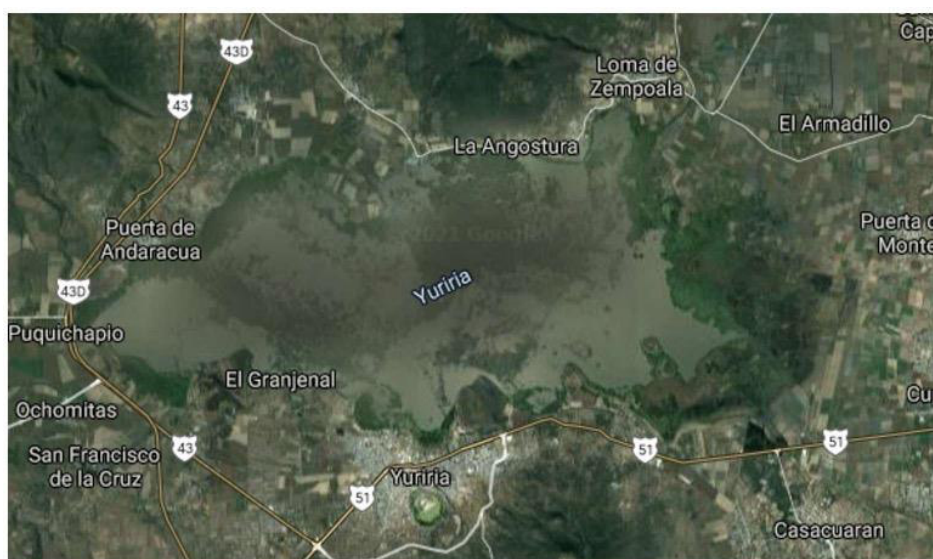


Figura 1. Laguna de Yuriria y su zona de influencia.

Zonas de aprovechamiento sustentable. Rodean la laguna y las zonas de humedales. Son planicies de suelos profundos y fértiles para uso intensivo agrícola, por lo que la flora ha sido modificada, así como también se usa para

pastoreo extensivo. Dentro de la zona se permite la agricultura intensiva, la ferti-irrigación, la agricultura de ladera y labranzas de conservación.

Zonas de uso público. Se caracteriza por ser la parte baja del ANP. La flora y fauna nativa ha sido eliminada o modificada por los asentamientos humanos, por lo tanto, la vegetación predominante es matorral espinoso. El desarrollo urbano de la cabecera municipal es el factor negativo de mayor impacto para la laguna. Las actividades permitidas son el desarrollo de actividades productivas o económicas y la disposición final de los residuos sólidos, siempre y cuando sean compatibles para la conservación de la Laguna de Yuriria.

Para este estudio se establecieron tres zonas en los alrededores de la Laguna: conservada, de cultivos e islote. La zona “**conservada**” se encuentra junto a la laguna de Yuriria, al costado derecho de la ciudad, en el área protegida del Coyontle; en esta área se observó que existe interferencia humana dentro de la zona, así como la presencia de perros (*Canis lupus familiaris*).

La zona de aprovechamiento sustentable se ubica en el poblado “Puerta de Andaracua”, perteneciente al municipio de Valle de Santiago y al noroeste de la Laguna (Latitud: 20.259167, Longitud: -101.188889). A esta zona se le denominó como “**cultivos**” y se observó que la agricultura es la principal actividad del pueblo, considerando las alteraciones que conlleva dicha actividad.

La zona de uso público que se ubica en la isla de San Pedro, frente al embarcadero de la ciudad de Yuriria, fue denominada como “**islote**”, y se observó que la presencia de las actividades humanas es constante, principalmente por las tardes.

6.2 Construcción de nidos artificiales y huevos de plastilina.

La construcción de algunos nidos de patos silvestres suele ser de forma sencilla, por ejemplo, algunas las hembras del pato barcino (*Anas flavirostris*)

depositan los huevos en el suelo o construyen nidos formados por un hoyo natural del terreno, en el cual ponen algunas hojas, hierbas o plumas, y en ocasiones lo hacen lejos o cerca del agua (Dabbene, 1918). Mientras que otras hembras lo construyen con pasto y hojas secas (Figura 2 A y B).

Los materiales utilizados para la construcción de los nidos fueron principalmente pasto seco recolectado *in situ* como hojas de maíz (*Zea mays*) que se encontraba en las distintas zonas de instalación de los nidos (Figura 2 C y D).

Para la construcción de los nidos se utilizaron guantes de carnaza para evitar dejar olores humanos. Se tomó pasto o vegetación seca cerca del área y se colocó en el sitio previamente ubicado, una vez colocado el pasto se le dio forma de un nido de pato y se marcaron con un abatelenguas de madera con el número del nido correspondiente, marcado con un rotulador permanente (Marca Sharpie) para un adecuado registro durante los monitoreos. Una vez construido el nido, se colocó un huevo de gallina fresco y un huevo hecho de plastilina. Se utilizaron guantes de nitrilo para la colocación de los huevos y así evitar dejar algún aroma en el nido.

Los huevos de plastilina se elaboraron un mes antes al experimento con plastilina (Marca café Vinci^{MT}) no tóxica, utilizando 3.5 cm de la barra de plastilina café y moldeándola con las manos para imitar lo más posible al huevo de un pato. Los huevos se almacenaron bajo sombra y con corriente de aire para que perdiera el aroma humano y de la plastilina; de esta forma evitamos que estos factores intervengan en los resultados del experimento. Los huevos frescos de gallina se consiguieron previamente a la instalación del experimento de campo.



Figura 2. Nidos naturales (A-B) y artificiales (C-D) de patos. A) Imagen que muestra un nido natural de *Netta peposaca* (Salvador, 2012). B) Nido natural de *Anas cyanoptera* (Zuria & Rodríguez 2017). C) y D) Imágenes que muestran nidos artificiales, simulando los nidos naturales de las especies *Anas spp.*, instalados en las distintas zonas del experimento.

6.3 Diseño experimental.

El diseño se estableció previamente a la instalación de los nidos y se determinó que se colocaran 80 nidos en total, distribuidos entre las 3 zonas establecidas (Tabla 1), el primer experimento se llevó a cabo el 12 de marzo del 2019 (época de primavera) y el segundo experimento el 15 de noviembre de 2019 (época de otoño). Se llevo a cabo dentro de estas fechas, ya que en el año hay dos periodos migratorios, primavera y otoño. La migración de otoño ocurre entre septiembre y noviembre, periodo en que las aves de Norteamérica se desplazan hacia el sur del continente. Algunas especies realizan algunas paradas para alimentarse y descansar para proseguir su viaje más al sur, sin embargo, otras

permanecen en México toda la temporada de residencia tropical. Las aves, después de haberse establecido entre seis y ocho meses en los trópicos se desplazan durante la primavera —entre los meses de marzo y mayo— a sus áreas de reproducción en Norteamérica, para regresar nuevamente de septiembre a noviembre a sus residencias tropicales (Enríquez, 2022), mientras que otras se quedan como residentes dentro del país.

Tabla 1. Número de nidos artificiales colocados en tres sitios de estudio alrededor de la Laguna de Yuriria durante la primavera y el otoño de 2019.

Sitio	2019	
	Primavera	Otoño
Conservado	30	30
Cultivo	30	30
Islote	20	30
Total	80	90

La colocación de los nidos en las zonas conservada y cultivos se realizó en 10 transectos y se colocaron 3 nidos en cada transecto. La separación entre cada transecto fue de 40 m, mientras que la distancia entre cada nido fue de 20 m (Figura 3).

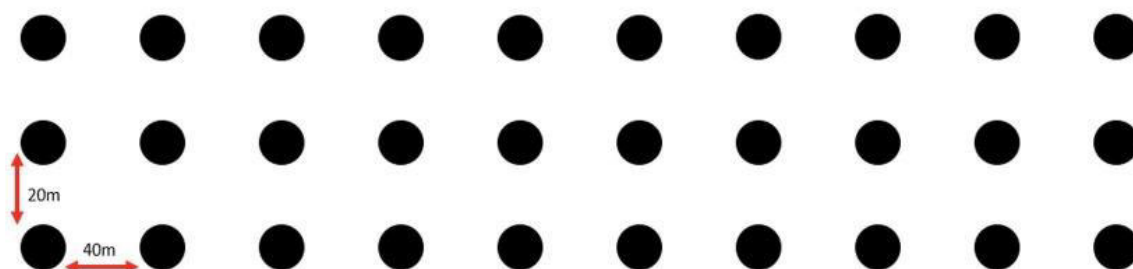


Figura 3. Medidas establecidas para la distribución e instalación de los nidos. Cada círculo negro representa un nido artificial.

En el caso de la isla, la colocación de los nidos se hizo de forma distinta, ya que la zona era pequeña para las medidas establecidas, así como también la influencia de las actividades humanas eran intensivas y constantes. Los nidos instalados se colocaron por toda la orilla del islote, respetando una distancia de 20

m entre cada nido, tratando de colocarlos entre la vegetación de la zona (Figura 4B).

Una vez que se instalaron los nidos se registró la información determinada de cada uno, como la latitud y longitud (georreferencia), tipo de suelo y la cobertura vegetal.

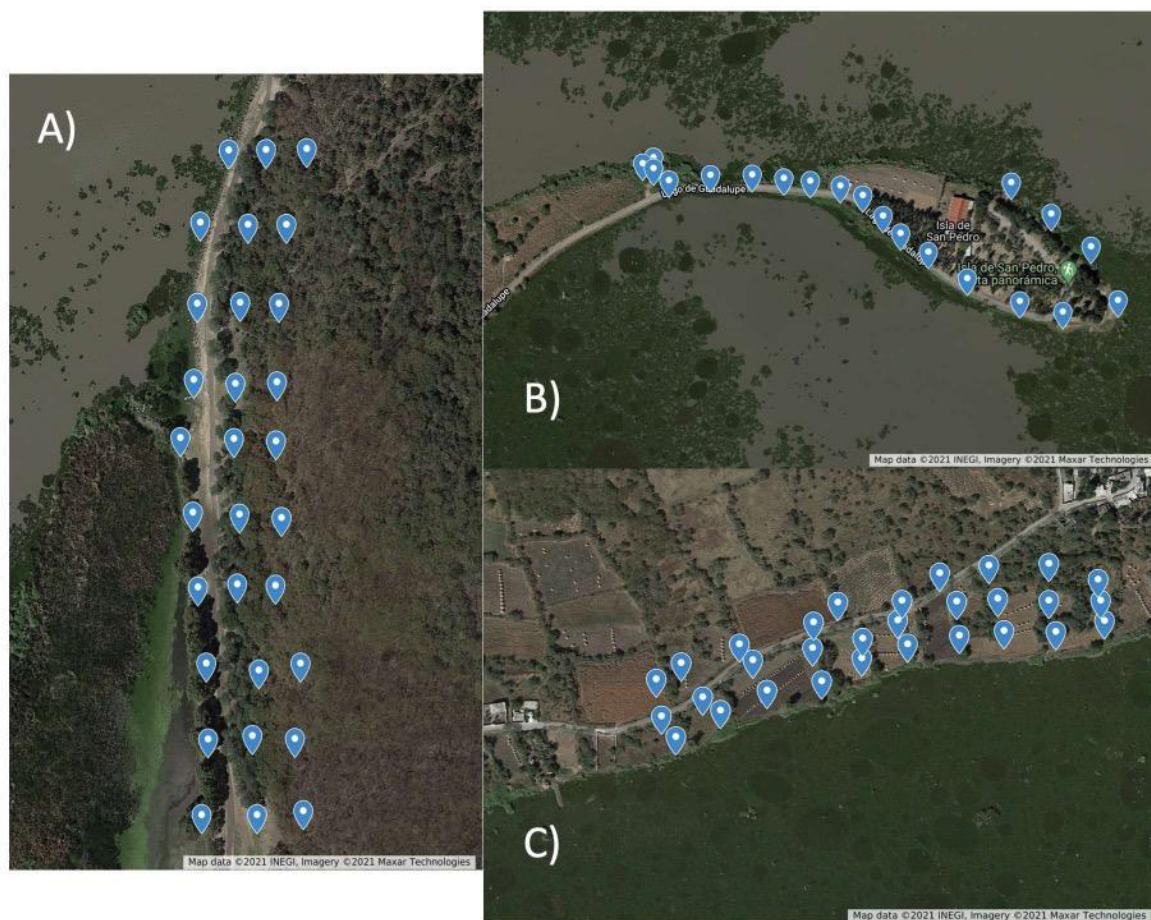


Figura 4. Georreferencia de los nidos colocados en los experimentos de primavera y otoño en el sitio A) Conservado, B) Islote, y C) Cultivos. Cada marcador azul indica la posición de un nido artificial.

6.4. Cobertura vegetal

Para la cobertura vegetal se utilizó un densiómetro esférico de bosque (Marca Forestry Suppliers. Inc. modelo A), de acuerdo con las instrucciones del proveedor, se colocó cerca del nido y de forma estable o equilibrada, se contaron el número de cuadros que presentan cobertura o sombra. Se determinó un perímetro (cuadrante) de 1.5 m alrededor del nido, se contaron el número de organismos cercanos al nido, también se tomaron distintos datos de la vegetación cercana, como la posible especie, el número de organismos de la especie, el diámetro a la altura de pecho en caso de ser un árbol, el diámetro basal con un Vernier en caso de ser un arbusto o una planta pequeña y la altura (Figura 5).



Figura 5. Medidas tomadas de la vegetación de cada nido. A) Cobertura vegetal medida con un densiómetro esférico. B) Medición de la altura con una cinta

métrica. C) Medición del perímetro para establecer el cuadrante alrededor del nido.

También se realizaron observaciones y registros de la vegetación en cada sitio. Se recolectaron muestras vegetales de las especies no identificadas o desconocidas y se colocaron en una prensa botánica, con la fecha y número de la especie de acuerdo con las anotaciones realizadas para su determinación taxonómica. Una vez que las muestras vegetales estuvieron lo suficientemente secas, se realizó un registro de cada una de ellas colocándolas con ayuda de silicón frío y cinta blanca en una cartulina blanca por la mitad y papel de china blanco, donde se colocó la fecha de recolección y el número de la especie (Figura 6 B, C). Una vez que las muestras estuvieron listas en las cartulinas, se realizó la identificación de las especies recolectadas con la ayuda del registro de vegetación presentes en la laguna como el Listado de Flora de la Laguna de Yuriria del Instituto de Ecología del Estado (2017), junto con la página web www.tropicos.org, en donde se buscaba la especie posible y se verificaba de acuerdo con los datos publicados en la página web y la distribución natural de la especie.

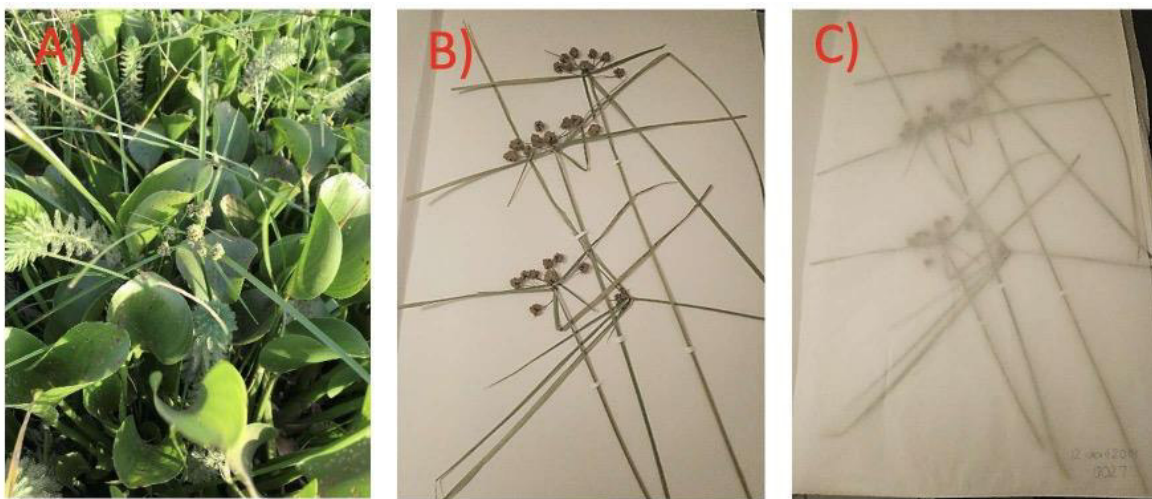


Figura 6. Planta tomada como muestra para su identificación. La muestra tomada pertenece al nido 71 del sitio del Islote, en la temporada de primavera. La imagen A), muestra cómo se encontraba la planta en el sitio antes de ser recolectada, la imagen B y C muestra a la planta una vez seca y montada para su posterior identificación. Esta muestra se identificó como la especie *Oxycaryum cubense*.

6.5 Monitoreo de los nidos artificiales

La duración de cada experimento fue de 30 días, esto con la finalidad de imitar el periodo de incubación natural de huevos de los patos, y observar así la tasa de depredación al final de este periodo. Para los experimentos colocados tanto en primavera y otoño, se realizó el primer monitoreo a los 3 primeros días posteriores a la instalación de los nidos, seguido de otros monitoreos cada 7 días hasta completar los 30 días de duración del experimento. Durante los monitoreos se realizaron anotaciones y se tomaron fotografías sobre el estado de cada nido después de la instalación.

Durante los monitoreos se consideró que un nido fue depredado cuando los huevos en los nidos colocados fueron destruidos o consumidos por los depredadores, así como también si se dejaba alguna marca en el nido construido y sus alrededores (Belthoff, 2005).

Finalizado cada experimento, se recolectaron los huevos de plastilina y los abatelenguas utilizados. Entre cada experimento se dejaba pasar algunos meses hasta que la nueva temporada de anidación comenzara. Los huevos que se recolectaron se dividieron entre los que poseían marcas y los que estaban simplemente derretidos, por efecto de las condiciones climáticas. Los huevos que contenían marcas fueron llevados al laboratorio para identificar a los posibles depredadores de acuerdo con la marca o patrón de mordida dejada en ellos.

6.5 Identificación de los depredadores

Para la identificación de los posibles depredadores se analizaron las marcas dejadas en los huevos de plastilina, como marcas de dientes o garras, los cuales fueron comparados con los listados de la fauna del lugar. No se utilizaron cámaras trampa, ya que el área estudiada era bastante amplia y no se contaba

con las cámaras suficientes. Así como es inexistente la seguridad de la zona, por lo que probablemente las cámaras hubieran sido robadas.

6.6 Análisis estadístico

Los datos de la cobertura vegetal se dividieron de acuerdo con la temporada del año en que se realizó cada experimento y según el sitio elegido para el estudio y se realizaron gráficas de cajas y bigotes para analizar la distribución de los datos. Para verificar si existen diferencias significativas en la media de la cobertura vegetal, se llevó a cabo un análisis de varianza mediante un análisis de varianza de un factor (ANOVA-1 vía), para cada temporada y cada sitio elegido. Se considero si había alguna diferencia significativa si $p < 0.05$. Se utilizó estadística descriptiva para analizar el tipo de sustrato y la depredación antropogénica en los sitios donde fueron colocados los nidos. Los datos de la depredación de los nidos artificiales fueron analizados mediante curvas de supervivencia de Kaplan-Meier. Los análisis se realizaron en el software R 3.2.2 (R Core Team, 2013).

7. Resultados

7.1 Cobertura vegetal

La cobertura vegetal fue similar entre cada zona y temporada en la que se realizó el experimento. En la temporada de primavera el promedio de la cobertura vegetal en la zona conservada fue de $82.0\% \pm 23.0$ (media \pm D.E.), en la zona de cultivos fue de $77.3\% \pm 23.0$ (media \pm D.E.), mientras que en la zona del Islote fue de $79.3\% \pm 23.0$ (media \pm D.E.) (Figura 7A). En la temporada de otoño el promedio de la cobertura vegetal en la zona conservada fue de $82.3\% \pm 23.0$, en la zona de cultivos fue de $84.6\% \pm 23.0$ y para la zona del Islote fue de $76.2\% \pm 23.0$ (Figura 7B).

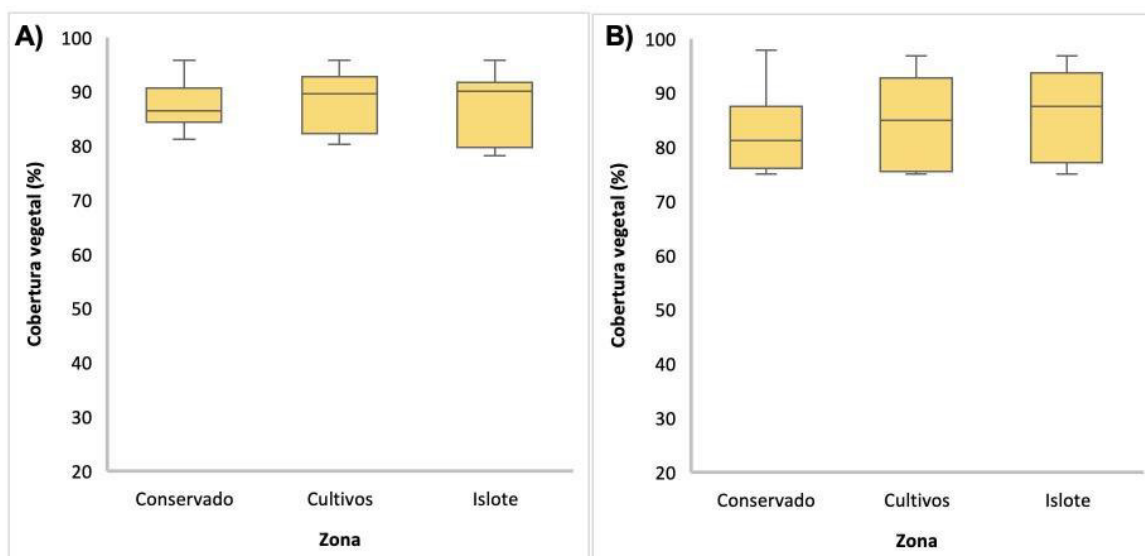


Figura 7. A) Cobertura vegetal sobre los nidos artificiales durante la primavera. B) Cobertura vegetal sobre los nidos artificiales en el otoño. La línea dentro de cada caja representa el valor de la mediana, los bigotes o líneas verticales que sobresalen de la caja representan el valor mínimo y máximo. Las cajas indican el primer y tercer cuartil.

En general, la media de la cobertura vegetal varió muy poco entre los sitios en cada temporada y no mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$). En la Tabla 2 se muestran los resultados del análisis de varianza entre la cobertura vegetal de cada zona estudiada en la temporada de primavera y en la temporada de otoño en donde no se observa una diferencia significativa entre cada zona donde los experimentos fueron colocados.

Tabla 2. Análisis de varianza de la cobertura vegetal sobre los nidos artificiales (media \pm desviación estándar) por zona y temporada de estudio en los alrededores de la Laguna de Yuriria. $p < 0.05$ indica una diferencia significativa.

Temporada	Zona			F	df	p
	Conservado	Cultivos	Islote			
Primavera	82.03 \pm 23.01	77.37 \pm 31.72	79.39 \pm 28.50	3.251	2	0.104
Otoño	82.38 \pm 7.13	84.64 \pm 8.43	76.26 \pm 31.74	3.238	2	0.653

En la primavera cuatro nidos no tenían cobertura vegetal, mientras que el resto exhibió una cobertura vegetal arriba del 80% en donde los valores máximos fueron de 95.84% (Figura 8A). En la temporada de otoño, dos nidos no tenían cobertura vegetal y el resto tenían una cobertura alrededor del 80% (Figura 8 B).

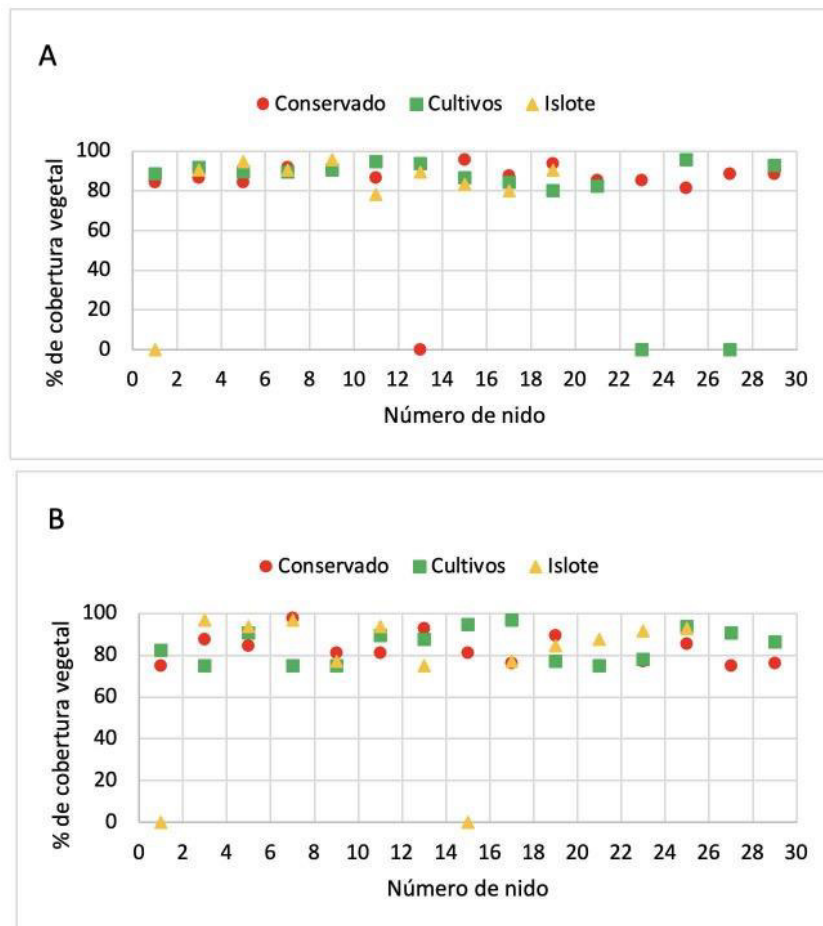


Figura 8. Porcentaje de cobertura vegetal en cada nido durante A) la temporada de primavera y B) otoño, en los tres sitios estudiados.

La mayoría de los diámetros basales de la vegetación recolectada tuvieron una altura < 1.3 m y > 1.3 m, se concentran en el rango <10 cm de diámetro, tanto para la temporada de primavera como para la temporada de otoño (Figura 9). Sin embargo, la vegetación con una altura menor a 1.3 m solo registró un diámetro < 10 cm, mientras que la vegetación con una altura mayor a 1.3 m se agrupó más de la mitad en un rango con el diámetro < 10 cm, pero algunas plantas presentaron un diámetro mayor a 10 cm. Para la temporada de primavera se registraron más diámetros mayores a 10 cm. Lo que indica que la estructura de la vegetación presenta individuos jóvenes.

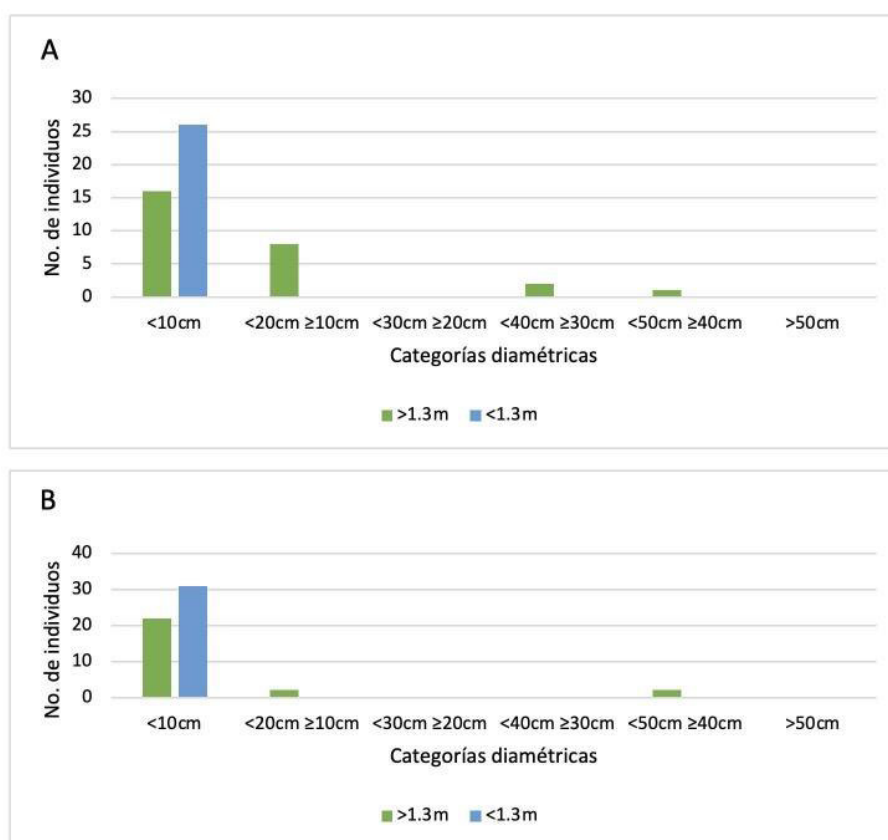


Figura 9. Muestras de vegetación colectadas durante la A) primavera y B) otoño en las zonas de estudio alrededor de la Laguna de Yuriria y divididos en rangos diamétricos. Las barras de color verde indican los individuos con una altura mayor a 1.3 m, la barra azul representa a los individuos con una altura menor a 1.3 m.

7.2 Tipos de sustratos

Los tipos de sustratos identificados durante el experimento de primavera fueron nueve, de los cuales el tipo rocoso y vegetación estuvieron presentes en los 3 sitios estudiados, siendo el tipo rocoso el de mayor presencia en el sitio conservado (con 11 de los nidos presentes en este tipo de sustrato) y la zona de cultivos con 9 nidos; mientras que, en el sitio del islote, el sustrato cubierto de vegetación fue el predominante en al menos 18 nidos (Figura 10).

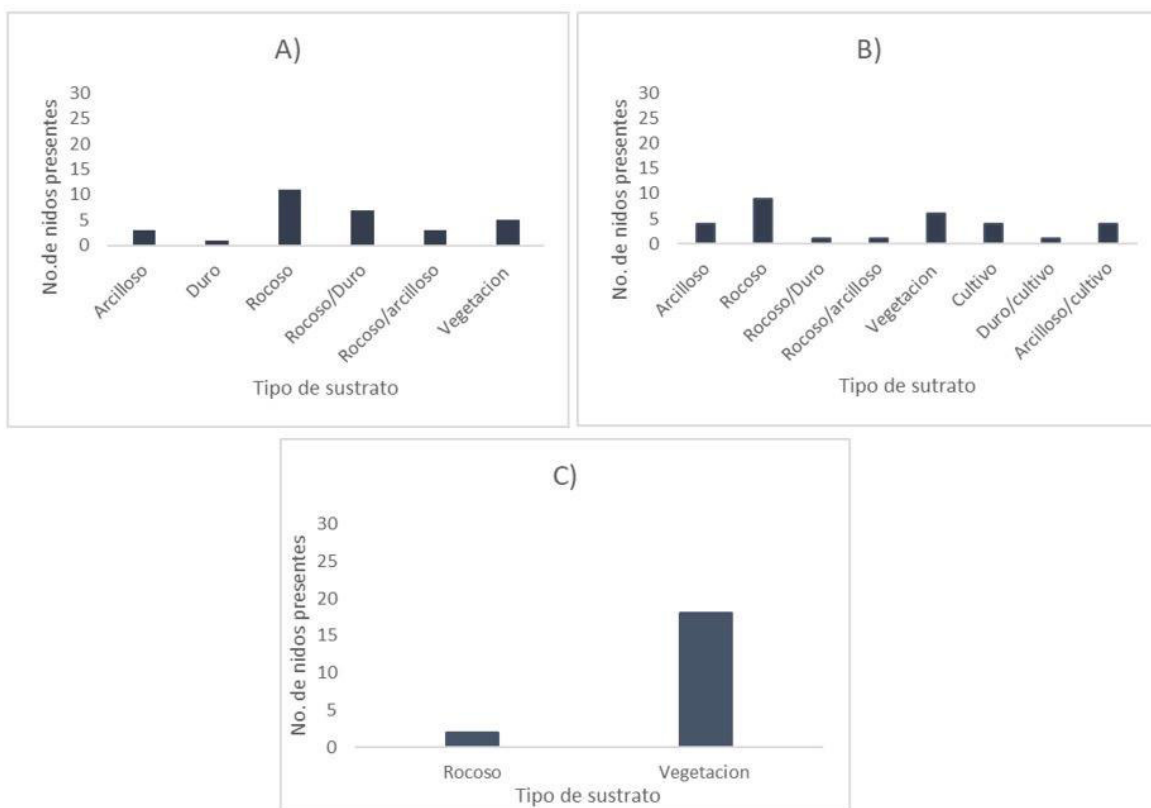


Figura 10. Tipo de sustrato en donde fueron colocados los nidos artificiales en las 3 zonas estudiadas en la primavera: A) conservado, B) cultivos, y C) Islote.

En el experimento de otoño los sustratos que se identificaron fueron solamente de tres tipos: rocoso, arcilloso y rocoso/arcilloso. De los cuales en las zonas conservada 19 nidos presentaron este tipo de sustrato y 17 nidos en la zona de cultivos, mientras que en el sitio del Islote el sustrato arcilloso fue el predominante (Figura 11).

Los tipos de sustratos encontrados en ambos experimentos variaron según la temporada. Llama la atención la zona del islote que durante la primavera (Figura 10 C) el sustrato de la mayoría de los nidos artificiales tenía vegetación, pero en el otoño (Figura 11 F) desapareció y el sustrato fue clasificado como arcilloso. Este evento se debió a que fue introducida maquinaria pesada del gobierno municipal en la zona para limpiar y eliminar la cobertura vegetal en las orillas del islote.

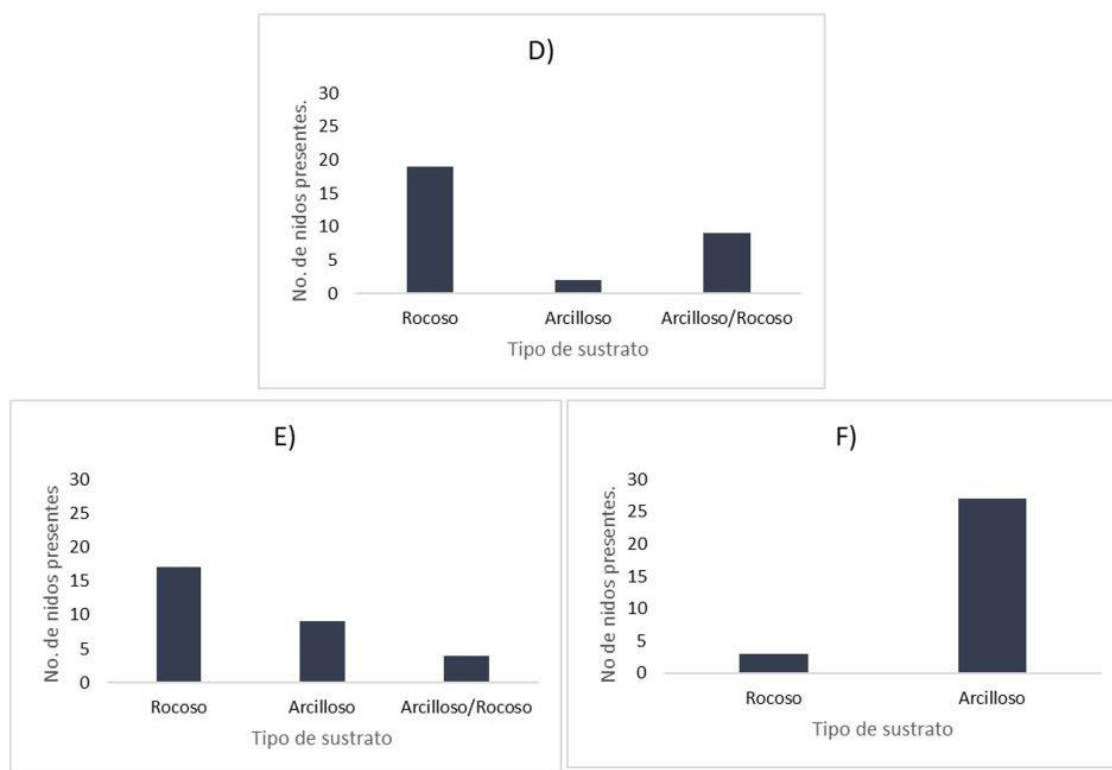


Figura 11. Tipo de sustrato en donde fueron colocados los nidos artificiales en las 3 zonas estudiadas en la otoño: A) conservado, B) cultivos, y C) Islote.

7.3 Depredación de nidos artificiales

Los niveles de depredación de los nidos artificiales para cada zona estudiada mostraron diferencias en las dos temporadas estudiadas. Durante la temporada de primavera y a tan solo 8 días de iniciado el experimento, los nidos colocados en el sitio conservado tuvieron una depredación del 100%, seguido de

un 80% de depredación en los nidos colocados en la zona de cultivos, pero el sitio del islote apenas exhibió un 20% de depredación de los nidos.

Finalizado el experimento a los 30 días, la zona del Islote exhibió la mayor supervivencia de nidos sin depredar con un 49%, mientras que la zona de cultivos fue del 5% y la zona conservada con el 0% de nidos (Figura 12).

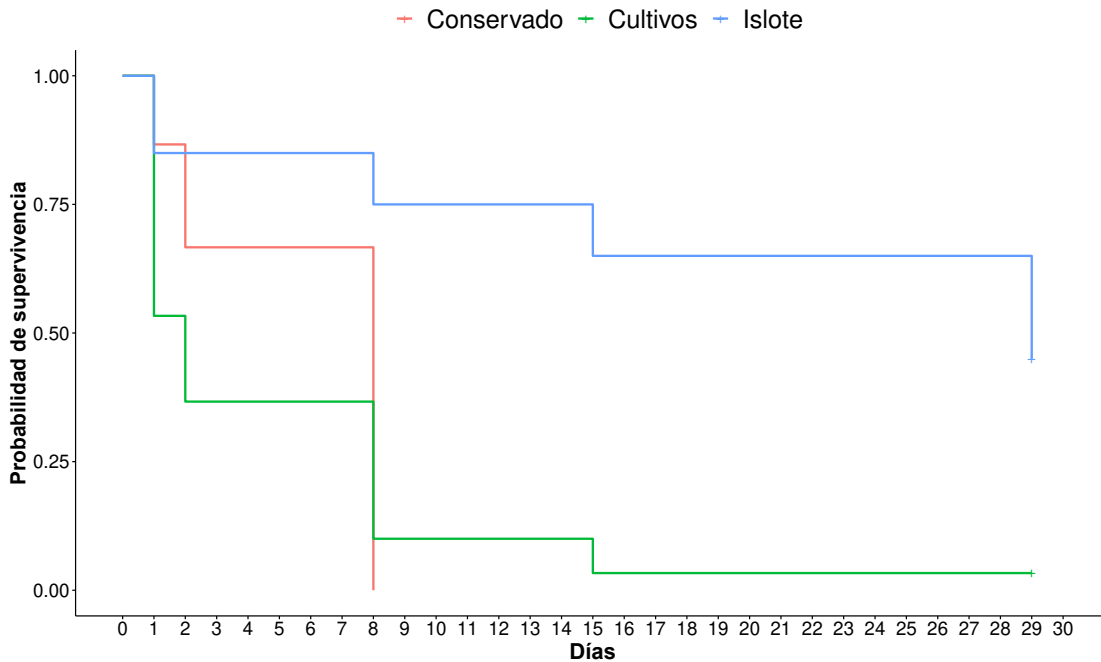


Figura 12. Depredación de nidos artificiales durante la temporada de primavera en la Laguna de Yuriria. Cada línea representa un sitio diferente.

Durante la temporada de otoño la tasa de depredación de nidos mostró un patrón similar que en la primavera. En el sitio conservado se observa una depredación del 100% para el día 8 de iniciado del experimento, seguido de un 90% de depredación en la zona de cultivo, pero el islote mostró tan solo el 10% de depredación en esa primera semana.

Finalizado el experimento de otoño a los 30 días, el Islote mostró la mayor supervivencia de nidos sin depredar con un 75%, la zona de cultivo del 5%, y el conservado 0% de nidos supervivientes (Figura 13).

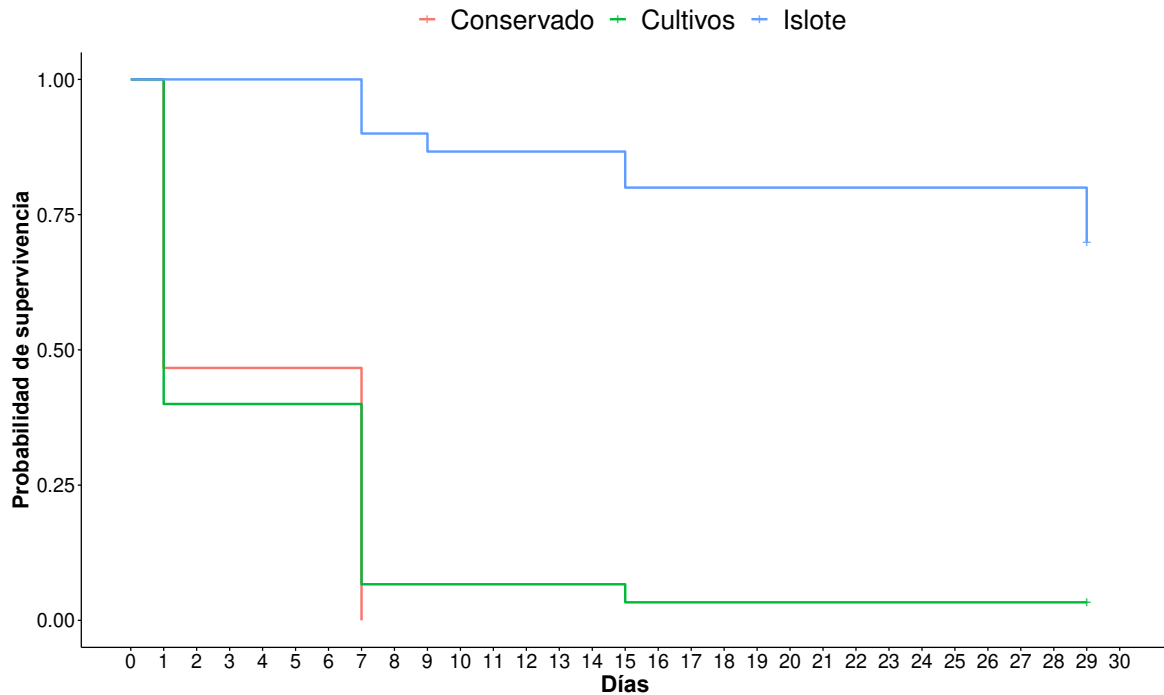


Figura 13. Depredación de nidos artificiales durante la temporada de otoño en la Laguna de Yuriria. Cada línea representa un sitio distinto.

De acuerdo con las Figuras 12 y 13, los patrones de depredación entre cada temporada y cada sitio son similares, ya que el sitio del Islote en ambos experimentos fue el sitio que menos depredación mostró, así mismo el sitio conservado en ambos experimentos, tuvo una depredación del 100% después de 8 días. Por otro lado, se observó en ambas temporadas que el sitio del cultivo exhibió mayor supervivencia al finalizar el experimento a los 30 días, sugiriendo que es el sitio que puede proveer mayor éxito reproductivo al anidamiento de patos.

7.4 Identificación de los potenciales depredadores de nidos

La identificación de los depredadores de nidos se realizó con las marcas dejadas en los huevos de plastilina. En el experimento realizado en la primavera se encontraron 17 huevos de plastilina con marcas dejadas por los depredadores, y en el otoño fueron 29 huevos de plastilina con marcas. Cabe mencionar que en

la primavera el 20% (16/80) de los huevos de plastilina no fueron encontrados en el nido o a cuatro metros a la redonda; mientras que en el otoño la desaparición de huevos de plastilina fue del 10% (9/90), lo que sugiere que estos depredadores son de tamaño mediano y capaces de llevarse los huevos de plastilina a distancias mayores a 5 metros.

Basado en nuestras observaciones, se podría considerar que entre los principales depredadores de nidos se encuentran los pequeños mamíferos. Las marcas de pisadas (Figura 14 A) y el patrón de mordidas dejadas en la plastilina (Figura 14 B-D) sugieren que el principal mamífero mediano depredador de nidos podría ser el zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*), especie de mamífero carnívoro de la familia Canidae ampliamente distribuido en el estado de Guanajuato.

Por otro lado, también se observó depredación de nidos por humanos. En la primavera, la mayor depredación de los nidos fue en el islote con un 6.25% (5/80) (Figura 15 A). Por el otro lado, en otoño la mayor depredación por humanos fue encontrado en el sitio conservado con un 3.3% (3/90) (Figura 15 B).

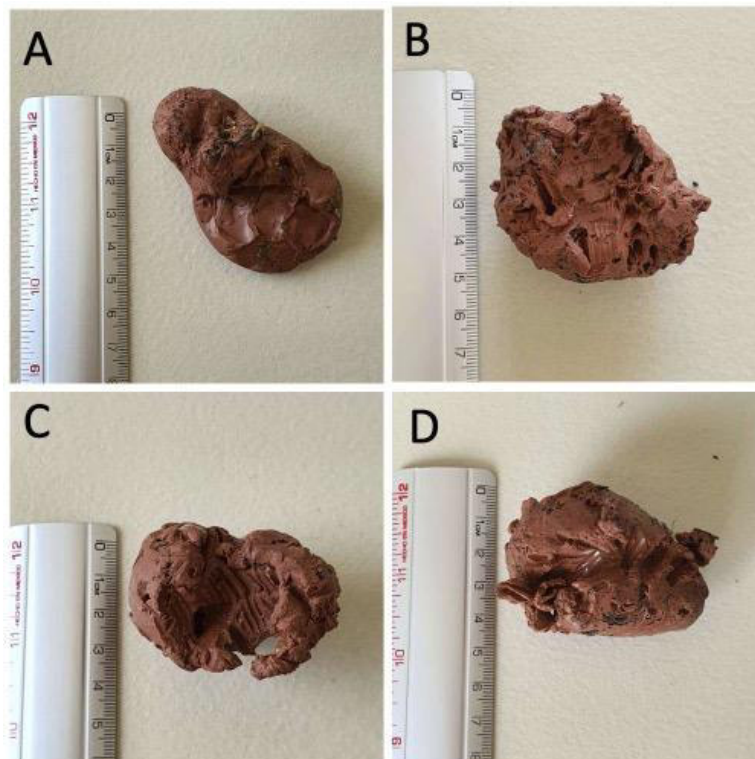


Figura 14. Huevos de plastilina en donde se observa la A) huella de la pata de un mamífero mediano, y en B) - D) las marcas de su mordida.

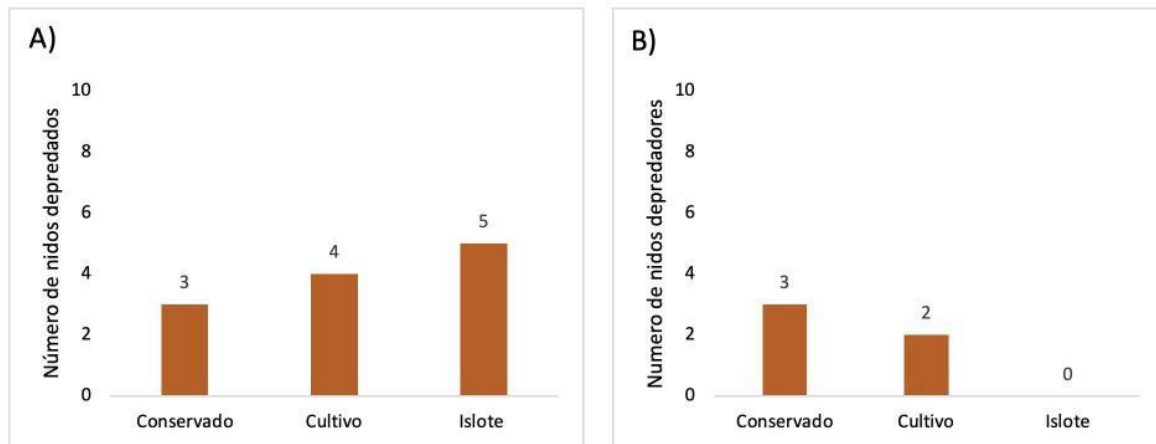


Figura 15. Nidos depredados por el ser humano. La imagen A) muestra la temporada de primavera y la imagen B) muestra la temporada de otoño.

8. Discusión

La cobertura vegetal no mostró variación significativa entre las dos temporadas (primavera y otoño) de estudio; por lo tanto, no se consideró como un factor que influyera en los niveles de depredación observados en los nidos artificiales. Los depredadores de aves pueden utilizar distintas señales visuales de la exposición de los nidos para localizarlos, y algunos científicos han sugerido que la perturbación de la vegetación puede ser una señal importante (Esler & Grand, 1993). En las aves, las oportunidades para la construcción de nidos pueden diferir entre los hábitats. Por ejemplo, se ha observado que las aves prefieren hábitats estructurados en donde pueden obtener vegetación disponible para la construcción de nidos y a la vez protección contra depredadores, en lugar de anidar en hábitats no estructurados en donde pueden estar expuestos a un mayor riesgo de depredación (Hollander *et al.*, 2015).

Aunque se resalta la importancia y beneficio de los hábitats estructurados en la protección de los nidos, y de la ocultación contra los depredadores; se da poca relevancia a que la vegetación densa de los nidos puede disminuir la capacidad de las hembras para detectar o escapar de los depredadores que se acercan (Shutler *et al.*, 1998). De acuerdo con los resultados de Davis (2005) se puede observar lo anterior, ya que algunas de las especies de aves que anidan en el suelo, como lo son los patos (Fam. *Anatidae*), estos prefieren zonas o espacios con vegetación densa o de mayor altura y que esto a su vez, representa un mayor riesgo de depredación debido a que pueden ser sorprendidos por el depredador y la densa vegetación puede evitar que escape, favoreciendo así a los depredadores.

Los sitios con la vegetación más densa y alta no siempre son elegidos por las especies de aves para anidar, esto es debido a la relación entre la ocultación del nido con la necesidad de vigilancia y escape rápido por el riesgo de depredación (Gotmark *et al.*, 1995). Además, las aves que anidan en el suelo o pastizales optan por anidar en sitios alejados y diferentes a las especies con las que coexisten para reducir la probabilidad de depredación (Martin, 1996). Sin embargo, la vegetación nativa de hierba mixta, particularmente los pastos ligeros y moderados, son estructuralmente heterogéneas; por lo tanto, si las aves solo anidan en sitios con la vegetación alta o densa, los depredadores pueden ser capaces de desarrollar estrategias eficaces de búsqueda (Davis, 2005). De acuerdo con Johnson y colaboradores, (2005) en su estudio de nidos de patos, observaron que una mayor cobertura vertical en la zona ayuda con una mejor ocultación de aves depredadoras, mientras que una mayor cobertura lateral ayuda a la ocultación de mamíferos depredadores.

Es ideal que los rangos de depredación de los nidos artificiales se deban comparar y calibrar de forma simultánea con los nidos reales (Major & Kendal, 1996). Desafortunadamente, no se ha tenido la posibilidad de medir los rangos de depredación en los nidos naturales en la área de este estudio y no se tenía el conocimiento de las densidades en que se pueden encontrar a los nidos del pato mexicano. Por lo tanto, es posible que exista una influencia en el nivel de

depredación asociado a la densidad de colocación de los nidos (Gunnarsson & Elmberg, 2008).

En la literatura científica se ha discutido si los nidos artificiales reflejan las tasas de depredación reales que se presentan en los nidos naturales. En este estudio nuestra intención no es evaluar las tasas de depredación globales, sino evaluar el riesgo de depredación relativo específico del hábitat para los nidos de patos, la presencia relativa de los depredadores y la intensidad de la depredación (Holopainen *et al.*, 2020), así como la afectación de la población humana.

Los resultados demuestran que la depredación de los nidos artificiales en la temporada de primavera y otoño fue mayor en el sitio Conservado, mientras que el sitio del Islote fue el que mostró menor depredación. Así mismo, el sitio de Cultivos tuvo una depredación esperada, ya que posee influencia antropogénica y la fragmentación del hábitat está presente. Sin embargo, se esperaba que el sitio Conservado obtuviera un bajo nivel de depredación, ya que este sitio se encuentra en el área protegida “El Coyontle”. Sin embargo, en este sitio se observó una alta presencia humana para realizar actividades como la pesca o recreativas. Durante nuestros monitoreos fue común observar la presencia de animales domésticos como perros y vacas en pastoreo.

Se esperaba una mayor depredación en el sitio del Islote, pues el sitio tiene una alta influencia turística para actividades recreativas. Se esperaba el avistamiento de animales domésticos; sin embargo, fue escaso, posiblemente se deba a que se encuentra a al menos 2 km de la última zona habitable del pueblo de Yuriria. Es importante resaltar que en este sitio tuvimos avistamiento de patos mexicanos durante la temporada de primavera.

La creciente transformación de los hábitats naturales a tierra agrícola y su inherente proceso de fragmentación crean más efectos de borde en zonas alteradas. Esto puede contribuir al cambio en la dinámica poblacional de muchas aves terrestres (Ribeiro & Penido, 2015). En las praderas de Norte América, la expansión agrícola y la fragmentación del hábitat han llevado a una mayor depredación de nidos y ha provocado el declive de numerosas poblaciones de

aves que anidan en el suelo (Ricklefs *et al.*, 1969, Klett *et al.*, 1988). En las zonas perturbadas, el proceso de homogenización del hábitat y la reducción del número de especies especializadas pueden crear una zona segura para muchas especies generalistas (Gering & Blair, 1999). Por lo tanto, la población de algunas aves se ven obligadas a adaptarse a los hábitats fragmentados o a desaparecer (Sodhi *et al.*, 2004). Se ha sugerido que la alteración y la fragmentación del hábitat pueden mediar el riesgo de depredación de los nidos a través de los cambios en composición, abundancia y comportamiento de los depredadores (Sedláček *et al.*, 2014).

Según los estudios de Ribeiro y Penido (2015), quienes analizaron la influencia del nivel de depredación entre un sitio conservado y otro cultivo de soya, encontraron que en ambos sitios se presentaban la misma tasa de depredación. Aunque encontraron un efecto de borde para los dos sitios de estudio; es decir, los nidos colocados en las orillas de estos hábitats presentaron un mayor riesgo de ser depredados debido al éxito de los depredadores en las zonas fragmentadas.

En este tipo de estudios en donde se utilizan nidos artificiales para estudiar la tasa de depredación, la identificación de los depredadores de los nidos se basa en las marcas dejadas en los huevos artificiales (Major & Kendal 1996, MacDonald & Bolton 2008, Draycott *et al* 2008). Las marcas de dientes y huellas en los huevos de plastilina usados en este estudio sugieren que los principales depredadores de nidos fueron mamíferos medianos. Sin embargo, la depredación por humanos fue recurrente especialmente en el sitio Conservado y el Islote. En este último sitio, se reportaron cinco casos de depredación por humanos durante la primavera. Esto puede deberse a la afluencia turística de los pobladores de la Laguna de Yuriria.

9. Conclusión

1. El sitio del Islote presentó la menor tasa de depredación de nidos artificiales comparado con los sitios Conservado y Cultivos en las dos temporadas de estudio (primavera y otoño).
2. El sitio Conservado tuvo, en ambas temporadas, las tasas más altas de depredación. Esto podría deberse a una mayor presencia de depredadores tanto del entorno natural como por animales domésticos.
3. El sitio de cultivos presentó una alta depredación de nidos artificiales, similar al sitio Conservado. Por lo tanto, la hipótesis planteada fue rechazada. Contrario a lo que se esperaba el sitio del Islote con alta afluencia turística fue el que presentó menor tasa de depredación.
4. La cobertura vegetal no fue un factor que haya influido en el nivel de depredación de los nidos, ya que, en ambas temporadas, y en los tres sitios de estudio, la cobertura vegetal no presento variaciones.

10. Referencias

AOS (2022), Check List of Northamerican Birds

Archibold, O.W., Ripley, E.A., and Bretell, D.L. 1996. Comparison of the microclimates of a small aspen grove and adjacent prairie in Saskatchewan. *Am. Midl. Nat.* 136: 248–261.

Ardizzone, C. D., C. J. Norment. (1999). Experimental analysis of nest predation in a New York grassland: effects of habitat and nest distributions. *Studies in Avian Biology* 19:122–127.

Aryal, A.; Brunton, D.; Ji,W.; Barraclough, R.K.; Raubenheimer, D. (2014). Human–carnivore conflict: Ecological and economical sustainability of predation on livestock by snow leopard and other carnivores in the Himalaya. *Sustain. Sci.* 2014, 9, 321–329.

- Begon, M., C.R. Townsend, and J.L. Harper. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems*. Wiley-Blackwell.
- Bellrose, F. C. 1976. *Ducks, geese and swans of North America*. Stackpole Books, Harrisburg
- Belthoff, J. R. (2005), Using artificial nests to study nest predation in birds. *The American Biology Teacher*. 67: 105-110.
- Buehler, R., Bosco L., Arlettaz R., Jacot A. (2017). Nest site preferences of the Woodlark (*Lullula arborea*) and its association with artificial nest predation. *Acta Oecologica* 78: 41-46
- Chalfoun AD, Thompson FR III, Ratnaswamy MJ (2002) Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conserv Biol* 16:306–318
- Clawson, M.R., y J. J. Rotella. (1998). Success of artificial nests in CRP fields, native vegetation, and field borders in southwestern Montana. *Journal of Field Ornithology* 69:180–191.
- Clemente F., Carmona R., Palacio J., Martinez I., Danemann G. D., (2014). *Ecología y manejo de fauna silvestre en México* Edition: 1. Cap. 7. Patos y gansos en México. 139-169
- Coates, P. S., J. W. Connelly, and D. J. Delehanty. (2008). Predators of greater sage-grouse nests identified by video monitoring. *Journal of Field Ornithology* 79:421–428.
- Crimmins, S.M., Walleser, L.R., Hertel, D.R., McKann, P.C., Rohweder, J.J., Thogmartin, W.E. (2016). Relating Mesocarnivore Relative Abundance to Anthropogenic Land-Use with a Hierarchical Spatial Count Model. *Ecography*, 39, 524–532.
- Dabbene, R. (1918) Sobre una curiosa costumbre de nidificación del “Pato Barcino Chico” *Nettion flavirostre* (Vieillot). *Hornero* 001 (02) : 111-114
- Davison W. B., Bollinger E. (2000). Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. *Auk* 117: 147–153.
- Davis S.K. (2005). Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor* 107:605–616.
- DeLong, A. K., J. A. Crawford, D. C. DeLong Jr. (1995). Relationships between vegetational structure and predation of artificial sagegrouse nests. *Journal of Wildlife Management* 59:88–92.

- De Erice E. V. Z., González J. A. (2012). *Biología: la ciencia de la vida*. McGraw Hill.
- Dion N., K. A. Hobson, S. Larivie RE. (2000). Interactive effects of vegetation and predators on the success of natural and simulated nests of grassland songbirds. *Condor* 102:629–634.
- Draycott R. H, Hoodless AN, Woodburn MIA, Sage RS (2008) Nest predation of common pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis* 150:37–44
- Eggers, S., Griesser, M., Nystrand, M. & Ekman, J. (2005). Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*: 273: 701–706.
- Egularte, L. E., Equihua C. Z., Espinosa L. A., Osejo E. B. (2018). El año de las aves. *Oikos*: 21: 6-7.
- Enríquez, L. P. (2022). El largo viaje de las aves migratorias. Colegio de la frontera sur. CONACYT.
- Esler, D., and J. B. Grand. (1993). Factors influencing depredation of artificial duck nests. *Journal of Wildlife Management* 57:244–248.
- Evans, T. (2004) Significant growth in duck and goose production over the last decade. *Poultry International*: 38-39.
- Forstmeier W., Weiss I. (2004). Adaptive plasticity in nest-site selection in response to changing predation risk. *Oikos* 104: 487-499
- Gaynor, K.M.; Hojnowski, C.E.; Carter, N.H.; Brashares, J.S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 1235, 1232–1235.
- Gering, J., Blair, R. (1999). Predation on artificial bird nest along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography*, 25(2):532-541.
- Gillis, H., Gauffre, B., Huot, R., Bretagnolle, V., (2012). Vegetation height and egg coloration differentially affect predation rate and overheating risk: an experimental test mimicking a ground-nesting bird. *Can. J. Zool.* 90, 694-703.
- Goodrich, L. J., Gina R. Wilson, Margaret C. Brittingham (1998). How well do artificial nests estimate success of real nests? *The Condor*. 100:357-364.
- Gotmark, F., D. Blomqvist, O. C. Johansson, y J. Bergkvist. (1995). Nest site selection: a trade-off between concealment and view of the surroundings? *Journal of Avian Biology* 26:305–312.

- Greenwood, R.J., Sargeant, A.B., Johnson, D.H., Cowardin, L.M., Shaer, T.L. (1995) Factors Associated with Duck Nest Success in the Prairie Pothole Region of Canada. *Wildl. Monogr.* 128, 1–57.
- Guevera, C. L. M., Sainoz, A. A. (2010), Mamíferos–depredadores, ¿controlan las densidades poblacionales de los mamíferos–presa?.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., (2008). Density-dependent nest predation e an experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis* 150, 259e269.
- Gunness, M.A., Weatherhead, P.J., (2002). Variation in nest defense in ducks: methodological and biological insights. *J. Avian Biol.* 33, 191e198
- Gustafson, E.J. (1998) Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143-156.
- Harrison, M.L., Mahony, N.A., Robinson, P., Newbury, A., Green, D.J., (2011). Nest-site selection and productivity of Vesper Sparrows breeding in grazed habitats. *J. Field Ornithol.* 82, 140-149.
- Haskell, F (1994). Experimental evidence that nestling begging behaviour incurs a cost due to nest predation. *Proc. R. Soc. Lond. B* 257:161-164.
- Hollander, F. A., Vans Dyck, H., San Martin, G., Titeux, G (2015). Nest Predation Deviates from Nest Predator Abundance in an Ecologically Trapped Bird. *PLOS ONE* 10(12): e0144098. doi:10.1371
- Holopainen S., Väänänen V.M., Fox A., (2020). Landscape and habitat affect frequency of artificial duck nest predation by native species, but not by an alien predator, *Basic and Applied Ecology.* 10.1016
- Howard M N, Skagen S K, Kennedy P L. (2001) Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass prairie?
- IEEG, (2017) Listado Florístico. Inventario de Flora de la Laguna de Yuriria y su Zona de Influencia.
- INECOL, (2022) Las interacciones ecológicas y su importancia para el hombre. Ciencia hoy.
- INEE, (2010) Catálogo de aves del Área Natural Protegida: “Laguna de Yuriria” Impresos JM
- INEE, (2005) Programa de Manejo del Área Natural Protegida en la categoría de área de restauración ecológica “Laguna de Yuriria y su zona de influencia”. *Periódico Oficial del Estado de Guanajuato*, No. 188 cuarta parte.

- INECC, (2000) Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno.
- Jahren, T.; Storaas, T.; Willebrand, T.; Fosslund Moa, P.; Hagen, B.R. (2016) Declining reproductive output in capercaillie and black grouse-16 countries and 80 years. *Anim. Biol*, 66, 363–400.
- Jiménez, J.M.; Conover, M.R.; Deuser, R.D.; Messmer, T.A. (2007). Influence of Habitat Patch Characteristics on the Success of Upland Duck Nests. *Hum. Wildl. Confl*, 1, 244–256.
- Johnson M D, Adams T L, Branston T M, Clark R D, Crombie W B, Germann D L, Ringstad A D M, Langendorf H, Moore J L. (2005) Variables influencing predation of artificial duck nests in northwest coastal California. *Trans. W. Sect. Wildl. Soc.* 41:2005.
- Keyser, A. J., G. E. Hill, and E. C. Soehren. (1998). Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology* 12:986–994.
- Kirol C P, Pilgrim K L, Sutphin A L, Maechtle T L. (2018). Using DNA from Hairs Left at Depredated Greater Sage-grouse Nests to Detect Mammalian Nest Predators. *Wildlife Society Bulletin*. DOI: 10.1002
- Klett, A.T.; Shaffer, T.L.; Johnson, D.H. (1988) Duck Nest Success in the Prairie Pothole Region. *J. Wildl. Manager.* 52, 431–440.
- Krüger, H.; Väänänen, V.-M.; Holopainen, S.; Nummi, P. (2018) The new faces of nest predation in agricultural landscapes—A wildlife camera survey with artificial nests. *Eur. J. Wildl. Res.*, 64, 76.
- Lahti DC (2001) The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biol Conserv* 99:365–374
- Latif, Q.S., Heath, S.K., Rotenberry, J.T., (2012). How avian nest site selection responds to predation risk: testing an adaptive peak hypothesis. *J. Anim. Ecol.* 81, 127e138.
- Lewis, R. M, Armstrong D. P., Joy M. K., Richard Y., Ravine D., Berggren A., Boulton R. L. (2009). Using artificial nests to predict nest survival at reintroduction sites. *New Zealand Journal of Ecology* 33(1): 40-51
- Macdonald, D.W., G.M. Mace., G.R. Barretto. (1999). The effects of predators on fragmented prey populations: A case study for the conservation of endangered prey. *Journal of Zoology* 247(4):487–506.
- MacDonald MA, Bolton M (2008) Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150:54–73

- Major, R.E., Kendal, C.E., (1996). The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions.
- Major, R.E.; Kendal, C.E. (2000) The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: A review of methods and conclusions. *IBIS*, 138, 298–307.
- Martin, T. E, (1992). Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management? *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. pp. 455–473.
- Martin, T.E. (1993). Nest predation and nest sites - new perspectives on old patterns. *Bioscience* 43, 523-532.
- Martin, T.E. (1995). Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs* 65: 101–127
- Martin, T.E. (1996). Fitness costs of resource overlap among coexisting bird species. *Nature* 380:338–340.
- Martin, T. E. (1998). Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive. *Ecology* 79:656–670.
- Mezquida, E.T., and L. Marone. (2003). Are results of artificial nest experiments a valid indicator of success of natural nests? *Wilson Bulletin* 115(3):270–276
- Moller A P. (1991). Clutch size, nest predation and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. *Ecology* 72: 1336--1349.
- Newton I. (1998). *Population Limitation in Birds*. London: Academic Press Ltd
- Nour N, Matthysen E., Dhondt A A. (1993) Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16:1600-0587.
- Ordiz, A.; Aronsson, M.; Persson, J.; Støen, O.-G.; Swenson, J.E.; Kindberg, J. (2021). Effects of Human Disturbance on Terrestrial Apex Predators. *Diversity*, 13, 68, 10.3390
- PFC (2018), Management Plan: Pacific Population of Brant. Pacific Flyway Council, care of U.S. *Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management*, Vancouver, Washington. 48pp.
- Paton, P. W. C. (1994). The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8:17–26.

- Parker, K.C., (1986). Partitioning of foraging space and nest sites in a desert shrubland bird community. *Am. Mid. Nature*. 115, 255-267.
- Pärt T., Wretenberg J. (2002). Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *J. Avian. Biol.* 33: 39–46.
- Pasitschniak-Arts, M., R. G. Clark, F. Messier. (1998). Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important? *Biological Conservation* 85:55–62.
- Penn Lloyd, Martin T E, Redmond R L, Hart M M, Langner U, Bassar R D. (2006) Assessing the influence of spatial scale on the relationship between avian nesting success and forest fragmentation. *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications*, 259–273. Springer.
- Pietz, P. J., A. D. Granfors. (2000). Identifying predators and fates of grassland passerine nests using miniature video cameras. *Journal of Wildlife Management* 64:71_87.
- Pöysä, H., Linkola, P. & Paasivaara, A. (2019). Breeding sex ratios in two declining diving duck species: between- year variation and changes over six decades. *Journal of Ornithology*, 160, 1015–1023.
- Ramsar (2021). México. www.ramsar.org
- Rangen, S. A., R. G. Clark, and K. A. Hobson. (2000). Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117:136–146.
- Ribeiro V., Penido G. (2015). Artificial nests predation in an Amazon-Cerrado transition. *NBC*. 10(2):103-106.
- Richardson, T., T. Gardali, and S. H. Jenkins. (2009). Review and meta-analysis of camera effects on avian nest success. *Journal of Wildlife Management* 73:287_293.
- Ricklefs, Robert E. (1969). "An analysis of nesting mortality in birds." *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1–48.
- Rodewald, A.D.; Kearns, L.J.; Shustack, D.P (2011). Anthropogenic Resource Subsidies Decouple Predator-Prey Relationships. *Ecol. Appl*, 21, 936–943.
- Ruell, E. W., K. R. Crooks. (2007). Evaluation of noninvasive genetic sampling methods for felid and canid populations. *Journal of Wildlife. Management* 71:1690_1694.
- Saunders, G. B. & Saunders D. Ch. 1981. Waterfowl and their Wintering Grounds

- in México, 1937-64. Fish and Wildlife Service. U. S. Resource Publication 138: 1-151.
- Salvador. S. (2012) Nota sobre la reproducción de la Familia *Anatidae* (Aves) en el departamento General San Martín, Córdoba Argentina. *Biológicas* 15:11-23
- Sandoval, M. R. (2004). *Ficha Informativa de Humedales Ramsar*. CONAP.
- Schwartz, M. K., G. Luikart, and R. S. Waples. (2006). Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management. *Ecology and Evolution* 22:25_33.
- Secretaría de Turismo. (2001). Minuta de la Comisión Ejecutiva de Turismo. Cd. de México.
- Sedláček, O., Mikeš, M., Albrecht, T., Reif, J. and Hořák, D. (2014). Evidence for an edge effect on avian nest predation in fragmented afro-montane forests in the Bamenda-Banso Highlands. *Tropical Conservation Science* 4: 720-732.
- Seibold, S., Hempel, A., Piehl, S., Bassler, C., Brandl, R., Rosner, S., Muller, J., (2013). Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic Appl. Ecol.* 14, 687-693.
- SEMARNAT (2008) Estrategia para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de las aves acuáticas y su hábitat en México. Dirección General de Vida Silvestre. SEPRIM, p 92
- Shutler D, Gloutney M L, Clark R G. (1998) Body mass, energetic constraints, and duck nesting ecology. *Can. J. Zool.* 76: 1805–1814.
- Sodhi, N. S., Liow L. H., and Bazzaz F. A. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:323-345.
- Stephens Scott E., Jay J. Rotella, Mark. S. Lindberg, Mark L. Taper and James K. Ringelman. (2005). Duck Nest Survival in the Missouri Coteau of North Dakota: Landscape Effects at Multiple Spatial Scales. *Ecological Applications*: 15:2137-2149.
- Tewksbury JJ, Hejl SJ, Martin TE (1998) Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a western landscape. *Ecology* 79:2890–2903.
- van Oosten H.H. (2016). Comparative breeding biology of three insectivorous songbirds in Dutch dune grasslands. *Ardea* 104: 199 212.

- Vander Haegen, W. M., M. A. Schroeder, and R. M. DeGraaf. (2002). Predation on real and artificial nests in shrubsteppe landscapes fragmented by agriculture. *Condor* 104:496–506.
- Wiens, J. A. (1994). Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137:97–104.
- Wilcove, D. S. (1985). Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. - *Ecology* 66: 1211-1214.
- Wilson, G.R., M.C. Brittingham, and L.J. Goodrich. (1998). How well do artificial nests estimate success of real nests? *Condor* 100:357–364.
- Wilson, M.W.; Ridlon, A.D.; Gaynor, K.M.; Gaines, S.D.; Stier, A.C.; Halpern, B.S. (2020). Ecological impacts of human-induced animal behaviour change. *Ecol. Lett.*, 23, 1522–1536.
- Winter, M., y J. Faaborg. (1999). Patterns of area sensitivity in grassland-nesting birds. *Conservation Biology* 13:1424–1436.
- Yahner, R. H., C. L. DeLong. (1992). Avian predation and parasitism on artificial nests and eggs in two fragmented landscapes. *Wilson Bull.* 104:162-168.
- Zanette, L. 2002. What do artificial nests tells us about nest predation?. ELSEVIER *Biological Conservation* 103:323-329.
- Zielinski, W. J., F. V. Schlexer, K. L. Pilgrim, and M. K. Schwartz. (2006). The efficacy of wire and glue hair snares in identifying mesocarnivores. *Wildlife Society Bulletin* 34:1152–1161.
- Zuria. I., Rodríguez. C. A. J. (2017) Biología reproductiva de anátidos (Familia *Anatidae*) en la Laguna de Zumpango, Estado de México. ISSN: 1870-7459