

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ciencias de la Vida
con orientación en Biología Ambiental**

**Variación espacial y temporal de las comunidades de aves
acuáticas en el Altiplano Mexicano entre 1951 y 2006 y su
relación con la dinámica de los humedales**

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Eric Sigala Meza

Ensenada, Baja California, México
2020

Tesis defendida por
Eric Sigala Meza

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Eric Mellink Bijtel
Director de tesis

Dra. Mónica Elizabeth Riojas López

Dr. Horacio Jesús De la Cueva Salcedo

M.C. Alejandro Hinojosa Corona



Dra. Patricia Juárez Camacho
Coordinadora del Posgrado en Ciencias de la Vida

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Eric Sigala Meza** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ciencias de la Vida con orientación en Biología Ambiental

Variación espacial y temporal de las comunidades de aves acuáticas en el Altiplano Mexicano entre 1951 y 2006 y su relación con la dinámica de los humedales.

Resumen aprobado por:

Dr. Eric Mellink Bijtel
Director de tesis

Se analizaron los cambios en la abundancia y distribución de 19 taxa de aves acuáticas invernantes en el Altiplano Mexicano, utilizando datos de los conteos aéreos del United States Fish and Wildlife Service (USFWS), durante los inviernos de 1951 a 2006 para establecer tendencias poblacionales por especie y por grupos funcionales en ese periodo. Adicionalmente, para identificar su dinámica hidrológica, se calculó la superficie de agua de 63 humedales en la región a partir de imágenes satelitales correspondientes a las fechas de los conteos para identificar su dinámica hidrológica. Para esto se utilizó Google Earth Engine para estimar la variabilidad de extensión de superficie del agua de 29 de los 63 humedales. Los datos de 29 sitios comparables entre 1975 y 2006, junto con otras variables ambientales se utilizaron para identificar las variables que determinan el uso invernal de los humedales en la región por los distintos grupos de aves acuáticas. Se encontró gran variabilidad por sitio y por año, con un total de 4.9 millones de aves identificadas en este periodo. Los sitios con mayor abundancia promedio fueron Laguna Babícora y el complejo de bolsones de Laguna Bustillos a Laguna de los Mexicanos en Chihuahua y los humedales en las Sierras de Durango. La abundancia total de sitios comparables fue entre 125,000 y 500,000 aves. Se identificaron diferencias en la permanencia de los cuerpos de agua entre las subregiones del Altiplano, de manera concordante con la aridez y precipitación de esta, aunque el tamaño de los cuerpos de agua no estuvo relacionado con ello. Las variables que determinaron la abundancia de aves fueron diferentes entre los tres grupos seleccionados. La abundancia total varió en función del área del cuerpo de agua, la precipitación total y la permanencia del sitio, con la mayor abundancia en sitios semipermanentes. Se encontró evidencia de selección por filopatría en los gansos. Los patos buceadores variaron en función de la superficie de agua mientras que los patos superficiales lo hicieron por permanencia y área. Estos hallazgos demuestran la importancia de métodos de muestro remotos para el monitoreo de aves y sus humedales además de ser relevantes para la toma de acciones de conservación y de manejo en la región.

Palabras clave: Aves acuáticas, SIG, Altiplano Mexicano

Abstract of the thesis presented by **Eric Sigala Meza** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Life Sciences with orientation in Environmental Biology

Temporal and spatial variation in the waterbird communities of the Mexican Highlands between 1951 and 2006 and their relationship with wetland dynamics

Abstract approved by:

Dr. Eric Mellink Bijtel
Thesis Director

Changes in abundance and distribution of 19 wintering waterbird taxa in the Mexican Highlands were assessed using data from the United States Fish and Wildlife aerial surveys carried out between 1951 and 2006 in order to establish population trends by species and functional groups. Additionally, water surface area was calculated for 63 wetlands used by these birds from satellite imagery corresponding to the bird count dates in order to establish their hydrological dynamics during this time. For this purpose, Google Earth Engine was used to estimate surface water extent variability for 29 of these 63 wetlands. Data from 29 comparable sites between 1975 and 2006, along with other environmental variables was modelled to identify determinants of wetland use by these groups of wintering waterfowl. High variability in abundance by site and year was found, with a total of 4.9 million birds being identified during this time. The sites with the highest average abundance were Laguna Babícora and the wetland complex from Laguna Bustillos to Laguna de los Mexicanos in Chihuahua state, as well as the wetlands in the Sierras of the state of Durango. Total abundance in these comparable sites was between 125,000 and 500,000 birds per year. Differences in permanence between subregions of the highlands were identified, in line with the subregion aridity and yearly precipitation, although water body size was not significantly different between subregions. The variables that determine waterbird abundance were different between groups. Total abundance was best explained by water surface area plus total precipitation and was highest in semi-permanent sites. Site selection by philopatry among geese in the area was found, as the best model supported site-specific variables. Diving duck abundance was best explained by water surface area while dabbling duck abundance did so by water permanence plus area. These findings show the usefulness of remote sensing derived information for wintering waterbird wetland monitoring, as well as being useful for future conservation and management actions in this region.

Keywords: Waterbirds, GIS, Mexican Highlands

Dedicatoria

*A mi familia
en especial a mi abuela Belén
quien voló muy pronto.*

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico y administrativo que me brindaron (Número de becario 634479), así como el financiamiento para mi investigación.

A mi director de tesis, Eric Mellink, por la confianza de llevar a cabo esta investigación, por las pláticas, las salidas a campo y su orientación durante más de dos años.

A los integrantes de mi comité, Mónica Riojas, Horacio De la Cueva y Alejandro Hinojosa por sus comentarios, ideas y paciencia a lo largo de mi proyecto.

A mis amigos y compañeros dentro y fuera de Ensenada que me alentaron por el camino de la biología, incluyendo a mis compañeros de generación, que siempre estuvieron presentes para enriquecer mi trabajo.

Al personal del departamento de Biología de la Conservación, técnicos y profesores, quienes además de su labor académica, han creado un entorno humano y comprometido con sus estudiantes.

A mis padres y hermana, que siempre han brindado su apoyo y cariño.

A Diana, Emma, Samantha y Lucía, los amores de mi vida.

Tabla de contenido

Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Agradecimientos	v
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Tablas.....	viii
 Capítulo 1. Introducción.....	 1
1.1 Antecedentes	1
1.1.1 Las aves acuáticas: importancia y ecología general	1
1.1.2 Ecología de aves acuáticas en humedales en zonas áridas y semiáridas	2
1.1.3 Censos de aves acuáticas en Norteamérica	3
1.1.3 Importancia del Altiplano Mexicano para las aves acuáticas	5
1.2 Justificación	6
1.3 Objetivos	7
1.3.1 Objetivo general.....	7
1.3.2 Objetivos específicos.....	7
 Capítulo 2. Método.....	 8
2.1 Área de estudio	8
2.2 Abundancia de aves en cada humedal a través del tiempo.....	9
2.3 Análisis de la variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua.....	13
2.4 Factores que afectan el uso de cuerpos de agua por aves acuáticas en el Altiplano Mexicano	22
 Capítulo 3. Resultados	 24
3.1 Variación en abundancia de aves acuáticas en los humedales en el norte del Altiplano mexicano de acuerdo a censos de USFWS	24
3.2 Variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua.....	33
3.3 Factores que afectan el uso de cuerpos de agua por aves acuáticas en el Altiplano Mexicano	36
 Capítulo 4. Discusión	 42
4.1 Uso histórico de los humedales del Altiplano por aves acuáticas	42
4.2 Variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua.....	44
4.3 Factores que afectan la distribución de aves acuáticas en el Altiplano Mexicano	47
 Capítulo 5. Conclusiones	 51
 Literatura citada	 53
Anexos	58

Lista de Figuras

Figura 1. Vista de un humedal no identificado en El Llano, Aguascalientes, durante un monitoreo aves acuáticas de mitad de invierno.....	4
Figura 2. Sección del Altiplano mexicano, donde se muestran las subregiones y los sitios a considerar en este estudio.....	11
Figura 3. Cobertura temporal de la serie Landsat.	14
Figura 4. Coordenadas de pase/renglón correspondientes a las imágenes de Landsat utilizadas.	15
Figura 5. Diagrama de procesamiento de imágenes para el presente estudio.	17
Figura 6. Laguna Encinillas, Chihuahua en 1975.....	19
Figura 7. Extensión de Laguna Encinillas, Chihuahua en enero de 1977.....	20
Figura 8. Capa con categorías del Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI).....	20
Figura 9. Variación en la extensión de la Laguna de Encinillas, Chihuahua entre inviernos.....	21
Figura 10. Total de sitios muestreados por año en el Altiplano mexicano. Los datos son del Servicio de Caza y Pesca de Estados Unidos.	24
Figura 11. Frecuencia de muestreos total por sitio y con presencia de agua en el Altiplano mexicano.	25
Figura 12. Abundancia promedio de aves acuáticas en los humedales estudiados en el Altiplano mexicano entre 1975 y 2006.	26
Figura 13. Abundancia total de aves registradas en 29 localidades del Altiplano que fueron muestreados de manera más consistente entre los años 1975 y 2006.	28
Figura 14. Tendencias poblacionales de gansos, patos buceadores, patos de superficie y otras aves entre 1975 y 2006 en un subconjunto de sitios en el Altiplano mexicano.	29
Figura 15. Arreglo, mediante análisis de componentes principales, de los cuerpos de agua en cada región del Altiplano mexicano con base en su uso por cuatro grupos de aves acuáticas.....	30
Figura 16. Abundancia proporcional de gansos blancos en los humedales por región en el Altiplano mexicano.	31
Figura 17. Proporción de gansos de frente blanca por región.	32
Figura 18. Proporción de pato mexicano por región.....	32
Figura 19. Abundancia proporcional de grulla gris por sitio	33
Figura 20. Espejo de agua de Laguna Babícora, Chihuahua (07) en los inviernos muestreados.....	34
Figura 21. Relación entre la abundancia total de aves acuáticas, permanencia y la superficie de los cuerpos de agua y la precipitación de los 12 meses previos.....	39
Figura 22. Relación entre la abundancia de gansos y el tamaño máximo y permanencia de los cuerpos de agua y subregión del Altiplano Mexicano.....	40
Figura 23. Relación entre la abundancia de patos buceadores y la superficie de los cuerpos de agua .	41
Figura 24. Relación entre la abundancia de patos de superficie y la superficie y permanencia de los cuerpos de agua.	41

Lista de Tablas

Tabla 1. Especies de aves acuáticas en el Altiplano Mexicano consideradas en este estudio.....	12
Tabla 2. Características de Imágenes de Satélites Landsat utilizadas en el presente estudio.....	18
Tabla 3. Abundancia por grupo de aves y efectos seleccionados para comparación de Modelos Mixtos Lineales Generalizados (GLMM).....	23
Tabla 4. Abundancia total de aves acuáticas por especie o grupo entre 1975 y 2006 en sitios seleccionados.....	27
Tabla 5. Características de los 29 humedales principales del área de estudio.....	35
Tabla 6. Cuerpos de agua agrupados por tamaño y permanencia en cada una de las regiones del Altiplano mexicano.....	36
Tabla 7. Correlación entre las diferentes variables exploradas para analizar el uso de cuerpos de agua en el Altiplano Mexicano por aves acuáticas.....	37
Tabla 8. Significancia estadística de las diferentes variables exploradas para analizar el uso de cuerpos de agua en el Altiplano Mexicano por aves acuáticas.....	37

Capítulo 1. Introducción

1.1 Antecedentes

1.1.1 Las aves acuáticas: importancia y ecología general

Las aves acuáticas son aquellas aves ecológicamente dependientes de humedales, cuando menos en alguna etapa de su ciclo anual, agrupadas en 32 familias distintas. Este grupo proporciona numerosos servicios ecológicos que incluyen la provisión de alimento para humanos, dispersión de semillas, regulación de plagas y fomento de la biodiversidad mediante su migración entre distintos sitios (Green y Elmberg, 2014). Además, son un recurso económico importante por actividad cinegética y observación. En Estados Unidos, en 2016, por ejemplo, estas actividades fueron realizadas por alrededor de 2.4 millones de cazadores y 45 millones de observadores de aves (United States Fish and Wildlife Service [USFWS] y United States Census Bureau [USCB], 2016). En 2011, estas actividades generaron una derrama económica calculada en más de tres mil millones de dólares (Carver, 2015; White et al., 2016). A pesar de su importancia ecológica y potencial económico, las poblaciones de aves acuáticas de México y de gran parte del mundo enfrentan numerosas amenazas, como la pérdida y degradación de sus hábitats por cambios de uso de suelo y por los efectos del cambio global (Jetz et al., 2007), los cuales pueden modificar su distribución, éxito reproductivo y supervivencia (Dunn y Winkler, 2010; Lehtikoinen et al., 2013). Esto resulta preocupante considerando que la tendencia poblacional de aproximadamente 38% de las poblaciones mundiales de aves acuáticas se desconoce (Wetlands International 2012).

Las aves acuáticas migratorias en el subcontinente Norteamérica realizan migraciones anuales entre sus sitios de reproducción en el norte del continente, donde por lo general pasan la temporada de verano, y los sitios donde pasan el invierno boreal, en el sur del continente. Esta migración puede ser de cientos a miles de kilómetros de distancia, concentrados en cuatro rutas migratorias principales. El recorrido hacia el sur ocurre a finales de otoño, principalmente debido a la severidad de las condiciones climáticas en esos momentos en los sitios de verano (Schummer et al., 2010) y regresan al norte la primavera siguiente, cuando estas condiciones han mejorado.

1.1.2 Ecología de aves acuáticas en humedales en zonas áridas y semiáridas

La dieta de las aves acuáticas en la región varía de acuerdo con la especie en cuestión, pero, por lo general, son herbívoras, alimentándose de semillas y raíces de varias plantas acuáticas. Algunas especies, como el pato triguero (*Anas platyrhynchos diazii*), se alimentan también de plantas cultivadas como maíz, trigo, arroz y garbanzo, dependiendo de su disponibilidad, sobre todo en las zonas agrícolas de Chihuahua y Durango (Colón-Quezada, 2009). Peces pequeños e invertebrados son alimentos secundarios, y las aves son dispersoras importantes de estos últimos entre cuerpos de agua aislados (Frisch et al., 2007).

El tipo de humedal preferido por las aves acuáticas en zonas áridas es variable, pero en general prefieren cuerpos de agua no modificados por el ser humano, por sobre los modificados, y varias especies tienen mayor densidad y abundancia en sitios no regulados, como lagunas, que, en aquellos regulados, como presas (Kingsford et al., 2004).

Muchas aves acuáticas migratorias dependen de sitios a manera de parada transitoria que pueden ser críticos para la supervivencia de sus poblaciones. En estos sitios, además de descansar, deben obtener suficiente alimento para continuar su viaje migratorio y un disturbio o pérdida de hábitat puede resultar en alimentación subóptima o cambio en los lugares de parada (Weber y Houston, 1999). Debido a esto, los tamaños poblacionales de aves playeras migratorias, por ejemplo, no son determinados por las mejores condiciones con las se encuentran en su ruta migratoria, sino por las peores (Myers, 1983). Esta dependencia es aguda en el caso de las especies que migran por regiones áridas donde los cuerpos de agua son menos abundantes y sobrevuelan grandes extensiones de tierra inhóspita (Kirby et al., 2008). En zonas áridas y semiáridas con cuerpos de agua aislados, como es el caso del Altiplano, las condiciones en las que se encuentran los humedales pueden variar fuertemente año con año como consecuencia de cambios en la precipitación (Convención Ramsar, 2006). Esta variación, sumada al hecho de que los esfuerzos de muestreo en los sitios del Altiplano no suelen ser uniformes (Eggeman y Johnson, 1989), dificulta valorar completamente el papel que juegan muchos humedales en regiones áridas y semiáridas en la conservación de las aves acuáticas.

La selección de sitios de alimentación dentro de un cuerpo de agua se da por una combinación de diferentes variables, pero en un primer nivel, la profundidad del agua es una de las más importantes debido a los hábitos de alimentación de las aves (superficiales, buceadores, playeros y otros); aguas someras e hidrológicamente diversas contienen ensamblajes más diversos de aves acuáticas (Bolduc y Afton, 2008).

La dependencia de aves acuáticas migratorias de humedales es un asunto de preocupación ya que a nivel global y desde inicios del siglo XVIII se ha perdido o transformado el 54-57% de los humedales (Davidson, 2014). En México, dicha pérdida es de alrededor de 62% y la mayor parte se ha producido en las regiones áridas y semiáridas y en las zonas tropicales del sureste (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012). Dicha pérdida se ha ocasionado principalmente por cambios de uso de suelo para urbanización o por extracción de agua para actividades agropecuarias o urbanas (Moreno-Casasola, 2008). La disminución de hábitat tiene un gran efecto sobre las especies que viven gran parte del año en humedales pequeños, como lo es el pato mexicano, considerado oficialmente como amenazado (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010). Esta especie muestra concentraciones de individuos casi 10 veces más altas en eventos de sequía debido a que gran parte de su población se concentra en los pocos cuerpos de agua más grandes y permanentes (Pérez Arteaga et al., 2002). De esta forma, la condición de unos pocos cuerpos de agua puede afectar a la población de una región entera.

A la par de la pérdida de humedales naturales, el hombre ha creado muchos humedales artificiales con fin de controlar flujos de agua, almacenar agua para uso agrícola, urbano e industrial, generar energía y, en el caso de embalses pequeños, proveer de agua al ganado. Estos embalses antropogénicos también son usados por las aves acuáticas y ribereñas (Mellink y Valenzuela, 1991), aunque en muchas regiones no se ha estudiado su valor comparativo con el de los humedales naturales.

1.1.3 Conteos de aves acuáticas en Norteamérica

Dada la importancia cinegética y la derrama económica derivada de la cacería de aves migratorias, en 1948 el Servicio de Caza y Pesca de los Estados Unidos de América comenzó a realizar monitoreos de las aves acuáticas en México en coordinación con la Dirección General Forestal y de Caza y Pesca de México (posteriormente, Dirección General de Caza y Dirección General de Vida Silvestre). La razón principal fue que estas aves pasan parte de su ciclo de vida en este país y sus poblaciones continentales dependen parcialmente de las condiciones de invierno en México. Durante estos inventarios se registró la abundancia y riqueza específica en cada sitio en cada visita. Dichos muestreos se extendieron a las zonas costeras de México en 1947 y a humedales del interior en 1951 (Saunders y Saunders, 1981), realizándose de manera anualmente hasta 1985, cuando su frecuencia cambió a una vez cada tres años, hasta 2006, cuando se suspendieron (Otto y Rau, 2018). Estos monitoreos se realizaron durante la primera mitad de enero desde aeronaves pequeñas volando a baja altitud, con uno o dos observadores entrenados para

identificar y contar aves (Figura 1). Los conteos se realizaron sobre localidades de muestreo establecidas, aunque las rutas precisas variaron entre años de acuerdo con las condiciones ambientales y el criterio de la tripulación (Otto y Frechtel, 2001). El programa estaba dividido en tres regiones: la costa del Golfo de México, las planicies interiores y la costa del Pacífico (Otto y Rau, 2018). El Altiplano mexicano formó parte de la región de sobrevuelo de las planicies interiores del programa continental que continua hasta el día de hoy, pero solo en los EE. UU. y en Canadá.



Figura 1. Vista de un humedal no identificado en El Llano, Aguascalientes, durante un monitoreo aves acuáticas de mitad de invierno. Fotografía cortesía de Phil Thorpe, piloto, a E. Mellink.

La región del Altiplano mexicano se extiende entre las sierras madres Oriental y Occidental de México. El norte de este constituye la región más austral del Desierto Chihuahuense y de las grandes planicies norteamericanas, que se extienden desde Canadá. Esta región árida y semiárida es hogar de millones de aves acuáticas, algunas de las cuales son residentes permanentes, mientras que otras son migrantes que

pasan el invierno o que pasan por ella en su viaje hacia destinos más lejanos al sur (Saunders y Saunders, 1981). Sin embargo, las condiciones que encuentran las aves a su llegada a esta región no son las mismas que cuando comenzó el programa, ya que ha habido una reducción de lagunas, lagos y otros cuerpos de agua en el último siglo debido a procesos de deforestación y utilización del agua para uso humano, aunque la reducción exacta no se ha cuantificado (Leopold, 1972; Saunders y Saunders, 1981; Davidson, 2014). Además de ello, hay variaciones interanuales debidas a las características de la estación de lluvias y se proyectan cambios en la precipitación causados por el cambio climático (CONAGUA, 2018). Aun así, existen cuerpos de agua permanentes y humedales efímeros en el interior del continente que pueden concentrar una gran cantidad de aves. Por ejemplo, la sección sur de las altas planicies en Nuevo México y Texas, EE. UU., tienen alrededor de 30,000 lagunas efímeras conocidas como playones, con tamaños entre 1 y 100 ha (Smith, 2003; Wood y Osterkamp, 1987). Se ha documentado en Texas que cuando no están modificados por el hombre tienen mayores densidades de insectos usados como alimento y mayor cobertura vegetal favorables para las aves, por más tiempo, que los playones modificados por el humano (Rhodes y García 1981).

1.1.3 Importancia del Altiplano Mexicano para las aves acuáticas

En la porción mexicana del Desierto Chihuahuense existen algunas lagunas grandes que son usadas por cientos de miles de aves acuáticas, incluyendo gran parte de la población de gansos blancos y grulla gris de todo el país, por ejemplo, la Laguna de Bustillos, Chihuahua, aunque las especies que la utilizan y su abundancia varía a lo largo del tiempo en función de factores que no se conocen aún del todo (Mireles y Mellink, 2017). En la Planicie Occidental Potosina, estos humedales de menos de 5km², playones y bordos artificiales son utilizados por aves acuáticas migratorias (Mellink y Valenzuela, 1991), aunque después de una evaluación inicial, no se ha estudiado adecuadamente este uso.

Se han realizado pocos esfuerzos para documentar las aves acuáticas que usan los humedales del Altiplano mexicano y los que se han realizado han sido principalmente en sitios de interés particular, o como parte de programas nacionales de amplia escala como el de mitad de invierno del USFWS. Durante bastantes décadas fueron monitoreados a través del inventario de mitad de invierno, que todavía es la fuente principal de información sobre la distribución y números de aves acuáticas en México (Carrera-González y de la Fuente-de León, 2003), y para algunas regiones es la única fuente de información.

En el norte del Altiplano se han realizado algunos estudios relacionados con las aves acuáticas, principalmente en los bolsones y presas de mayor tamaño como Laguna Bustillos y Laguna de los Mexicanos donde se comparó la abundancia y riqueza actual con la histórica (Mireles y Mellink, 2017) y Laguna Babícora, que alberga grandes poblaciones de grullas y además ha sido denominada como área de importancia para la conservación de las aves (Arizmendi y Márquez, 2000), pero el grado de conocimiento, los métodos empleados y la temporalidad no han sido uniformes. El estado de Chihuahua concentró más del 80% de la población de grulla gris (*Grus canadensis*) invernante en México entre 1953 y 1994, siendo Laguna de Babícora el sitio donde se documentó la mayor abundancia promedio (Drewien et al., 1996). En Laguna Santiaguillo, en Durango, se evaluó la abundancia de gansos y se encontró una relación positiva entre esta y la complejidad del humedal, pero una relación negativa con el tamaño de la laguna (Chacón de la Cruz et al., 2017).

En la región sur del Altiplano, las aves acuáticas se han estudiado muy poco, con excepción de las de la región de El Llano en Aguascalientes y Jalisco (Medina Torres, 1996; Pérez-Arteaga et al., 2002; Pérez-Arteaga y Gaston, 2004; Medina Torres et al., 2007; Mellink et al., 2018). En esta región sur del Altiplano, el conocimiento de los hábitats acuáticos y sus aves se limita a algunos estudios locales. En el centro del estado de Zacatecas se estudió la genética y preferencia de hábitat del pato triguero, encontrando una preferencia por bordos por sobre las presas y aguajes (Mercado-Reyes, 2012). Existe un estudio sobre el hábitat de aves acuáticas y ribereñas en diferentes humedales de la zona árida de San Luis Potosí (Mellink y Valenzuela, 1991) y uno sobre la anidación de chorlitos (Luévano et al., 2010).

1.2 Justificación

Si bien existe algo de información sobre el uso de los humedales más grandes del Altiplano mexicano por las aves acuáticas, no se ha estudiado la dinámica espacial y temporal de los cambios en la abundancia de las especies que usan los humedales de toda la región, ni se han determinado cuáles son los factores que la explicarían y su relación con las condiciones climáticas correspondientes. Así mismo, tampoco se ha analizado la dinámica de los humedales que usan las aves acuáticas migratorias de invierno a invierno y entre subregiones del Altiplano. La ausencia de este tipo de información nos deja con un panorama incompleto del movimiento y presencia de las aves a lo largo del tiempo y la región, lo cual impide detectar si ha habido cambios en la extensión y distribución de los humedales en el Altiplano y sus posibles efectos sobre la abundancia y distribución de las aves que los usan, particularmente de especies migratorias. En

tanto no se cuente con un estudio de este tipo y escala, el diseño de estrategias de manejo específico y oportuno se verá muy limitado y quizá poco efectivo a nivel regional. Debido a lo anterior, este trabajo propone estandarizar los datos del muestreo de mayor escala en la región, el inventario de mitad de invierno del UFWS para elucidar la relación entre la dinámica de las poblaciones de aves y de los humedales en los inviernos correspondientes. Con esta y otra información sobre todo de variables ambientales, tales como la precipitación y el índice ENSO se busca explicar, de mejor manera, la abundancia y la distribución de aves en toda el área de estudio, así como las implicaciones a mediano plazo de tales cambios. El análisis acerca de cómo han cambiado las poblaciones de aves que usaron los humedales del Altiplano mexicano entre 1951 y 2006 y evidenciar cuales son los factores principales ligados a ello aportará elementos fundamentales para el diseño de estrategias de manejo de los humedales a fin de conservar las aves que los usan, considerando los escenarios de cambio climático que para la región predicen un aumento en la temperatura, sequías y frecuencia de eventos climáticos extremos.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Analizar la variación espacial y temporal de las comunidades de aves acuáticas en el Altiplano mexicano entre 1951 y 2006 y su relación con la dinámica de los humedales y factores ambientales principales.

1.3.2 Objetivos específicos

- Describir los cambios en abundancia y distribución de aves acuáticas en los humedales del Altiplano mexicano entre 1951 y 2006
- Caracterizar la dinámica de invierno de los humedales y los cambios en permanencia y tamaño a lo largo del siglo 20 y principios del siglo 21 en el Altiplano mexicano.
- Identificar los factores ambientales principales y de los humedales que explican la distribución y abundancia de las aves acuáticas en el Altiplano mexicano.
- Establecer la relación entre la dinámica de los humedales y su uso por las aves acuáticas en el Altiplano mexicano.

Capítulo 2. Método

2.1 Área de estudio

El Altiplano mexicano forma parte de la ruta central interior de Norteamérica de las aves migratorias que transitan entre Canadá, Estados Unidos y México, principalmente. Aunque existen varias definiciones biogeográficas y delimitaciones geográficas del Altiplano mexicano (Morrone, 2005), la mayor parte de ellas está basada en la distribución de mamíferos y reptiles, y no son del todo relevantes para la distribución de aves acuáticas migratorias. En este trabajo se toma la definición de los inventarios del USFWS: los sitios de estudio en las “Tierras altas del Norte”, que se encuentran entre las sierras madre Occidental y Oriental, desde la frontera con Estados Unidos, hasta el norte de los estados de Jalisco y Guanajuato, donde comienza la región de “Tierras altas del Centro”. La similitud relativa de hidrología en el área de estudio, el clima compartido y, sobre todo, la ruta migratoria de aves en el interior del continente permite hacer esta delimitación. En el Altiplano se han identificado varios humedales relevantes para la conservación de las aves acuáticas como sitios de descanso y alimentación en invierno, pero no se ha evaluado el papel de muchos otros. El área de estudio contiene sitios en ocho regiones hidrológicas : El Salado, Lerma-Santiago, Nazas-Aguanaval, Bravo-Conchos, Mapimí y Cuencas Cerradas del Norte (Comisión Nacional del Agua, 2018). Los tipos de suelo principales en toda el Altiplano son el Xerosol y el Litosol, aunque hacia al oeste también hay Yermosol. Los suelos en el extremo suroeste de las Cuencas Cerradas del Norte y de Sonora Sur son principalmente de Rendzina (INIFAP - CONABIO, 1995). No existen datos de temperatura promedio por región hidrológica.

La región hidrológica Cuencas Cerradas del Norte (Región Hidrológica, RH, 34) tiene una extensión de aproximadamente 91,000 km² y recibe una precipitación anual promedio de 298 mm. Está constituida por varios bolsones someros de gran extensión. El extremo suroeste de Sonora Sur (RH 9) se encuentra en el Altiplano. Tiene una extensión de 139,000 km² y una precipitación normal de 483 mm. Contiene principalmente presas de algunas decenas de kilómetros cuadrados. La región Nazas-Aguanaval (RH 36), que recibe precipitación un poco mayor de 393 mm y mide aproximadamente 93,000 km², posiblemente tuvo, en las subregiones Mayran y Viesca, en su extremo este, algunas de las lagunas históricas más grandes del país. Actualmente carece de ellas y está conformada por grandes extensiones de agricultura de riego alimentadas por el río Nazas y la presa Lázaro Cárdenas, Durango, uno de los cuerpos de agua analizados en este trabajo. La región Bravo-Conchos (RH 24), con una extensión de casi 230,000 km², es la más grande de todo el país, por lo que la precipitación en distintos extremos es diferente, pero el promedio

anual es de 399 mm anuales. La región Mapimí (RH 35) cuenta con una precipitación media de 292mm y una extensión aproximada de 62,600 km². Tanto Mapimí como la mitad oeste de la región Bravo-Conchos, que es la mitad que se encuentran en nuestra área de estudio, tienen principalmente cuerpos de agua naturales de menos de 20km²; los pocos que son de mayor tamaño son presas. El Salado (RH 37) tiene una extensión aproximada de 88,000 km² y una precipitación promedio de 393 mm anuales (Comisión Nacional del Agua, 2018). El Salado se caracteriza por cuerpos de agua estacionales relativamente pequeños, algunas veces como conjuntos de lagunas pequeñas que antes formaban parte de ríos o lagos de mayor tamaño.

Presidio-San Pedro (RH 11) mide aproximadamente 51,700 km², con una precipitación promedio de 819 mm. Se extiende hasta la costa del pacífico y tiene grandes cuerpos de agua. Aquí sólo se toman en cuenta los sitios dentro del altiplano, que son los del centro y sureste de Durango. La región hidrológica Lerma-Santiago (RH 12) tiene una extensión aproximada de 133,000 km², con una precipitación normal de 717mm anuales. Contiene varios de los lagos más grandes del país, pero se incluyó solo la sección más norteña, dentro de los estados de Aguascalientes y Jalisco. Al igual que en el caso de Presido-San Pedro, el resto se excluyó de este estudio por tener características ambientales muy distintas al norte del altiplano y por tener influencia de aves de otras regiones, principalmente del corredor de aves del pacifico.

En estas regiones hidrológicas se seleccionaron 63 sitios de estudio en los estados de Chihuahua, Durango, Coahuila, Zacatecas, San Luis Potosí, Aguascalientes y Jalisco (Figura 2). Todos los sitios cuentan con censos realizados durante los conteos invernales de aves acuáticas del USFWS. Al inicio de los conteos, a finales de la década de los 1940s, Saunders y Saunders (1981) seleccionaron la mayoría de los sitios y realizaron descripciones que, junto con registros de vuelo de inventarios recientes, sirvieron como base para delimitar las áreas aproximadas en este estudio.

2.2 Abundancia de aves en cada humedal a través del tiempo

De cada sitio seleccionado, se revisaron los censos de mitad de invierno de aves acuáticas del USFWS, que van de 1948 a 2006. De esta revisión se excluyeron aquellos sitios con incertidumbre en cuanto a su ubicación geográfica o identificación dentro de la región evaluada. De las más de 50 especies de aves registradas en los sitios se seleccionaron 19 especies y grupos de especies de acuerdo con su abundancia en la región y su categoría de conservación establecida por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos

Naturales (SEMARNAT) en el listado de aves prioritarios para la conservación (SEMARNAT, Dirección General de Estadística e Información Ambiental, 2014).

Se construyeron bases de datos para cada una de las especies o grupos, incorporando conteos iguales a 0 para todas las aves que no se observaron. Para disminuir la influencia de esfuerzos de muestreo desiguales entre sitios y a lo largo de los años, se obtuvo un promedio de la abundancia por muestreo para cada sitio. Adicionalmente, se revisó la abundancia por sitio, a grandes rasgos de acuerdo con la taxonomía y sobre todo, de acuerdo con los hábitos de las aves. Se crearon tres grupos de Anatidos; Anserianae (gansos), Anatinae (patos de superficie) y Aythinae junto con las tribus Mergini y Oxyurini (patos buceadores). La abundancia de aves que no pertenecen a Anatidae como las playeras, grullas y gallaretas se agrupó como "Otros". Esta se realizó para agrupar especies que usan los humedales de manera similar, lo cual se probó mediante un análisis de componentes principales.

Para el análisis se incluyeron en aquellas especies que se encontraban en el listado de aves prioritarias para la conservación de la SEMARNAT (SEMARNAT, Dirección General de Estadística e Información Ambiental, 2014), aquellas listadas con cualquier categoría de riesgo en la NOM-059-2010 (SEMARNAT, 2010) y cuya abundancia total dentro de los inventarios en los años y sitios de interés fue mayor a 5,000 aves observadas. Bajo estos criterios, para este estudio la lista quedó conformada por ocho categorías de patos de superficie, seis de patos buceadores, dos de gansos y tres de otras aves acuáticas (Tabla 1). Los nombres científicos y comunes corresponden a la lista actualizada de especies de la CONABIO (Berlanga et al., 2018) y los códigos de cuatro letras son los establecidos por la Unión Americana Ornitológica (Chesser et al., 2019).

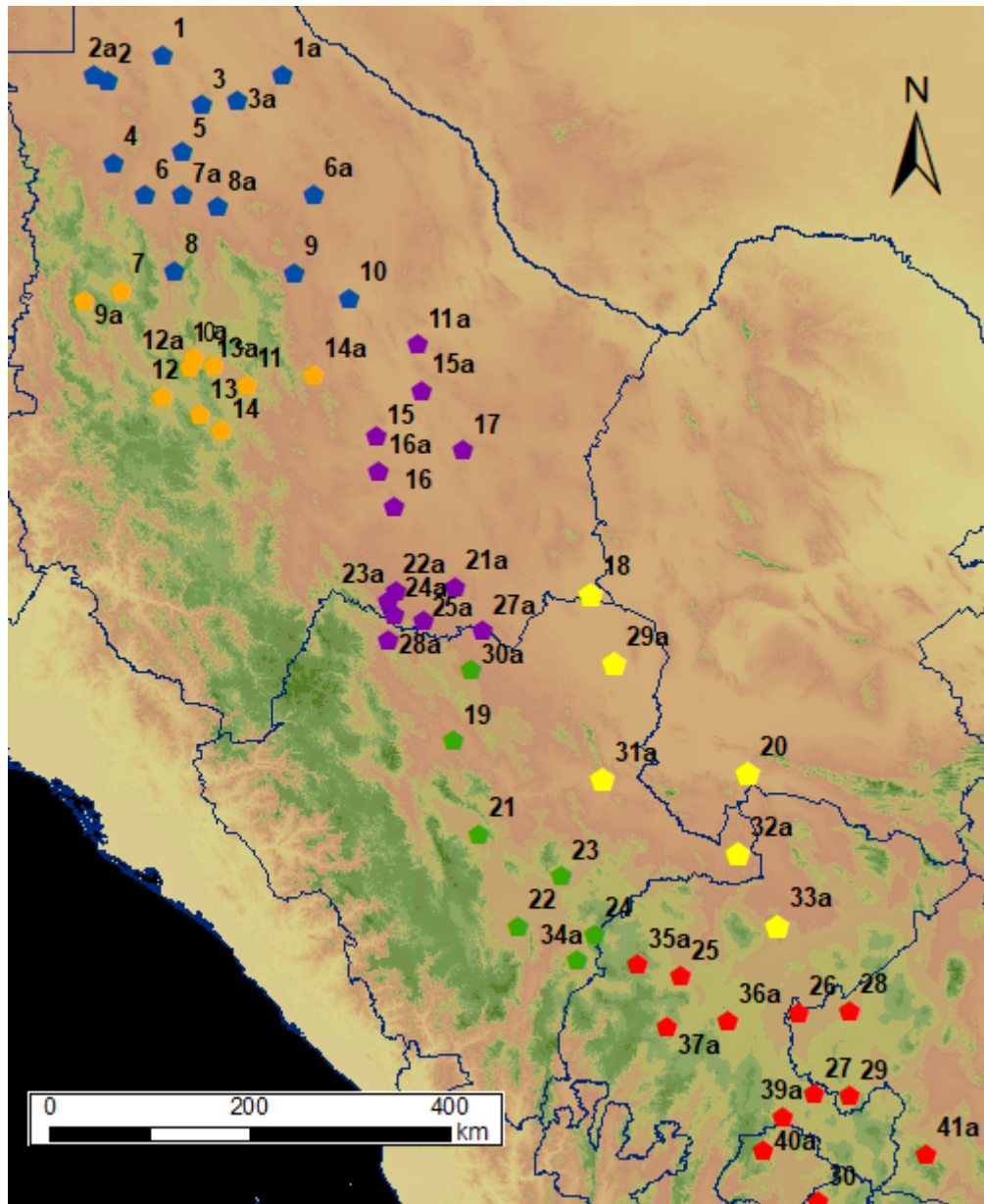


Figura 2. Sección del Altiplano mexicano, donde se muestran las subregiones y los sitios a considerar en este estudio.

Cuencas Cerradas del Norte (CUN, pentágonos azules): 1 - Laguna de Guzmán, 1a - Carbonero, 2 - Ascensión, 2a - Ascensión Oeste, 3 - Laguna de Santa María, 3a - Aguas Termales, 4 - Casas Grandes, 5 - Río de Santa María, 6 - Galeana, 6a - Napal, 7a - Laguna de Victoria, 8 - Presa el Tintero, 8a - Laguna San Cristóbal, 9 - Laguna de Encinillas y 10 - Laguna de Cuervo.

Sierras de Chihuahua (SCH, pentágonos anaranjados): 7 - Laguna de Babícora, 9a - Madera, 10a - Tásate 11 - Laguna Bustillos, 12 - Presa Abraham Gonzales, 12a - Bachiniva, 13 - Laguna San Rafael, 13a - Cuauhtémoc, 14 - Laguna de los Mexicanos y 14a - Presa Chihuahua.

Bravo - Conchos (BRC, pentágonos rojos): 11a - Presa Luis León, 15 - Delicias, 15a - Presa Julimes, 16 - Presa la Boquilla, 16a - Lago Chancaplea, 17 - East la Cruz, 17a - Presa Don Martín, 21a - Villa López, 22a - Presa Talamantes, 23a - Villa Matamoros, 24a - Torreoncillos, 25a - Presa Guadalupe, 27a - Lago la Estacada y 28a - Presa Villa Ocampo.

Zonas Desérticas (DES, pentágonos amarillos): 18 - Laguna de Palomas, 20 - Laguna de Viesca, 29a - Zaragoza, 31a - Presa Torreón, 32a - Lago la Mancha y 33a - Lago San Juan de Ahorcados.

Sierras de Durango (SRD, pentágonos verdes): 19 - Río de Oro, 21 - Laguna de Santiaguillo, 22 - Durango, 23 - Guadalupe Victoria, 24 - Presa Francisco Villa, 30a - Villa Hidalgo y 34a - Presa Vicente Guerrero.

Región Zacatecana - Potosina (RZP, pentágonos rojos): 25 - Presa El Cazadero, 26 - Villa de Cos, 27 - Saladillo, 28 - Lago de Perdido, 29 - Salinas, 30 - El Llano (originalmente, Languillo), 35a - Felipe Carrillo Puerto, 36a - Santa Ana, 37a - Presa Leobardo Reynoso, 39a - Luis Moya, 40a - Presa Calles y 41a - Presa San Luis Potosí.

Tabla 1. Especies de aves acuáticas en el Altiplano Mexicano consideradas en este estudio. Los nombres científicos y comunes corresponden a la lista actualizada de especies de la CONABIO y los códigos de cuatro letras son los establecidos por la Unión Americana Ornitológica

*Existe incertidumbre taxonómica del estatus de *Anas diazi* como especie independiente o parte de *A. platyrhynchos*. Aquí se toma como especie distinta por estar separada en los conteos.

Grupo Funcional	Especie	Nombre común	Clave
De superficie	<i>Anas acuta</i>	Pato Golondrino	NOPI
	<i>Anas crecca</i>	Cerceta Alas Verdes	AGWT
	<i>Anas diazi*</i>	Pato Mexicano	MEDU
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato de Collar	MALL
	<i>Mareca americana</i>	Pato Chalcuán	AMWI
	<i>Mareca strepera</i>	Pato Friso	GADW
	<i>Spatula clypeata</i>	Pato Cucharón Norteño	NSHO
	<i>Spatula discors/S. cyanoptera</i>	Cerceta Alas Azules/ Cerceta Canela	BCTE
Buceadores	<i>Aythya americana</i>	Pato Cabeza Roja	REDH
	<i>Aythya collaris</i>	Pato Pico Anillado	RNDU
	<i>Aythya</i> sp.	Porrón genérico	SCAU
	<i>Aythya valisineria</i>	Pato Coacoxtle	CANV
	<i>Mergus</i> sp.	Mergo genérico	MERG
	<i>Oxyura jamaicensis</i>	Pato Tepalcate	RUDU
Gansos	<i>Anser albifrons</i>	Ganso Careto Mayor	GWFG
	<i>Anser caerulescens/A. rossi</i>	Ganso Blanco/Ganso de Ross	SNGO
Otros	<i>Antigone canadensis</i>	Grulla Gris	SACR
	Ave playera genérica	Ave playera genérica	SMSB
	<i>Fulica americana</i>	Gallareta Americana	AMCO

Para describir la proporción de especies a lo largo del tiempo en cada región se seleccionó un subconjunto de 29 sitios que fueron muestreados de manera más uniforme a partir de 1975. Las regiones fueron las siguientes: Cuencas Cerradas del Norte (CUN), Sierras de Chihuahua (SCH), Bravo-Conchos (BRC), Zonas Desérticas (DES), Sierras de Durango y Región Zacatecana-Potosina (RZP). Los factores más importantes para esta regionalización fueron la similitud de clima y las sumas totales de los conteos de aves en cada región. Esto se realizó con el propósito de establecer regiones comparables entre sí, con un número suficiente de sitios y observaciones para analizar. A través de un Análisis de Componentes Principales se exploró si los sitios agruparon distintas especies dentro de las regiones establecidos para conocer si alguna especie fue más abundante en alguna región.

2.3 Análisis de la variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua

Como parte de este trabajo se buscó aumentar la información disponible con la cual evaluar o comparar los inventarios de aves acuáticas. Inicialmente se consideró utilizar conteos complementarios a los del USFWS, ya fuera conteos regionales o conteos de sitios independientes. Esta idea se descartó al detectar que la incertidumbre era muy grande, ya que debido a las diferencias en los métodos y técnicas de muestreo empleadas los resultados serían poco comparables. En los metadatos de los inventarios del USFWS se registró si cada sitio estaba seco o tenía agua en el momento de cada uno de los muestreos. El que se realizaran conteos de aves acuáticas en sitios reportados como secos sugiere que esta denominación (“seco”) se utilizó de una manera relativa y laxa, por lo que no era fiable para entender los procesos aquí estudiados, lo que llevó a descartar dicha información con propósitos de análisis. En lugar de ello, se optó por obtener información precisa sobre las condiciones de los diferentes humedales a partir de imágenes de satélite, utilizando el catálogo de imágenes de libre acceso de Landsat desde 1975 (Figura 3) y contrastarlas con el conjunto reducido de datos de aves acuáticas de los sitios principales del periodo 1975-2006.

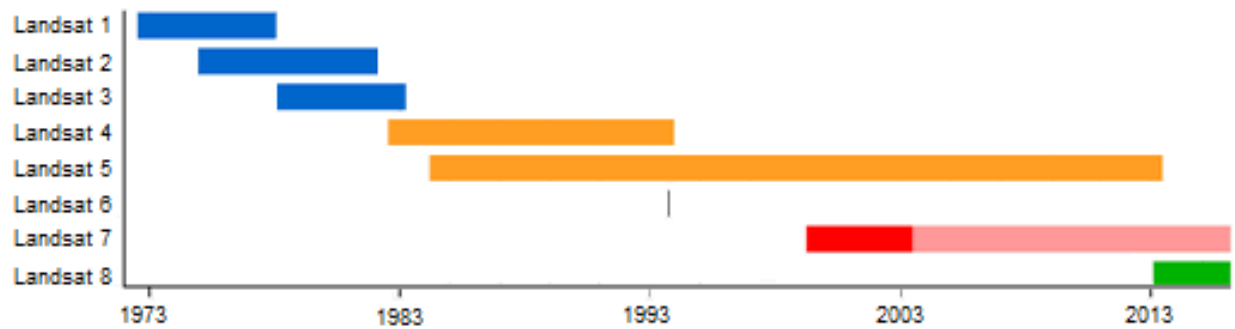


Figura 3. Cobertura temporal de la serie Landsat.

El que estas imágenes, del Servicio Geológico de los Estados Unidos de América (U.S. Geological Service; USGS), sean gratuitas y la existencia de plataformas de análisis de datos, como Google Earth Engine (GEE), permiten analizar una gran cantidad de sitios de manera automática o semiautomática. Para entender los cambios en la superficie cubierta por agua en los diferentes humedales se seleccionaron seleccioné las mejores imágenes posibles y que fueran las más cercanas a las fechas de muestreo. La calidad de las imágenes seleccionadas varió en función del sensor utilizado, desde imágenes de baja resolución espacial con el Multi-spectral Scanner (MSS) de Landsat 1, hasta algunas de mediana resolución con Landsat 4 y 5. A partir de 2003, surgió un problema en los sensores de Landsat 7, motivo por el cual se descartaron sus imágenes (Landsat 6 no logró alcanzar su órbita durante su lanzamiento). La cobertura temporal de las imágenes satelitales no es constante para México. Existen muy pocas imágenes disponibles entre 1983 y 1999, sobre todo a mediados de la década de los 1980, debido a políticas particulares del gobierno de EE.UU. (Wulder et al., 2012). Las pocas imágenes que hay de este periodo son cronológicamente lejanas a los muestreos de aves acuáticas de mitad de invierno. Esto impidió armar una serie de tiempo completa, pero, a pesar de ello, la que se pudo integrar sirvió en gran medida para analizar las variaciones en los cuerpos de agua. Para el intervalo de 1975 a 2006, se utilizaron 333 imágenes Landsat de un total de 464 que corresponden a 18 distintas coordenadas de pase/renglón (Figura 4).

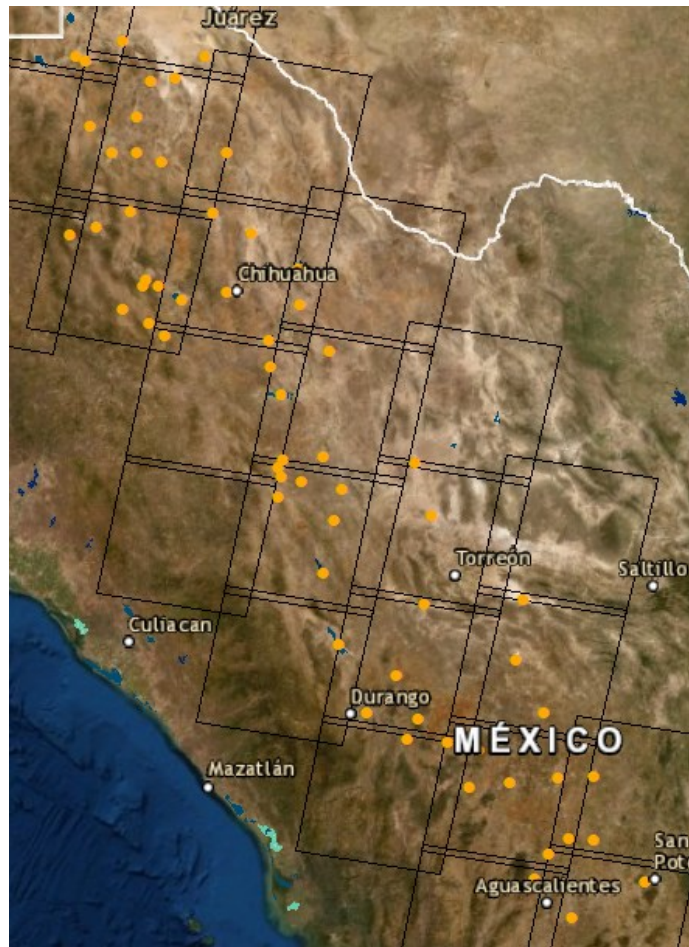


Figura 4. Coordenadas de pase/renglón correspondientes a las imágenes de Landsat utilizadas.

Para determinar la superficie cubierta por agua se utilizó el Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI, por sus siglas en inglés), diseñado para detectar cuerpos de agua. La variación natural de la reflectancia de la luz en cada cuerpo de agua ya sea por el color del sustrato o por diferencias en la turbidez o partículas suspendidas en el agua, hace que el umbral de detección sea variable. Por ello, se fijó 0 como valor normal de NDWI (Gao, 1996) para facilitar la comparación entre sitios; es decir, en todos los sitios los píxeles por arriba de un umbral definido empíricamente se marcaron como agua y por abajo como tierra. Para esto fue importante remover la influencia de positivos falsos en zonas montañosas sombreadas, un problema común ya que a cierto azimut las cañadas sombreadas y el agua tienen valores similares en las bandas infrarroja cercana e infrarroja de onda corta (NIR y SWIR). Existen varios métodos reportados para detectar y luego eliminar o disminuir los positivos falsos de distintos objetos, como edificios, nubes o montañas, basados en diferencias de elevación (Shahtahmassebi et al., 2013). En este trabajo se aplicó un escalamiento a la banda verde para aminorar estos efectos, que se consideró más sencillo que el utilizar

datos de elevación en las decenas de sitios de estudio (más abajo se describe esta modificación). Este método funcionó particularmente bien en sitios sombreados con vegetación donde la diferencia de sombra y agua en la banda verde era notoria. En este trabajo la fijación de umbral se realizó manualmente con un valor distinto para cada renglón/pase del satélite, definido en el Sistema de Referencia Mundial ([de Landsat] WRS). Aunque en años recientes se han desarrollado métodos de automatización de identificación y medición de cuerpos de agua, con distintos grados de éxito (Jiang et al., 2014), estos requieren gran trabajo de calibración previa para asegurar su veracidad, por lo cual no se utilizaron.

Los sitios se clasificaron según su tamaños y persistencia entre años con el fin de explorar la relación entre características del cuerpo de agua y el número y tipo de aves presentes en cada sitio. En este trabajo no se analizó una serie de tiempo completa para inferir la tendencia en el tamaño de los cuerpos de agua en la región, debido a la alta variación interanual. En lugar de eso, se buscaron diferencias en la persistencia del agua por subregión y entre años.

El tamaño del cuerpo de agua en los sitios en diferentes momentos se analizó con el programa ArcGIS versión 10.1 y la plataforma de Google Earth Engine (Figura 5). Se delimitaron polígonos de las áreas geográficas donde se realizaron los conteos a partir de las descripciones originales de Saunders y Saunders (1981) y las coordenadas obtenidas de los registros de vuelo de los inventarios de mitad de invierno del USFWS. Se calculó la superficie de los cuerpos de agua de cada sitio de estudio en cada año de interés utilizando imágenes satelitales Landsat con al menos cuatro bandas espectrales, seleccionando la imagen de mejor calidad disponible. Se tomaron imágenes de la fecha más cercana a los conteos, que por lo general se realizaron a inicios de enero. Cuando no se obtuvieron imágenes de enero, se exploraron los de diciembre y febrero. A falta de imagen de cualquiera de estos meses, se excluyó el sitio para ese año. De estas imágenes se extrajo el tamaño del espejo de agua de todos los cuerpos de agua dentro de cada área para cada año.

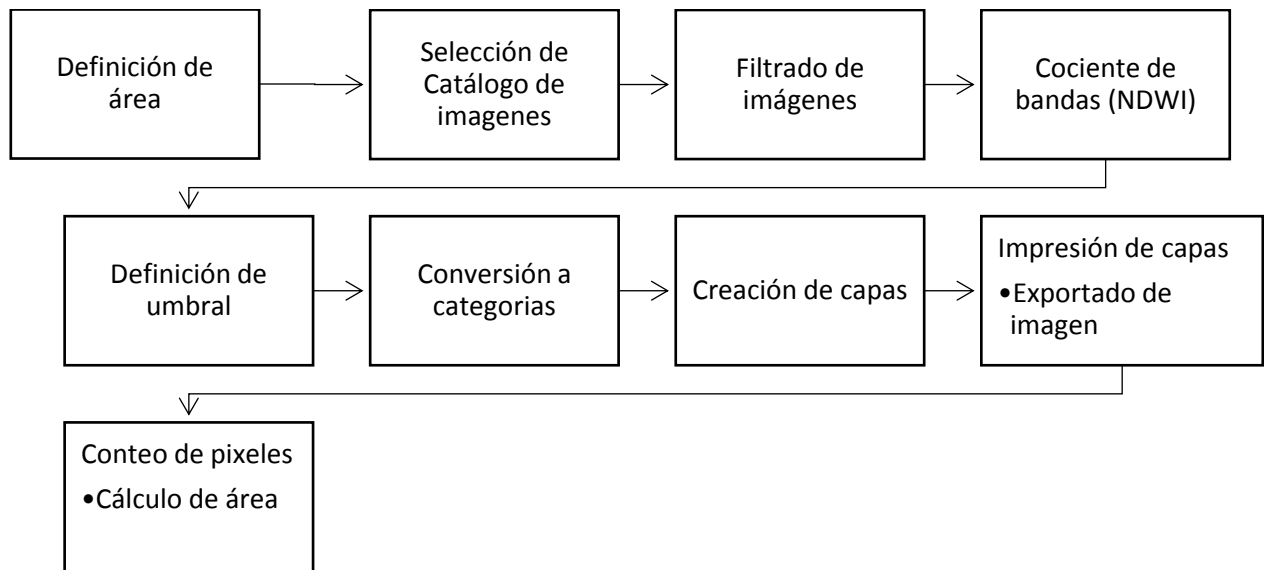


Figura 5. Diagrama de procesamiento de imágenes para el presente estudio.

Para detectar los cuerpos de agua y estimar su tamaño se construyeron varias secuencias de comandos (scripts) en JavaScript dentro de GEE para calcular el NDWI a partir de las bandas verde e infrarroja (McFeeters, 1996). El resultado fue una gradilla de pixeles o ráster para cada sitio en cada año donde cada pixel tuvo un valor propio calculado por el NDWI. Se clasificaron los pixeles de acuerdo con su valor para saber cuáles correspondían a agua. El área del cuerpo agua se calculó multiplicando la cantidad de pixeles clasificados como agua por la resolución de cada pixel en metros. Esto permitió caracterizar a grandes rasgos el régimen hidrológico de los sitios y los cambios interanuales y tendencias de largo plazo de presencia de agua.

Varias de las imágenes se procesaron por separado en ArcGIS 10.1 para comparar los valores de las áreas de los cuerpos de agua con los de GEE. Dado que los resultados fueron muy similares solo se reportan los valores procesados en GEE debido a su mayor rapidez y acceso a todo el acervo de imágenes Landsat sin necesidad de descargarlas. Se incluye un ejemplo breve del código utilizado, con anotaciones (Anexo 2). Finalmente, para ilustrar la persistencia y forma de cada cuerpo de agua, se crearon imágenes compuestas de cada uno de los sitios utilizando todas las imágenes analizadas. Se agregó un gradiente de color para indicar la persistencia del agua. Las fuentes de las imágenes fueron las distintas misiones del programa Landsat (Tabla 2).

Tabla 2. Características de Imágenes de Satélites Landsat utilizadas en el presente estudio. La resolución de las bandas con asterisco fue remuestreada digitalmente después de su captura para aumentar su resolución y se muestra su resolución final.

Satélite	Sensor	Resolución (m)	Bandas presentes	Longitud de onda (μm)	Fecha de operación
Landsat 1	Multispectral Scanner (MSS)	60*	Banda 4 - Verde	0.5 -0.6	23-07-1972 a 06 -01-1978
Landsat 2			Banda 5 - Roja	0.6 – 0.7	22-01-1975 a 25-02-1982
Landsat 3			Banda 6 - Infrarroja Cercana (NIR)	0.7 – 0.8	05-03-1978 a 31-03-1983
			Banda 7 - NIR	0.8 – 1.1	
			Banda 1 - Azul	0.45 -0.52	
Landsat 4	Thematic Mapper (TM)	30	Banda 2 - Verde	0.52 – 0.6	16-07-1982 a 14-12-1993
			Banda 3 - Roja	0.63 – 0.69	
			Banda 4 - NIR	0.76 – 0.9	
Landsat 5			Banda 5 - Infrarroja Corta (SWIR) 1	1.55 – 1.75	01-03-1984 a 05-06-2013
		30*	Banda 6 - Térmica	10.4 -12.5	
		30	Banda 7 - SWIR 2	2.08 – 2.35	

Para analizar las imágenes se construyó una secuencia de comandos base en la plataforma de GEE donde se fueron modificando las áreas de interés, las fechas y los umbrales de detección de agua (Anexo 2). Como ejemplo, se presenta el procedimiento del sitio 9 correspondiente a Laguna de Encinillas, Chihuahua, en 1975 y 1977 para la que se seleccionó la imagen con menor nubosidad y mayor definición del cuerpo de agua disponible para la fecha, recortándola para sólo analizar el área de interés (Figura 6). La selección de la imagen se realizó con una serie de filtros y se creó un polígono con coordenadas para delimitar el área.

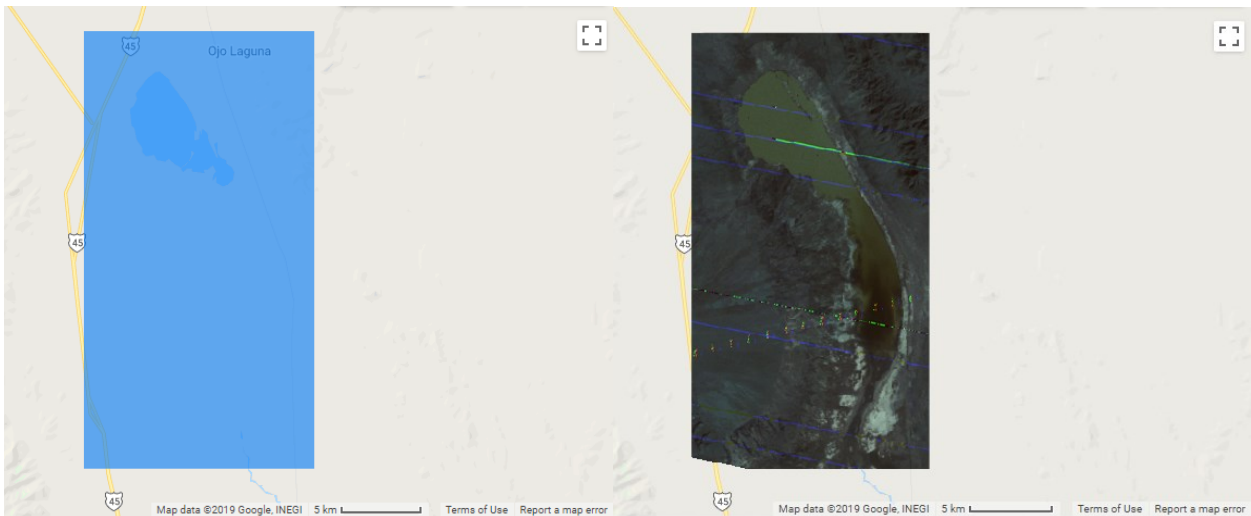


Figura 6. Laguna Encinillas, Chihuahua en 1975. En el lado izquierdo se muestra el polígono definido sobre Laguna Encinillas y en el derecho el área recortada de la imagen de mayor tamaño que se usó para el análisis posterior.

Posteriormente se extrajeron las bandas 4 y 7 de la imagen (verde e infrarrojo cercano [nir]) para calcular el NDWI. Aunque originalmente se contemplaba utilizar solo los índices de NDWI definidos por McFeeters (1996) y Gao (1996):

$$(\text{verde} - \text{nir}) / (\text{verde} + \text{nir})$$

la presencia de sombras introdujo muchos falsos positivos en la detección de cuerpos de agua. Para removerlos se aplicó la siguiente expresión de bandas, que se desarrolló a partir del índice de NDWI específicamente como parte de este estudio:

$$((\text{verde} * \text{factor}) - \text{nir}) / ((\text{verde} * \text{factor}) + \text{nir})$$

Donde el término “factor” escala los valores de la banda verde antes del resto de la operación. Por debajo de 30 en la banda verde, el pixel se identificó como agua y se procesó con el método regular mientras que por arriba de ese umbral se identificó como vegetación sombreada y se eliminó ese pixel del análisis. Aunque es posible obtener resultados aún más precisos si se establece un factor personalizado para cada imagen, aquí se fijó en 30 para hacerlas lo más comparable posible. Posteriormente se clasificaron los pixeles por arriba y por abajo del umbral regularmente utilizado para el NDWI, tomando como agua los superiores a 0 y como tierra los inferiores a 0. Con la modificación realizada a la fórmula se logró una reducción de hasta el 95 % de pixeles clasificados erróneamente como agua sin afectar la detección de los

pixeles clasificados correctamente. En algunos sitios montañosos la eliminación de pixeles mal clasificados evitó la sobreestimación de hasta el 40% del valor de la extensión del cuerpo de agua (Figura 7).

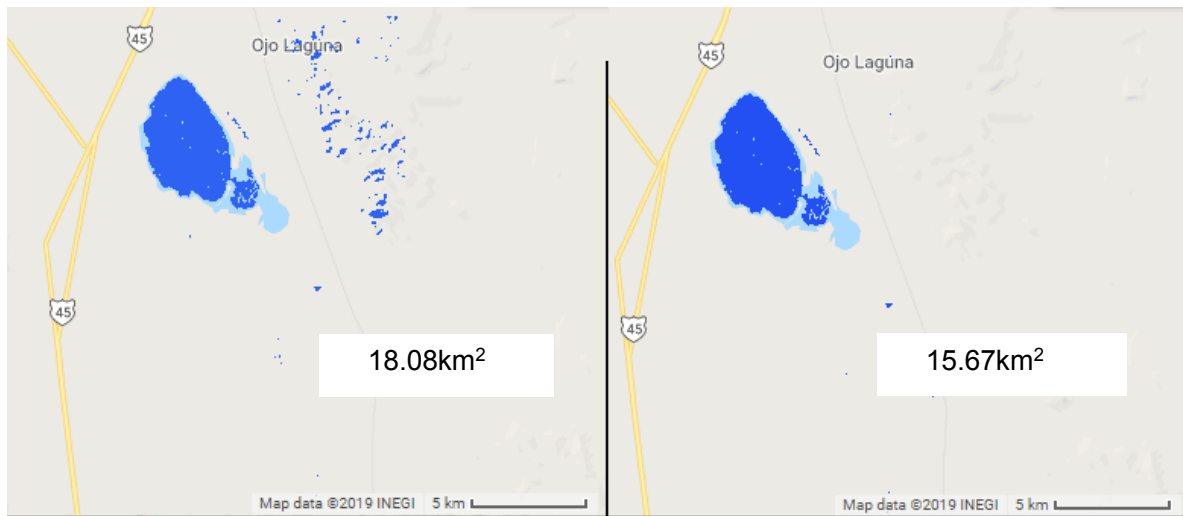


Figura 7. Extensión de Laguna Encinillas, Chihuahua en enero de 1977. De lado izquierdo se presentan los datos de la extensión de la laguna sin el ajuste propuesto y del lado derecho con el ajuste para la reducción de sombras del Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI).

Posteriormente, cada imagen recortada se clasificó de nuevo, esta vez en valores por encima y por debajo del umbral de NDWI, que por lo general era 0. Estos se convirtieron en categorías de clase agua y tierra (Figura 8).

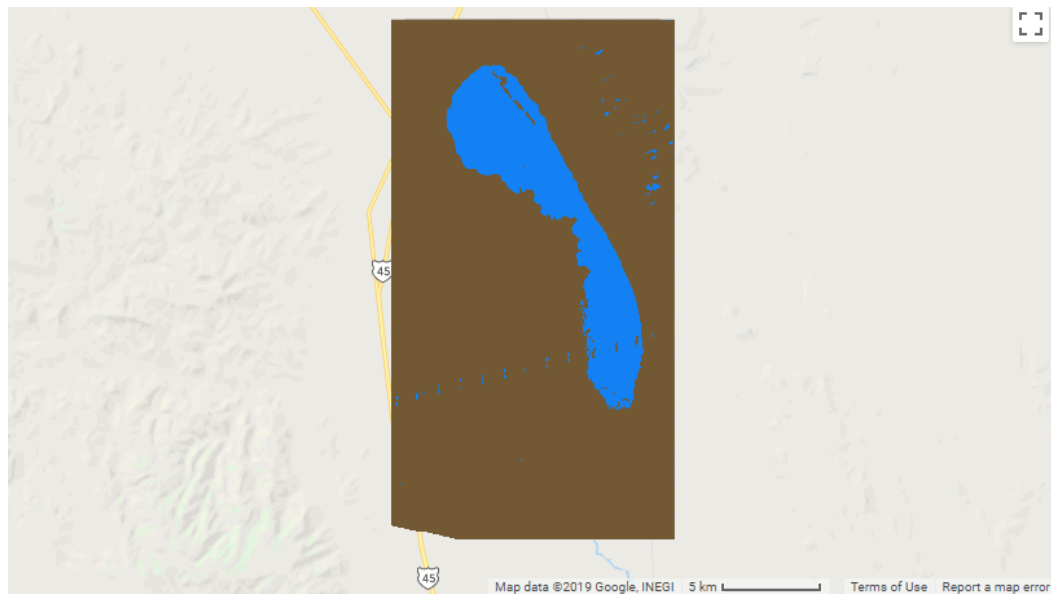


Figura 8. Capa con categorías del Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI). Por encima del umbral definido de NDWI, clasificados como agua en azul, y por debajo del umbral, clasificados como tierra, en café.

Después se convirtieron los valores positivos a una máscara a partir de la cual se calculó el área total del cuerpo de agua multiplicando el número de píxeles por la resolución. Tanto el polígono como la superficie total cubierta por agua podían variar mucho entre años (e.gr., Figura 9).

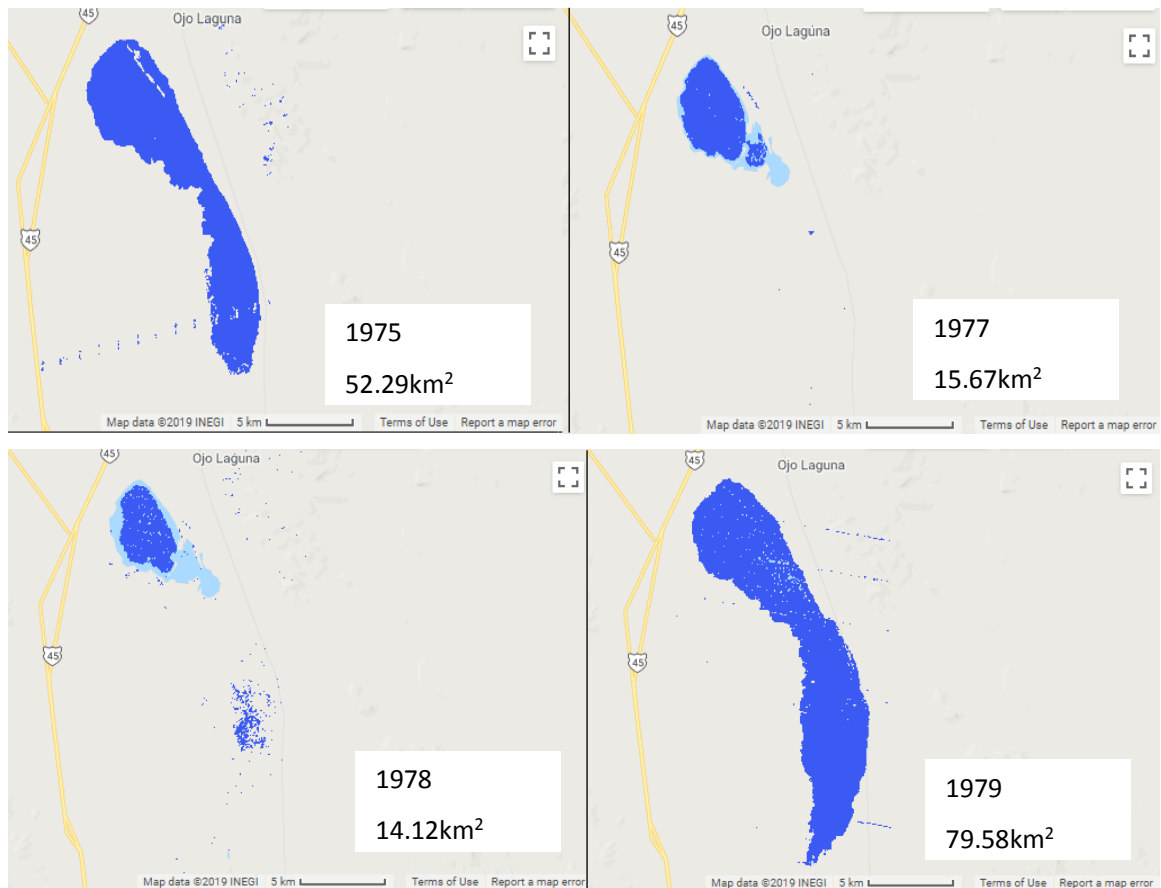


Figura 9. Variación en la extensión de la Laguna de Encinillas, Chihuahua entre inviernos.

Finalmente, para cada sitio se obtuvo una imagen compuesta de todos los años en los que se realizaron conteos y de los que hubo cuando menos una imagen de satélite disponible de calidad suficiente, mostrando la variación en la superficie por colores (Anexo 1). La permanencia de agua se indicó con un gradiente de 10 tonos de rojo a verde donde el color rojo indica que hubo agua en el 100% de las visitas y el color verde claro en solo 10% de ellas. El área en azul claro, donde aparece, indica la extensión máxima de los cuerpos de agua en 2019.

Con base en los mapas resultantes se clasificaron los cuerpos de agua en la región de acuerdo con su tamaño y su permanencia. Los sitios que midieron entre 0-5.6 km² se consideraron pequeños; los de 5.7-13.5 km², medianos; 13.6 - 63.2 km², grandes; >63.2 km², muy grandes. Aquellos cuerpos de agua cuyo

coeficiente de variación en su extensión fue >1.5 se consideraron efímeros; los que tuvieron un coeficiente de variación de entre 1.5 y 1, como temporales; entre 1 y 0.6, semipermanentes y los que lo tuvieron <0.6 , permanentes.

2.4 Factores que afectan el uso de cuerpos de agua por aves acuáticas en el Altiplano Mexicano

Con la finalidad de analizar la relación entre la abundancia de aves en la región y variables explicativas, se obtuvieron datos climáticos históricos del portal del Sistema Meteorológico Nacional (Sistema Meteorológico Nacional, 2019), de los meses anteriores y durante la época invernal de cada conteo en los sitios muestreados. Los datos se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana que los tuviera disponibles. En todos los casos, la estación se encontraba a menos de 30 Km del sitio de estudio. Para cada sitio de conteo se obtuvieron las temperaturas máxima y mínima durante los meses de diciembre y enero, la evaporación y precipitación mensual de los seis meses anteriores a la fecha aproximada de muestreo y de todo el año previo, el valor del índice de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) del año de muestreo y del año anterior y el tamaño del cuerpo de agua en invierno.

Para identificar las variables que más influyeron en la abundancia y distribución de las aves en la región durante el periodo de estudio se utilizaron dos aproximaciones. La primera se hizo mediante regresiones por pasos ("stepwise", en inglés) y la segunda con base en valores de verosimilitud de modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs).

A partir de los datos obtenidos se evaluó la correlación de cada variable con los conteos en cada sitio y luego se realizó una regresión por pasos para determinar la mejor combinación, controlando para distintos transectos, intensidad de muestreo y metodología en los sobrevuelos del USFWS (Eggeman y Johnson, 1989).

La segunda aproximación se hizo bajo un enfoque teórico-informático (Burnham y Anderson, 2002) usando modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs). Este enfoque busca cuantificar la distancia entre una probabilidad de distribución arbitraria de una real. Se exploró la relación entre la abundancia total de aves, la abundancia de gansos, la de patos buceadores y la de patos de superficie con un conjunto de 11

efectos fijos (Tabla 3). Debido a que cada sitio tiene características propias que seguramente afectan la abundancia y no son independientes, el sitio se tomó como un efecto aleatorio.

Todos los análisis se realizaron en R usando la plataforma R Studio (R Core Team, 2019), principalmente con el paquete *lme4* (Bates et al., 2015) para construir los GLMMs. Para poder aplicar este procedimiento, las variables fueron transformadas con un logaritmo natural, ya que la distribución de los datos era lognormal. Los modelos se compararon con el paquete de R *pgirmess* (Giradoux, 2018) para identificar aquellos con mejor ajuste con base en el Criterio de Información de Akaike (AIC). Entre modelos similares se eligió el mejor por el principio de parsimonia.

Tabla 3. Abundancia por grupo de aves y efectos seleccionados para comparación de Modelos Mixtos Lineales Generalizados (GLMM)

Abundancia por Grupo de Aves	Efectos Fijos	Efecto Aleatorio
Abundancia Total Gansos Patos buceadores Patos de superficie	Precipitación de enero (mes de muestreo)	Sitio
	Precipitación de los últimos seis meses	
	Precipitación del último año	
	Promedio trimestral (noviembre, diciembre y enero) de ENSO del año de muestreo	
	Promedio trimestral de ENSO del año anterior al muestreo	
	Tamaño del espejo de agua	
	Subregión del altiplano	
	Categoría por permanencia del cuerpo de agua en invierno	
	Categoría por tamaño	
	Año	

Aparte de todos los efectos fijos también se usó el nombre del sitio como factor aleatorio. Es decir, se agruparon todos los conteos correspondientes al mismo sitio y se consideraron como muestreos de una población más grande. Esto se realizó debido a que cada lugar tiene particularidades no consideradas que afectan el uso por parte de las aves, como la forma del cuerpo de agua, la salinidad, etc. y cada año que se muestrea tienen un efecto desconocido que se asume es relativamente constante a lo largo del tiempo como parte de la misma región. Esto es útil para sitios que tienen muy pocos datos porque ayuda a fijar límites a partir de los otros sitios.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Variación en abundancia de aves acuáticas en los humedales en el norte del Altiplano mexicano de acuerdo a conteos de USFWS

En total se realizaron 631 conteos, de los cuales 537 se reportaron con agua en el momento de muestreo (Figura 10). Estos conteos registraron un total de 4,915,783 aves de los 16 taxa de la familia Anatidae, uno de Rallidae, uno de Gruidae y el conjunto de aves playeras de varias familias, que se utilizó sólo para análisis de uso de cuerpos de agua por grupos funcionales. Además, se observaron aproximadamente 460,000 patos que no se pudieron identificar durante los vuelos, por lo que se excluyeron de los análisis.

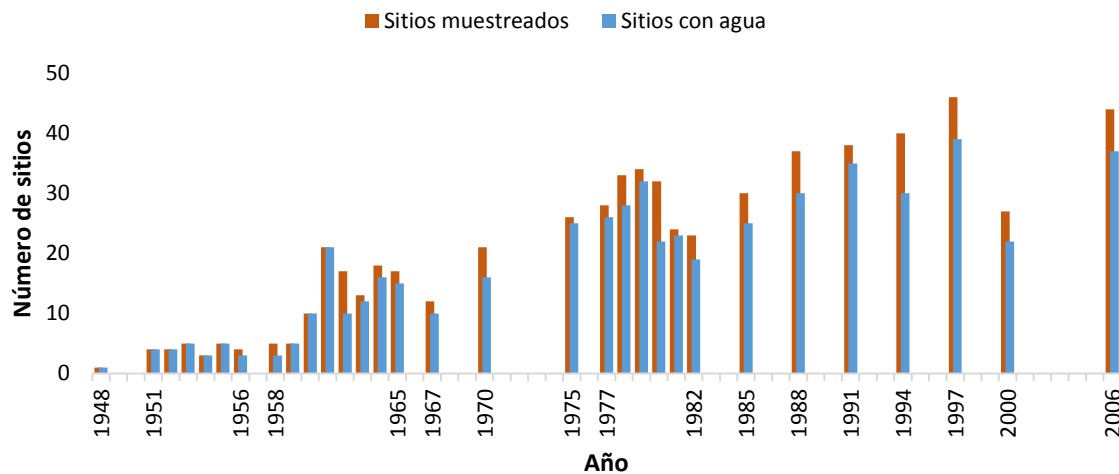


Figura 10. Total de sitios muestreados por año en el Altiplano mexicano. Los datos son del Servicio de Caza y Pesca de Estados Unidos.

Los sitios no se muestrearon uniformemente a lo largo de los años y algunos fueron visitados en más ocasiones que otros, algunos fueron revisados 30 veces, mientras que otros sólo en una o dos ocasiones. Se revisó la cantidad de veces que cada sitio fue visitado y la persistencia de agua promedio, es decir, un cociente entre el número de visitas con agua y el número total de visitas (Figura 11). En unos pocos sitios se registraron individuos a pesar de que el sitio se marcó como seco, lo cual probablemente indica que el tamaño del cuerpo de agua fue inusualmente pequeño, pero no necesariamente la ausencia total de agua.

Algunos sitios que fueron visitados una gran cantidad de veces siempre estuvieron secos. Es posible que estos sitios hayan estado localizados a lo largo de la mejor ruta de vuelo.

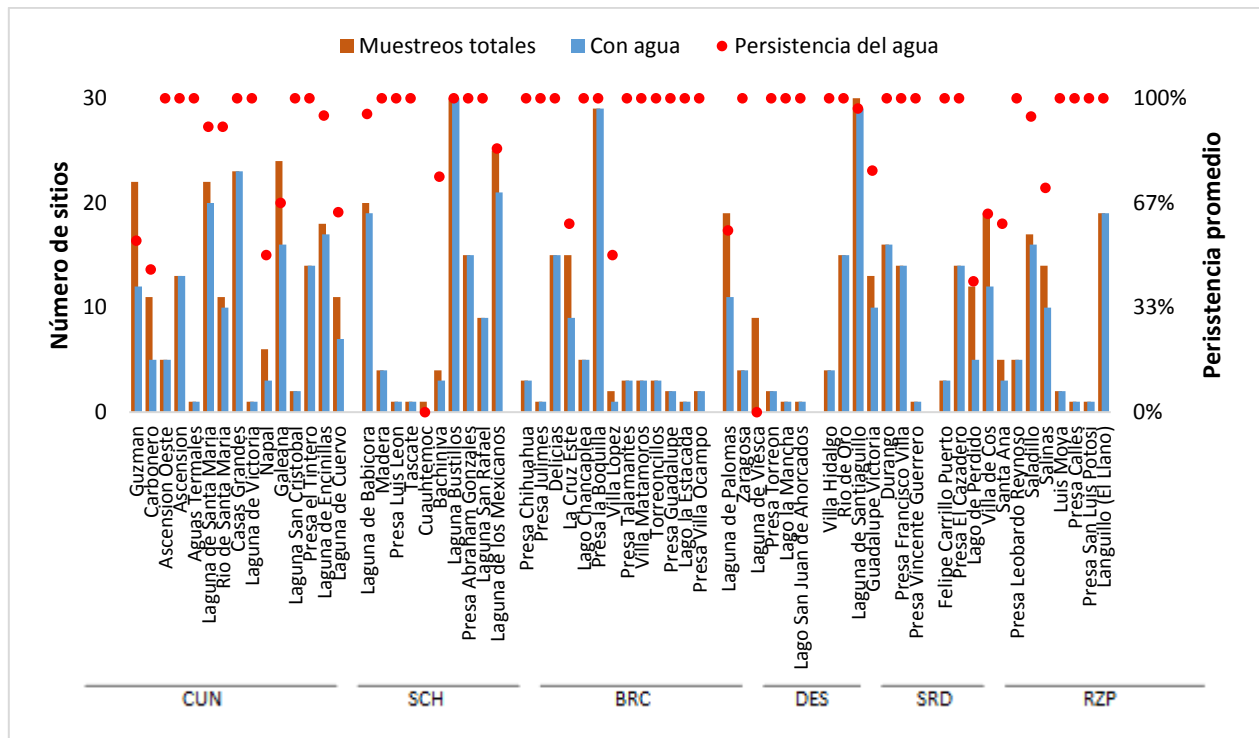


Figura 11. Frecuencia de muestreos total por sitio y con presencia de agua en el Altiplano mexicano. Los sitios se encuentran agrupados por regiones y dentro de ellas de norte a sur. El punto rojo es la persistencia del agua a lo largo de los muestreos; es decir el cociente de visitas en las que cada sitio tenía agua entre el total de visitas. Cuencas del norte – CUN, Sierras de Chihuahua - SCH, Bravo- Conchos -BRC, Desierto – DES, Sierras de Durango – SRD y Región Zacatecana – Potosina, RZP.

Las cinco localidades con mayor abundancia de aves identificadas fueron Laguna de Babícora, Chih., con 1,042,798 individuos, Laguna de Santiaguillo, Dgo., con 755,476, Laguna Mexicanos, Chih., con 344,658, Laguna Bustillos, Chih., con 298,597 y Durango, Dgo., con 264,848.

Laguna Babícora (#7 en las figuras 2 y 12) tuvo el promedio ($\pm$ desviación estándar) mayor de aves por muestreo, con $52,139.9 \pm 45392.3$ aves en 20 conteos, seguido de Laguna Tásate (#10a) con 31,115 en un conteo, Laguna de Santiaguillo (#21) con $26,125 \pm 22,107$ aves a lo largo de 30 conteos y La Presa Vicente Guerrero (#34a) en quinto lugar con 22,875 en un conteo (Figura 12).

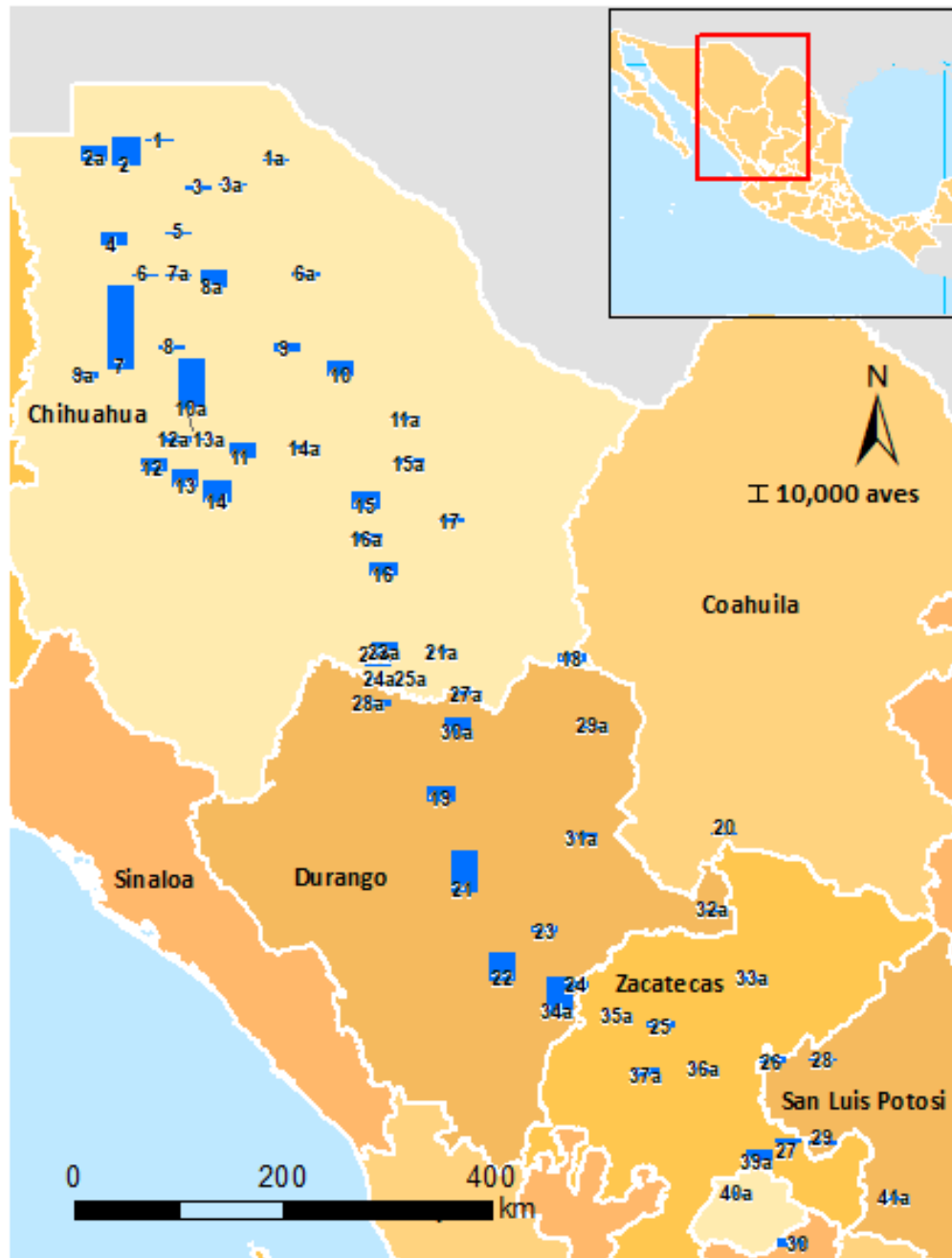


Figura 12. Abundancia promedio de aves acuáticas en los humedales estudiados en el Altiplano mexicano entre 1975 y 2006. La altura de la barra corresponde a la abundancia promedio en cada sitio durante el periodo señalado.

Las aves con mayor número de registros fueron el grupo “ganso blanco/ganso de Ross”, seguido del pato golondrino, la gallareta americana y la cerceta alas verdes con más de medio millón de individuos cada

uno. La abundancia relativa de aves de algunas especies como el mergo, y el pato pico anillado fue muy baja, representaron alrededor del 0.1% cada uno (Tabla 4).

El subgrupo de 29 sitios seleccionados para un análisis más detallado entre 1975 y 2006 sumó entre 125,000 y 500,000 aves de las 19 especies/grupos de especies por año. Se observó una variación alta entre conteos consecutivos y no hubo una tendencia clara en la abundancia total a lo largo del tiempo (Figura 13).

Tabla 4. Abundancia total de aves acuáticas por especie o grupo entre 1975 y 2006 en sitios seleccionados. Los datos provienen de los muestreos realizados por el USFWS.

Nombre Común	Abundancia	Abundancia relativa (%)
Ganso blanco/Ganso de Ross	1,477,750	27.37
Pato Golondrino	885,794	16.40
Gallareta Americana	618,634	11.46
Cerceta Alas Verdes	526,439	9.75
Pato Cucharón Norteño	335,969	6.22
Ganso Careto Mayor	329,455	6.10
Grulla gris	284,078	5.26
Pato Friso	108,811	2.02
Pato Chalcuán	106,362	1.97
Pato Mexicano	75,389	1.40
Pato de Collar	63,748	1.18
Cerceta Alas Azules/ Cerceta Canela	29,823	0.55
Pato Tepalcate	19,744	0.37
Pato Cabeza Roja	14,312	0.27
Porrón genérico	13,083	0.24
Pato Coacoxtle	9,339	0.17
Mergo genérico	6,076	0.11
Ave playera genérica	5,523	0.10
Pato Pico Anillado	5,454	0.10
Total	4,915,783	



Figura 13. Abundancia total de aves registradas en 29 localidades del Altiplano que fueron muestreados de manera más consistente entre los años 1975 y 2006. Las líneas punteadas indican muestreos en años no consecutivos.

Este subconjunto de muestreos contuvo aproximadamente 3.3 millones de aves y, aunque la abundancia de todo el grupo no exhibió una tendencia temporal en el número de aves, si permitió identificar tendencias en la abundancia de diferentes especies de invernantes (Figura 14).

Habiendo delimitado subregiones, se probó la relación entre la abundancia y las subregiones mediante un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) usando grupos de aves acuáticas que se delimitaron (patos de superficie, patos buceadores, gansos y otros). Las variables que se consideraron fueron la abundancia por grupos, el sitio y la subregión a la que pertenecen, todos provenientes del análisis de los conteos del USFWS. Los primeros dos ejes del PCA de los 63 sitios explicaron el 94.3% de la variación en los datos, mientras que los del PCA de solo los 29 sitios más importantes explicaron el 93.4% de la varianza (Figura 15). Los gansos se agruparon con los patos de superficie, mientras que las gallaretas lo hicieron con los patos buceadores. Algunos grupos, como los gansos, patos de superficie y la grulla gris, fueron más abundantes en regiones como las Sierra de Chihuahua y Durango, mientras que en otras, como la Región Zacatecana-Potosina la abundancia de los distintos grupos fue similar.

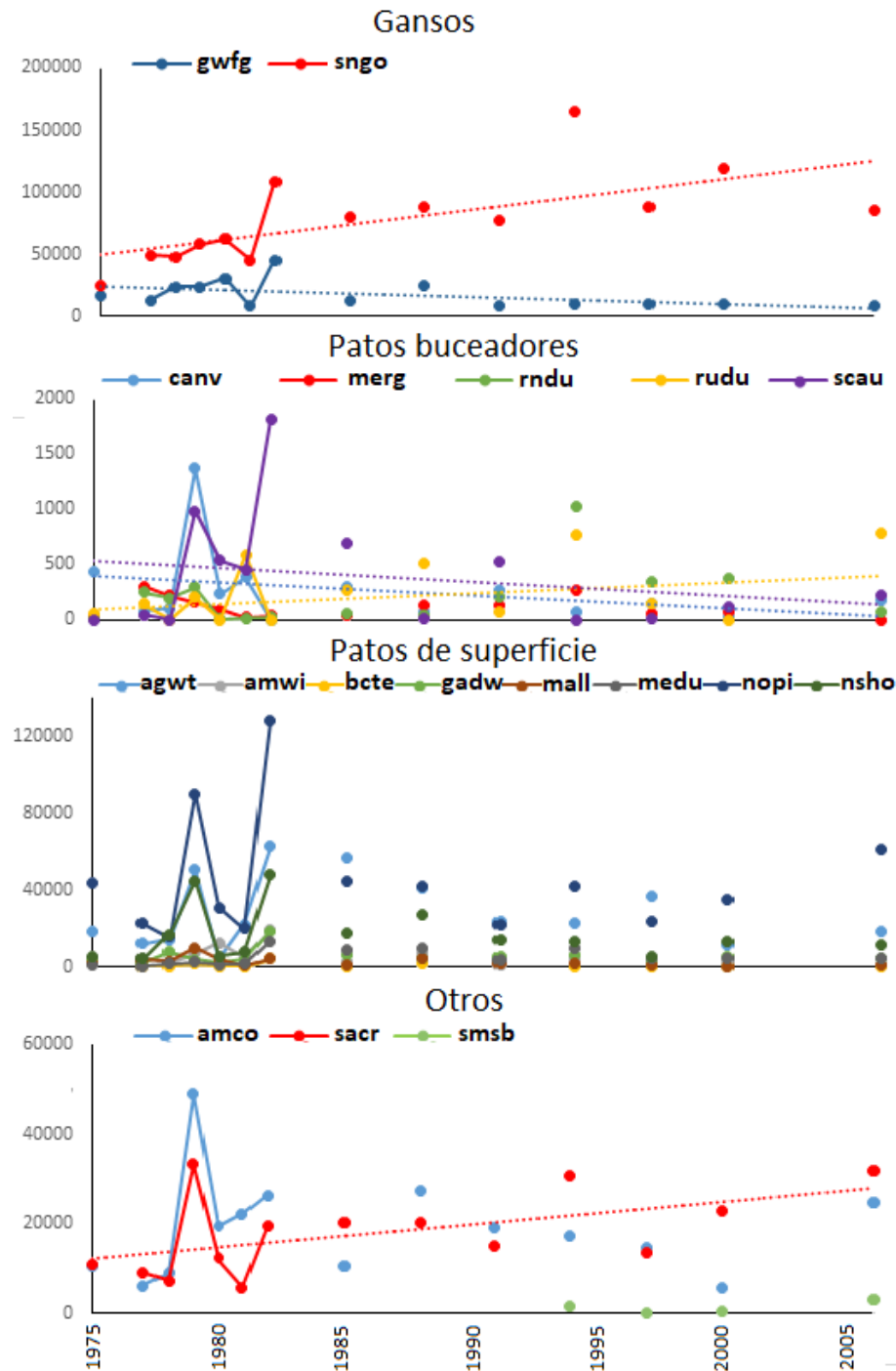


Figura 14. Tendencias poblacionales de gansos, patos buceadores, patos de superficie y otras aves entre 1975 y 2006 en un subconjunto de sitios en el Altiplano mexicano. Cada color indica una especie distinta, aquí nombrada con su clave (Tabla 3). Aquellas especies donde se observó alguna tendencia significativa tienen una línea de tendencia marcada. El eje Y representa la abundancia y el eje X el año en el cual se realizó un muestreo. Años con muestreos consecutivos están unidos con una línea.

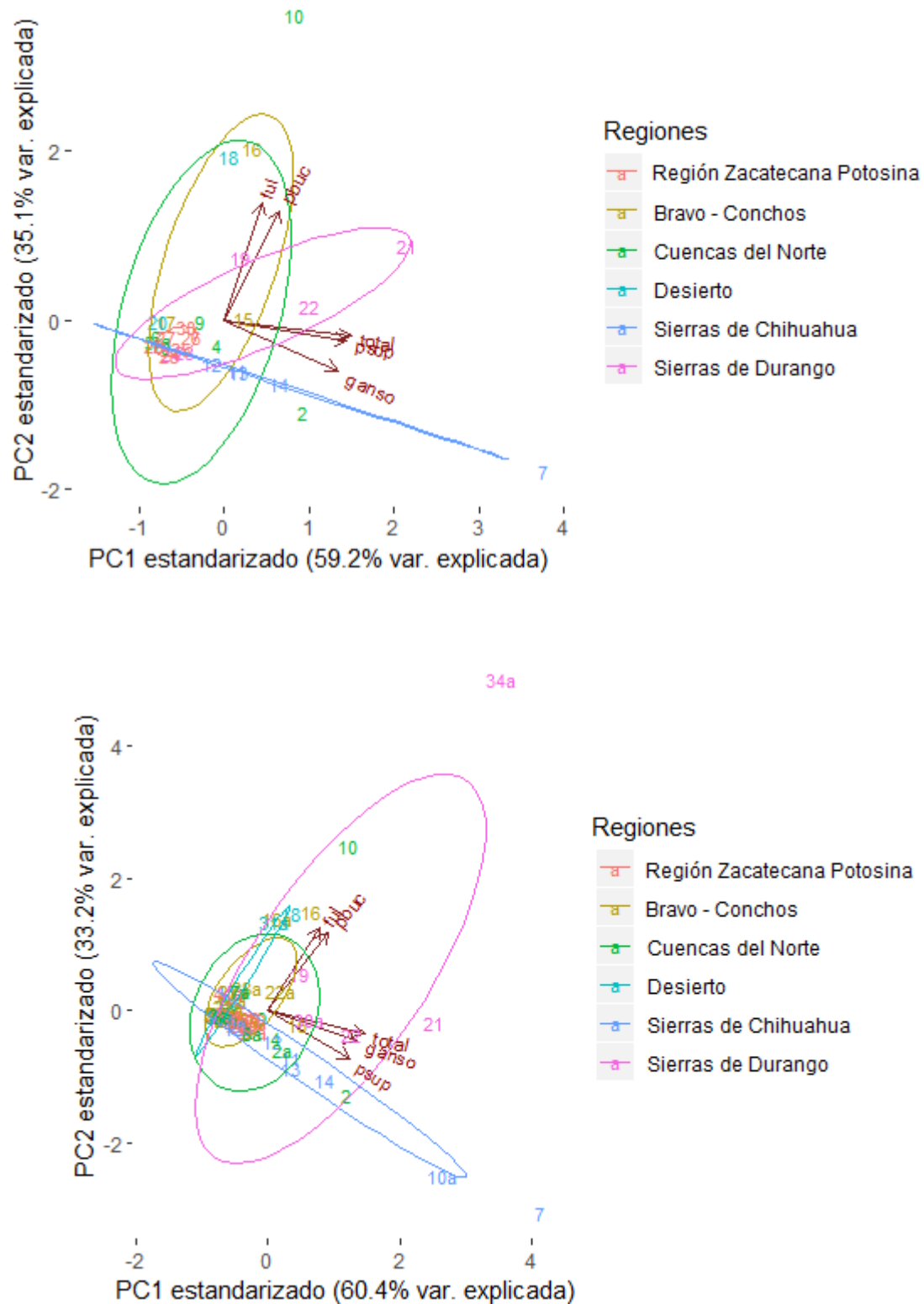


Figura 15. Arreglo, mediante análisis de componentes principales, de los cuerpos de agua en cada región del Altiplano mexicano con base en su uso por cuatro grupos de aves acuáticas. El panel superior muestra 63 sitios de estudio, mientras que el inferior se muestran los 29 sitios principales. Los vectores se muestran en rojo obscuro. Patos de superficie – psup; patos buceadores – pbuc; gallaretas – ful; ganso.

3.2 Variación de la abundancia de especies selectas en las diferentes regiones del Altiplano mexicano.

La abundancia de gansos blancos (en algunas regiones se mantuvo relativamente estable mientras que en otras hubo un crecimiento a finales del periodo de censos (Figura 16). En contraste, la población de gansos de frente blanca se mantuvo relativamente estable excepto en la Región Zacatecana-Potosina, en el extremo sur de su distribución en el Altiplano, donde pasó de tener hasta decenas de miles de aves por sitio a inicios de los 1980 a no tener reportes a partir del año 2000 (Figura 17).

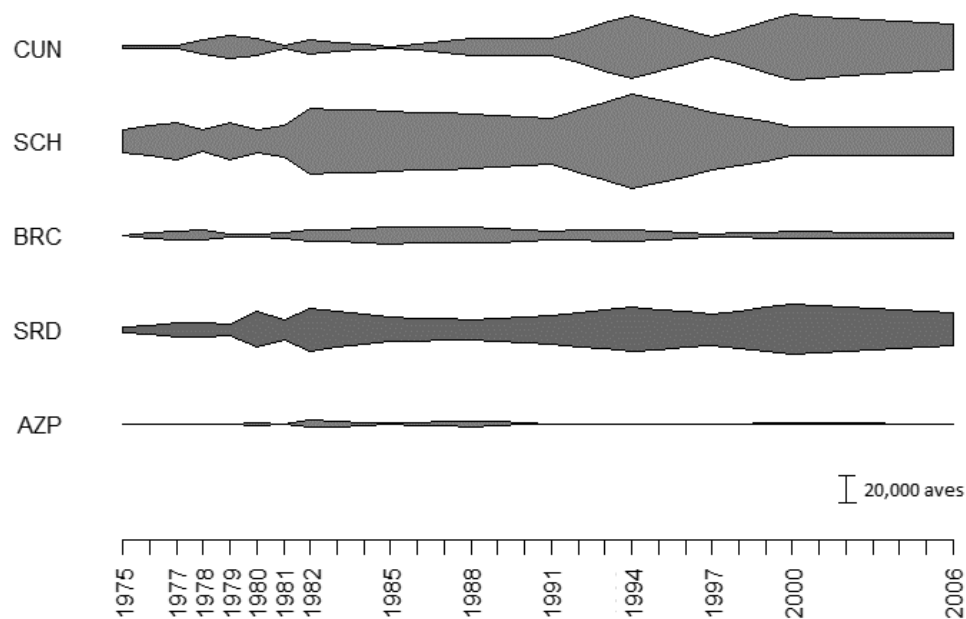


Figura 16. Abundancia proporcional de gansos blancos en los humedales por región en el Altiplano mexicano. Los años marcados son aquellos para los cuales se tiene una observación. Los demás fueron interpolados, aunque se reconoce que puede existir alta variación interanual. Cuencas del norte – CUN, Sierras de Chihuahua - SCH, Bravo- Conchos -BRC, Desierto – DES, Sierras de Durango – SRD y Región Zacatecana – Potosina, RZP.

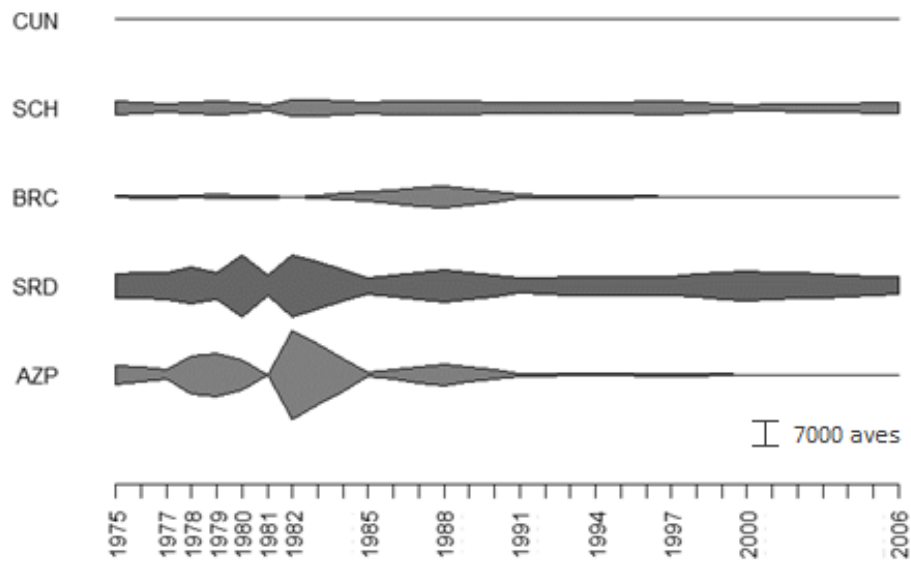


Figura 17. Proporción de gansos de frente blanca por región. Los años marcados son aquellos para los cuales se tiene una observación en invierno. Cuencas del norte – CUN, Sierras de Chihuahua - SCH, Bravo- Conchos - BRC, Desierto – DES, Sierras de Durango – SRD y Región Zacatecana – Potosina, RZP.

La abundancia del pato mexicano incrementó notablemente a partir de 1982. Antes de ese año, los patos se clasificaron o como pato nortño (*Anas platyrhynchos*) o como pato genérico y dado que en el norte de la región de estudio sí se encuentra el pato nortño, no se pueden sumar los números. Después de eso, la abundancia de pato mexicano *A. diazi* no presentó cambios extremos excepto en la región de Sierras de Chihuahua, donde disminuyó (Figura 18) y en la Región Zacatecana-Potosina, donde exhibió un incremento hacía el final del estudio.

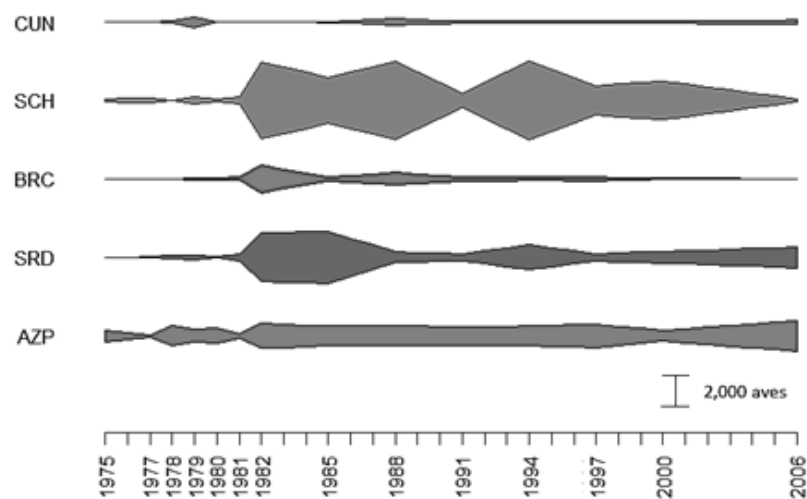


Figura 18. Proporción de pato mexicano por región. Los años marcados son aquellos para los cuales se tiene una observación en invierno. Cuencas del norte – CUN, Sierras de Chihuahua - SCH, Bravo- Conchos -BRC, Desierto – DES, Sierras de Durango – SRD y Región Zacatecana – Potosina, RZP.

Gran parte de la población invernal en México de la grulla gris se concentró en las lagunas de Babícora y Los Mexicanos; cada una de ellas con una abundancia promedio mayor a los otros 27 sitios combinados (Figura 19). Laguna Babícora, por sí sola, concentra casi el 70% de la abundancia de esta especie en el Altiplano Mexicano y ha permanecido relativamente constante a lo largo de los años. Hubo un aumento en la población de toda la región, pasando de poco más de 20,000 en 1975 a más de 30,000 en 2006.

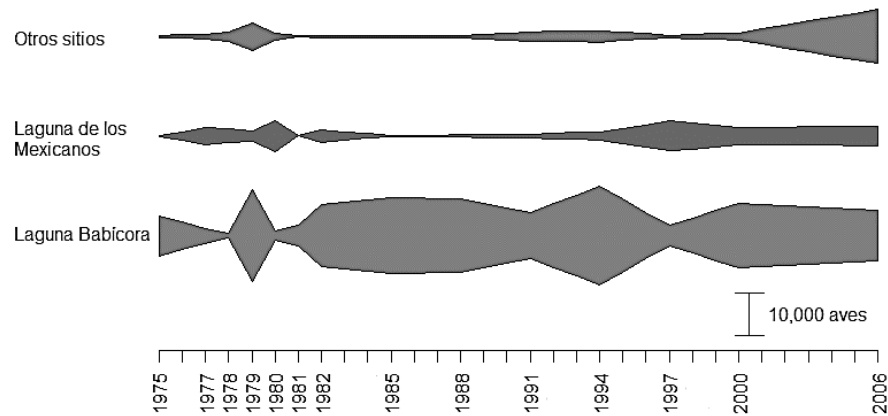


Figura 19. Abundancia proporcional de grulla gris por sitio. Laguna Babícora se encuentra en las Sierras de Chihuahua, mientras que Laguna de los Mexicanos se encuentra en la región de Cuencas del Norte. Los años marcados son aquellos para los cuales se tiene una observación en invierno.

3.2 Variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua

De las 464 imágenes revisadas para determinar la extensión de los cuerpos de agua durante los conteos, 333 tuvieron la calidad suficiente para ser procesadas. Todas estas imágenes fueron de enero del año de muestreo, del mes de diciembre inmediatamente anterior, o del de febrero inmediatamente posterior. Para 29 sitios hubo 10 o más imágenes coincidentes con conteos de aves, sumando 266 imágenes, lo que permitió generar series de tiempo del tamaño de los cuerpos de agua y la extensión anual, representados por una escala de colores de superficie con agua en todas las visitas (en rojo) a superficie con agua en solo una o dos visitas (verde claro; Figura20, como ejemplo).

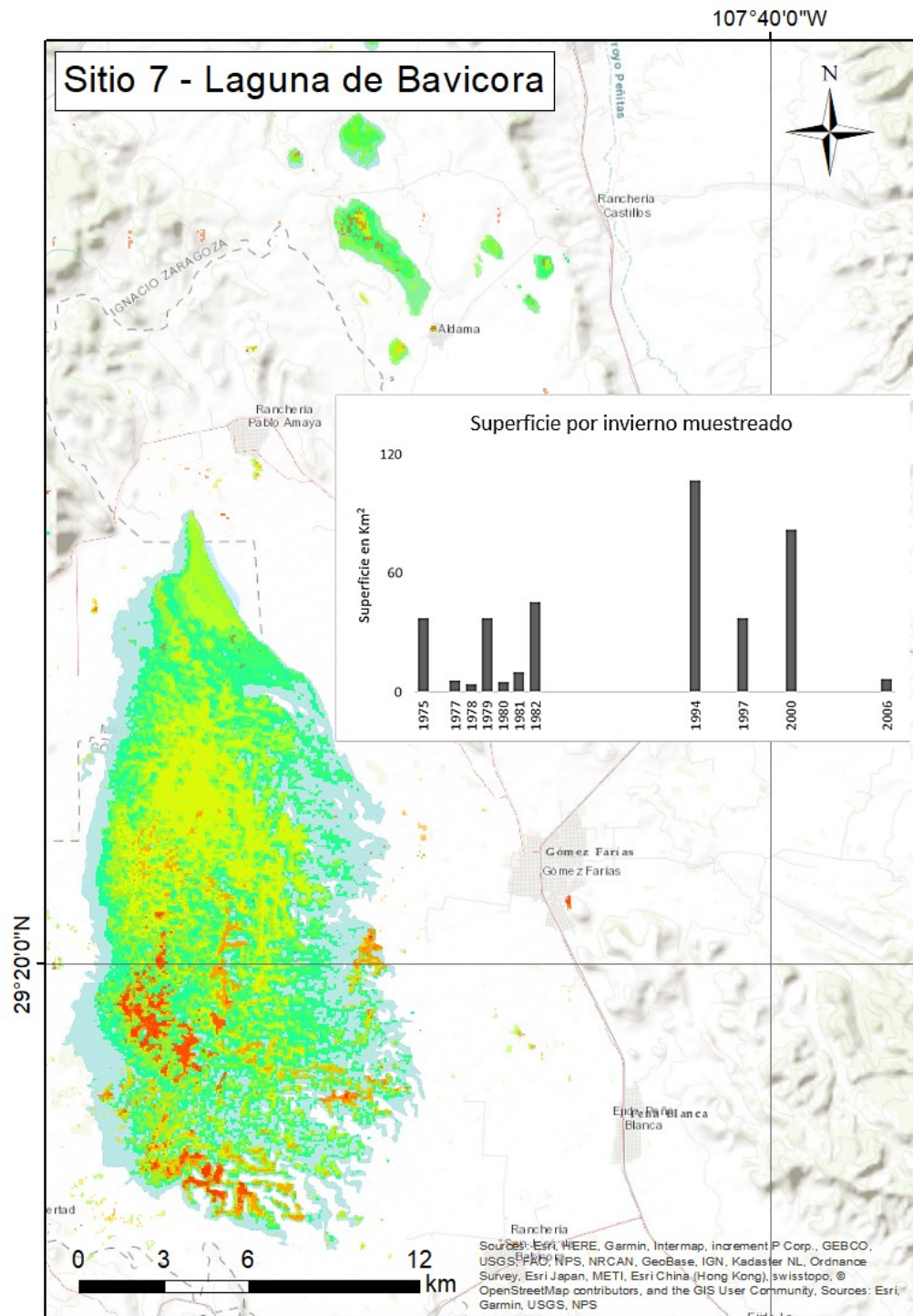


Figura 20. Espejo de agua de Laguna Babícora, Chihuahua (07) en los inviernos muestreados. En verde se muestran los pixeles que tuvieron agua en un 10% de las visitas y continua en gradiente hasta el rojo que simboliza sitios que tuvieron agua el 100% del tiempo. El color azul claro es la extensión en verano.

Se describieron las características de los 29 humedales principales en el área de estudio durante los inviernos analizados, incluyendo su tamaño y su coeficiente de variación (Tabla 5). Las diferentes subregiones mostraron distintas mezclas de tipos de humedales tanto por tamaño como por permanencia.

Algunas, como las Cuencas del Norte tuvieron dos o tres sitios de cada tipo de permanencia, mientras que los únicos dos sitios de la región Desierto fueron efímeros y los de la Sierra de Durango fueron todos permanentes. El tamaño de los cuerpos de agua fue variable en todas las regiones, excepto en el Desierto, donde los dos sitios fueron medianos (Tabla 6). Se incluyeron las imágenes por sitio con una serie de tiempo del tamaño de cada humedal (Anexo 1). Existió gran variabilidad en tamaño y permanencia entre sitios y entre regiones, sin que se evidenciara una relación clara entre los dos factores.

Tabla 5. Características de los 29 humedales principales del área de estudio.

Región	Sitio	Categoría	Tamaño		Permanencia
			Máximo	Promedio $\pm$ desviación estándar	Coefficiente de Variación
Cuencas del Norte	1	muy grande	63.2	11.33 $\pm$ 19.08	efímero (1.68)
	2	pequeño	5.2	3.14 $\pm$ 2.11	semipermanente (0.67)
	3	grande	38.4	14.87 $\pm$ 16.11	temporal (1.08)
	4	mediano	6.2	5.12 $\pm$ 0.97	permanente (0.19)
	5	mediano	11	1.59 $\pm$ 3.24	efímero (2.04)
	6	pequeño	0.9	0.4 $\pm$ 0.42	temporal (1.05)
	8	mediano	13.5	8.61 $\pm$ 2.95	permanente (0.34)
	9	muy grande	77.5	36.22 $\pm$ 25.16	semipermanente (0.69)
	10	muy grande	111.3	41.49 $\pm$ 48.91	temporal (1.18)
Sierras de Chihuahua	7	muy grande	107	34.43 $\pm$ 32.53	semipermanente (0.94)
	11	muy grande	137.5	113.62 $\pm$ 15.88	permanente (0.14)
	12	mediano	7	5.84 $\pm$ 0.49	permanente (0.08)
	13	pequeño	3.9	3.37 $\pm$ 0.39	permanente (0.12)
	14	grande	50.6	36.26 $\pm$ 13.97	permanente (0.39)
Bravo - Conchos	15	grande	31.7	25.98 $\pm$ 6.27	permanente (0.24)
	16	muy grande	174.1	125.33 $\pm$ 26.53	permanente (0.21)
	17	pequeño	5.6	2.45 $\pm$ 2.25	semipermanente (0.92)
Desierto	18	mediano	5.9	1.05 $\pm$ 1.85	efímero (1.76)
	20	mediano	8.3	1.82 $\pm$ 3.24	efímero (1.78)
Sierras de Durango	19	muy grande	104.2	83.63 $\pm$ 14.07	permanente (0.17)
	21	muy grande	211.5	129.68 $\pm$ 49.65	permanente (0.38)
	22	grande	19.9	14.6 $\pm$ 3.57	permanente (0.24)
	24	pequeño	4.2	3.41 $\pm$ 0.64	permanente (0.19)
Región Zacatecana Potosina	25	pequeño	4.1	3.37 $\pm$ 0.79	permanente (0.23)
	26	grande	18.2	4.5 $\pm$ 6.43	temporal (1.43)
	27	mediano	6.8	2.66 $\pm$ 1.91	semipermanente (0.72)
	28	pequeño	4.9	1.43 $\pm$ 2.03	temporal (1.42)
	29	pequeño	5.1	1.18 $\pm$ 1.96	efímero (1.66)
	30	grande	15.1	9.4 $\pm$ 3.59	permanente (0.38)

Tabla 6. Cuerpos de agua agrupados por tamaño y permanencia en cada una de las regiones del Altiplano mexicano.

	Cuencas del Norte	Sierras de Chihuahua	Bravo- Conchos	Desierto	Sierras de Durango	Región Zacatecana- Potosina	Total
Tamaño (km ²)							
Pequeño (menor que 5.7)	2	1	1	0	1	3	8
Mediano (5.7-13.5)	3	1	0	2	0	1	7
Grande (13.6 - 63.2)	1	1	1	0	1	2	6
Muy grande (mayor que 63.2)	3	2	1	0	2	0	8
Permanencia							
Efímero	2	0	0	2	0	1	5
Temporal	3	0	0	0	0	2	5
Semipermanente	2	1	1	0	0	1	5
Permanente	2	4	2	0	4	2	14
Total	9	5	3	2	4	6	29

3.3 Factores que afectan el uso de cuerpos de agua por aves acuáticas en el Altiplano Mexicano

Las ocho variables hidrológicas que se usaron para buscar una explicación de las comunidades de aves acuáticas que utilizan los cuerpos de agua del Altiplano Mexicano estuvieron poco correlacionadas (Tabla 7), por lo que se utilizaron todas en el análisis. La regresión por pasos mostró efectos significativos para cuatro variables explicativas y para el intercepto (Tabla 8), aunque este se forzó a 0. El coeficiente de correlación fue relativamente bajo con un valor de 0.41. El tamaño del cuerpo de agua, la precipitación de septiembre del año anterior, la de enero y el total anual contribuyeron al mejor modelo.

Se calculó la correlación entre la abundancia de aves con la variable con más apoyo según la regresión por pasos, que fue la superficie de cada cuerpo de agua. Se encontró un valor de correlación entre la superficie y la abundancia total de 0.88 en los sitios efímeros, de -0.04 en los temporales, 0.56 en los semipermanentes y -0.25 en los permanentes. La diferencia entre sitios temporales y permanentes no fue significativa pero sí lo fue para efímeros contra semipermanentes. La correlación entre superficie y abundancia por categorías de permanencia mostró una predilección de las aves por cuerpos de agua estacionales cuando estos están disponibles. Esto explicó parcialmente los valores bajos de la regresión

por pasos que intenta explicar varios procesos distintos e indicó que era necesario un análisis más detallado.

Tabla 7. Correlación entre las diferentes variables exploradas para analizar el uso de cuerpos de agua en el Altiplano Mexicano por aves acuáticas. Precipitación – prec.

Variable	Tamaño	Prec. Agosto	Prec. Setiembre	Prec. Octubre	Prec. Noviembre	Prec. Diciembre	Prec. Enero	Prec · Año	Conte o
Tamaño	1								
Precipitación agosto	0.158	1							
Precipitación septiembre	0.341	0.323	1						
Precipitación octubre	-0.024	0.119	0.139	1					
Precipitación noviembre	0.076	-0.116	0.082	-0.038	1				
Precipitación diciembre	-0.065	-0.006	0.104	-0.039	0.226	1			
Precipitación enero	-0.073	0.173	0.027	0.12	0.21	0.122	1		
Precipitación año entero	0.232	0.483	0.551	0.342	0.254	-0.061	0.206	1	
Conteo	0.292	0.18	0.009	0.041	0.183	-0.009	0.213	0.32 3	1

Tabla 8. Significancia estadística de las diferentes variables exploradas para analizar el uso de cuerpos de agua en el Altiplano Mexicano por aves acuáticas. Las variables significativas aparecen en rojo. $R = 0.6402$, $R^2 = 0.3843$, $F(8,185) = 16.061p$, <0.00001 . Error estándar 17129. $N = 193$. b^* denota el intercepto.

Variable	b^*	Error Est. de b^*	b	Error Est. de b	$t(185)$	p
Tamaño	0.328	0.074	125.8	28.48	4.42	0.00002
Precipitación de agosto	0.004	0.147	0.8	28.35	0.03	0.978
Precipitación de septiembre	-0.435	0.118	-93.3	25.43	-3.67	0.0003
Precipitación de octubre	-0.074	0.087	-32.6	38.28	-0.85	0.396
Precipitación de noviembre	0.062	0.072	66.6	77.4	0.86	0.391
Precipitación de diciembre	0.003	0.063	1.9	42.17	0.05	0.963
Precipitación de enero	0.162	0.074	155.3	70.6	2.2	0.029
Precipitación año entero	0.649	0.204	32.5	10.21	3.18	0.002

Los 28 modelos analizados bajo la óptica teórica-informática, basados en 11 variables de efecto fijo en diferentes combinaciones, y el sitio como variable de efecto aleatorio, mostraron que la abundancia total de aves, de acuerdo con el modelo con el menor valor del Criterio de Información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés), fue influenciado por tres factores: el área del cuerpo de agua, la categoría de permanencia y la precipitación de los 12 meses previos al muestreo (Figura 21). La abundancia total estuvo correlacionada de manera positiva con el área y la precipitación. En el caso de las cuatro categorías de permanencia (efímero, temporal, semipermanente y permanente) se observó que la categoría de efímeros tiene mayor abundancia, seguido por temporal, permanente y semipermanente. La variación por categoría disminuyó a medida que aumentó la permanencia del cuerpo de agua.

El mejor modelo de la abundancia de gansos tuvo tres variables: tamaño máximo del cuerpo de agua, permanencia y subregión en el altiplano (Figura 22). Las aves tuvieron una preferencia por sitios grandes, luego medianos, muy grandes y al final, pequeños. También hubo diferencia en la abundancia de gansos por región, donde las sierras tuvieron la mayor abundancia, seguidas por las regiones semiáridas y, finalmente, el desierto, aunque la variación para las áreas desérticas fue muy grande y se observaron valores muy altos en pocas ocasiones. La relación entre abundancia de gansos y permanencia del agua fue similar a la que se observó para la abundancia total, donde los valores más altos se observaron para sitios semipermanentes.

El mejor modelo para explicar la abundancia de patos buceadores tuvo como factores la superficie del cuerpo de agua y la precipitación de enero. Sin embargo, otro modelo tuvo un valor de AIC casi idéntico con solo el área como importante, por lo cual, por parsimonia, se seleccionó este último como el mejor (Figura 23). El mejor modelo para explicar la abundancia de patos de superficie incluyó los factores fijos área y permanencia (Figura 24). Similar al modelo de abundancia total, el área tuvo una relación positiva mientras que la permanencia del cuerpo de agua fue distinta por categoría. Sitios efímeros tuvieron la menor abundancia predicha mientras que sitios semipermanentes tuvieron la mayor.

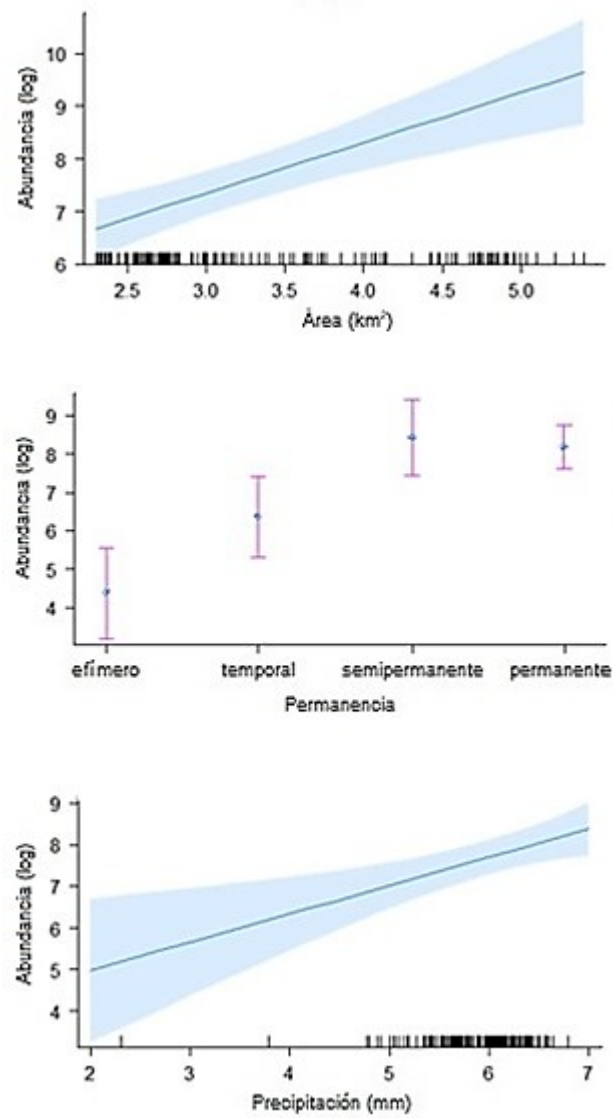


Figura 21. Relación entre la abundancia total de aves acuáticas, permanencia y la superficie de los cuerpos de agua y la precipitación de los 12 meses previos. Las líneas verticales sobre el eje horizontal indican donde se encuentran todos los datos.

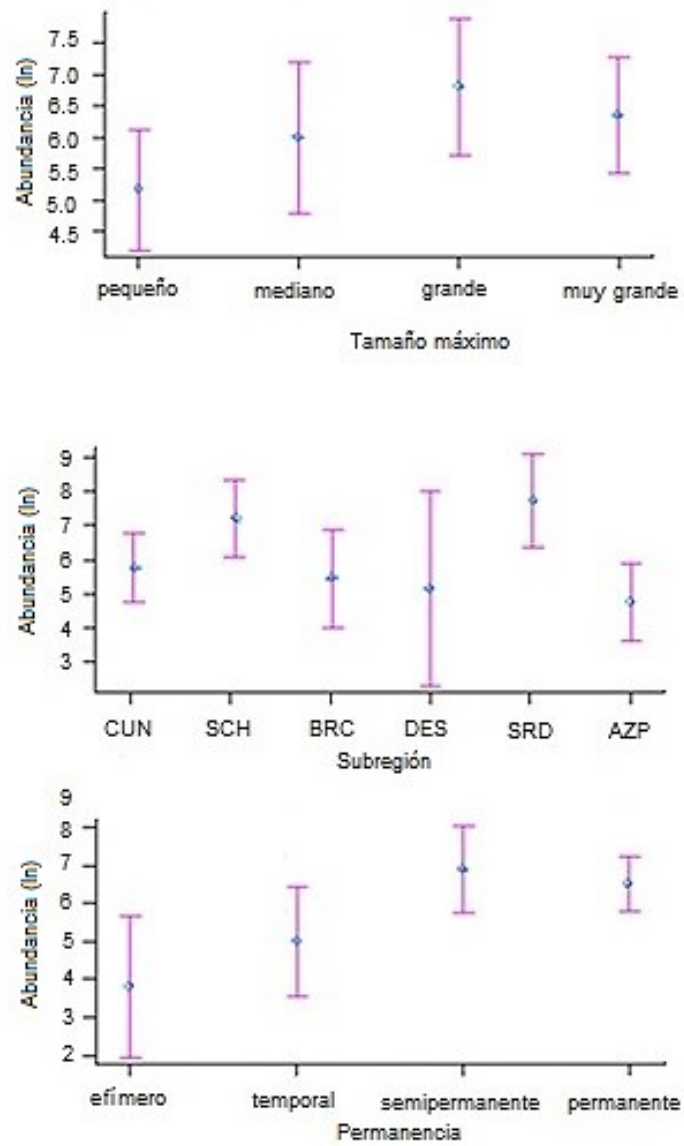


Figura 22. Relación entre la abundancia de gansos y el tamaño máximo y permanencia de los cuerpos de agua y subregión del Altiplano Mexicano.

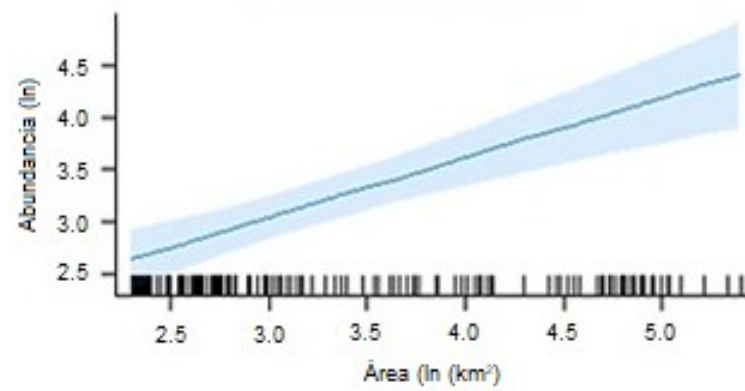


Figura 23. Relación entre la abundancia de patos buceadores y la superficie de los cuerpos de agua.

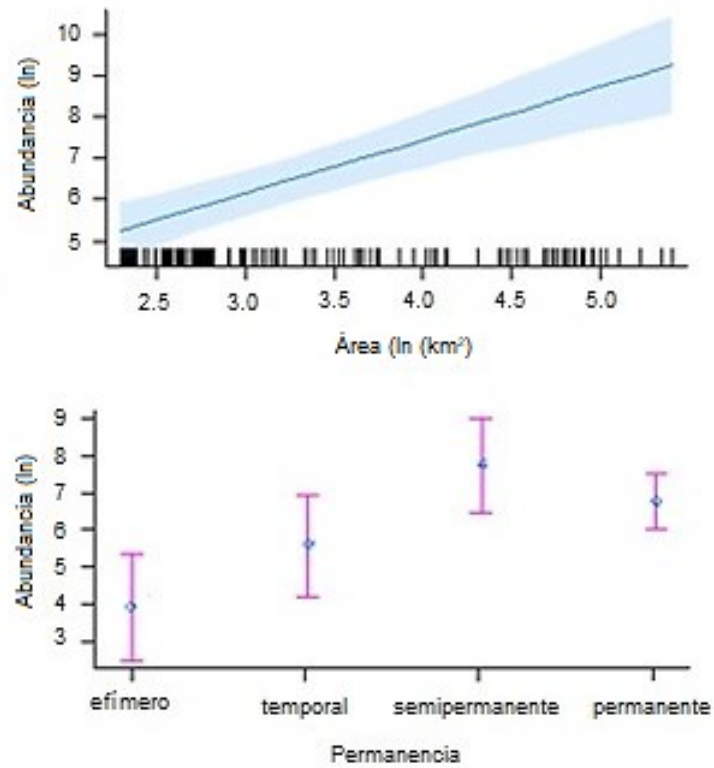


Figura 24. Relación entre la abundancia de patos de superficie y la superficie y permanencia de los cuerpos de agua.

Capítulo 4. Discusión

4.1 Uso histórico de los humedales del Altiplano por aves acuáticas

Los inventarios de mitad de invierno de la USFWS son los únicos conteos sistemáticos extensivos de aves acuáticas que se han realizado en el Altiplano Mexicano. Son los de mayor escala y los que se han realizado por más tiempo, pero contienen algunos problemas metodológicos que deben tomarse en cuenta al analizarlos (*sensu* Atkinson et al., 2006). Uno de los problemas principales es que se realizaban solo una vez al año y puede que ese único muestreo no refleje la presencia real a lo largo del periodo invernal. Además, aunque el inventario estaba diseñado para capturar la abundancia máxima de aves el periodo invernal, cada especie de ave acuática tiene distintos periodos migratorios y de invernada, por lo cual la abundancia relativa al momento de muestreo es variable. Por ejemplo, en Laguna Bustillos (Sitio #11), durante la temporada 2011 – 2012, la abundancia máxima de aves acuáticas fue en la primera mitad de invierno, pero no todas las especies lo tuvieron en ese momento (Mireles y Mellink, 2017). Por otra parte, en Laguna Cuyutlán, Colima en la costa del Pacífico Sur, ninguna de las especies abundantes de aves acuáticas tuvo su abundancia máxima a principios de enero, en la temporada 1995-96 (Mellink y de la Riva, 2005). Finalmente, existe también un problema la heterogeneidad en la ruta de muestreo: las aeronaves pasaban regularmente sobre los sitios más grandes o sobre los que en años anteriores habían tenido una abundancia de aves acuáticas mayor, pero la ruta exacta seguida estaba a discreción de la tripulación y algunos sitios menores no se muestrearon regularmente. Además, aunque muchos pilotos y observadores participaron en más de un muestreo, a lo largo de las décadas, estos fueron variando, con lo que la competencia en identificación y conteo desde el aire pudo haber variado. Tomando en cuenta esto se puede considerar la abundancia de aves reportada por el USFWS no como una estimación exacta de la población total, sino un indicador general de abundancia para cada sitio.

Algunos sitios secundarios fueron muestreados en pocas ocasiones y tuvieron conteos muy altos, como ocurrió en la Presa Vicente Guerrero (#34a), Durango, y Laguna Táscate (#10a), Chihuahua (Figura 10). Esta última se muestreó en una sola ocasión y tuvo más de 30,000 aves, valor muy alto para ese año, 1997. Sin embargo, sin otros años con los cuáles compararlo, permanece la incógnita de si se debiera considerar como un sitio relativamente importante o si ese conteo alto fue circunstancial.

Además de sitios con pocos conteos y datos interesantes existen sitios con varias visitas y conteos bajos, lo cual indica otra situación. La Laguna de Viesca (#20), en la comarca lagunera de Torreón, es el ejemplo

más claro con nueve visitas entre 1975 y 1994 pero solo 770 aves acuáticas observadas en 1975 y ninguna en años posteriores. De acuerdo con Saunders y Saunders (1981), la Laguna de Viesca y una laguna vecina, Laguna Mayran, eran cuerpos de agua grandes a inicios del siglo 20 y especularon que en los últimos 200 años habían pasado de ser uno de los sistemas lagunares más grandes de México con cientos de kilómetros cuadrados de hábitat para aves acuáticas a pequeños cuerpos de agua estacionales. Junto con las imágenes satelitales analizadas en este trabajo y otras más recientes donde estos cuerpos de agua aparecen secos en casi todos los años, se puede decir que la región ha perdido su valor como zona de invernada. Se desconoce el efecto de ello sobre las poblaciones continentales aves migratorias.

A pesar de las inconsistencias anteriores, se aprecian tendencias en los conteos, especialmente cuando se restringe el conjunto de datos a sitios muestreados más consistentemente. Uno de los patrones más aparentes es la mayor abundancia general a mayor proximidad a la Sierra Madre Occidental. Esto responde principalmente a que la precipitación es mayor y más regular, lo que produce cuerpos de agua más grandes y constantes para el uso de las aves. Al mismo tiempo, debido a una precipitación menor y más errática, las regiones más áridas hospedaron menos aves acuáticas en el periodo de estudio.

A nivel de especie, algunos datos fueron más útiles que otros, debido a la abundancia y menor variabilidad, permitiendo llegar hacer un análisis más confiable de su dinámica temporal. Por ejemplo, se contaron casi 1.5 millones de gansos blancos, el par de especie más abundante, mientras que sólo se contaron alrededor de 5,500 porrones acollarados, lo cual permite hacer suposiciones más confiables de la población total de uno que de otro. Aunque con los datos disponibles no se observó una tendencia clara en el número de aves total en el área total de estudio (Figura 11), sí se observaron tendencias para algunas especies. La más clara fue el aumento en el número de “gansos blancos” (ganso blanco y ganso de Ross, que no son distinguibles desde el aire; Figuras 12 y 14), la “especie” más abundante. Pasó de tener en promedio alrededor de 50,000 aves a finales de la década de los 1970 a alrededor de 100,000 a inicios de los 2000. En 1994 esta cifra llegó a más de 150,000 individuos. Esto coincide con un aumento en la abundancia continental de gansos, pues el número de individuos de estas especies se triplicó en el mismo periodo (Bechet et al, 2004, Gauthier et al., 2005). Entre las causas de este incremento se mencionan un aumento en la disponibilidad de alimento proveniente de zonas agrícolas en sitios de invernada y una tasa de supervivencia de invierno más alta. El aumento poblacional en el Altiplano probablemente es una combinación de mayor área de ciertos cultivos a la que pueden llegar las aves, sobre todo en los grandes bolsones del estado de Chihuahua, donde la producción de Maíz grano aumentó de 107 a 158 mil toneladas entre 1980 y 2006 (SIAP, 2019). También puede contribuir una especie de bucle de retroalimentación positiva en la población de gansos, donde sobreviven más gansos en invierno y llegan

en mayor número a los sitios de reproducción en verano, para regresar a el mismo sitio el año entrante. Esto es particularmente importante desde una perspectiva de manejo debido a que estos gansos tienden a ser filopátricos (Ely et al., 2013).

Una tendencia contraria se observó en la población del ganso careto inventariado en el Altiplano en los mismos sitios y años el (Figuras 12 y 15). En este caso la población observada disminuyó de alrededor de 30,000 individuos a menos de 10,000. Cuando se revisa la población por región se observa que el cambio más grande se dio en los estados de Zacatecas y San Luis Potosí, el extremo sureño de la distribución de esta especie. Aquí la población disminuyó de más de 10,000 individuos en los sitios indicadores a menos de 500 entre 1982 y 1988 y no se volvió a incrementar. Los gansos caretos que invernán en el Altiplano pertenecen principalmente a la subespecie *A. a. sponsa* aunque no está claro si realmente son una subespecie distinta o solo morfológicamente más pequeños (Wilson et al., 2018). La mayoría de ellos provienen del oeste de Alaska o de los territorios del noroeste en Canadá, llegan al Altiplano mexicano en invierno, regresan por California en la primavera y luego a sus sitios más al norte. Tienen una distribución disyunta, con las áreas de invierno de México y California separadas 1,500 km, lo cual indica una gran pérdida de hábitat intermedio entre ambas regiones (Ely y Takekawa, 1996; Ely et al., 2013). Debido a que la disminución observada solo ocurre en el extremo sur y las aves de toda la región provienen del mismo sitio probablemente se debe a pérdida de hábitat favorable en la región zacatecana potosina, lo cual es respaldado por la disminución del tamaño detectado de los cuerpos de agua mediante los análisis de las imágenes de satélite, lo cual supondría menor hábitat disponible para las aves.

Al igual que los gansos, la abundancia de patos exhibió una variación alta entre años, pero no se observaron tendencias claras (Figura 12). Además, la abundancia de patos buceadores por especie es baja en toda la región (menor a 2000 individuos al año; Figura 12), por lo que sería arriesgado inferir tendencias poblacionales a partir de ellos. Sus poblaciones parecen variar en función de factores, aparte del tamaño de la población continental, que se discuten en las siguientes secciones.

4.2 Variación interanual en el tamaño de los cuerpos de agua

Como aporte importante de este trabajo se cuantificó la superficie de los cuerpos de agua en la región y esto presentó varios retos. En primera instancia, de las más de 450 imágenes que se buscaron para evaluar los sitios, se determinó la extensión solo de poco más de 330 debido principalmente a la irregularidad

cronológica de las imágenes existentes. Existen huecos de información para la región, especialmente entre 1983 y 1990 donde, o existen pocas imágenes, todas ellas fuera de las fechas de interés, o no hay de todo un año. El programa Landsat no guardó imágenes de todo el planeta a lo largo del tiempo, sino que, fuera del territorio de EE. UU. y áreas de interés particular, se tomaron cuando lo solicitó algún gobierno u organización, por una cuota. Los altos costos de los productos satelitales se reflejan en la ausencia de imágenes en ciertos periodos (Wulder et al., 2012). Algunos sitios, especialmente los más grandes, tuvieron evaluaciones parciales porque sólo se capturó parte del cuerpo de agua en la imagen y las imágenes se tuvieron que excluir de los análisis de factores, aunque la parte visible podría servir como indicador del tamaño de cada sitio si se logra establecer una correlación buena entre el área del cuerpo de agua en la imagen parcial y el área total. Establecer dicha correlación en el futuro aumentaría la capacidad de analizar la dinámica de los cuerpos de agua de la región.

La variación en las características de los cuerpos de agua (tamaño, profundidad, concentración de sólidos suspendidos, etc.) presentó retos en la determinación del tamaño de los cuerpos de agua por varias razones. Uno de ellos es que la reflectividad de bandas es variable entre sitios e incluso en secciones diferentes de un mismo sitio debido a la turbidez y tipo de suelo, sobre todo en las secciones más someras, donde los sensores captan el reflejo del suelo debajo del agua. Además, áreas sombreadas, por ejemplo, aquellas en valles en zonas montañosas, tienen valores similares a los del agua, que llevan a sobreestimar el tamaño de los cuerpos de agua. Con una imagen individual es posible modificar los umbrales hasta observar que toda el agua se detecta con un mínimo de sombra, pero es necesario fijar un umbral arbitrario para cada imagen, haciendo los resultados menos comparables y, con frecuencia, con mucha sombra residual. La aproximación utilizada en este trabajo de aplicar un factor para la banda verde y sin modificar el umbral en cada imagen (Shahtahmassebi et al., 2013; Jiang et al., 2014) produjo resultados mejores que los que se obtienen por métodos modernos de automatización, por ejemplo el índice automatizado de extracción de agua (AWEI, por sus siglas en inglés), pero requiere la fijación de parámetros individuales, lo cual implica un mayor tiempo de procesamiento que el de los métodos automatizados (Feyisa et al., 2014).

Las series de tiempo parciales que se crearon reflejan exclusivamente las condiciones de los humedales en los meses de diciembre, enero y febrero, por lo cual su comportamiento puede ser distinto al que exhiben a lo largo de todo el año. Un sitio que mantiene el agua nueve meses del año, pero que por alguna razón está seco en invierno, tiene poco valor como sitio de invierno para las aves migratorias y conocer esta condición permite tomar decisiones de manejo más precisas.

Ninguna región estuvo dominada por humedales de algún tamaño en particular, pues todas tuvieron una mezcla de cuerpos de agua de diferente tamaño, lo cual refleja la variación natural en el Altiplano, pero sí se observaron diferencias en la permanencia de los cuerpos de agua por región. A grandes rasgos, y de manera predecible, la permanencia fue mayor en regiones como las sierras de Durango y de Chihuahua, que tienen mayor precipitación promedio, que en las zonas semiáridas como las cuencas del norte y los humedales de Zacatecas y San Luis Potosí que tienen precipitación menor. Todos los sitios en las zonas áridas del área de estudios fueron clasificados como efímeros (Tabla 4).

Aunque no se probó su significancia en este estudio, parece existir una relación entre la abundancia de aves acuáticas y la conformación de los humedales. Se observó que sitios como Laguna Babícora (#7) y Laguna de los Mexicanos (#14), que tienen polígonos irregulares o son agrupaciones de humedales de distintos tamaños y figuras, tienen una mayor abundancia de aves que sitios con áreas similares pero formados por un solo cuerpo de agua de gran extensión. Esto se debería a la preferencia de las aves por agua somera, que está en mayor disponibilidad en los primeros que en sitios como presas con contornos más simples y mayor profundidad (Colwell y Taft, 2000; Froneman et al., 2001).

Las series de tiempo evidenciaron que existe mucha variabilidad interanual en el tamaño y precipitación dependiendo de la región. Los datos sugieren que la superficie de muchos cuerpos de agua ha visto una reducción a largo plazo, principalmente en las zonas más desérticas, aunque sería necesario ensamblar un conjunto de datos de un lapso mayor para comprobar si ha existido una tendencia a largo plazo. Sin embargo, la región es susceptible a los efectos de los eventos oceanográficos El Niño y La Niña, con variaciones entre años muy lluviosos y sequías prolongadas. Idealmente, se extendería el periodo de análisis de la dinámica de los humedales desde el 2006 hasta el presente y se buscarían fuentes alternativas como Sentinel 2 para obtener un panorama completo. Por otra parte, distintos escenarios de cambio climático pronostican un aumento en temperatura y evapotranspiración, una reducción de precipitación y eventos climáticos extremos más frecuentes (Comisión Nacional del Agua, 2018). Todo lo anterior podría tener serias consecuencias para la disponibilidad y calidad de hábitat para aves acuáticas.

4.3 Factores que afectan la distribución de aves acuáticas en el Altiplano Mexicano

En la primera aproximación para reconocer los factores principales que afectan la abundancia de aves acuáticas en humedales del Altiplano Mexicano, una regresión por pasos utilizando las variables del tamaño del cuerpo de agua, precipitación de varios meses y los conteos totales, como variables principales, tanto la precipitación acumulada en los 12 meses previos al conteo, como la precipitación del mes de septiembre previo al conteo tuvieron la mayor correlación con la abundancia (Tabla 8). Esto era de esperarse por dos razones. La primera es que toda la precipitación está correlacionada por año en toda la región y fenómenos climáticos, como los eventos de El Niño - Oscilación del Sur (ENSO por sus siglas en inglés), tienen un efecto considerable en el clima regional aumentando la precipitación (Magaña et al., 2003). Segundo, la precipitación de septiembre es la mayor de todo el año en promedio y su efecto fue mayor en los modelos. También fue significativo el tamaño del cuerpo de agua, factor que está, desde luego, relacionado con la precipitación. La relación entre la variable con mayor significancia, la superficie del cuerpo de agua, y la abundancia de aves es muy variable por región y por tipo de cuerpo de agua, por lo que fue necesario un análisis más detallado tomando en cuenta más variables, sobre todo porque algunos efectos son en sentidos opuestos dependiendo de la región y tipo de cuerpo de agua, lo que disminuiría la precisión del modelado por pasos. Los análisis de componentes principales indicaron que los gansos se agruparon con los patos de superficie, mientras que las gallaretas lo hicieron con los patos buceadores, lo cual a grandes rasgos concuerda con el tipo de hábitat que prefiere cada grupo.

El modelado realizado con un mayor número de variables relacionadas con la hidrología además de la precipitación, incluyendo el valor de tres meses del índice ENSO del invierno de muestreo y el del invierno del año anterior, las categorías definidas por tamaño, permanencia y región mostraron resultados distintos para los cuatro grupos de aves que se analizaron. En el caso de la abundancia total, donde las variables explicativas en el modelo fueron la permanencia, el área del cuerpo de agua y la precipitación anual (Figura 19), como era de esperarse la superficie del cuerpo de agua y la precipitación tuvieron una influencia similar, por estar relacionadas entre sí. La superficie de los cuerpos de agua en la región es un factor importante para explicar la abundancia total de aves acuáticas. Los picos en abundancia, como el de enero 1982, coincidieron con un aumento en la precipitación y en la superficie de los cuerpos de agua en la región, entendido ello como hábitat disponible. La abundancia total de aves exhibió una relación positiva con el tamaño de los cuerpos de agua y un aumento en la precipitación y, en consecuencia, una superficie total mayor de cuerpos de agua en la región permite que una cantidad mayor de aves pase el

invierno en ella, ya sea por individuos que llegan de regiones adyacentes o individuos que encuentran condiciones favorables y detienen su viaje sin ir más al sur.

A nivel de sitio, el mayor hallazgo fue la confirmación del efecto de la permanencia sobre la abundancia total de aves. La abundancia mayor en los sitios semipermanentes y no en los sitios permanentes se explica por las características de los sitios más permanentes en la región. Estos son presas y otros tipos de reservorios de agua, que se han construido en el Altiplano en gran cantidad, siempre tienen agua, pero por ser profundos no ofrecen el mejor hábitat para algunas aves migratorias, sobre todo los patos de superficie. Como indica su nombre, estos se alimentan principalmente recorriendo la superficie del cuerpo de agua con el pico abierto, o bien, sumergiendo su cuello y pico para alimentarse de plantas o invertebrados sumergidos. La preferencia de estas aves por los cuerpos de agua semipermanentes, que son principalmente humedales naturales más someros que los permanentes, se explica al ser más favorable el hábitat. Debido a que existen o se pueden calcular valores de las tres variables más importantes en condicionar el uso de la región por aves acuáticas como precipitación, tamaño de los cuerpos de agua y su permanencia, es posible calcular indicadores burdos de la abundancia de aves acuáticas en años no muestreados, aunque serían necesarios datos adicionales, como pruebas en campo para validar las estimaciones.

Los factores que influenciaron en lo general a las aves acuáticas no fueron los mismos que influenciaron la abundancia de gansos, para los que el mejor modelo incluyó como variables importantes la región, el tamaño máximo de los cuerpos de agua en invierno y su permanencia. Dado que todos los efectos principales fueron por características propias de cada sitio, se infiere que este resultado es consecuencia de los tipos de cuerpo de agua presentes en la región y no necesariamente consecuencia de las condiciones ambientales del año, sino de condiciones a largo plazo o bien, de factores que no se contemplaron en este trabajo. Esto se podría deber a un número variable de aves viajando de las áreas de verano a un sitio predeterminado, lo que concuerda con la literatura existente para sitios donde anidan otras poblaciones de algunas de las especies analizadas, donde se ha encontrado una alta fidelidad al sitio, con más del 97% de los gansos blancos marcados regresando al mismo sitio de invierno que ocuparon el año anterior (Williams et al., 2008). Bajo este supuesto, la abundancia en cada sitio depende de sus condiciones en comparación con los otros sitios en la región, y la población regional depende de la población total migrante. Las cifras del USFWS son un buen indicador general de abundancia total de gansos, pero los valores anuales de sitios con pocos conteos no necesariamente representan su condición a lo largo de los años. A grandes rasgos indican que, a mayor proximidad a la Sierra Madre Occidental y mayor tamaño, mayor es la abundancia promedio de gansos (Figura 10), aunque esto probablemente es

efecto de que son sitios más permanentes, y no necesariamente óptimos. Como ejemplo de estos datos como indicador general, conteos de gansos blancos realizados en 1998 y 1999 por otros autores indican que la región hospeda 40 -70% de la población total invernante y que el número real de gansos blancos en la región es de alrededor de 300,000 individuos (Drewien et al., 2003). Aunque estos años no fueron muestreados por el USFWS, sí se muestrearon 1997 y 2000, cuando se contaron 88 y 115 mil individuos, respectivamente. Esto sugiere que la abundancia real en la región es aproximadamente tres veces mayor.

Aunque la abundancia de los patos buceadores fue relativamente baja, la superficie del cuerpo de agua tuvo un efecto positivo sobre ella. A diferencia de los patos de superficie, pudieron hacer uso de cuerpos de agua profundos y someros en el área de estudio. Los patos buceadores tienen la capacidad de alimentarse a mayor profundidad mediante el buceo, lo cual les permite hacer uso de sitios como presas, que no ofrecen condiciones óptimas para los patos de superficie. Esta capacidad de los patos buceadores indica que cualquier estrategia de manejo que se quisiera implementar para este grupo en el Altiplano debería enfocarse en aumentar el tamaño total del hábitat disponible y no tanto en regular la profundidad.

Los patos “de superficie” también variaron principalmente en función del tamaño de los cuerpos de agua, pero también de acuerdo con la permanencia del agua (Figura 22). Estos patos tuvieron una preferencia por sitios semipermanentes por sobre los permanentes, lo cual se explica por las características particulares de los sitios en el área de estudio, donde los sitios permanentes suelen ser presas y otros cuerpos de agua profundos menos favorables para patos de superficie. El pato mexicano, incluido en la NOM-Ecol-059, experimentó un descenso en sus poblaciones en el norte de su distribución en el tiempo analizado, aunque no se han realizado estudios poblacionales más detallados en esa área. Más al sur, el sitio de El Llano en el norte de Jalisco y sureste de Aguascalientes tuvo gran variabilidad en el número de aves acuáticas, pero visitas relativamente recientes entre 2010 y 2014 indicaron un aumento en la abundancia de pato mexicano comparado con la década de los 1970 (Mellink et al., 2018). Es posible que la población regional esté seleccionando sitios más sureños, fuera de los sitios del Altiplano revisados en este trabajo los cuales tienen una influencia sobre este último sitio, o bien que la población haya experimentado tendencias diferentes en zonas diferentes, en respuesta a cambios locales en el hábitat.

El Altiplano Mexicano ha visto grandes cambios en la disponibilidad y forma de cuerpo de agua en los últimos 70 años y, estos cambios se han reflejado en la abundancia de algunos grupos de aves. Los conteos a gran escala de aves sirven para identificar tendencias en las poblaciones de diferentes especies migratorias y, en conjunto con herramientas modernas para monitoreo remoto de su hábitat, permiten evaluar riesgos y amenazas y establecer estrategias para su conservación y manejo. Esto tiene particular

valor para sitios donde no es fácil realizar visitas frecuentes ya sea por razones presupuestarias, de seguridad o por ser de acceso difícil. Con el avance de la tecnología, tanto de procesamiento de datos como de observación de la Tierra, será cada vez más fácil y preciso obtener este tipo de información complementaria. Una posible estrategia es la calibración de los métodos de percepción remota utilizando cuerpos de agua cercanos a núcleos urbanos que sí pueden ser visitados con frecuencia, con la finalidad de inferir la condición de aquellos que no se pueden observar directamente para tener indicadores burdos.

Aunque no se incluyó la profundidad de los cuerpos de agua de manera directa por su dificultad de medición remota, la preferencia aparente por cuerpos de agua relativamente someros tiene implicaciones para el manejo y conservación de las aves en la región. En años con baja precipitación y poca disponibilidad de hábitat de este tipo, algunas especies se concentran en sitios con hábitat “subóptimo”, los sitios grandes permanentes, al ser los únicos sitios con agua. Lejos de indicar que estos sitios son de poco valor al no ser el mejor hábitat, esta información puede servir para investigar la importancia de sitios que no son tradicionalmente conocidos como hábitat para ciertas especies, pero que son oasis en periodos de sequía y que se podrían manejar para propiciar hábitat para las especies que los usan como subóptimos como muchos patos de superficie. Algunas especies, como la mayoría de los patos buceadores parecen hacer uso indistinto de los sitios en el Altiplano, dependiendo principalmente de cuánto espacio hay disponible. Por otro lado, para las especies con fidelidad a sitios de invierno, como el ganso de frente blanca, o especies que concentran gran parte de su población en una o dos localidades, como la grulla gris, es importante manejar sitios específicos, como aquellos en las Sierras de Chihuahua para conservar sus poblaciones. Entre las estrategias de manejo que se podrían aplicar en la región algunas serían activas como el manejo del nivel de agua en los sitios de mayor importancia y la modificación física de cuerpos de agua permanentes para incluir áreas someras que puedan aprovechar aves que los utilizan como subóptimos en temporadas secas. También es necesario aumentar el conocimiento acerca de los humedales secundarios y cómo son usados en años con distintas condiciones climáticas.

Capítulo 5. Conclusiones

1. Los datos de los conteos aéreos de aves acuáticas en el Altiplano mexicano de 1948 a 2006 muestran gran variación en el número de sitios muestreados a lo largo del tiempo y, en consecuencia, no son adecuados para comparar la población total de dichas aves en todos los años. Sin embargo, un subconjunto de 29 sitios en un periodo de tiempo más restringido si es útil para analizar las variables principales que determinan la abundancia de las aves.
2. Las localidades con mayor abundancia promedio de aves fueron Laguna de Babícora, y el conjunto de lagunas alrededor de Ciudad Cuauhtémoc (Táscate, Los Mexicanos, Bustillos) en Chihuahua y las lagunas en la Sierra de Durango (Santiaguillo, el complejo alrededor de la ciudad de Durango y la Presa Vicente Guerrero).
3. El subconjunto de 29 sitios muestreados con mayor regularidad permitió detectar patrones en la abundancia espacial y temporal de las aves del área de estudio, con mínimo de 125,000 y máximo de 500,000 aves entre 1975 y 2006.
4. La abundancia del ganso blanco y de la grulla gris aumentó desde 1975 en toda la región en línea con su incremento poblacional a nivel continental, mientras que la abundancia del ganso de frente blanca disminuyó, sobre todo en el extremo sur de su distribución. Esta disminución coincide con una disminución en el tamaño de los cuerpos de agua en invierno en esta región por lo cual se infiere pérdida de su hábitat.
5. Laguna Babícora concentró gran parte de la población regional de grulla gris, albergando más del 95% de la población total del área de estudio en años donde tuvo su tamaño máximo, mientras que en años donde tuvo poca agua, las grullas utilizaron otros sitios de la región.
6. La población de pato mexicano, especie clasificada como amenazada en la NOM – ECOL-2010, se desplazó hacia el sur desde 1975, pero la población total tuvo disminución de alrededor del 15%.
7. El tamaño máximo de los cuerpos de agua no fue diferente entre subregiones, pero su permanencia sí lo fue. Así, el tamaño y permanencia son independientes.
8. Hubo mucha variación entre inviernos en el tamaño de los cuerpos de agua en la región excepto en presas y otros reservorios artificiales. Esta diferencia en dinámica del agua hace importante

conocer las condiciones de los humedales naturales para estimar el número de aves, lo cual se puede hacer con herramientas de percepción remota.

9. Plataformas contemporáneas, como GEE, tienen una gran ventaja sobre técnicas tradicionales al no requerir descargar enormes cantidades de datos para llevar a cabo un análisis. Junto con la mayor disponibilidad de datos de libre acceso, comprenden una herramienta muy valiosa para el monitoreo del hábitat de la fauna silvestre.
10. El tamaño de los cuerpos de agua en las zonas áridas como la región zacatecana potosina ha disminuido en aproximadamente un 60% en el periodo observado mientras que no se ha observado tendencia clara en sitios menos áridos. Aunque la variación interanual explica parte de este fenómeno, se considera necesario explorar más este hecho, ya que el pronóstico de sequías más prolongadas y mayor temperatura sugiere que los mismos podrían estar amenazados.
11. La selección de sitios de invierno fue similar entre aves de un mismo tipo. Todos los gansos y los patos de superficie prefirieron humedales someros y, por lo general, de gran tamaño, mientras que ningún pato buceador exhibió preferencia marcada por algún tipo de humedal con las características analizadas.
12. La abundancia total de aves acuáticas se explicó de mejor manera por la superficie de los cuerpos de agua, la precipitación total y la permanencia del sitio, siendo mayor en sitios semipermanentes sobre permanentes o efímeros, en sitios con mayor precipitación y superficie de agua.
13. La abundancia de gansos fue determinada por la subregión y la permanencia de los cuerpos de agua, ambas peculiares a cada sitio, lo que sugiere que la selección de sitios de invernada en la región es filopátrica y es necesario manejar sitios específicos como Laguna Encinillas o Babícora en las sierras de Chihuahua y Durango.
14. Los patos buceadores variaron en función de la superficie de agua presente, con un mayor número en sitios con mayor superficie disponible mientras que la abundancia de patos de superficie varió de acuerdo con la permanencia y la superficie de los cuerpos de agua. En el caso de los segundos, prefirieron sitios semipermanentes sobre permanentes y efímeros y su abundancia fue mayor cuando la superficie fue mayor. Esto refleja que los patos de superficie requieren sitios someros y de gran extensión.

Literatura citada

- Arizmendi M. C. y Márquez, L. 2000. Áreas de importancia para la conservación de las aves en México. CONABIO. México.
- Atkinson, P. W., G. E. Austin, M. M. Rehfisch, H. Baker, P. Cranswick, M. Kershaw, J. Robinson, R. H. W. Langston, D. A. Stroud, C. V. Turnhout y I. M. Maclean. 2006. Identifying declines in waterbirds: the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biological Conservation* 130: 549-559.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. y Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48
- Bechet, A., Reed, A., Plante, N., Giroux, J. F., y Gauthier, G. 2004. Estimating the size of the greater snow goose population. *Journal of wildlife management*, 68(3), 639-649.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez R. y Calderón-Parra, R. 2018. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, México D.F. Consultado el 5 de enero de 2019, en: www.gob.mx/conabio.
- Bolduc, F., y Afton, A. D. 2008. Monitoring waterbird abundance in wetlands: the importance of controlling results for variation in water depth. *Ecological Modelling*, 216(3-4), 402-408.
- Burnham, K. P. y Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. Springer-Verlag New York. Nueva York. 488 p. doi: 10.1007/b97636.
- Carrera-González, E., y de la Fuente-de León, G. 2003. Inventario y clasificación de humedales en México (parte 1). Ducks Unlimited de México A.C., Monterrey, México. 237 p.
- Carver, E. 2015. Economic impact of waterfowl hunting in the United States: addendum to the 2011 national survey of fishing, hunting, and wildlife-associated recreation. Report 2011-6. U.S. Fish and Wildlife Service. Falls Church, Virginia, EE.UU. 16 p.
- Chacón de la Cruz, J. E., Pompa García, M., Treviño Garza, E. J., Martínez Guerrero, J. H., Aguirre Salado, C. A. y Pereda Solís, M. E. 2017. La Abundancia de aves acuáticas (Anseriformes) en relación con la complejidad del paisaje en un Sitio RAMSAR del norte de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 33(2), 199-210.
- Chesser, R. T., Burns, K. J., Cicero, C., Dunn, J. L., Kratter, A. W., Lovette, I. J., Rasmussen, P. C., Remsen, Jr., J. V., Stotz, D. F., and Winker, K. 2019. Check-list of North American Birds. American Ornithological Society. Consultado en noviembre de 2019 de: <http://checklist.aou.org/taxa>
- Colón-Quezada, D. 2009. Composición de la dieta de otoño del pato mexicano (*Anas diazi*) en el vaso sur de las ciénegas del Lerma, Estado de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(1), 193-202.
- Colwell, M. A. y Taft, O. W. 2000. Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, 23(1), 45-55.
- Convención Ramsar. 2006. Strategic Framework and guidelines for the future development of the List of wetlands of International Importance. Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands, vol. 14.

- Comisión Nacional del Agua. 2018. Estadísticas del Agua en México. CONAGUA. 303 pp.
- Convención Ramsar. 2006. Strategic Framework and guidelines for the future development of the List of wetlands of International Importance. Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands, vol. 14.
- Davidson, N. C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934-941.
- Dirección General de Estadística e Información Ambiental. 2014. Acuerdo por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación (DOF). Consultado el 5 de marzo de 2018, en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5334865&fecha=05/03/2014.
- Drewien, R. C., Brown, W. M. y Benning, D. S. 1996. Distribution and abundance of sandhill cranes in Mexico. *Journal of Wildlife Management*, 60(2), 270-285.
- Drewien, R. C., Terrazas, A. L., Taylor, J. P., Barraza, J. M. O., y Shea, R. E. 2003. Status of lesser snow geese and Ross's geese wintering in the Interior Highlands of Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2), 417-432.
- Dunn, P. O. y Winkler, D. W., 2010. Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. En: Møller, A. P., Fiedler, W. y Berthold, P. (Eds.). *Effects of climate change on birds*. Oxford University. Oxford. pp. 113- 128.
- Eggeman, D. R. y Johnson, F. A. 1989. Variation in effort and methodology. *Wildlife Society Bulletin* 17(3), 227-233.
- Ely, C. R. y Takekawa, J. Y. 1996. Geographic variation in migratory behavior of greater white-fronted geese (*Anser albifrons*). *Auk*, 113(4), 889-901.
- Ely, C. R., Nieman, D. J., Alisauskas, R. T., Schmutz, J. A., y Hines, J. E. 2013. Geographic variation in migration chronology and winter distribution of midcontinent greater white-fronted geese. *Journal of Wildlife Management*, 77(6), 1182-1191.
- Feyisa, G. L., Meilby, H., Fensholt, R., y Proud, S. R. 2014. Automated Water Extraction Index: a new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 140, 23-35.
- Frisch, D., Green, A. J., y Figuerola, J. 2007. High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*, 69(4), 568-574.
- Froneman, A., Mangnall, M. J., Little, R. M. y Crowe, T. M. 2001. Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity & Conservation*, 10(2), 251-270.
- Gao, B. C. 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.
- Gauthier, G., Giroux, J. F., Reed, A., Béchet, A., y Bélanger, L. U. C. 2005. Interactions between land use, habitat use, and population increase in greater snow geese: what are the consequences for natural wetlands? *Global change biology*, 11(6), 856-868.

- Giraudoux, P. 2018. *pgirmess: spatial analysis and data mining for field ecologists*. R package version 1.6.9. Consultado de: <https://CRAN.R-project.org/package=pgirmess>
- Green, A. J. y Elmberg, J. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews* 89: 105-122.
- Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 1995. 'Edafología'. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México.
- Jetz, W., Wilcove, D. S. y Dobson, A. P. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology* 5(6): e157.
- Jiang, H., Feng, M., Zhu, Y., Lu, N., Huang, J., y Xiao, T. 2014. An automated method for extracting rivers and lakes from Landsat imagery. *Remote Sensing*, 6(6), 5067-5089.
- Kingsford, R. T., Jenkins, K. M., y Porter, J. L. 2004. Imposed hydrological stability on lakes in arid Australia and effects on waterbirds. *Ecology*, 85(9), 2478-2492.
- Kirby, J. S., Stattersfield, A. J., Butchart, S. H., Evans, M. I., Grimmett, R. F., Jones, V. R., O'Sullivan, J., Tucker, G. M. y Newton, I. 2008. Key conservation issues for migratory land-and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, 18(1), 49-73.
- Landgrave, R., y Moreno-Casasola, P. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental Ciencia y Política Pública*, 4, 19-35
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A. V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tománková, I., Wahl, J., y Fox, A. D. 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology*, 19 (7), 2071-2081.
- Leopold, A. S. 1972. *Wildlife of Mexico: the game birds and mammals*. University of California Press. Berkeley, California, U. S. A. 568 pp.
- Luévano, J., Mellink, E. y Riojas-López, M.E. 2010. Plovers breeding in the highlands of Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas and San Luis Potosí, Central Mexico. *Western North American Naturalist*, 70(1), 121-125.
- Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., y Pérez, J. B. 2003. Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica internacional*, 42(3), 313-330.
- McFeeters, S. K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7), 1425-1432.
- Medina-Torres, S. M. 1996. Distribución, abundancia y uso de hábitat de patos y gansos en la región de El Llano, Aguascalientes. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 110 pp.
- Medina-Torres, S. M., Márquez-Olivas, M. y García-Moya, E. 2007. Uso y selección de embalses por el pato mexicano (*Anas diazi*) en la región del Llano, Aguascalientes-Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 23(2), 163-181.

- Mellink, E. y de la Riva, G. 2005. Non-breeding Waterbirds at Laguna de Cuyutlán and associated wetlands, Colima, Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 76(2), 158-167.
- Mellink, E. y Valenzuela, S. 1991. Estudio preliminar sobre los hábitats acuáticos y ribereños de la Planicie Occidental Potosina y sugerencias para su manejo. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables*, 1(1), 59-71.
- Mellink, E., Luévano, J. y Riojas-López, M. E. 2018. Half a century of changes in waterbird populations in a semiarid wetland system. *Wetlands Ecology and Management*, 26(6), 1047-1060.
- Mercado-Reyes M. 2012. Ecología y genética de la conservación del pato triguero *Anas platyrhynchos diazi* en el Altiplano Zacatecano. Tesis de Doctor en Ciencias. Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, México. 89 pp.
- Mireles, C. y Mellink, E. 2017. Use of Laguna de Bustillos, Chihuahua, by waterbirds during the 2011-2012 wintering season. *American Midland Naturalist*, 178(1), 82-96.
- Moreno-Casasola, P. 2008. Los humedales en México: tendencias y oportunidades. *Cuadernos de Biodiversidad*, Universidad de Alicante, 28, 10-18.
- Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(2), 207-252.
- Myers, J. P. 1983. Conservation of migrating shore birds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *American Birds*, 37(1), 23-25.
- Otto, M. C., y Frechtel, P. A. 2001. Temporal and spatial changes in the Mexican mid-winter inventory 1937-1998. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C.
- Otto, M. y Rau, R. 2018. Mexican mid-winter waterfowl survey. Fish & Wildlife Service Catalog. Consultado el 28 de Julio de 2018, en: <https://ecos.fws.gov/ServCat/Reference/Profile/53946>
- Pérez-Arteaga, A. y Gaston, K. J. 2004. Wildfowl population trends in Mexico, 1961-2000: a basis for conservation planning. *Biological Conservation*, 115(3), 343-355.
- Pérez-Arteaga, A., Gaston, K. J. y Kershaw, M. 2002. Population trends and priority conservation sites for Mexican Duck *Anas diazi*. *Bird Conservation International*, 12(1), 35-52.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de: <https://www.R-project.org/>.
- Rhodes, M. J. y Garcia, J. D. 1981. Characteristics of playa lakes related to summer waterfowl use. *Southwestern Naturalist*, 26(3), 231-235.
- Saunders, G. B., y Saunders, D. C. 1981. Waterfowl and their wintering grounds in Mexico, 1937-64. US Fish and Wildlife Service. 151 pp.
- Schummer, M. L., Kaminski, R. M., Raedeke, A. H., y Graber, D. A. 2010. Weather-related indices of autumn-winter dabbling duck abundance in middle North America. *Journal of Wildlife Management*, 74(1), 94-101.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación (DOF). Consultado el 30 de septiembre de 2019, en: dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. 2019. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. Consultado el 27 de diciembre de 2019, en: <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- Shahtahmassebi, A., Yang, N., Wang, K., Moore, N., y Shen, Z. 2013. Review of shadow detection and de-shadowing methods in remote sensing. *Chinese Geographical Science*, 23(4), 403-420.
- Sistema Meteorológico Nacional. 2019. Información Estadística Climatológica. Consultado el 02 de abril de 2019, en: <https://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- Smith, L. M. 2003. Playas of the Great Plains. University of Texas Press, Austin, Texas, EE. UU.
- U.S. Fish and Wildlife Service y U.S. Census Bureau. 2016. National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation. USFWS. Washington, D.C.
- Weber, T. P., Fransson, T., y Houston, A. I. 1999. Should I stay or should I go? Testing optimality models of stopover decisions in migrating birds. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 46(4), 280-286.
- Wetlands International, 2012. Waterbird Population Estimates (Fifth Edition). Summary Report. Wetlands International. Wageningen, The Netherlands.
- White, E. M., Bowker, J. M., Askew, A. E., Langner, L. L., Arnold, J. R. y English, D. B. 2016. Federal outdoor recreation trends: effects on economic opportunities. General Technical Report PNW-GTR-945. Pacific Northwest Station, Forest Service, Department of Agriculture. Portland, Oregon, EE.UU.
- Williams, C. K., Samuel, M. D., Baranyuk, V. V., Cooch, E. G., y Kraege, D. 2008. Winter fidelity and apparent survival of lesser snow goose populations in the Pacific Flyway. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), 159-167.
- Wilson, R. E., Ely, C. R., y Talbot, S. L. 2018. Flyway structure in the circumpolar greater white-fronted goose. *Ecology and evolution*, 8(16), 8490-8507.
- Wood, W. W. y Osterkamp, W.R. 1987. Playa-lake basins on the Southern High Plains of Texas and New Mexico: Part II. A hydrologic model and mass-balance arguments for their development. *Geological Society of America Bulletin*, 99(2), 224-230.
- Wulder, M. A., Masek, J. G., Cohen, W. B., Loveland, T. R., y Woodcock, C. E. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 122, 2-10.

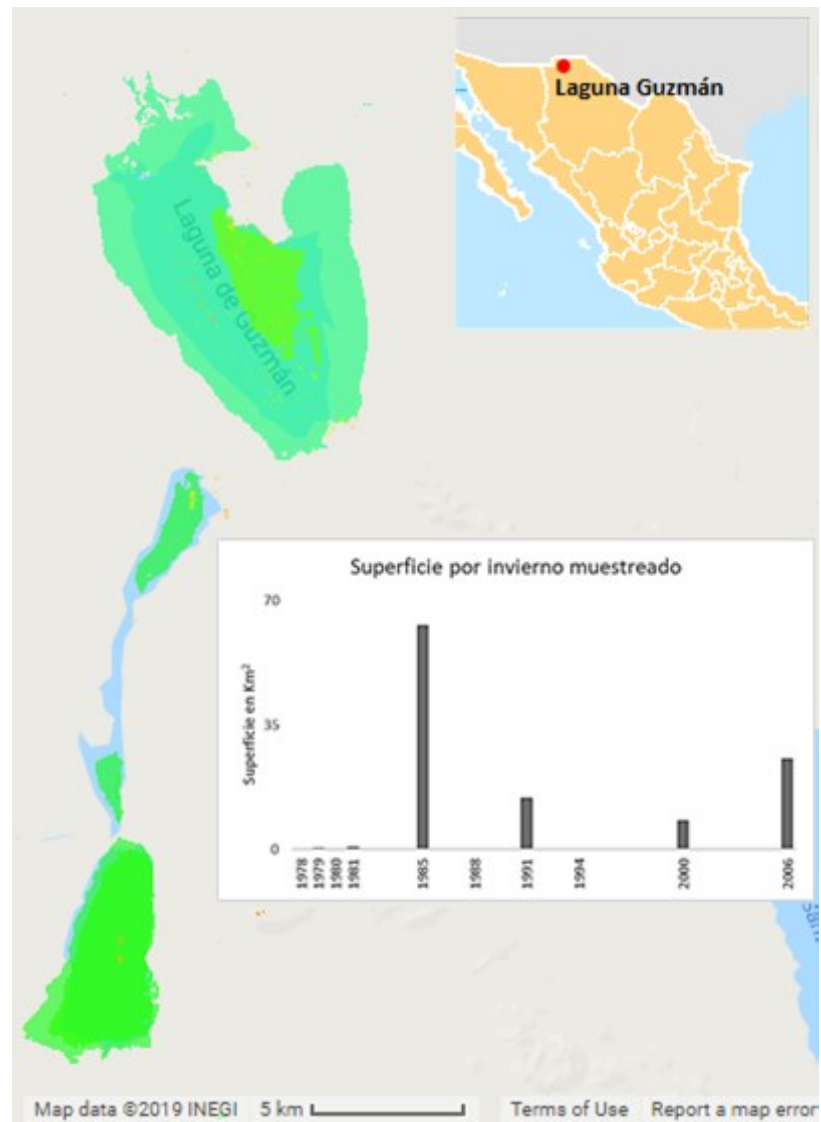
Anexos

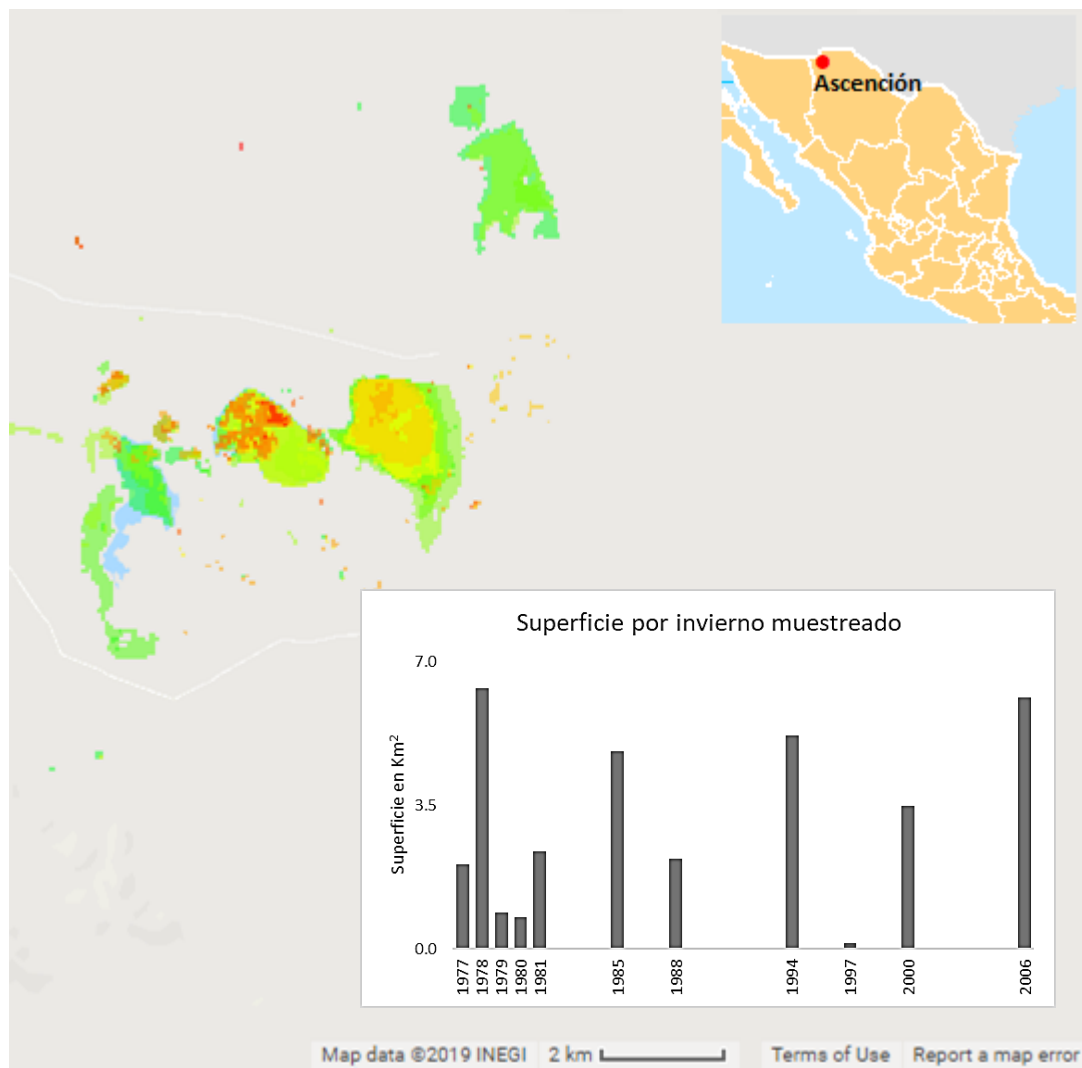
Anexo 1 – Descripción de los sitios de estudio y variación en su tamaño invernal

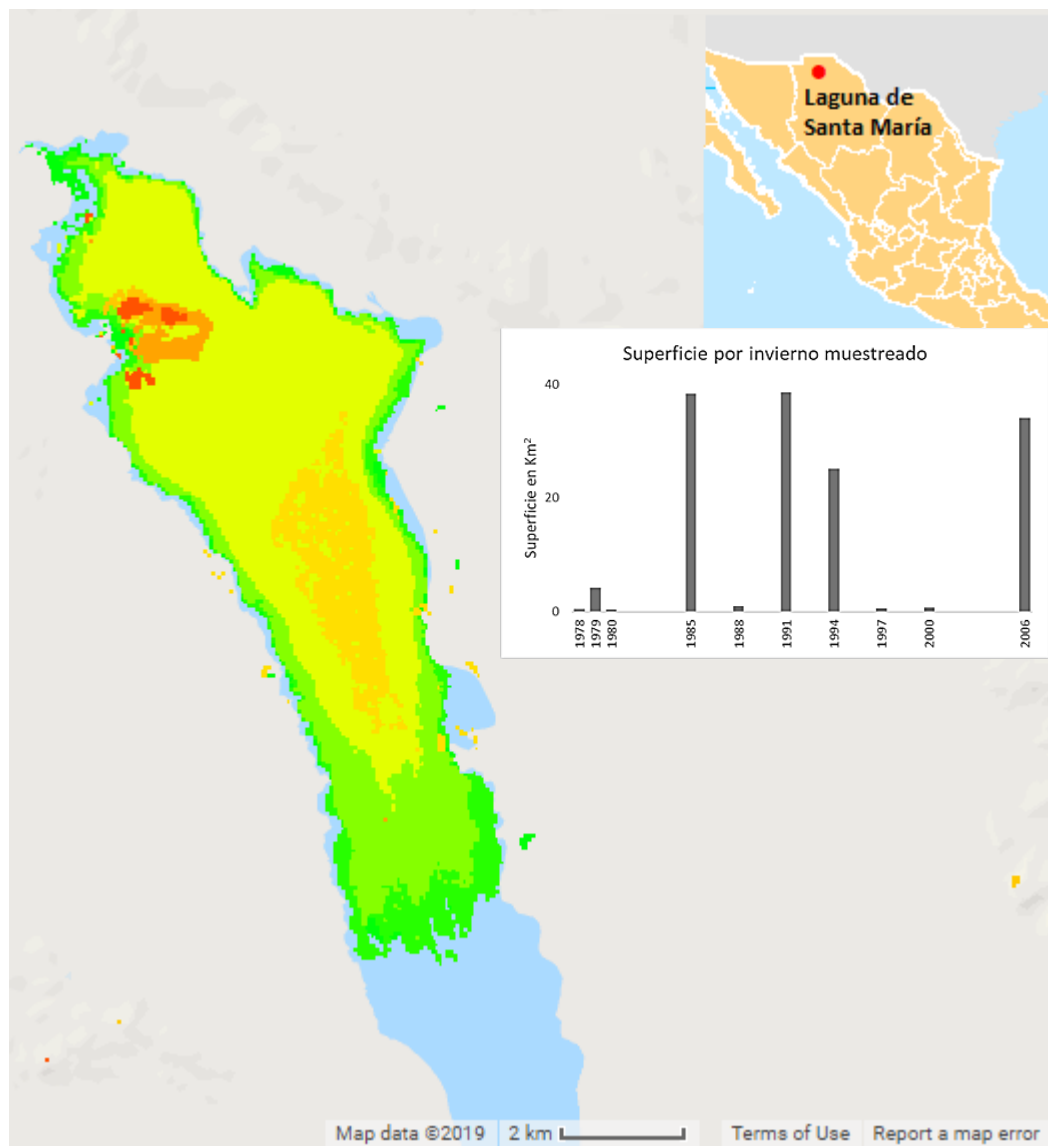
Subregión	Sitio	Nombre	Descripción del sitio	Latitud	Longitud
Cuencas del Norte (CUN)	1	Laguna Guzmán	Laguna de Guzmán y dos humedales dentro de 23 km SSO del pueblo de Guzmán	31.30	-107.47
	2	Ascensión	Incluye a Laguna Seca y el complejo de humedales dentro de 18km E del pueblo	31.08	-107.92
	3	Laguna de Santa María	Incluye el humedal entre Ojos de Santa María y El Mirador	30.88	-107.13
	4	Casas Grandes	Lagunas Fierro y Redonda (Grande)	30.40	-107.87
	5	Rio de Santa María	Laguna La Vieja y humedales extendiéndose 50 km al NO	30.50	-107.30
	6	Galeana	40km ESE de Nuevo Casas Grandes	30.13	-107.60
	8	Presa el Tintero		29.50	-107.37
	9	Laguna de Encinillas	Incluye humedal 25km al SSE	29.48	-106.37
	10	Laguna de Cuervo	Incluye humedales a 2km N y 16km al E	29.27	-105.90
	1a	Carbonero	55km N de Ahumada	31.13	-106.47
	2a	Ascensión Oeste	Complejo de humedales hasta 15km O de Ascensión	31.13	-108.03
	3a	Aguas Termales	Cuenca grande centrada a 45km NO de Ahumada	30.92	-106.83
	6a	Napal	62km SSE de Ahumada y Tarabillas	30.13	-106.20
	7a	Laguna de Victoria	80km SSO de Ahumada	30.13	-107.30
	8a	Laguna San Cristóbal	80km SSO de Ahumada	30.03	-107.00
Sierras de Chihuahua (SCH)	7	Laguna de Babícora	Incluye humedales dentro de 20km O y 10km NE	29.33	-107.80
	11	Laguna Bustillos	Incluye humedales hasta 16km al S	28.55	-106.75
	12	Presa Abraham Gonzales	Minaca	28.45	-107.47
	13	Laguna San Rafael	Al sur de Pedernales	28.30	-107.15
	14	Laguna de los Mexicanos	Incluye humedales hasta 2km al N	28.17	-106.97
	10a	Táscate	45km al NO de Cuauhtémoc	28.78	-107.19
	11a	Presa Luis León	80km ENE de Chihuahua	28.88	-105.33
	12a	Bachiniva	Al S de Bachiniva	28.70	-107.23
	13a	Cuauhtémoc	37km NO de Cuauhtémoc	28.71	-107.03
	9a	Madera	Todo el valle que contiene Ciudad Madera	29.25	-108.12
Bravos - Conchos (BRC)	15	Delicias	Incluye Presa Francisco I. Madero y Laguna Chancaplea 25km al S y Laguna El Rincón 30km al SE	28.12	-105.68
	16	Presa la Boquilla	Incluye Lago la Colina	27.53	-105.53
	17	East la Cruz	Incluye Lagunas Arenosa, Clavos, Bordo de Estrada y complejo que se extiende entre 42km al NE y 35km al SE de Ciudad Camargo	28.00	-104.95

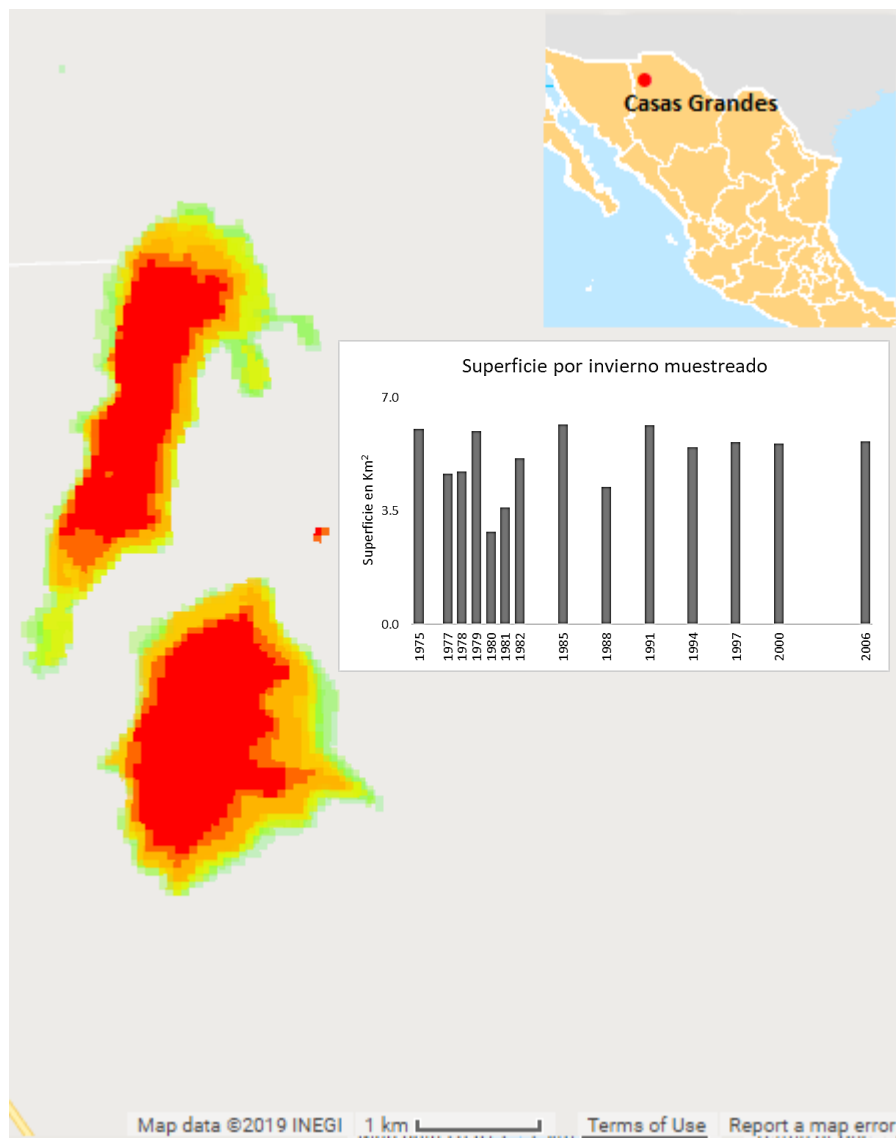
	14a	Presa Chihuahua	17km SO de Chihuahua	28.63	-106.20
	15a	Presa Julimes	35km NNO de Ciudad Delicias	28.50	-105.30
	16a	Lago Chancaplea	40km SSW de Ciudad Delicias incluye Santa Gertrudis	27.83	-105.67
	21a	Villa López	28km SSE de Cd. Jiménez	26.87	-105.02
	22a	Presa Talamantes	17km ESE de Hidalgo del Parral	26.83	-105.52
	23a	Villa Matamoros	2km NE de Villa Matamoros	26.75	-105.58
	24a	Torreoncillos	12km SSE de Villa Matamoros	26.63	-105.53
	25a	Presa Guadalupe	33km SE de Villa Matamoros	26.58	-105.28
	27a	Lago la Estacada	65km SSE de Cd. Jiménez	26.50	-104.80
	28a	Presa Villa Ocampo	54km SSE de Hidalgo del Parral	26.42	-105.58
Zonas Deserticas (DES)	18	Laguna de Palomas	45km al E de Escalón, Chihuahua	26.80	-103.90
	20	Laguna de Viesca	Complejo de humedales centrado 90km al ESE de Torreón extendiéndose de 45km al NO a 45km al SE	25.30	-102.58
	29a	Zaragoza	74km NNW de Torreón	26.22	-103.70
	31a	Presa Torreón	50km SW de Torreón	25.25	-103.80
	32a	Lago la Mancha	125km SE de Torreón, incluye Cervantes	24.63	-102.67
	33a	Lago San Juan de Ahorcados	200km SE de Torreón, incluye Salto-Concordia	24.03	-102.33
Sierras de Durango (SRD)	19	Rio de Oro	También conocido como El Palmito o Presa Lázaro Cárdenas	25.58	-105.03
	21	Laguna de Santiaguillo	Incluye Bordo de San Bartolo y humedales hasta 10km al O	24.80	-104.83
	22	Durango	Incluye Presa Morcillo y el complejo de humedales Málaga entre 40km N, 35km E y 20km SE de la ciudad	24.03	-104.50
	23	Guadalupe Victoria	Incluye Laguna de Canas y humedales entre 5km SO, S, and SE del pueblo	24.45	-104.13
	24	Presa Francisco Villa	Ubicada al E de Villa Unión, Durango	23.97	-103.87
	30a	Villa Hidalgo	105km SE de Hidalgo del Parral	26.17	-104.88
	34a	Presa Vicente Guerrero	178km NO de Zacatecas	23.75	-104.00
Región Zacatecana-Potosina (RZP)	25	Presa El Cazadero	Santa Mónica	23.62	-103.13
	26	Villa de Cos	Lagunas Santa Clara, Colorada y Saldívar, incluye otros humedales hasta 15km al SO y 25km al NE	23.32	-102.17
	27	Saladillo	Incluye Laguna el Salado, El Tule y otros humedales 25km al N y 20km S de San José Saladillo	22.63	-102.03
	28	Lago de Perdido	Incluye humedales hasta 2km al S de Villa de Santo Domingo	23.33	-101.73
	29	Salinas	Humedales entre 2km N y 5km SO del pueblo	22.62	-101.73
	30	Languillo (El Llano)	Complejo de humedales centrado 32km al SE de Aguascalientes dentro de un radio de 25km. El nombre de El Languillo es incorrecto (Mellink et al, 2018)	21.73	-102.00
	35a	Felipe Carrillo Puerto	85km NO de Zacatecas	23.72	-103.50
	36a	Santa Ana	54km NO de Zacatecas	23.25	-102.75

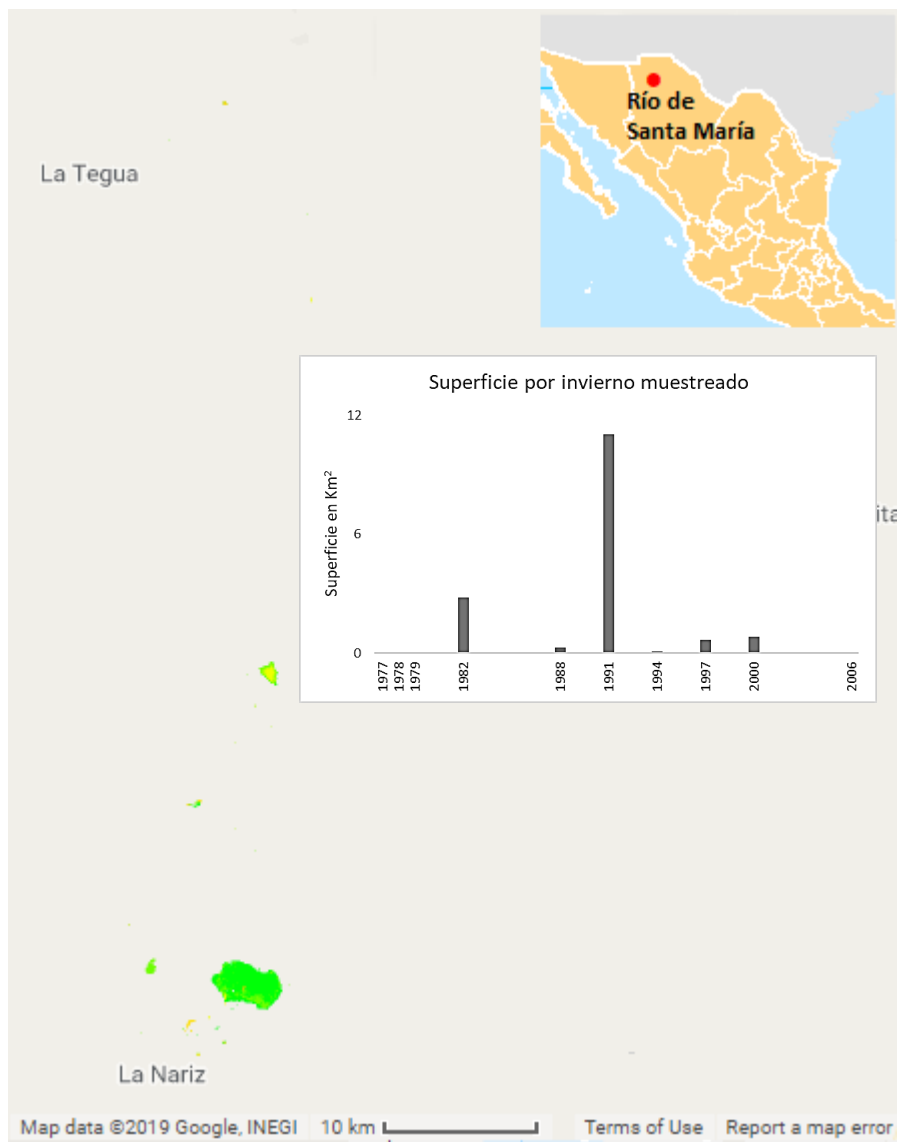
37a	Presa Leobardo Reynoso	82km ONO de Zacatecas, incluye Fresnillo	23.20	-103.25
39a	Luis Moya	47km SE de Zacatecas	22.45	-102.28
40a	Presa Calles	32km NNO de Aguascalientes	22.17	-102.45
41a	Presa San Luis Potosí	5km O de San Luis Potosí	22.13	-101.10

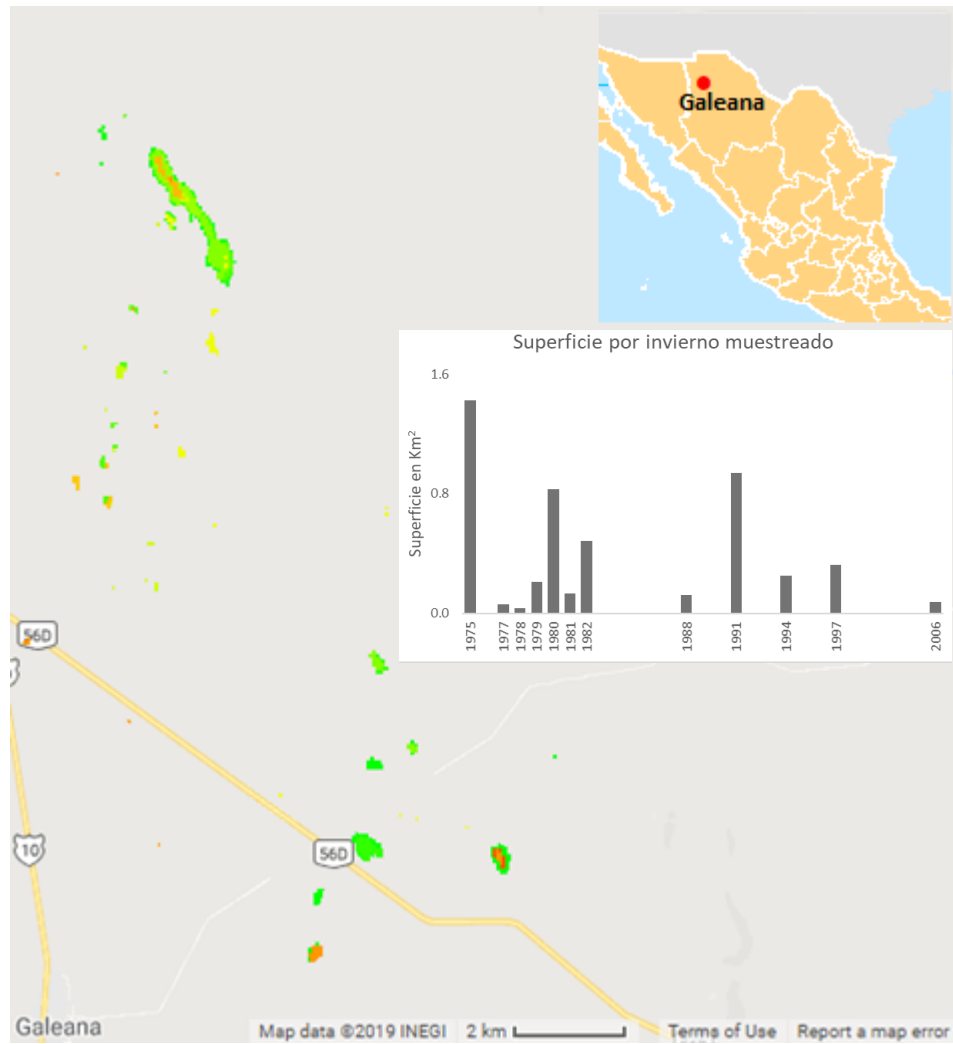


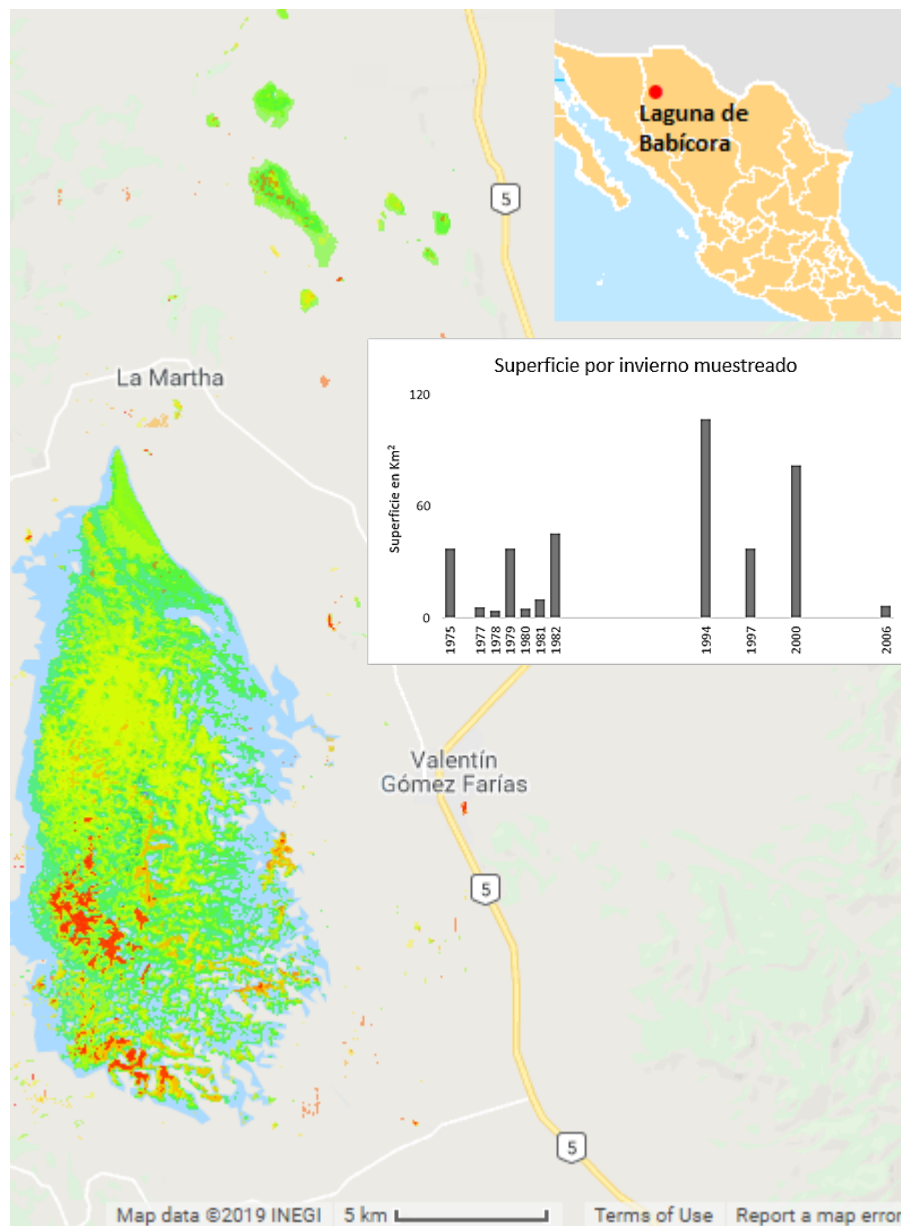


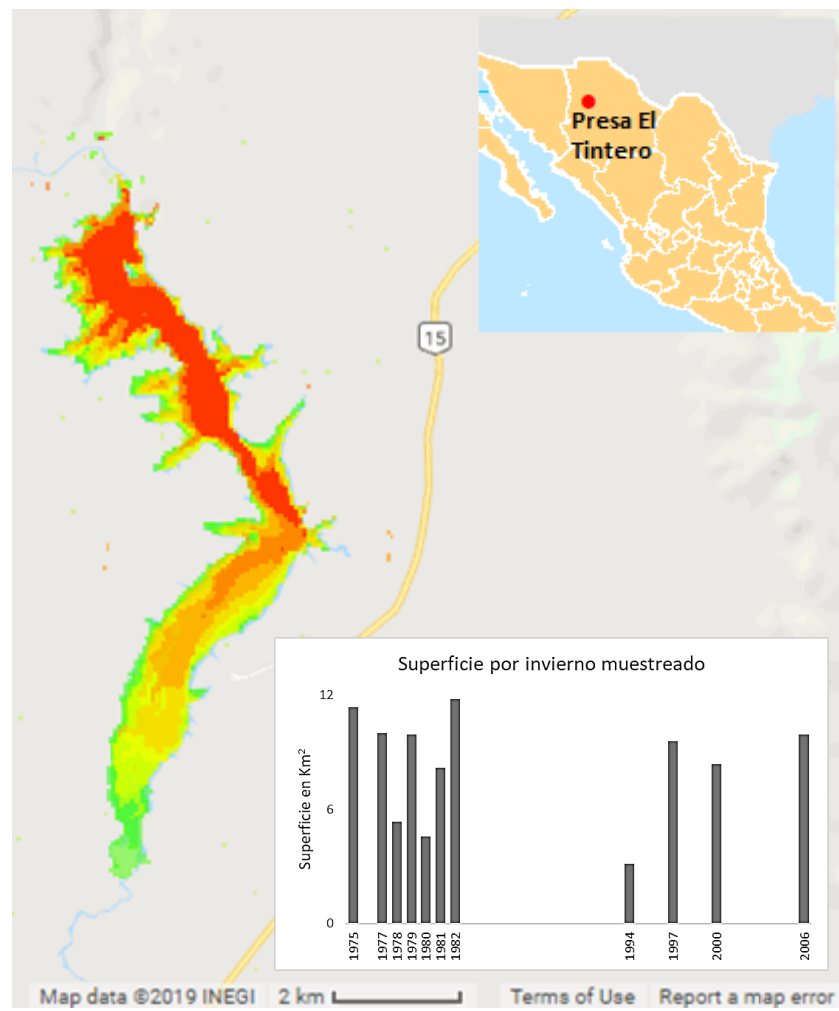


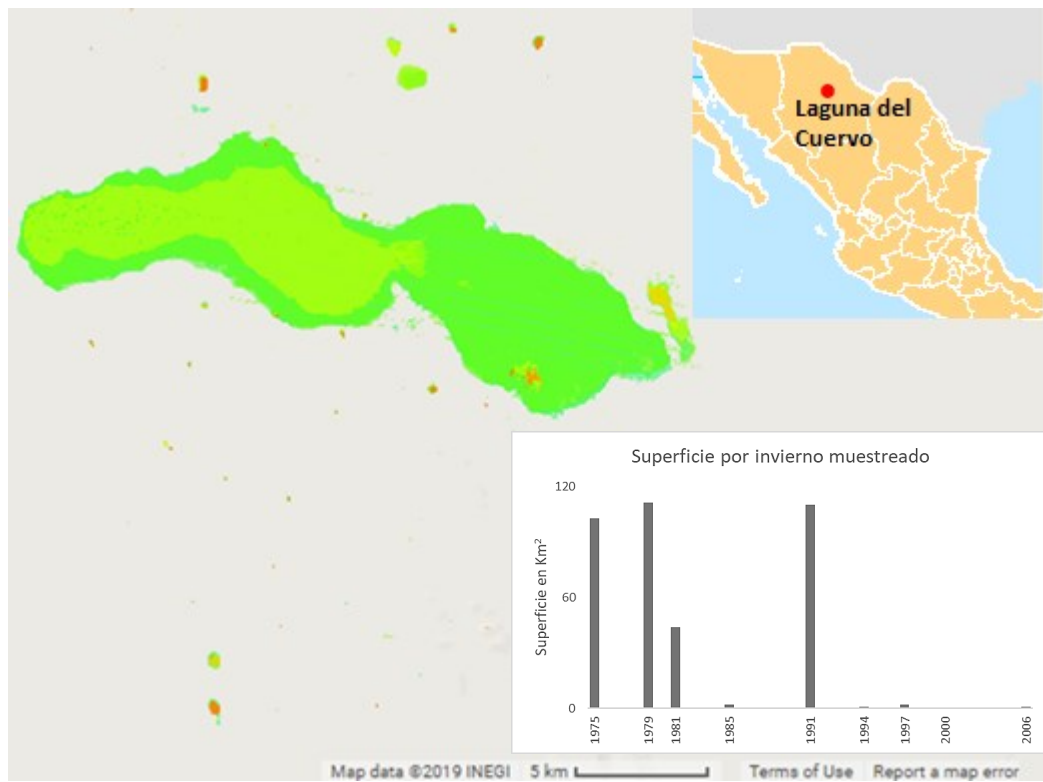
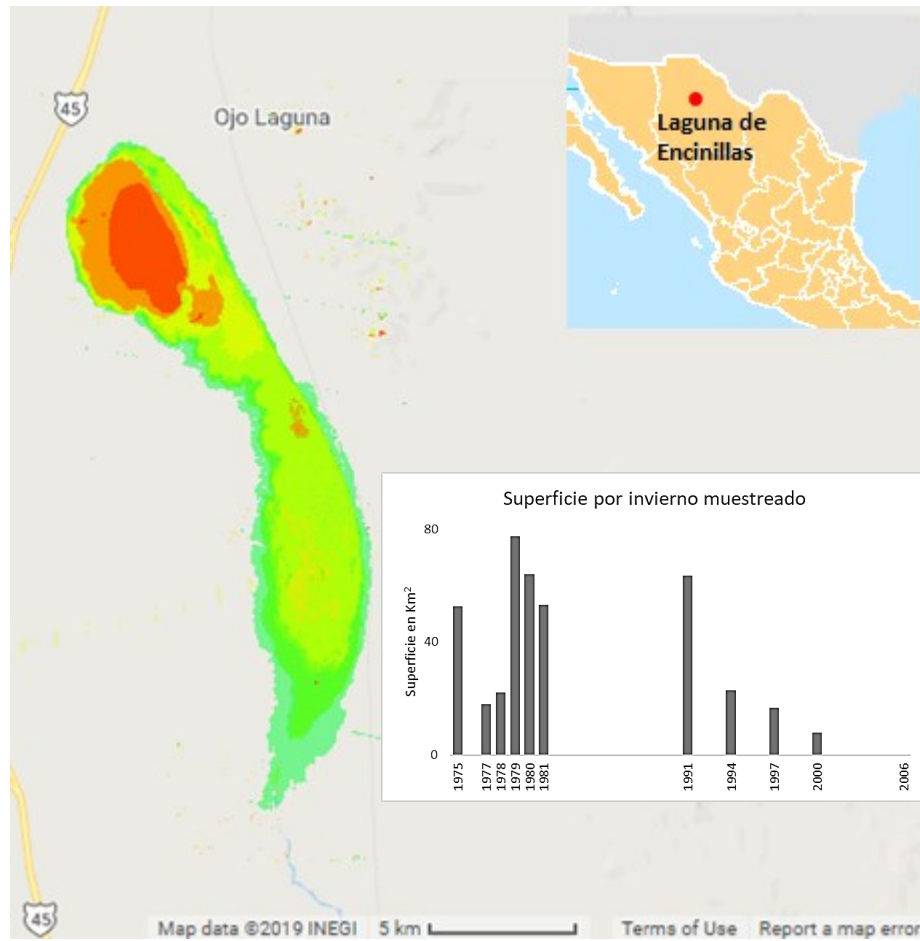


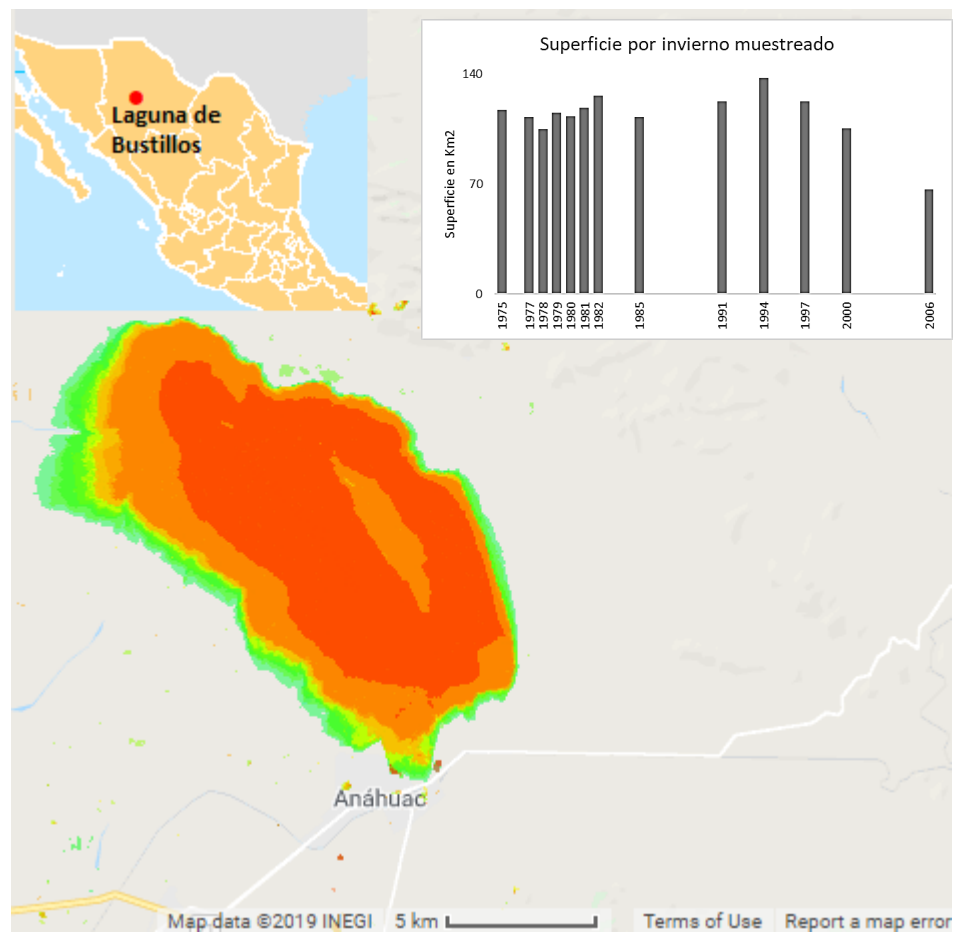


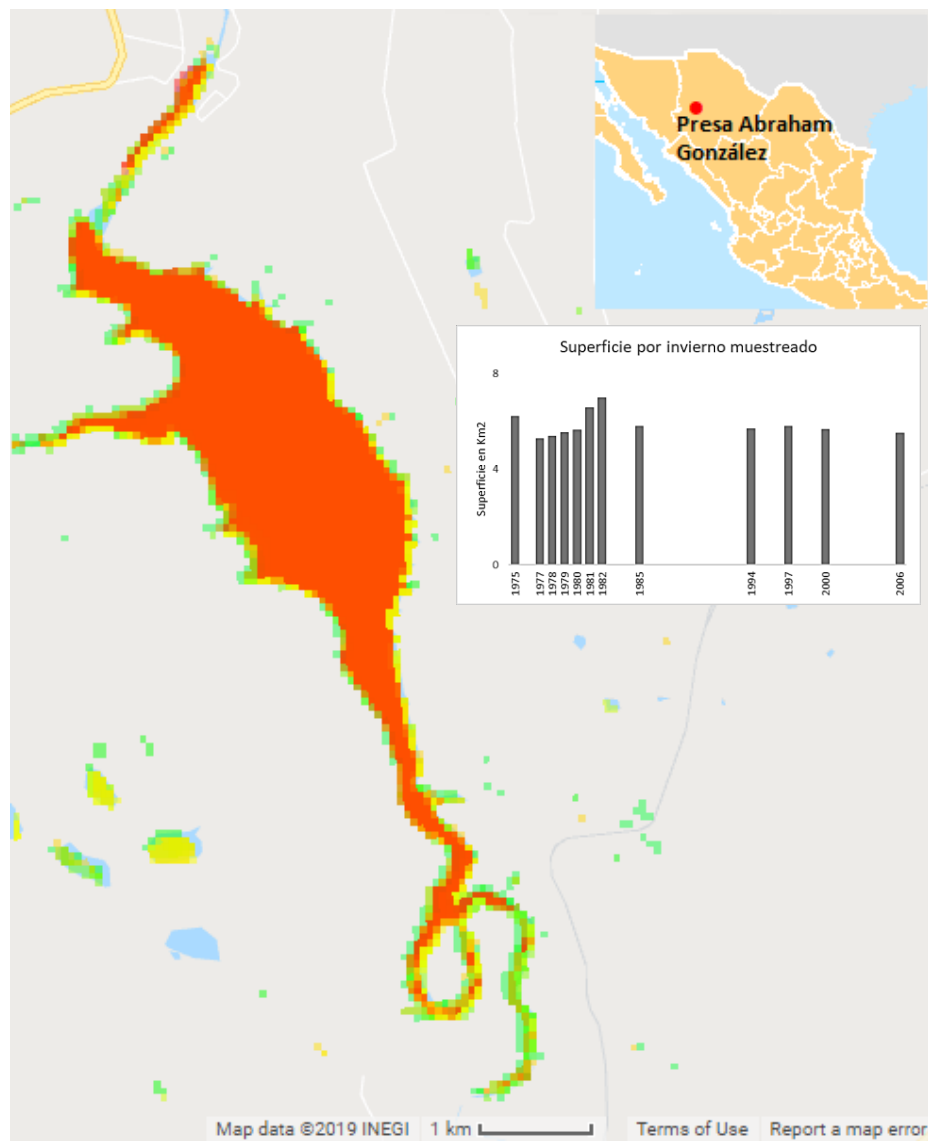


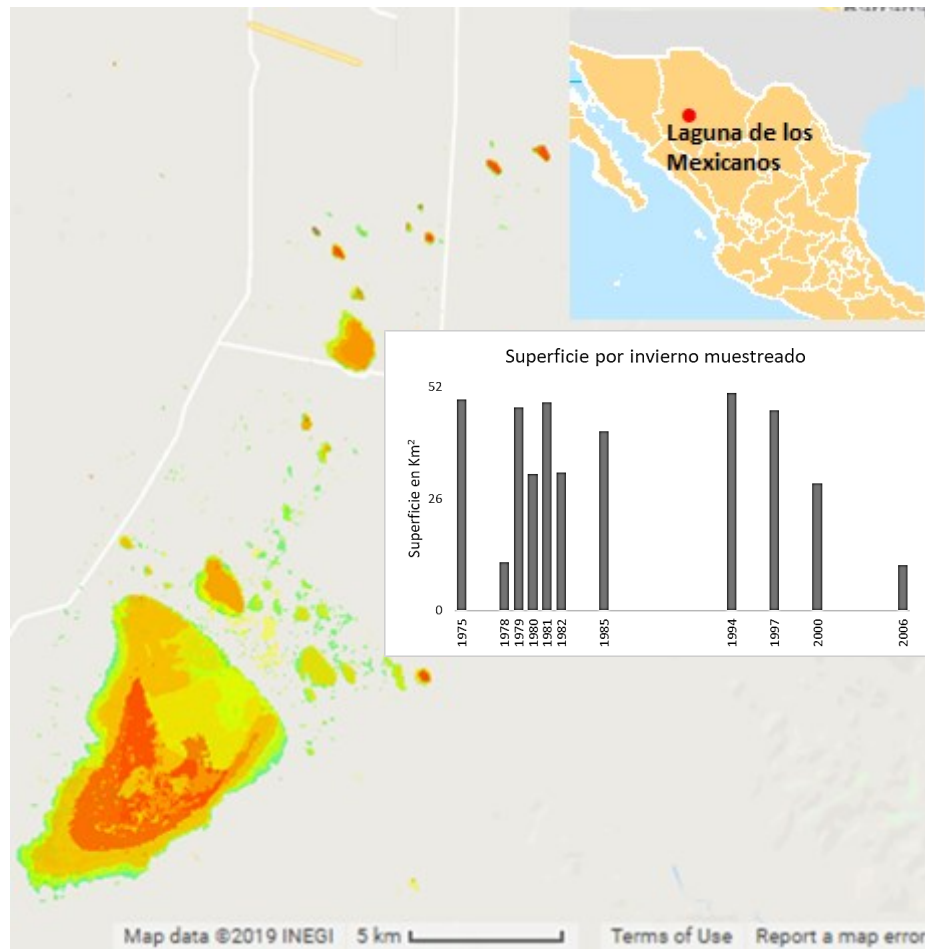
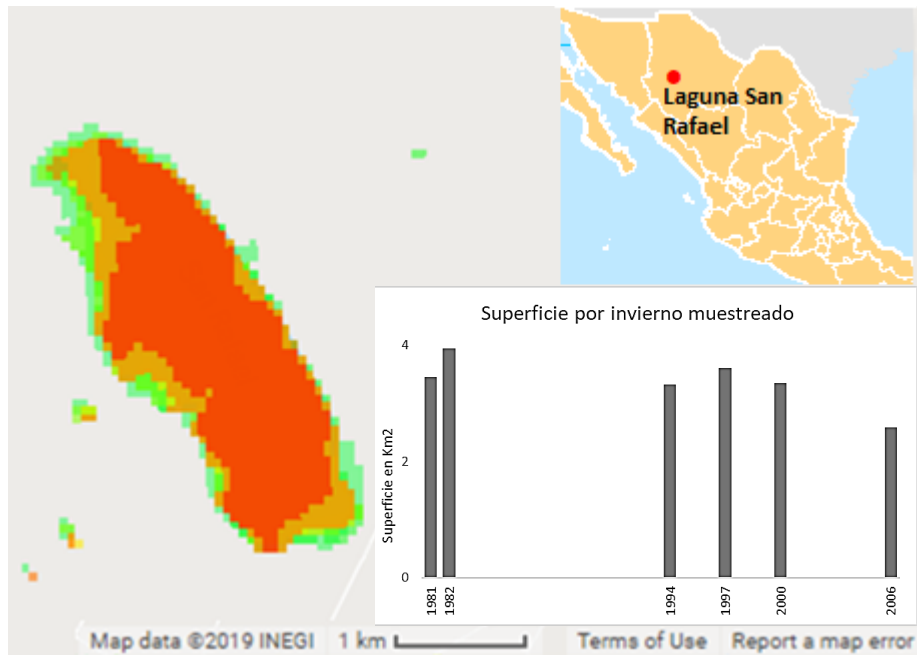


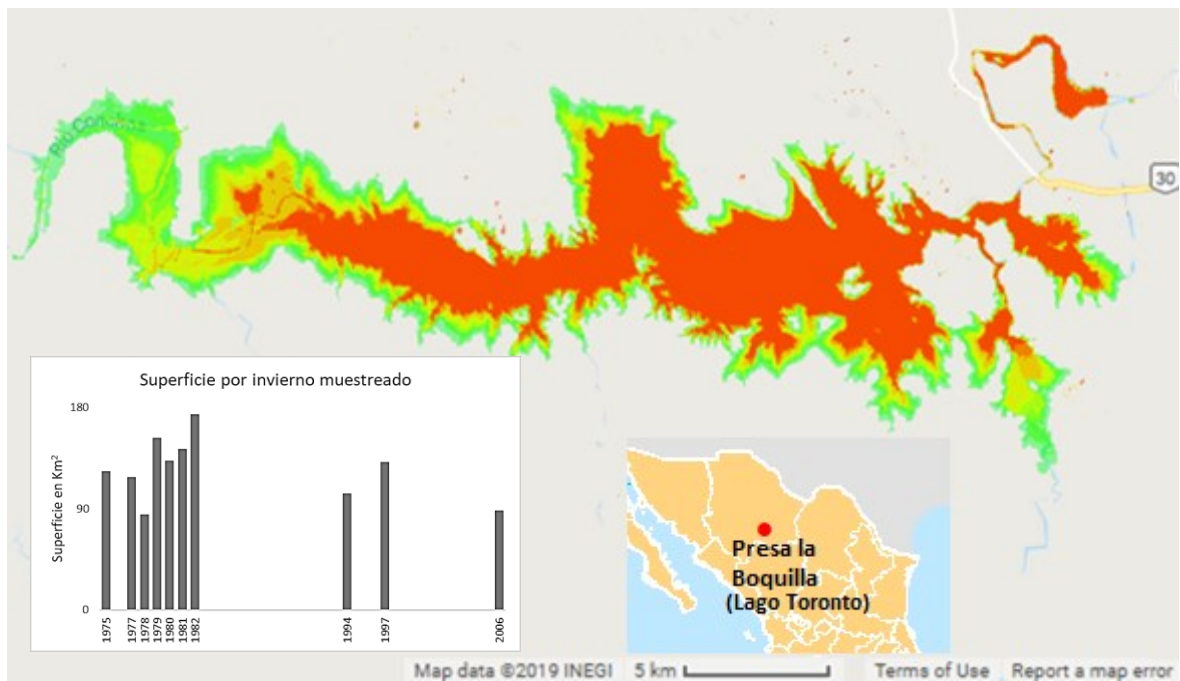
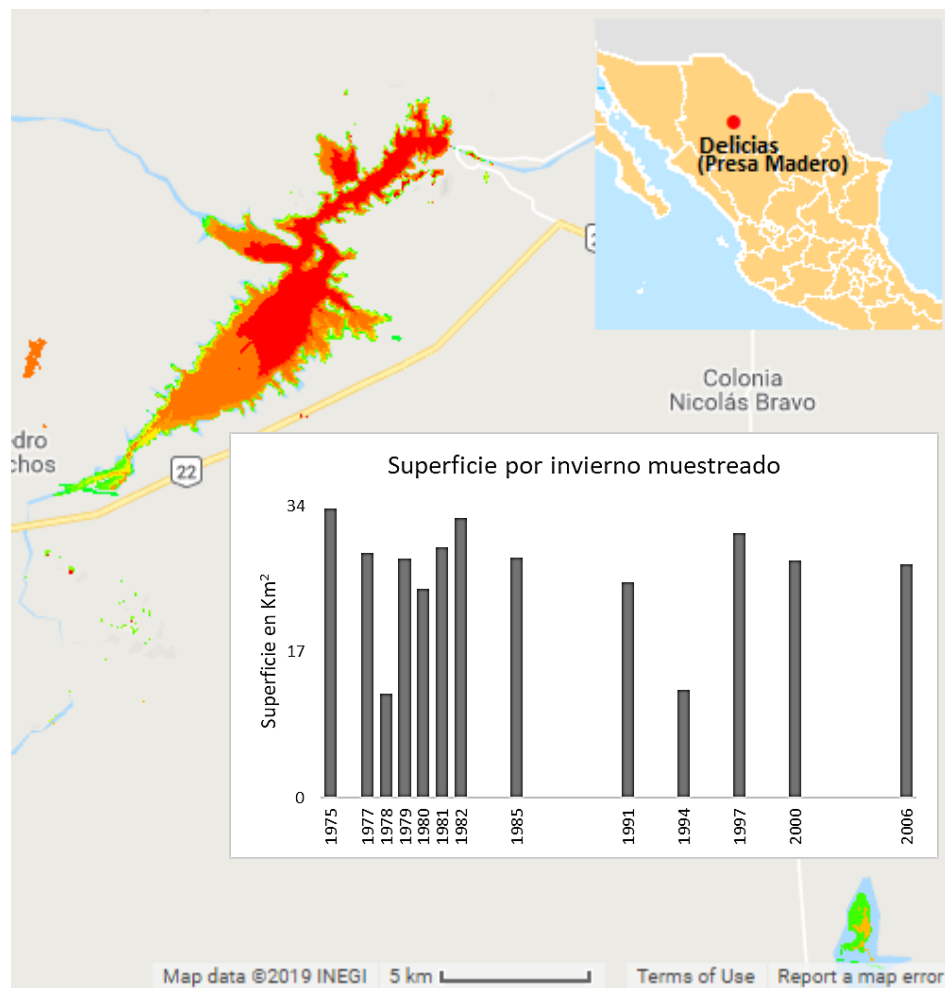


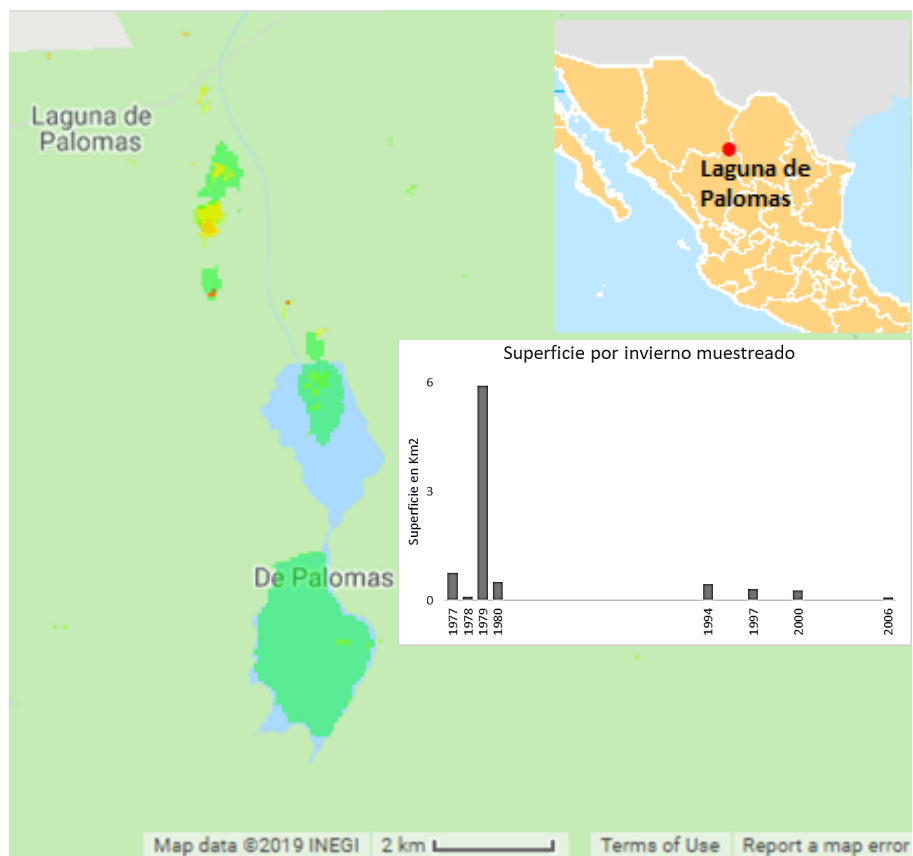
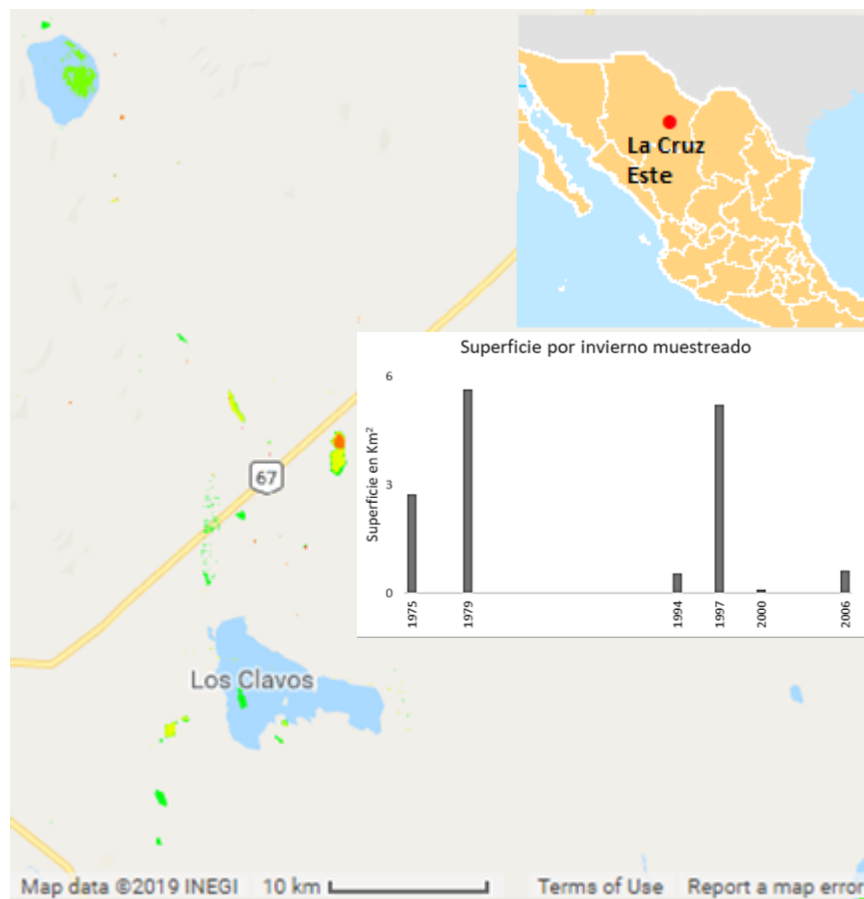


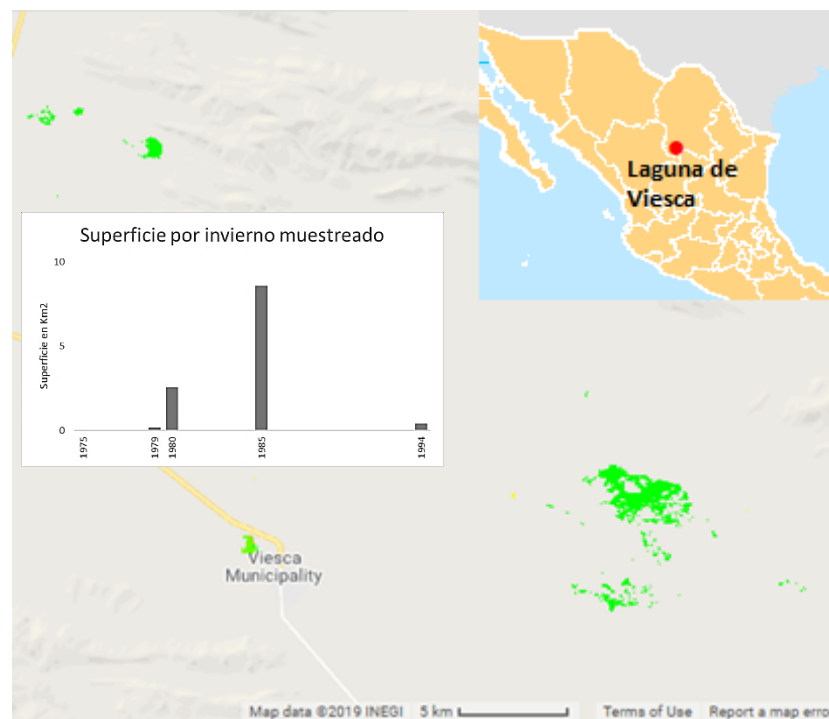
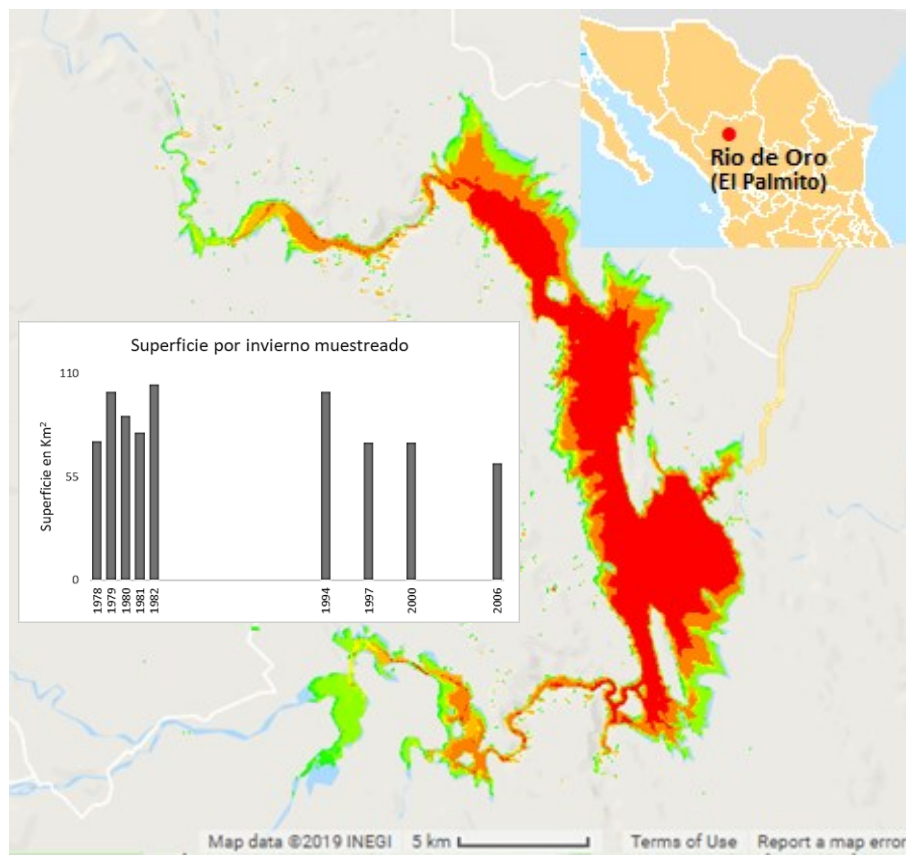


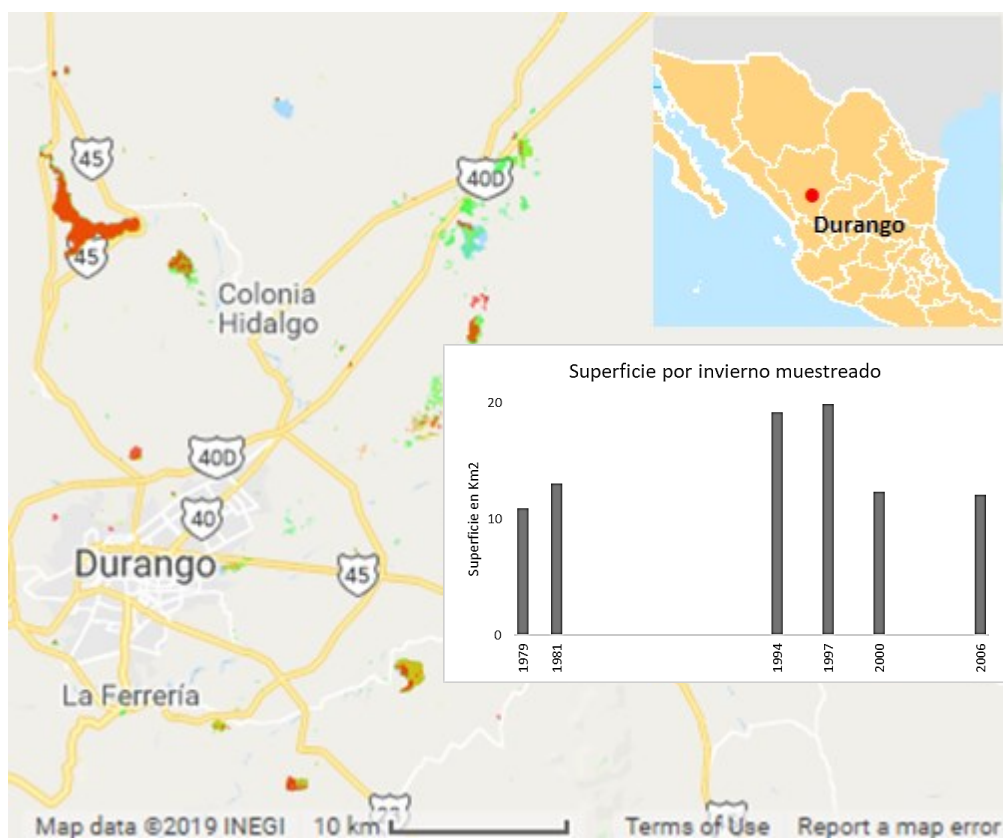
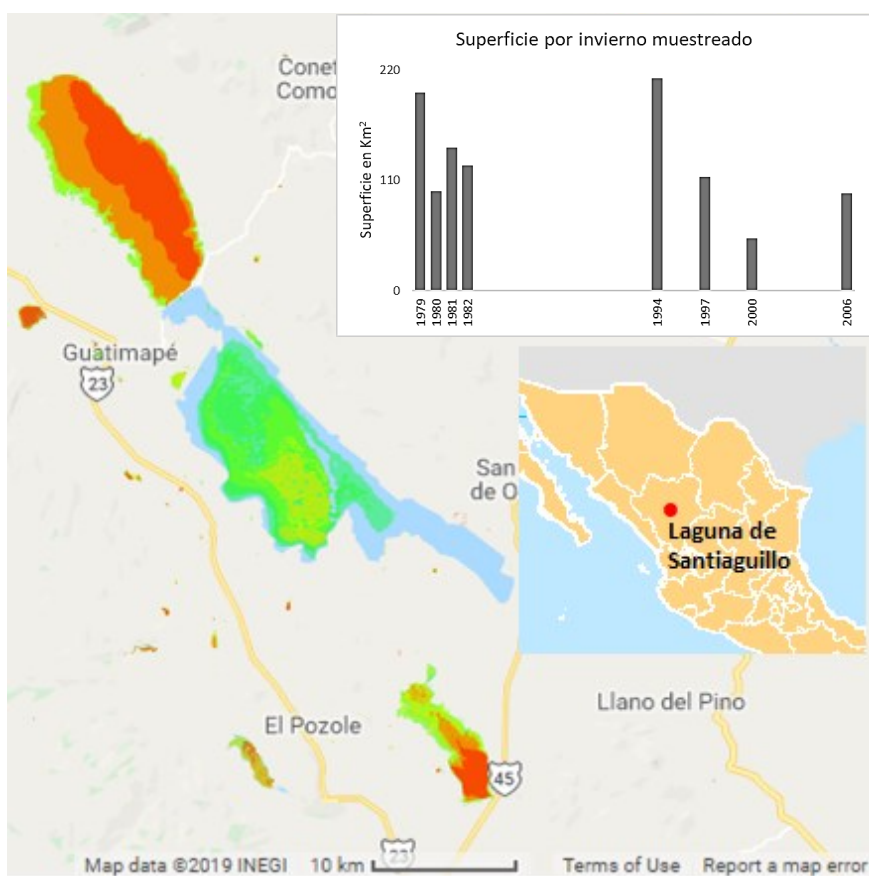


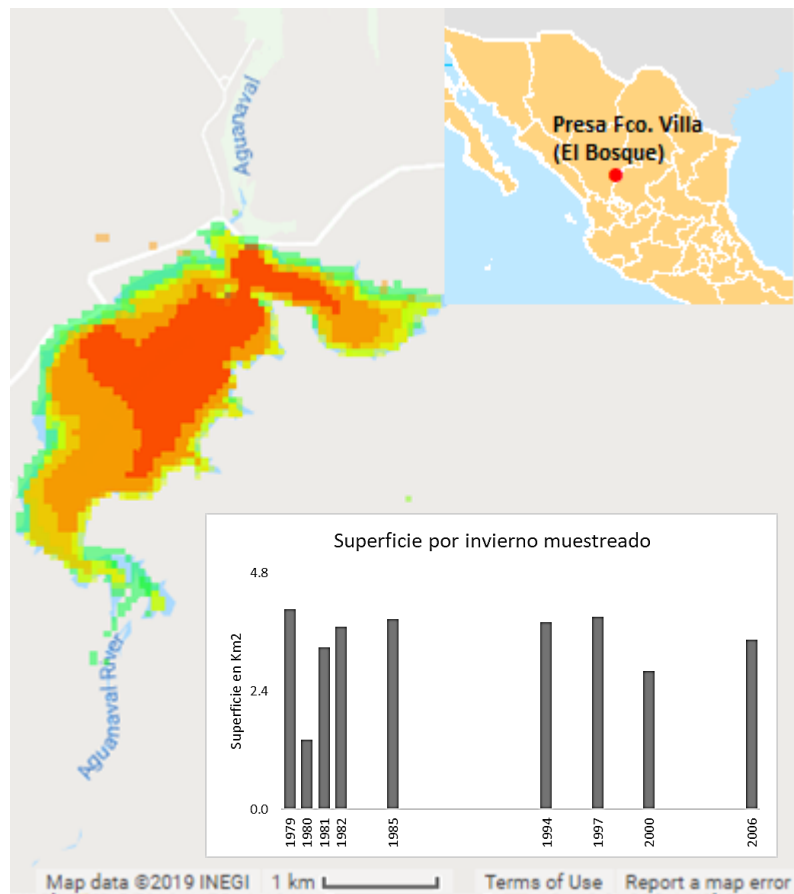
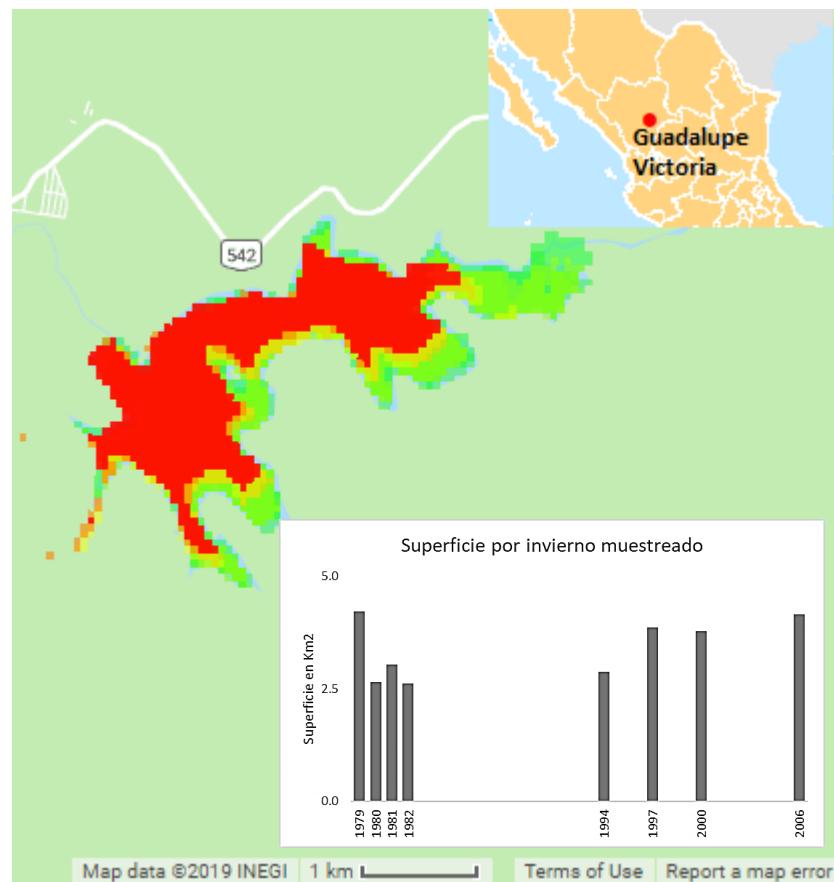


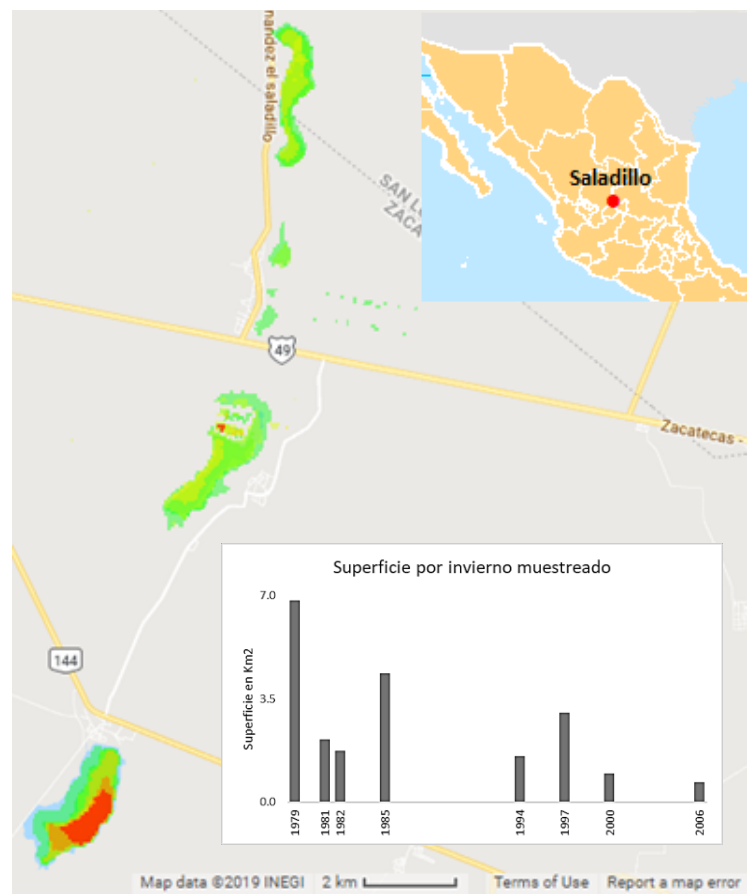
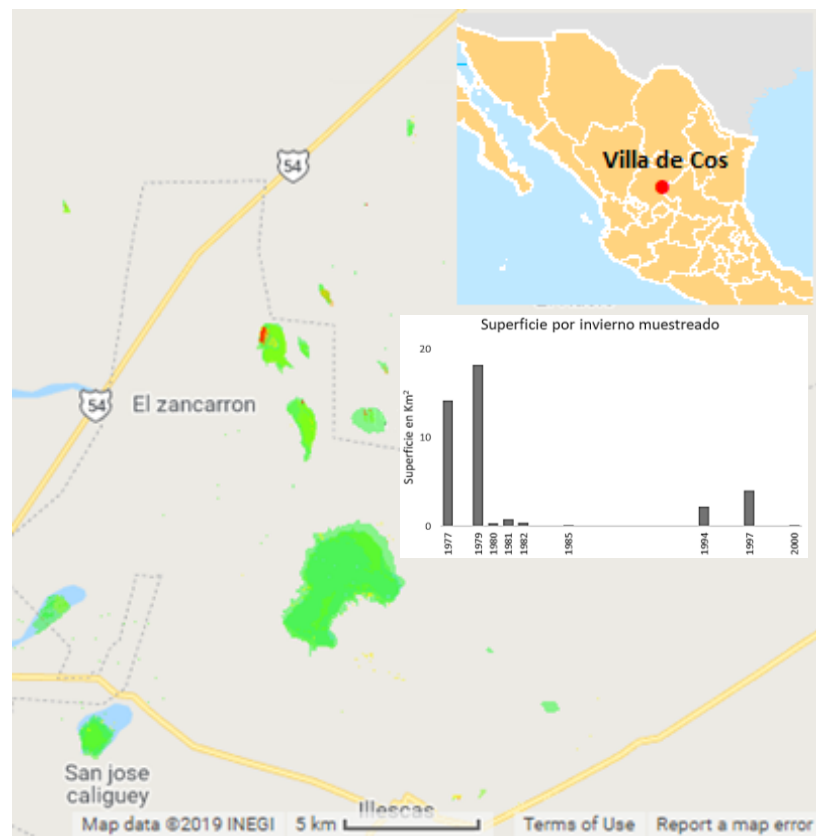


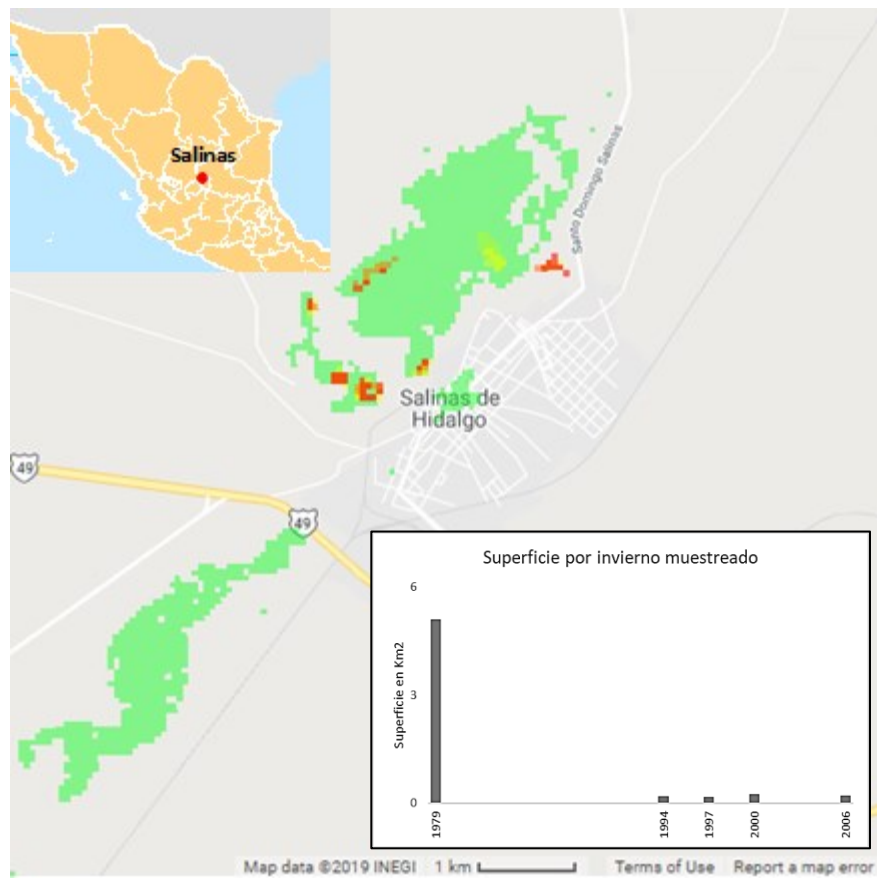
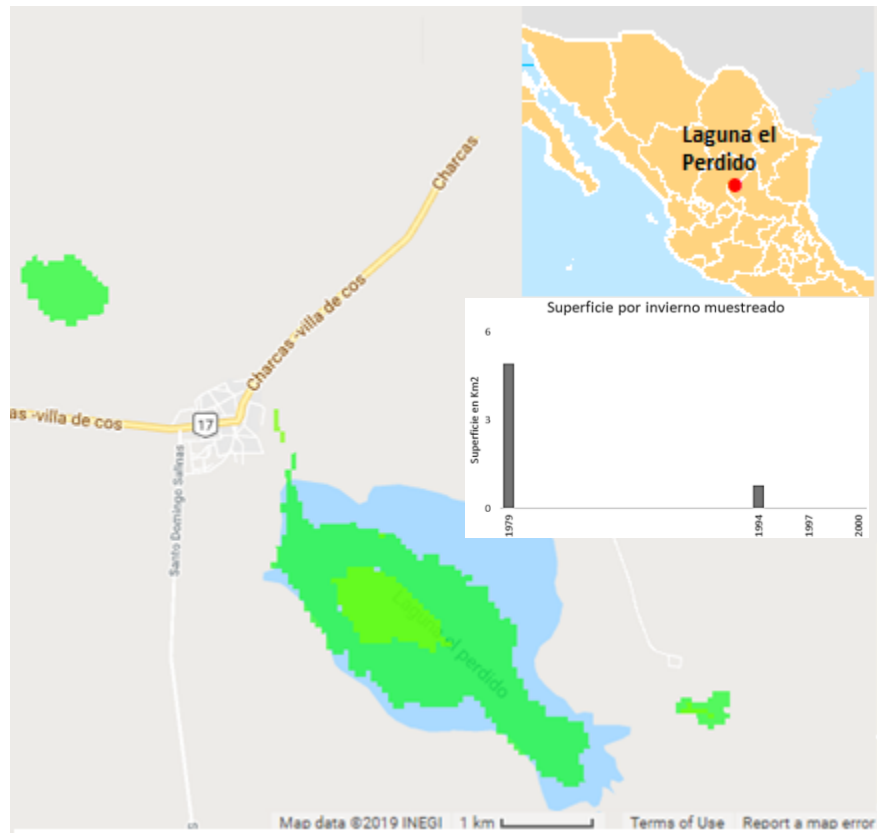


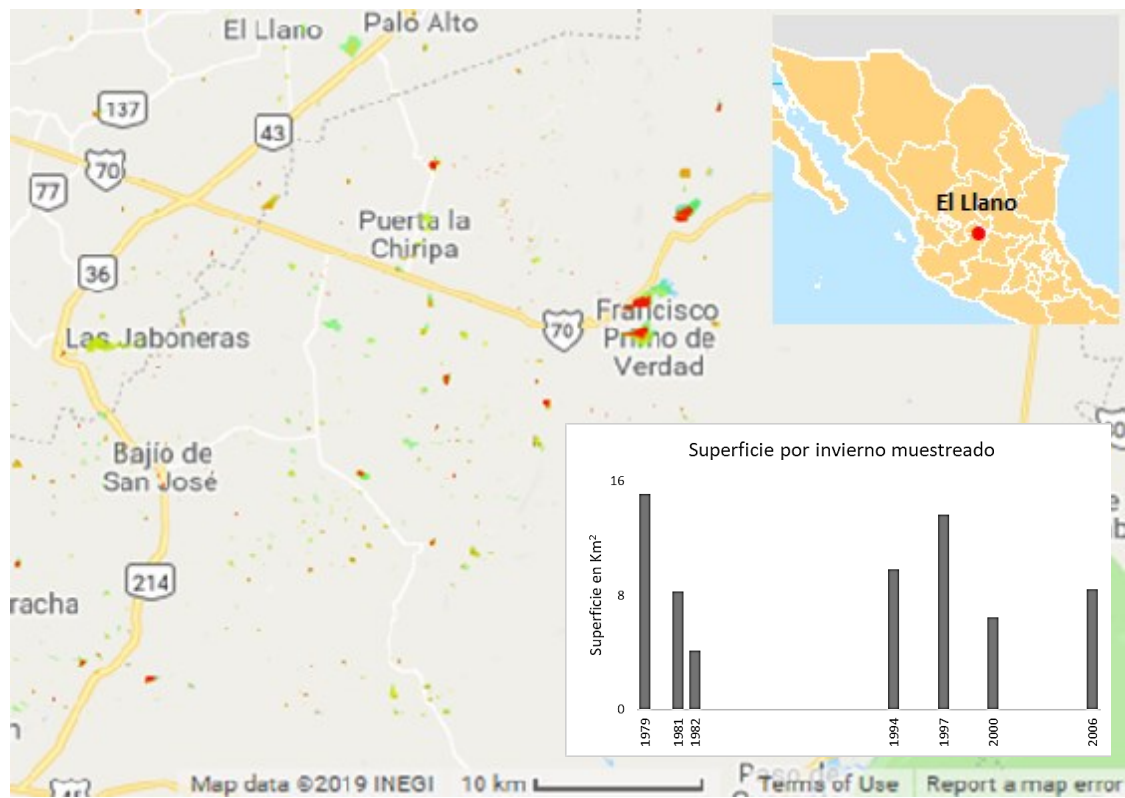












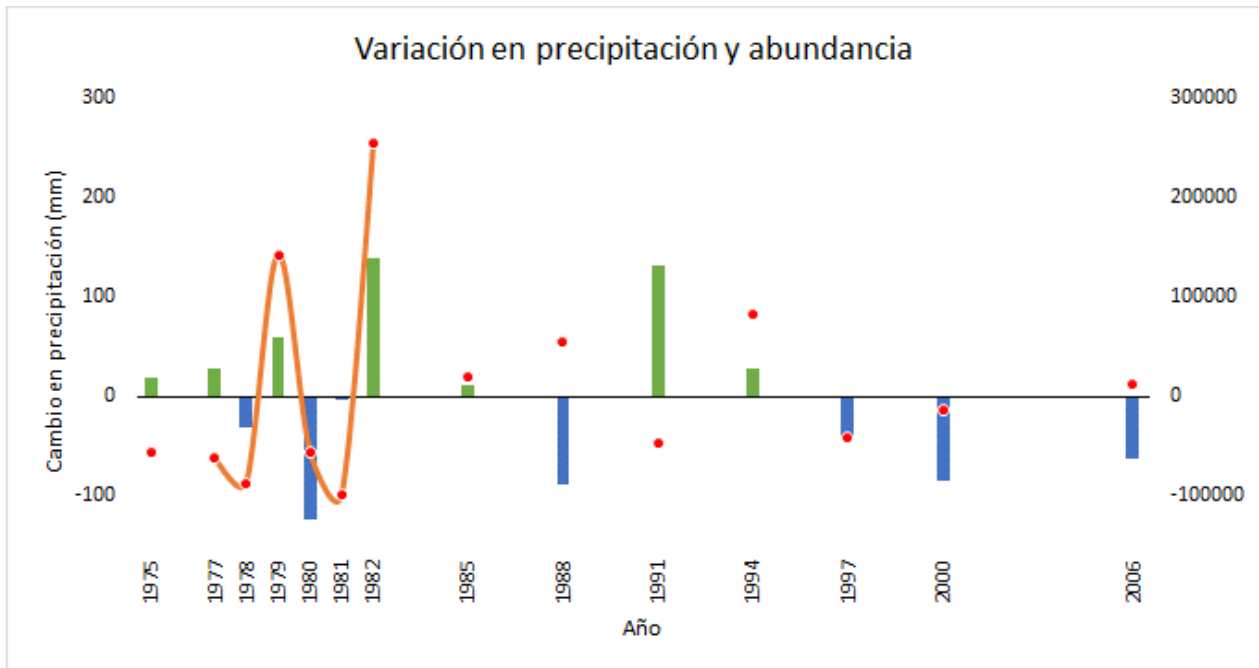
Anexo 2 – Ejemplo de código de Google Earth Engine con anotaciones

```

S09-80 * Get Link Save Run Reset
1  /////Selección de Imagen y delimitación de Polígono
2  var Landsat1 = ee.ImageCollection("LANDSAT/LM03/C01/T2"),
3  site = /* color: #1381f3 */ee.Geometry.Polygon(
4  [[[-106.41,29.53],[-106.26,29.53],[-106.26,29.29],[-106.41,29.29]]]);
5  /// Las coordenadas se ingresan de la siguiente forma: [[W,N], [E,N], [E,S], [W,S]];
6
7  /////Filtro de imagenes por fecha, bandas y características deseadasde la imagen
8  var image = ee.Image(Landsat1.filterDate('1979-12-05','1979-12-06')
9  .select('B[4-7]')
10  .filterMetadata('CLOUD_COVER','less_than',3)
11  .filterMetadata('WRS_PATH','greater_than',34)
12  .filterMetadata('SUN_AZIMUTH','less_than',150)
13  //Es posible filtrar por cualquier metadato, por ejemplo nubosidad, ubicación y azimuth
14  .filterBounds(site)
15  .first());
16
17  //Recortar y centrar imagen
18  var clipped=image.clip(site);
19  Map.centerObject(clipped);
20
21  //Aplicar Matematica de Bandas
22  var NDWI = image.expression(
23  '((green *shd) - nir) / ((green*shd) + nir)',
24  {
25    green: image.select('B4'), // Green
26    shd: image.select('B4').gt(30), // Factor de sombra
27    nir: image.select('B7'), // NIR
28  });
29  var clippedNDWI = NDWI.clip(site).gt(0);
30  var clippedNDWICol = {min: 0, max: 1, palette: ['725934','1381f3']};
31
32  //Imprimir datos de la imagen en la consola de Google Earth Engine
33  print('S09 Laguna Encinillas 80',image);
34
35  // Agregar las capas al mapa
36  Map.addLayer(clipped);
37  Map.addLayer(clippedNDWI, clippedNDWICol, 'AguaTierra');
38
39  //Calcular el area del agua convirtiendo a una mascara
40  var h2omask = function(image) {
41    return image.updateMask(image.gt(0.3));};
42  var h2o = h2omask(clippedNDWI);
43  var LS_to0 = h2o.expression(
44    '0 * LS', {'LS': h2o});
45  var LS_to1 = LS_to0.expression(
46    '1 + LS', {'LS': LS_to0});
47  var h2oCol = {min:0,max:1, palette: ['86d4f3']};
48
49  // Visualizar resultado
50  Map.addLayer(LS_to1, h2oCol, 'Agua');
51
52  // Calcular area multiplicando el número de pixeles por el tamaño del pixel
53  var LS_Pixelarea = LS_to1.multiply(ee.Image.pixelArea());
54  var area = LS_Pixelarea.reduceRegion({
55    reducer: ee.Reducer.sum(),
56    geometry: site,
57    scale: 30,
58    maxPixels: 1e13});
59  print(area);/////en metros

```

Anexo 3 – Variación de precipitación en el altiplano en años donde hubo inventario



Año	Lluvia (mm)	Abundancia
1975	403.6	141028
1977	412.8	129645
1978	352.5	151285
1979	444.5	387170
1980	261.1	188190
1981	381.0	144895
1982	523.5	499580
1985	396.3	263210
1988	295.0	298395
1991	516.4	196630
1994	411.9	327555
1997	341.2	202680
2000	299.2	230444
1988	295.0	298395
2006	320.8	257010
Promedio	374.0	248073.2