

INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y MONITOREO DE
AVES PLAYERAS INVERNANTES EN MARISMAS
NACIONALES, MÉXICO

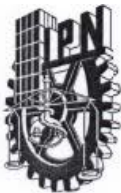
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

LUIS FRANCISCO MENDOZA CONTRERAS

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DE 2017



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 16 del mes de Noviembre del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**"DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y MONITOREO DE AVES PLAYERAS
INVERNANTES EN MARISMAS NACIONALES, MÉXICO"**

Presentada por el alumno:

MENDOZA **CONTRERAS** **LUIS FRANCISCO**
Apellido paterno materno nombre(s)
Con registro:

A	1	6	0	9	8	7
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

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

LA COMISION REVISORA


Directores de Tesis


M en C. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO
Director de Tesis

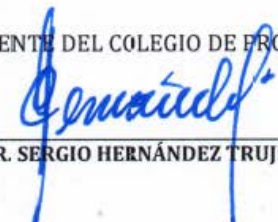

DR. LEANDRO ROBERTO CARMONA PIÑA
2º. Director de Tesis

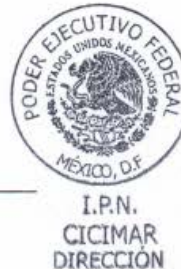

DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO


DR. PABLO DEL MONTE LUNA


DR. YURI VLADIMIR ALBORES-BARAJAS

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 27 del mes de Noviembre del año 2017

El (la) que suscribe BM. LUIS FRANCISCO MENDOZA CONTRERAS Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A160987 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

M en C. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO Y DR. L. ROBERTO CARMONA PIÑA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y MONITOREO DE AVES PLAYERAS

INVERNANTES EN MARISMAS NACIONALES, MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: luis_kiwi@hotmail.com - gaguero@ipn.mx - beauty@uabcs.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BM. LUIS FRANCISCO MENDOZA CONTRERAS

Nombre y firma del alumno

DEDICATORIA

A MIS PADRES, FRANCISCO MENDOZA Y MARGARITA CONTRERAS

A MIS HERMANOS, BLANCA, HUGO Y ALEJANDRA

A MIS SOBRINOS DEBORAH Y LUIS FRANCISCO

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría concluido satisfactoriamente sin la invaluable ayuda recibida de numerosas personas que aportaron de manera directa con el trabajo o lo enriquecieron con sus comentarios. En este sentido, mi primer reconocimiento es para el Dr. Roberto Carmona con quien inicié mis estudios de aves playeras hace ya varios años y me dio su confianza para iniciar los monitoreos de las aves acuáticas en Marismas Nacionales.

La Universidad Autónoma de Baja California Sur, por medio del Laboratorio de Aves, proporcionó el área de trabajo necesario durante la toma y proceso de los datos de la tesis presente. Asimismo quisiera reconocer a mis compañeros de dicho laboratorio: Nallely Arce, Víctor Ayala, Fabiola Molina, Hugo Ortiz, Gerardo Marrón, Sergio Águila, Fernando Pozas, Miguel Gordillo, Sharin Vidal, Manuel García, Abril Heredia.

Las estancias en Marismas Nacionales no habrían sido tan placenteras sin la ayuda y asistencia de mis compañeros Emmanuel Miramontes, César Rodríguez, Lidiana Ortega, Jonathan Vargas, David Molina, Paulina Martínez, José Manuel Bustamante, Eduardo Cortes, Yanet Aguilar, Janitce Salcedo, Carely Sierra, Tamara Bernal, Carlos Torrescano, Carlos Covarrubias, a la comunidad de Pancho Villa por las facilidades otorgadas, en especial a Doña Concepción Polanco (doña chona) y a su familia por su hospitalidad, en particular a su hijo Uriel Polanco por ser nuestro panguero.

A Brenda Guzmán Vázquez y a la eterna Campanita, por todos los momentos de humor y aventura y por sus apoyos en los momentos difíciles existenciales y durante la realización de esta Maestría.

A mis compañeros de Maestría, quienes emprendieron esta aventura junto conmigo y de quienes aprendí a lo largo de este tiempo.

Quisiera agradecer a mi comité de tesis, ya que cada quien desde su campo, fue un excelente complemento para este trabajo de tesis: Dr. Roberto Carmona, M. en C. Gustavo de la Cruz Agüero, Dr. Pablo del Monte Luna, Dr. José de la Cruz Agüero y Dr. Yuri Albores Barajas. Gracias porque con sus atinados comentarios lograron mejorar sustancialmente el trabajo presente y por todo lo que aprendí con sus experiencias como investigadores.

A la Dra. Dinorah Herrero quien fungió como suplente en la tesis presente.

Al Dr. Fernando Clemente del Colegio de Posgraduados de San Luis Potosí, cuyas sugerencias permitieron mejorar el trabajo de campo.

El aporte financiero fue recibido de una serie de patrocinadores, gracias a todos ellos: The North American Wetland Conservation Act, en particular a Ellen Murphy. También agradezco a Kennecott Utah Copper COrporation y the Rio Tinto-BirdLife Program, por lo que se agradece a Jonathan Stacey e Ítala Yepes, al equipo del Secretariado de las Américas de BirdLife International y a los miembros de Linking Communities. Este trabajo también contó con el apoyo de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad CONABIO (Convenio JF211). The David and Lucile Packard Foundation proporcionaron parte del financiamiento final y han seguido apoyando con recursos para investigación y conservación en Marismas Nacionales.

La instancia administradora del proyecto fue Pronatura Noroeste, A.C., por lo que expreso mi sincero reconocimiento a la misma, en particular a la oficina de Tepic, Nayarit en especial a su director Biol. Mar. Mauricio Cortés. También mi agradecimiento al director general de Pronatura Noroeste, Dr. Gustavo D. Danemann pues el trabajo presente se realizó dentro del proyecto “Planificación de mecanismo para la conservación legal y restauración de las poblaciones de aves acuáticas migratorias invernantes en Marismas Nacionales, Nayarit, México” del cual fue responsable.

Mi agradecimiento a la Reserva de la Biosfera de Marismas Nacionales Nayarit y su personal que brindaron su apoyo en diferentes aspectos administrativos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca (No. 737802) otorgada la cual me permitió realizar mis estudios de posgrado.

ÍNDICE

Lista de Figuras.....	i
Lista de Tablas.....	iii
Lista de Anexos.....	iv
Glosario.....	v
RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes.....	4
1.2 Justificación.....	9
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 General.....	11
2.2 Particulares.....	11
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	12
4. METODOLOGÍA.....	15
4.1 Selección de áreas.....	15
4.2 Censos.....	20
4.3 Análisis de datos.....	21
4.3.1 Análisis descriptivos de la comunidad.....	21
4.3.2 Especies principales.....	22
4.3.3 Análisis multicriterio.....	23
4.3.4 Propuesta de plan de monitoreo.....	28
4.3.5 Comprobación del plan de monitoreo.....	28
5. RESULTADOS.....	30
5.1 Temporada 2010-2011.....	30
5.1.1 Riqueza y abundancia.....	30
5.1.2 Diversidad.....	32
5.1.3 Distribución espacio-temporal de las especies más numerosas.....	34
5.2 Temporada 2011-2012.....	38

5.2.1 Riqueza y abundancia.....	38
5.2.2 Diversidad.....	40
5.2.3 Distribución espacio-temporal de las especies más numerosas.....	42
5.3 Otras especies sobresalientes.....	46
5.4 Análisis multicriterio.....	48
5.5 Propuesta de plan de monitoreo.....	51
5.6 Corroboración del plan de monitoreo.....	52
6. DISCUSIÓN.....	55
6.1 Distribución de la riqueza y abundancia.....	55
6.2 Diversidad.....	60
6.3 Especies principales.....	62
6.4 Análisis multicriterio.....	70
6.5 Propuesta de plan de monitoreo.....	71
6.6 Validación del plan de monitoreo.....	73
7. CONCLUSIONES.....	74
8. LITERATURA CITADA.....	76
9. ANEXOS.....	90

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

Figura 1. Mapa de Marismas Nacionales (Nayarit-Sinaloa). La zona sombreada representa el área del sistema y la línea discontinua muestra la parte decretada como Reserva de la Biosfera.....	14
Figura 2. Mapa de Marismas Nacionales donde se muestra la localización de los 16 sitios de muestreo.....	19
Figura 3. Abundancia y riqueza mensual de aves playeras en marismas Nacionales para la temporada 2010-11.....	30
Figura 4. Número de registros y riqueza por zonas en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.....	32
Figura 5. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson para las diferentes zonas de Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.....	33
Figura 6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson observado en Marismas Nacionales entre los meses de la temporada 2010-11.....	33
Figura 7. Abundancia mensual del Playero occidental (A), Avoceta americana (B) y Costureros (C) en Marismas Nacionales durante la temporada invernal 2010-2011.....	36
Figura 8 Abundancia mensual del Candelero mexicano (A) y del Picopando canelo (B) en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.....	38
Figura 9. Abundancia y riqueza mensual de aves playeras en Marismas Nacionales para la temporada 2011-12.....	39
Figura 10. Número de registros totales y riqueza registradas en las diferentes zonas de Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.....	40
Figura 11. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y del inverso de Simpson para las diferentes zonas de Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.....	41
Figura 12. Índice de diversidad de Shannon-Wiener y inverso de Simpson registrado en los meses de monitoreo de Marismas Nacionales para la temporada 2011-12.....	41

Figura 13. Abundancia mensual del Playero occidental (A), Avoceta americana (B) y los Costureros (C) en Marismas Nacionales durante la temporada invernal 2011-12.....	44
Figura 14. Abundancia mensual del Candelero mexicano (A) y del Picopando canelo (B) en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.....	45
Figura 15. Abundancia mensual del chorlo nevado para las temporadas invernales 2010-11 y 2011-12 en Marismas Nacionales.....	47
Figura 16. Abundancia mensual del Playero rojizo del Pacífico para las temporadas invernales 2010-11 y 2011-12 en Marismas Nacionales.....	47
Figura 17. Relación entre la abundancia de aves playeras en todo Marismas Nacionales y el de las siete zonas seleccionadas. Se muestra la ecuación obtenida y su coeficiente de determinación.....	51
Figura 18. Relación entre la abundancia total de aves playeras observadas en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-2012 y la abundancia predicha por el modelo generado en el plan de monitoreo.....	53
Figura 19. Áreas propuestas para el plan de monitoreo de Marismas Nacionales con base al análisis multicriterio.....	54

LISTA DE TABLAS

PÁGINA

Tabla I. Especies de aves playeras con sus respectivos registros totales, porcentaje y su acumulado para la temporada invernal 2010-2011. Se resalta en nivel de corte.....	34
Tabla II. Especies de aves playeras con sus respectivos registros totales, porcentaje y su acumulado para la temporada invernal 2011-2012. Se resalta en nivel de corte.....	42
Tabla III. Datos originales de los diferentes criterios que conformaron el análisis multicriterio. Datos de la temporada 2010-11.....	48
Tabla IV. Valores estandarizados de los diferentes criterios biológicos y de conservación que conformaron el análisis multicriterio. Se muestra el valor multicriterio final (I.M.).....	49
Tabla V. Valor multicriterio (I.M.) para cada uno de los sitios de Marismas Nacionales en orden descendente. Se indica el total por categoría de criterios y la clasificación jerárquica de las zonas de acuerdo a su valor porcentual (Ver apartado de métodos).....	50
Tabla VI. Abundancias mensuales de las áreas seleccionadas por la propuesta de plan de monitoreo, el del total de las áreas y la calculada con la ecuación de la recta para la temporada invernal 2011-12. Se muestra el porcentaje de diferencia entre la abundancia calculada y la total del sistema.....	52

LISTA DE ANEXOS

PÁGINA

Anexo I. Aves playeras registradas en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-2011. Se indica su presencia (M= Migratorio, R= Residente, R/M= Residente con arribo de poblaciones migratorias) y su estatus NOM-059 (P= Peligro de extinción y A= Amenazado).....	90
Anexo II. Aves playeras registradas en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-2012. Se indica su presencia (M= Migratorio, R= Residente, R/M= Residente con arribo de poblaciones migratorias) y su estatus NOM-059 (P= Peligro de extinción y A= Amenazado).....	92

GLOSARIO

Ave playera: son un grupo de aves de tamaño pequeñas a medianas que se caracterizan por la morfología de su pico y patas delgadas, lo que les permiten alimentarse en zonas costeras y humedales. Taxonómicamente son miembros del Orden Charadriiformes.

Censo: método que consiste en el conteo o estimación numérica de las aves que utilizan una zona en un determinado tiempo.

Corredor migratorio: ruta que utilizan las aves para viajar entre sus sitios de anidación y sus áreas de invernación.

Época no reproductiva: Periodo que comprende la migración de otoño, (sur), estancia invernal y migración de primavera (norte) lo que representa más del 80% de su ciclo anual.

Humedales: extensión de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, solobres o saladas incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad no exceda los seis metros.

Sitio de invernación: lugar utilizado por las aves playeras ya sean migratorias o residentes para pasar el invierno y de esta manera evitar las condiciones extremas de sus áreas de reproducción durante dicha época.

Migración: movimientos cíclicos que realizan las aves playeras entre sus área de reproducción y sus sitios de invernación con la finalidad de evitar los climas severos.

Monitoreo: se define como el seguimiento intermitente llevado a cabo para determinar los posibles cambios en un determinado parámetro poblacional. El monitoreo implica la recopilación de la información que permita hacer conjeturas sobre las causas de estos cambios. El termino monitoreo es un neologismo proveniente del inglés, no incorporado a la Real Academia de la Lengua Española, no obstante, es aceptado en su uso por la comunidad ornitológica hispana.

RESUMEN

Distribución, abundancia y monitoreo de aves playeras invernantes en Marismas Nacionales, México

Las aves playeras son típicamente migratorias y durante el invierno se congregan en diferentes humedales del noroeste del país, entre ellos Marismas Nacionales. Debido a la perturbación y degradación del hábitat, las poblaciones de algunas especies de aves playeras han disminuido, lo cual hace necesario llevar un seguimiento de las mismas mediante monitoreos. Sin embargo, para que estos sean eficientes, deben estar sustentados en estudios de distribución y abundancia de las especies, información que en Marismas Nacionales es limitada. Por lo anterior se planteó describir la distribución y la abundancia de las aves playeras invernantes en Marismas Nacionales durante dos temporadas, para ser usadas en una propuesta de plan de monitoreo. Se realizaron recorridos en 16 sitios de Marismas Nacionales para contabilizar las aves playeras durante las temporadas invernales 2010-2011 y 2011-2012 con los que se elaboró una base de datos. Con esta información se analizaron la riqueza, diversidad y la distribución espacio-temporal de las especies dominantes. Asimismo con los datos de la primera temporada se propuso un plan de monitoreo para ello se jerarquizó los sitios de muestreo utilizando un análisis multicriterio. Dicho plan de monitoreo se corroboró utilizando los datos de la segunda temporada. Para la primera temporada se registraron 28 especies y en la segunda 26. En ambas temporadas, diciembre fue el mes que presentó la mayor riqueza (26 y 24 especies respectivamente) y la mayor abundancia (127 mil y 110 mil aves respectivamente). La diversidad varió tanto por zonas como por meses durante ambas temporadas. Cinco fueron las especies dominantes: *Calidris mauri*, *Recurvirostra americana*, *Limnodromus* sp., *Limosa fedoa* y *Himantopus mexicanus*. Estas especies acumularon más del 90% del total de los registros. Los sitios con mayor abundancia de playeros fueron Laguna Chumbeño, Las Garzas y La Polca, con cerca del 65% del total registrado. La propuesta de plan de monitoreo contempla 7 zonas, mismas que fueron las que presentaron los mayores índices del análisis multicriterio. De esta forma, utilizando solo estas áreas se puede predecir la abundancia de aves playeras en todo Marismas Nacionales al 99% de confianza. Las

riquezas y abundancias observadas en Marismas Nacionales están entre las más altas del noroeste de México, siendo diciembre el mes que registró los mayores valores, lo cual está relacionado con el período cuando las aves playeras dejan de migrar. Las variaciones en la diversidad estuvieron marcadas por la dominancia de las principales especies en la mayoría de los sitios así como de los meses. Las especies dominantes se han mantenido constantes en el área de estudio desde los últimos 20 años. Los sitios de mayor importancia para las aves playeras dentro de Marismas Nacionales se caracterizaron por presentar amplias planicies lodosas, sedimento fino, escasa vegetación circundante y profundidades bajas, todas estas características han sido relacionadas como factores que influyen la abundancia y distribución para este grupo de aves. El monitoreo en una zona tiene como primer objetivo describir el estado de la comunidad de aves, así como identificar las áreas de mayor utilización y estimar la abundancia en las mismas. La propuesta de plan de monitoreo planteada en el presente trabajo busca garantizar la continuidad de los censos en Marismas Nacionales, reduciendo el esfuerzo espacial y de esta manera los costos de operación. Asimismo dicho plan pretende ser un estándar para los conteos de aves playeras, lo cual es necesario para garantizar una comparación válida de las abundancias y por ende de las tendencias poblacionales.

ABSTRACT

Distribution, abundance, and monitoring of wintering shorebirds at Marismas Nacionales, Mexico

Shorebirds are typically migratory and during winter they congregate in different wetlands of northwest Mexico, among them Marismas Nacionales. Perturbation and habitat degradation have caused declines in several shorebirds populations, therefore, monitoring is needed. Monitoring to be efficient must use previous information on species distribution and abundance. This information is limited to Marismas Nacionales. Therefore, my goals are to describe winter shorebirds distribution and abundance at Marismas Nacionales in two seasons, with propose of elaborating a monitoring proposal. I visited 16 sites in the study area and I counted shorebirds during the winter seasons 2010-2011 and 2011-2012 generating a database. This information was analyzed and the richness, abundance, diversity, and species spatio-temporal distribution was described. Additionally, the data of the first season were used to propose a monitoring plan, for that I ranking my sites with a multi-criteria analysis. The monitoring plan was corroborated using the second season data. In a first and second season were recorded 28 and 26 species respectively, December was the greatest shorebirds richness (26 and 24 species respectively) and abundance (127, 000 and 110,000 respectively) for both seasons. Diversity varied by zones and months for both seasons. The dominant species were Western Sandpiper, American Avocet, Dowitchers, Marbled Godwit and Black-necked Stilt. All these species accumulated more that 90% the total records. The most important sites for shorebirds were Chumbeño Lagoon, Las Garzas Lagoon, and La Polca Lagoon; these three areas recorded 65% of the total. The proposed monitoring plan contemplates seven of 16 sites which were the most important and they presented the best multi-criteria analysis indexes. Thus, only using these areas I can predict the shorebirds abundance in Marismas Nacionales with 99% confidence. The richness and abundances observed at Marismas Nacionales are among the highest in northwest Mexico, additionally, December presented the highest values for both richness and abundance, when the migration shorebirds are complete. The diversity variations are related to dominance's species in the most sites and months. The main

species have remained constant in the study area since last 20 years. In Marismas Nacionales, the most important shorebirds sites were characterized by large mudflats, fine sediment, scarce surrounding vegetation and low depths, all these characteristics have been related as factors that influence the abundance and distribution of shorebirds. The first objective of the monitoring is to describe the bird community state, as well as to identify areas more use and to estimate the birds' abundance. The monitoring plan proposed in this study intends to guarantee continuous surveys in Marismas Nacionales, reducing the space effort and the operation's costs. This plan aims to be a standard shorebirds count, which is necessary to ensure a valid comparison of abundances and populations trends.

1. INTRODUCCIÓN

Los playeros (Orden Charadriiformes) son un grupo de aves en su mayoría migratorias, consideradas como las aves acuáticas más abundantes y ampliamente distribuidas en las costas del Pacífico americano (Myers *et al.*, 1987, O'Brien *et al.*, 2006). En la región neártica se localizan las áreas de reproducción de 49 especies de playeros, mismas que pasan el invierno en áreas que van desde el sur de Canadá hasta la Patagonia en Argentina, por lo que algunas especies pueden recorrer distancias de hasta 15,000 km durante un solo movimiento migratorio, es decir *c.a.* 30,000 km al año (Myers *et al.*, 1987; Hayman *et al.*, 1988; O'Brien *et al.*, 2006).

Una de las diferencias más evidente entre el período reproductivo y el invernacional es que las aves pasan de tener bajas densidades y estar dispersas en sus áreas de reproducción a concentrarse en grandes números en áreas relativamente pequeñas de determinados humedales durante la invernación (Myers *et al.*, 1987; Skagen *et al.*, 2003; Stralberg *et al.*, 2011). Para llegar a las áreas de invernación las aves playeras requieren de sitios adecuados de parada a lo largo de toda su ruta migratoria, tales que les permitan obtener refugio y alimento, para así recuperarse energéticamente y continuar su viaje (Myers *et al.*, 1987; Howes y Bakewell, 1989).

En el continente Americano los movimientos cíclicos entre sus áreas de reproducción y de invernación se llevan a cabo utilizando tres corredores migratorios: Atlántico, Transcontinental y Pacífico; éste último es el más importante tanto por el número de especies como por el número de individuos que lo utilizan (Myers *et al.*, 1987).

Las estrategias migratorias de las aves playeras están entre las más complejas, debido a que conllevan diferentes patrones de distribución y uso en las regiones, que les permiten aprovechar recursos con pulsos estacionales de abundancia en lugares que no soportarían una explotación continua (Myers *et al.*, 1987; Howes y Bakewell, 1989; Skagen y Knopf, 1994). La distribución espacial por parte de las aves playeras en un determinado humedal suele ser un proceso dinámico, el cual está influenciado por varios factores, tanto bióticos (*e.g.* abundancia y disponibilidad de alimento, depredadores) como abióticos (*e. g.* tipo de sustrato, compactación del sedimento, nivel de mareas). Estos factores llegan a explicar la

mayoría de las variaciones de las distribuciones (Yates *et al.*, 1993; Danufsky y Colwell, 2003). Hay algunas características del sustrato, como la textura y humedad que son determinantes en la distribución de las aves, ya que afectan la penetrabilidad del sedimento y por ende tienen repercusiones en la cantidad y actividad de las presas (Quammen, 1982; Colwell y Landrum, 1993; Brabata, 2000).

Pese a que la distribución de estas aves obedece a varios factores, normalmente éstas se concentran en los mismos sitios a lo largo de las temporadas e incluso se ha constatado entre diferentes épocas del año (otoño, invierno, primavera; Buchanan y Evenson, 1997; Stenzel *et al.*, 2002; Danufsky y Colwell, 2003; Carmona *et al.*, 2011; Mendoza y Carmona, 2013). De ahí que estas áreas deben ser esenciales en los programas de conservación y manejo de los humedales, sobre todo teniendo en cuenta que buena parte de los humedales sufren diferentes grados de perturbación, producto de las actividades del hombre (Erwin *et al.*, 1986; Myers *et al.*, 1987; Stralberg *et al.*, 2011).

Es conocido que los cambios antrópicos en el hábitat y en la dinámica hidrológica de los humedales, han provocado disminuciones de la abundancia poblacional de varias especies (Howe *et al.*, 2000; Brown *et al.*, 2001). Para poder determinar qué zona es la que presenta los problemas más acuciantes y por ende poder jerarquizar las acciones de manejo y conservación, es imprescindible contar con planes de monitoreo eficientes para los diferentes sitios. Dicha necesidad se halla expresada en los planes nacionales de conservación de aves playeras de Canadá (Donaldson *et al.*, 2000), de Estados Unidos (Brown *et al.*, 2001) y de México (SEMARNAT, 2008). El monitoreo es enfáticamente recomendado para México, dada su posición geográfica estratégica para las especies migratorias, pues el territorio que comprende es utilizado tanto por grupos de paso (que viajan hacia Centro y Sudamérica), como por aves que invernan en el país (Skagen *et al.*, 2003; SEMARNAT, 2008).

En México, la región noroeste (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit; SEMARNAT, 2008) es la más importante para las aves playeras (Page *et al.*, 1997; Engilis *et al.*, 1998; Carmona y Danemann, 2013, 2014). Su ubicación geográfica marca la frontera entre las grandes regiones biogeográficas

Neártica y Neotropical, a lo que se añade que representa el extremo sureño de la ruta migratoria para muchas especies siendo además utilizado como área de paso obligado para aves que invernan en regiones más australes. Por tal motivo, la región noroeste concentra las poblaciones más numerosas de aves playeras a nivel nacional y es una de las más importantes a nivel continental (Engilis *et al.*, 1998; Morrison y Ross, 2009; Carmona *et al.*, 2011; Carmona y Danemann, 2013, 2014).

Uno de los sitios del noroeste mexicano considerado recurrentemente como relevante es Marismas Nacionales (Fig. 1), un extenso sistema de humedales de 350 mil hectáreas ubicado entre el sur de Sinaloa y el norte de Nayarit (Leopold, 1959), mismo que forma parte del corredor migratorio del Pacífico y es reconocido como tal por diferentes asociaciones internacionales. Una de ellas es la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP, en adelante), instancia internacional que realiza los mayores esfuerzos para la conservación de este grupo taxonómico en el continente, cuya misión principal es identificar y proteger los sitios que albergan poblaciones numerosas de especies de aves playeras (Myers *et al.*, 1987). De esta forma desde 1992, la RHRAP incluyó a Marismas Nacionales como un sitio de importancia internacional, puesto que es utilizada anualmente por al menos 100 mil aves playeras (Harrington, 1993; Morrison *et al.*, 1994; Morrison y Ross, 2009).

Esta utilización por parte de las aves playeras en Marismas Nacionales es debida, entre otros factores, a que en el área existen diferentes zonas propicias y variedad de ambientes donde las aves encuentran los recursos alimentarios necesarios, así como áreas de descanso y protección (Ortega-Solis, 2011). No obstante durante las últimas décadas la acuacultura ha sido uno de los factores de pérdida de hábitat en Marismas Nacionales. Esta actividad además ha afectado de manera diferenciada determinados ambientes de la región, así solo en Nayarit y Sinaloa, el 60% de las granjas camarонерas se han asentado en los salitrales y planos lodosos, mientras que el 3% se han establecido en manglares, lo que resulta de una pérdida del 12% y del 0.6% de estos hábitats respectivamente (Berlanga-Robles *et al.*, 2011).

Pese al impacto que tiene esta actividad en los ambientes utilizados por las aves playeras, solo actualmente se han empezado a realizar estudio sobre la

relación entre las granjas camaroneras y este grupo de aves (Nevado *et al.*, 2015). Asimismo seguimientos en las poblaciones de aves playeras mediante un plan de monitoreo permitiría detectar cambios en las mismas así como identificar si estos están relacionados con alteraciones en el hábitat.

1.1 Antecedentes

Pese a la innegable importancia de Marismas Nacionales, son pocas las publicaciones y el conocimiento científico generados sobre las aves en general y para las aves playeras en particular. Escalante (1988) elaboró una lista de especies de aves para el estado de Nayarit en la que incluyó 25 especies de aves playeras.

Los trabajos descriptivos sobre abundancia de este grupo comenzaron en la región hace más de 20 años con censos aéreos invernales, así por ejemplo Harrington (1993) recorrió la parte norte de Marismas Nacionales (Sinaloa) y estimó cerca de 101 mil individuos con base a la cobertura censada y así extrapolar al área total. Durante dicho recorrido la especie más abundantes para la zona de Marismas Nacionales Sinaloa, fue la Avoceta americana (*Recurvirostra americana*; 16,798 individuos contados y 61 mil estimados); otro grupo importante fueron los “peep’s” (conjunto heterogéneo de playeros de talla pequeña, donde se incluyen aves de los géneros *Charadrius* y *Calidris*), que registraron una abundancia de 4,860 individuos y que al realizarse la extrapolación resultaron en poco más de 19 mil.

Subsecuentemente y mediante conteos aéreos, Morrison *et al.* (1994) censaron la totalidad del área de estudio y observaron aproximadamente 104 mil individuos. Las especies más abundantes fueron la Avoceta americana con cerca de 28 mil aves, los Costureros (*Limnodromus* spp.) presentaron 7,600 individuos, el Candelero americano (*Himantopus mexicanus*) y el Picopando canelo (*Limosa fedoa*), con 5,197 y 3,448 individuos, respectivamente. Las aves que no pudieron ser identificadas fueron agrupadas por talla. Las aves pequeñas presentaron abundancias de 35 mil y las medianas de 14 mil.

Aunado a lo anterior, se han llevado a cabo algunos trabajos descriptivos en diferentes puntos cercanos a Marismas Nacionales, como el Estero el Salado y la laguna el Quelele (Jalisco), donde se resalta la importancia de estos sitios para las

aves acuáticas (Cupul-Magaña, 1999). En dichos trabajos se registraron 16 especies de aves playeras para la laguna el Quelele, aunque todas ellas con abundancias bajas, mientras que para el Estero el Salado se registró la presencia de 10 especies de playeros, todas ellas con abundancias menores a 200 individuos (Cupul-Magaña, 2000).

En 2011 se presentó una tesis de licenciatura sobre la distribución espacio-temporal de aves playeras en Marismas Nacionales, Nayarit (Ortega-Solís, 2011), en donde se registró una abundancia de aproximadamente 64,000 individuos en febrero (invierno), número por debajo de los 100,000 previamente reportados (Morrison *et al.*, 1994). En este trabajo varió el esfuerzo de observación por sitio y por fecha, por lo que sus resultados deben ser considerados con cautela, además de que sólo incluyó la porción nayarita del sistema. Sin embargo, este trabajo ofrece una adecuada descripción de los sitios nayaritas de mayor importancia numérica. Los máximos observados por especie fueron para el Playerito occidental (*Calidris mauri*) 23 mil individuos (diciembre), le siguió la Avoceta americana con un máximo de 20 mil (febrero), los Costureros con c.a. 10 mil (febrero), el Candelero americano con 6,700 individuos (diciembre) y finalmente el Chorlo semipalmeado (*Charadrius semipalmatus*) con 3 mil individuos (diciembre).

Posteriormente a estos trabajos, se realizaron conteos invernales en Marismas Nacionales como parte del Programa de Monitoreo Biológico de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). En 2013 (diciembre) se registraron 22 especies y el género *Limnodromus* en el área de estudio siendo su abundancia total estimada de 67 mil individuos. Las especies principales para esta temporada fueron la Avoceta americana que representó el 40% del total, seguida del Playerito occidental con el 24% y los Costureros con el 12%. Con respecto al sitio de mayor importancia para las aves fue Chumbeño (MN-07 en el estudio presente, 50% del total registrado) y la zona con menor registros de aves fue la Batanga (MN-03, 0.1%; Carmona y Danemann, 2013). Un año después se continuaron los conteos por parte de este programa, en donde entre noviembre y diciembre de 2014 se registraron 25 especies de aves playeras y el género *Limnodromus* con una abundancia de 67 mil individuos. El área con mayor número de aves fueron

Chumbeño (MN-07; 35 mil individuos) y la menor fue Zoquipan (MN-01; 13 individuos). Las especies más abundantes fueron el Playerito occidental (33.4% del total de aves), la Avoceta americana (32.4%) y los Costureros (17.4%; Carmona y Danemann, 2014).

Adicionalmente, en Marismas Nacionales se han llevado a cabo estudios puntuales con respecto a sitios o especies en particular. Molina (2014) llevó a cabo un trabajo para determinar la abundancia general de la Avoceta americana en diferentes áreas de Marismas Nacionales, encontrando que laguna Chumbeño (MN-07) es el sitio de mayor importancia para la especie. En este sitio se contabilizaron el 50% de los registros totales y fue donde esta especie presentó sus mayores abundancias entre diciembre y enero con cerca de 40 mil individuos mientras que la menor fue en junio con 121. Adicionalmente en dicho sitio se realizó un estudio autoecológico de la Avoceta americana para determinar su densidad, las actividades realizadas, estructura de edad por sexo y edad, técnicas de alimentación utilizadas y sus presas potenciales. Molina (2014) reportó que la mayoría de las avocetas (60%) se alimentaron y descansaron a una profundidad de más de 10 cm. Además se registró más aves adultas que juveniles con una proporción de hembras y machos similar. En cuanto a la técnica de alimentación más utilizada por la avoceta fueron las táctiles (segado, chapuzón y barrido) mismas que estuvieron en relación con las presas más abundantes, los artrópodos (Copepoda, Carixidae y Chironomidae; Molina, 2014).

Martínez (2015) estudió la distribución espacial y temporal del Playerito occidental en Marismas Nacionales en general y en laguna Chumbeño (MN-07) en particular. Encontró una abundancia máxima de Playerito occidental de 30 mil individuos para Marismas Nacionales, siendo los meses de octubre y noviembre los de mayor abundancia; en general, la laguna Chumbeño presentó el 57% de los registros totales siendo la más utilizada por esta especie. La laguna fue dividida por ambientes predominantes: playa lodosa, áreas de manglar y estanques de granja camaronera. Para cada una de estas divisiones se determinó la estructura poblacional por sexo y grupo de edad, la morfometría, la masa corporal, las estrategias alimenticias y los depredadores potenciales del Playerito occidental.

Siendo laguna Chumbeño el sitio de mayor importancia para las aves playeras en todo Marismas Nacionales, Aguilar (2016) determinó la abundancia espacial y temporal para este grupo de aves en cuatro zonas y en donde realizó seis conteos bimestrales (noviembre de 2012 a septiembre de 2013). Durante este periodo, Aguilar (2016) encontró un total de 20 especies y un género de aves playeras, presentando la mayor riqueza durante marzo con 18 especies y la menor en mayo con solo siete. Dentro de laguna Chumbeño, la zona de marisma y manglar presentó la mayor riqueza con 19 especies mientras que la zona de solo marisma fue la de menor valor con 16 especies. Con respecto a la abundancia esta varió en la zona siendo los meses de noviembre y enero las que presentaron los mayores números con 26 mil y 38 mil individuos respectivamente, posteriormente la abundancia disminuyó hasta los 173 individuos en septiembre. Además encontró que las especies más abundantes fueron el Playerito occidental (con 32 mil registros), la Avoceta americana (28 mil), los Costureros (5 mil), el Candelero mexicano (4,500) y el Playerito chichicuilo (*Calidris minutilla*; 2 mil). Estas especies conjuntaron el 95% de los registros totales para laguna Chumbeño. Por último utilizando una técnica multicriterio la autora pudo establecer que la zona de marismas con ambiente modificado de la laguna es la de mayor importancia para las aves playeras.

Por otra parte, se han llevado a cabo estudios sobre la biología reproductiva del Chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) en la colonia más importante de la especie en Marismas Nacionales. Martínez (2012) caracterizó la selección de sitio de los asentamientos de nidos del chorlo en la colonia las Garzas-Chahuin y en la del Gran Lago Salado, Utah, en donde encontró que los nidos se asentaron principalmente en sustrato de lodo seco con conchas y grava. Vargas (2012) el cual realizó un estudio donde comparó el éxito reproductivo del Chorlo nevado en una colonia de Marismas Nacionales y otra en el Gran Lago Salado, Utah, y determinó que no existen diferencias significativas entre las colonias. Finalmente Bustamante (2013) estudio la ecología reproductiva de esta especie en Lagunas las Garzas-Chahuin y reportó 93 nidos donde el éxito de anidación alcanzó cerca del 40%, mientras que la principal causa de perdida de nidada fue la depredación por parte de los mapaches.

Con respecto al desarrollo de propuestas para la realización de monitoreos, existen pocas para México, pese a que las áreas naturales protegidas, como Marismas Nacionales, deben tener una evaluación y monitoreo de sus grupos faunísticos más relevantes, como está estipulado en su propio plan de manejo (DOF, 2013). Sólo recientemente ha crecido el interés por contar con protocolos de monitoreo eficientes en sitios críticos para las aves playeras, para ser utilizados como una herramienta de seguimiento de las poblaciones y sus cambios temporales.

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) publicó en 2008 la Estrategia para la Conservación y Manejo de las Aves Playeras y su Hábitat en México. Parte de sus objetivos incluyen la identificación de áreas críticas y la promoción de acciones prioritarias para la conservación de las aves playeras. Una de las necesidades identificadas es el desarrollo de protocolos de monitoreo, que permitan generar información científica y comparable referente a la abundancia de aves playeras, para que dicha información sea finalmente utilizada en conservación (SEMARNAT, 2008). A pesar de reconocer este (y otros) huecos de información, no se han realizado acciones para cubrirlo.

Un primer esfuerzo por implementar acciones de monitoreo con las especies de interés fue llevado a cabo por la CONANP, instancia que implementó a partir de 2012 el Programa de Monitoreo Biológico (PROMOBI) de aves playeras en el noroeste del país. El propósito es realizar seguimientos sobre poblaciones de especies vulnerables y detectar cambios en la diversidad o abundancias de las mismas. No obstante, el programa fue modificado en 2015 y desapareció en 2017.

Ayala-Perez *et al.* (2013) desarrollaron y validaron una metodología para implementar un programa de aves playeras. Este trabajo se basó en datos de conteos sobre aves playeras en uno de los sitios más importantes de México para este grupo de aves, el complejo de humedales de Guerrero Negro. En este trabajo dicho humedal se dividió en 45 zonas, con base al tipo de sustrato y a su origen, natural o artificial. Para desarrollar su programa de monitoreo seleccionaron 24 zonas con base a la abundancia y pertinencia geográfica, mismas que acumulan el 73% de las aves playeras. Estos autores encontraron una relación entre esta abundancia y la del todo el sistema mediante un modelo con un 95% de confianza,

con lo que validaron la propuesta de monitoreo. Por lo que tomando en cuenta solo las áreas seleccionadas pueden estimar la abundancia total reduciendo el esfuerzo de muestreo en un 53% aproximadamente.

1.2 Justificación

En fechas recientes se ha incrementado el interés por las áreas de paso migratorio y de estancia invernal, tanto en zonas templadas como tropicales (Skagen y Knopf, 1994; Shuford *et al.*, 2002; Buehler *et al.*, 2004). La principal razón de este interés es que durante las migraciones y en la internada, las aves playeras suelen concentrarse en números altos en sitios relativamente pequeños, por lo que son particularmente vulnerables a cualquier cambio que en ellos ocurra, incluyendo modificaciones antrópicas. La gran mayoría de los humedales utilizados por las aves playeras han sido empleados para otras actividades como el uso agrícola. Tan solo en Estados Unidos se ha perdido el 40% de los ambientes costeros y de estas alteraciones, el 90% fueron para uso agrícola (Myers *et al.*, 1987; Farmer y Parent, 1997). Con respecto al Noroeste de México, muchas de las lagunas costeras han sufrido alteraciones y actualmente presentan influencia de extensas granjas camaroneras, para las que solo recientemente se han empezado a hacer evaluaciones sobre su papel en el uso por parte de las aves playeras (Navado *et al.*, 2015). Estas modificaciones ya han provocado disminuciones poblacionales de diferentes especies como en el Chorlo nevado, el Chorlo de doble collas (*Charadrius vociferus*), el Chorlo de montaña (*Charadrius montanus*) y el Playero roquero (*Calidris ptilocnemis*; Bart *et al.*, 2007; Andres *et al.*, 2012).

Para poder comprender la tendencia global de las poblaciones de aves playeras es necesario generar e integrar información regional, con la cual se puedan definir las acciones de manejo y conservación para cada sitio, para tales efectos, es imprescindible contar con planes de monitoreo locales que sean eficientes, necesidad expresada en los planes nacionales de conservación de aves playeras de Canadá (Donaldson *et al.*, 2000), Estados Unidos (Brown *et al.*, 2001) y México (SEMARNAT, 2008).

Los planes de monitores suelen ser costosos, por lo que es necesario reducir los gastos para incrementar la posibilidad de darles continuidad. La forma obvia de reducir los gastos es optimizar las zonas y/o los tiempos de visitas (censos), sobre la base de un conocimiento adecuado que permita detectar las zonas y tiempos de mayor importancia para un sitio, pues éstos varían dependiendo de múltiples factores; es decir, las zonas y tiempos elegidos para un sitio deben ser representativos del mismo (Warnock *et al.*, 1998, Howe *et al.*, 2000). En este contexto para Marismas Nacionales es necesario complementar y actualizar la información sobre aves playeras y llevar a cabo esfuerzos enfocados en desarrollar, probar y aplicar un protocolo adecuado de monitoreo.

2. OBJETIVOS

2.1 General

Determinar la distribución y abundancia invernal de las aves playeras en Marismas Nacionales en las temporadas 2010-2011 y 2011-2012 y proponer un plan de monitoreo para este grupo taxonómico en la región.

2.2 Particulares

- Determinar la distribución espacio-temporal de las aves playeras en Marismas Nacionales (temporadas 2010-11 y 2011-12).
- Analizar la distribución espacio-temporal de las especies de aves playeras numéricamente más importantes en Marismas Nacionales. (temporadas 2010-11 y 2011-12).
- Elaborar un plan de monitoreo con los datos generados en la temporada 2010-11.
- Valorar la pertinencia del plan de monitoreo propuesto con base en los datos generados en la temporada 2011-12.

3. ÁREA DE ESTUDIO

Marismas Nacionales es un extenso sistema de humedales que se localiza en la costa del Pacífico mexicano, entre el norte de Nayarit y el sur de Sinaloa (21°32' N y 105°15' W, 22°45' N y 105°50' W). Tiene una superficie aproximada de 350,000 ha (Bojórquez-Tapia *et al.*, 2001). En 2010 el gobierno mexicano decretó la parte nayarita de Marismas Nacionales como Reserva de la Biosfera (DOF, 2010a) misma que tiene una extensión de 133,854 ha, lo que representa el 38% del total del sistema lagunar (Fig. 1).

Marismas Nacionales incluye diversos hábitats como deltas (llanuras aluviales), manglares, barras de arena, marismas, lagunas costeras y lomeríos, que están en constante cambio por procesos geomorfológicos y por la presión de las actividades del ser humano. El área es un corredor migratorio natural para especies neotropicales y neárticas, con influencia de la Sierra Madre Occidental (CONANP, 2005; Bojórquez *et al.*, 2006). El sistema está alimentado por 12 ríos, entre los que destacan por su caudal los ríos Santiago, San Pedro-Mezquitlan, Acaponeta, Cañas y Rosamorada (Blanco *et al.*, 2011). Asimismo presenta varios canales artificiales, el más importante es el de Cuautla, abierto en 1973, que conectó el sistema lagunar de Marismas Nacionales (Laguna Agua Brava) con el Océano Pacífico, lo cual provocó cambios en la estructura de los humedales y en la dinámica de inundación. Esto ocasionó la pérdida de al menos el 18% de la cobertura de manglar para Marismas Nacionales en general, siendo particularmente afectado el sistema Teacapán-Agua Brava con cerca de 8,500 hectáreas afectadas debido principalmente por el aumento en la salinidad y los cambios hidrológicos (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007; Berlanga-Robles *et al.*, 2010).

Marismas Nacionales cuenta con varios reconocimientos tanto nacionales como internacionales. En 1992 Marismas Nacionales fue reconocida como sitio clave de conservación de aves acuáticas por la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras. En su categoría de Importancia Internacional, por ser utilizada por más de 100,000 individuos de aves playeras al año. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CANABIO) incluye a Marismas Nacionales como una Región prioritaria Marina, Terrestre e Hidrológica. En 1995 fue designada

como Sitio Ramsar para la conservación de humedales y desde 1998 es considerada un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA), a las que se suma la ya comentada designación de la parte nayarita como Reserva de la Biosfera (DOF, 2010a).

El clima de la región es cálido subhúmedo, con un gradiente higrotérmico, decreciente de sur a norte; la precipitación promedio es de 1,200 mm (800-1,500 mm; Berlanga-Robles *et al.*, 2010; Blanco *et al.*, 2011). La región presenta una marcada estacionalidad determinada por la temporada de lluvias mismas que comienzan en mayo, aunque se concentran de junio a octubre, época en las que en promedio precipitan 964 mm (CONAGUA, 2004). Debido a esta precipitación, en Marismas Nacionales existen cambios en la disposición de cuerpos de agua y en sus niveles de profundidad, siendo durante estos meses cuando se presentan los niveles más altos lo que impide el uso de los humedales por las aves playeras.

Adicionalmente Marismas Nacionales presenta un tipo de marea mixta predominantemente semidiurna y aunque existe poca información para las lagunas costeras e interiores del sistema, debido a la localización interna de la mayoría de los humedales, los cambios en el nivel de marea llegan a ser de ± 3 cm en varias zonas donde la amplitud de marea presente pueden tener un intervalo de 50 y 100 metros, como las lagunas las Garzas, Chahuín-Chihua (Ortega-Solis, 2011, Arce *et al.*, 2015).

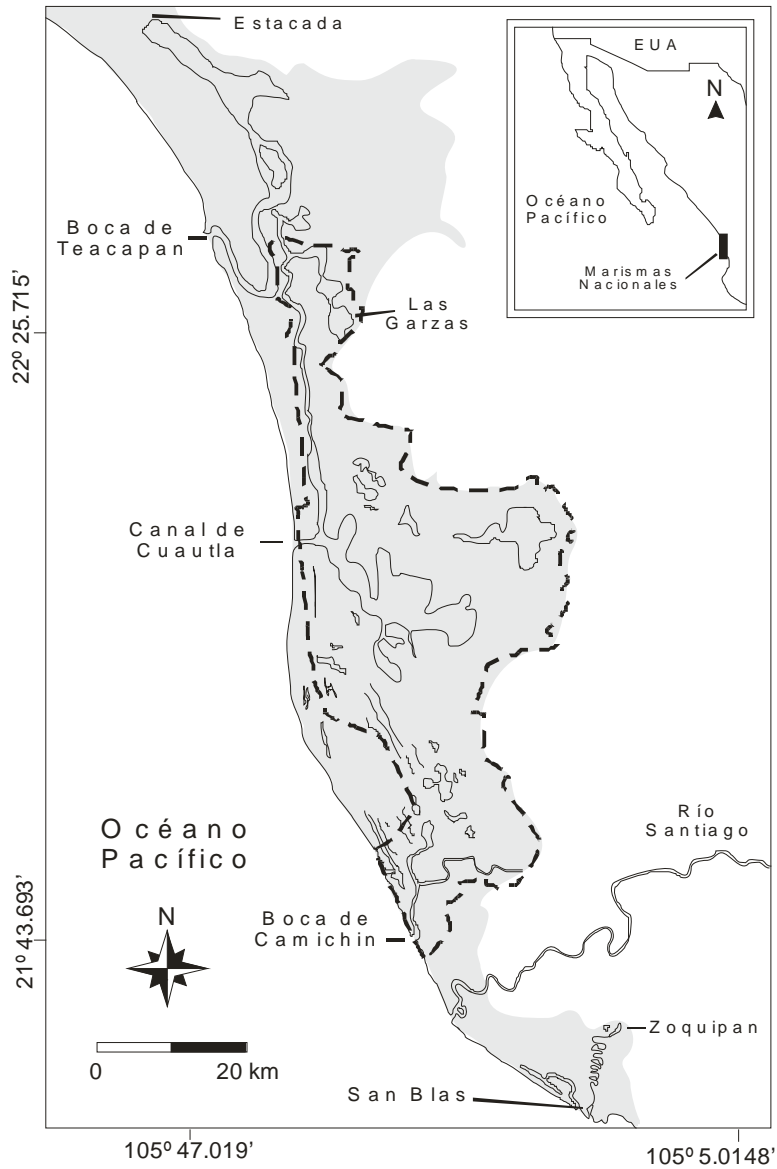


Figura 1. Mapa de Marismas Nacionales (Nayarit-Sinaloa). La zona sombreada representa el área del sistema y la línea discontinua muestra la parte decretada como Reserva de la Biosfera.

También se encuentra incluida en la Iniciativa para la Conservación de las Aves de América del Norte (ICAAN o NABCI), como uno de los sitios importantes para la conservación de las aves a nivel continental y en el Acta para la Conservación de Humedales de Norteamérica (NAWCA) instancia encargada de

proteger, restaurar y manejar ecosistemas de humedales para fomentar la conservación de las aves migratorias asociadas a dichas zonas (SEMARNAT, 2008).

4. METODOLOGÍA

4.1 Selección de áreas

La complejidad e interacción de los diferentes ambientes de Marismas Nacionales hacen que resulte difícil recorrerlos en su totalidad. Por lo anterior, se realizaron dos visitas prospectivas en septiembre y octubre de 2010. Se recorrieron las diferentes zonas que conforman el sitio, tratando de cubrir la mayor parte de su extensión así como la mayoría de sus ambientes. Se estima que se visitó aproximadamente el 85% de la zona. De las 79 áreas recorridas se descartaron las zonas menos adecuadas para las aves playeras, como aquellas en las que existían zonas profundas, con vegetación muy densa y predominio de sustratos arenosos y rocosos. De esta forma las unidades de muestreo elegidas se conformaron por 16 sitios (Fig. 2), mismos que se describen a continuación (se presenta con su nombre clave y entre paréntesis su nombre local y coordenadas centrales):

MN-01 (Zoquipan, 21°37'00.48"N; 105°14'40.92"W) es un sistema lagunar adyacente a San Blas, incluye un canal principal y cuatro cuerpos de agua, dos de ellos estacionales. En la mayoría de estos cuerpos de agua se descubren planicies lodosas durante la época de estiaje, mismas que son utilizadas por las aves playeras. El canal principal desemboca en el Océano Pacífico y presenta un gradiente de salinidad de la boca (altas salinidades) hacia el interior del sistema (bajas salinidades). Su vegetación incluye manglares (*Rhizophora mangle*), que cubren el perímetro de los canales lo que dificulta el uso del mismo por los playeros. El lirio (*Eichhornia crassipes*) cubre una extensa superficie del agua. El resto de la vegetación es selva baja caducifolia, selva mediana caducifolia, vegetación halófito y popal (INEGI, 2000).

MN-02 (Las Vírgenes, 21°37'48.93"N; 105°15'09.51"W) es un conjunto de tres lagunas someras que varían de tamaño dependiendo de la precipitación. Al menos una de ellas es estacional. Están localizadas en el Municipio de San Blas, Nayarit contiguas a Laguna de Zoquipan. El sedimento es fundamentalmente lodoso-

arcilloso lo que favorece su uso por parte de las aves playeras. La vegetación predominante es el manglar (*R. mangle*), marismas (*Salicornia* spp.) y el lirio acuático (*E. crassipes*), este último llega a cubrir una extensa área del espejo de agua.

MN-03 (La Batanga, 21°50'34.14"N; 105°25'35.94"W) es una laguna salobre estacional que se comunica con otros cuerpos de agua por medio de canales de poca profundidad, por donde incluso recibe aporte de agua salada. Conforme avanza la época de invierno (estío) esta laguna baja su nivel, en esta época es cuando es utilizada por las aves playeras. La vegetación predominante es el Mangle rojo que presenta importantes extensiones y bordea la mayor parte de los canales, la vegetación halófito (*Salicornia* spp. y *Batis maritima*) también bordea el perímetro de la laguna y parte del área es utilizado como potrero.

MN-04 (Laguna Grande de Mexcaltitán, 21°54'15.96"N; 105°27'40.80"W) comprende una extensa laguna continental (902 ha), que es el cuerpo principal y otras dos más pequeñas localizadas en sus adyacencias, aunque interconectadas. La profundidad es baja (menor a 1 m) en la mayor parte de su extensión. La vegetación predominante es el manglar; el lirio cubre amplias áreas del espejo de agua. La salinidad es muy baja en la época de lluvias y se incrementa en secas y durante mareas vivas.

MN-05 (Las Cañadas, 21°58'06.78"N; 105°32'05.82"W) es uno de los complejos estuarinos más grandes en la costa del Pacífico mexicano (Kovacs *et al.*, 2008). El sistema cuenta con numerosas lagunas salobres de poca profundidad y superficie (1-20 ha), formadas por aproximadamente 150 barras de arena semiparalelas (cordones de dunas antiguos), en las que existe vegetación de manglar (*R. mangle* y *Avicennia germinans*) y halófito (*Salicornia* spp. y *B. maritima*). El impacto humano es notorio en la mayoría de las barras, pues son utilizadas como áreas de cultivos y como zona de pastoreo.

MN-06 (Las Haciendas, 21°59'00.42"N; 105°36'16.14"W) es una población inmersa en el área de Cañadas. El recorrido se realiza por medio de un camino pavimentado y terracería que atraviesa, de manera paralela, las barras de arena. Presenta numerosas lagunas alargadas de dimensiones reducidas que se adentran en el sistema de Cañadas, muchas de las cuales son estacionales. La vegetación

predominante que bordea estas lagunas es el manglar (*R. mangle* y *A. germinans*) y halófito (*Salicornia* spp. y *B. maritima*).

MN-07 (Laguna Chumbeño, 22°11'33.18"N; 105°23'21.24"W) es una laguna salobre que presenta una red de esteros y canales. La profundidad depende de la temporada y de la influencia de la marea, aunque ésta no es muy notoria. Durante el invierno (después de la temporada de estiaje) presenta una profundidad de no más de 2 m, además se exponen grandes planicies lodosas en la periferia, donde se alimentan parvadas numerosas de aves playeras. Presenta un canal artificial que facilita el tránsito de embarcaciones; el sedimento dragado de dicho canal ha estado acumulándose en algunos puntos del espejo de agua, lo que originó plataformas de sedimento lodoso (islas artificiales) dentro de la laguna llamadas localmente "tarquinas". Adyacente a Laguna Chumbeño se encuentra una granja de cultivo de camarón actualmente en desuso, pero que ha sido utilizada recurrentemente por las aves playeras. La vegetación predominante es el mangle rojo (*R. mangle*) y halófito (*Salicornia* spp.).

MN-08 (Laguna Chahuín-Chihua, 22°29'38.04"N; 105°35'33.84"W) es una laguna somera con amplias planicies lodosas, en su periferia existen tres tarquinas, las cuales se elevan al menos un metro sobre el nivel del agua. La vegetación que rodea la laguna es manglar (*R. mangle*) y marismas (*Salicornia* spp. y *B. maritima*). Adyacente al área existen zonas de potreros para el pastoreo de ganado vacuno.

MN-09 (Laguna las Garzas, 22°26'00.90"N; 105°34'26.46"W) es una laguna con poca profundidad y de poca pendiente. Presenta canales que han sido dragados para facilitar la navegación de embarcaciones pequeñas y representa la parte más profunda de la laguna (2-3 m). En la línea de costa se presentan algunos parches de manglar (*A. germinans* y *R. mangle*) y marismas (*Salicornia* spp.), además existen 11 tarquinas, producto del dragado. Esta laguna se encuentra conectada a Chahuín-Chihua mediante dos canales, uno natural (200 m de ancho por 1,200 m de largo) y otro artificial (40 m de ancho por 1,000 m de largo). Adyacente al área existen estanques de lo que fue una salina, los cuales son utilizados tanto por anátidos como por aves playeras.

MN-10 (Pericos, 22°23'14.40"N; 105°38'01.80"W) esta zona presenta extensas áreas de manglar (*A. germinans* y *R. mangle*) y marismas (*Salicornia* spp). Además existen tanto lagunas estacionales como permanentes de poca profundidad. El área presenta dos granjas camaroneras, las cuales cuentan con canales artificiales en su periferia. Adyacentes a las áreas de manglar existen planicies lodosas que son utilizadas por diferentes especies de aves acuáticas, incluidos playeros.

MN-11 (Zoyata, 22°15'33.12"N; 105°32'12.12"W) está formada por tres lagunas continuas de escasa profundidad (menor a 1 m) en la mayor parte de su extensión, pero que llegan a los 2 m en los canales (artificiales), muchos de los cuales son dragados para facilitar el tránsito de embarcaciones. La vegetación está conformada principalmente por mangle rojo (*R. mangle*) y tulares. Durante la temporada de lluvias estas lagunas presentan salinidades bajas, que aumentan conforme lo hace la temporada de estiaje.

MN-12 (Valle Los Patos, 22°47'19.80"N; 105°50'54.18"W) es una red de canales poco profundos, inmersos en un área extensa de bosque de manglares (*R. mangle*). La salinidad es variable dependiendo la época del año, con los valores menores durante los meses de lluvia y los más altos durante la temporada de secas. El sustrato que se presenta en el sitio es muy blando, con predominio de limos y arcillas.

MN-13 (La Estacada, 22°47'10.03"N; 105°50'25.94"W) forma parte de una laguna rectangular. Presenta una pequeña isla que llega a ser utilizada como colonia reproductiva de algunas especies de aves acuáticas como Garza blanca (*Ardea alba*), Cigüeña americana (*Mycteria americana*), etc. Presenta vegetación de manglar y de marisma en su periferia. El área es utilizada como área de pesca y captura de camarón.

MN-14 (La Polca, 22°46'22.32"N; 105°49'41.56"W) área colindante a MN-13, presenta un sustrato lodoso con porciones arenosas. Adyacente al área se localiza una granja camaronera, misma que tiene comunicación con el cuerpo de agua de la laguna, de manera paralela a esta corre un canal artificial. La profundidad depende de la época, para invierno con el estiaje de la laguna presenta profundidades de 15

cm a menos de un metro. La vegetación predominante es el manglar *R. mangle*) y de marismas (*Salicornia* spp).

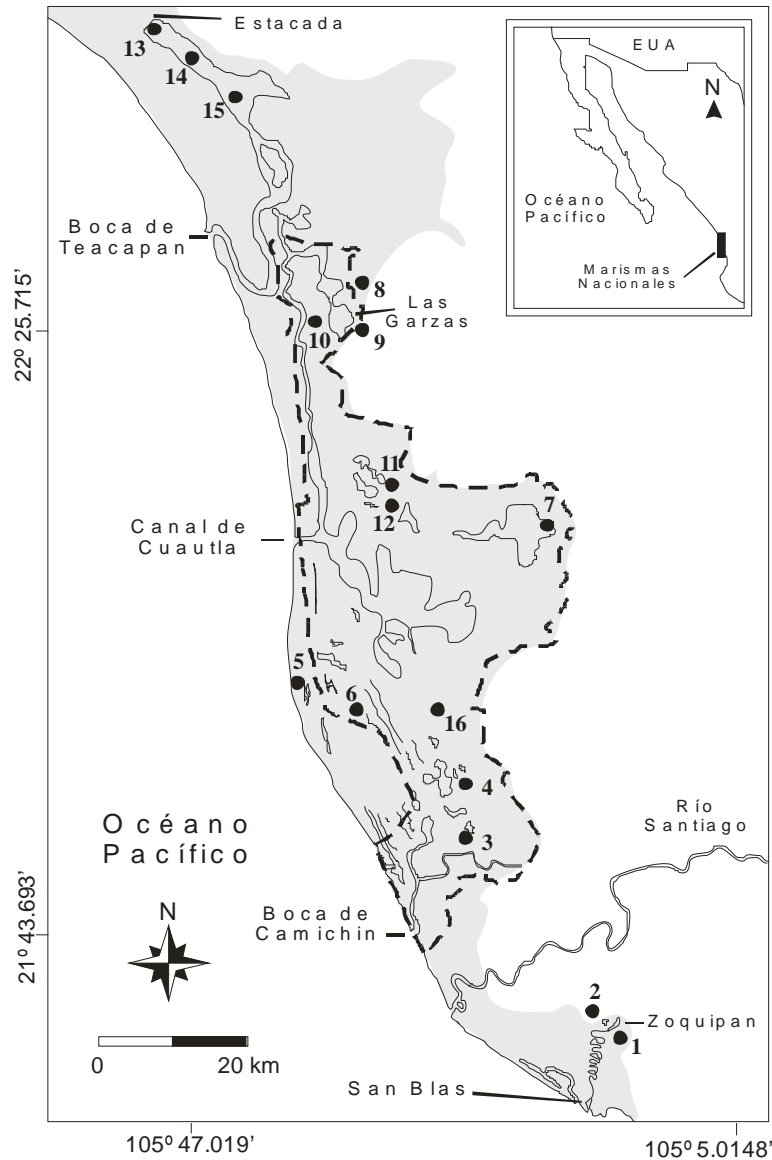


Figura 2. Mapa de Marismas Nacionales donde se muestra la localización de los 16 sitios de muestreo en donde se realizaron los conteos de aves playeras del presente estudio.

MN-15 (Puerta de México; 22°44'53.93"N; 105°47'02.00"W) presenta algunas islas arenosas en medio del cuerpo de agua. El sustrato es predominantemente lodoso, aunque hay porciones arenosas. Una sección, ubicada al suroeste de la

laguna está formada por una red de canales, tanto artificiales como naturales, rodeados de manglar. Sobre la periferia de la laguna existen áreas de cultivo y palmares, además hay estanques de granjas camaroneras actualmente sin funcionar, pero inundados, por lo que llegan a ser utilizados tanto por aves playeras como por anátidos.

MN-16 (Embarcadero Los Espejos, 21°59'45.24"N; 105°26'58.62"W) presenta una laguna estacional y una permanente. La vegetación predominante es el mangle (*A. germinans* y *R. mangle*) y la marisma (*Salicornia* spp). Existen canales artificiales que facilitan el tránsito de embarcaciones menores y en donde es recurrente observar aves playeras y anátidos alimentándose. Contiguo al área existe un granja camaronera.

Adicionalmente en enero de 2011, se llevó a cabo un recorrido aéreo por todas las áreas de Marismas Nacionales con la finalidad de corroborar la selección de los sitios de muestreo. Durante el vuelo se buscaron sitios que registraran importantes concentraciones de aves playeras, no obstante después de cubrir en su totalidad Marismas Nacionales no hubo evidencia para otros sitios importantes (adicionales a los 16 ya establecidos).

4.2 Censos

Para los 16 sitios seleccionados se llevaron a cabo visitas mensuales en las que se realizaron censos de aves playeras durante las temporadas invernales 2010-2011 y 2011-2012. Dichas temporadas incluyeron los meses de noviembre a marzo.

Los censos fueron de tres tipos, dependiendo de la naturaleza del terreno: **(1)** navegando por canales y lagunas en embarcaciones menores de 5 m de eslora, con motor fuera de borda de máximo 15 hp. Los recorridos se hicieron lo más cerca posible de la línea de costa (perímetro interno) a velocidad baja y constante (entre 5 y 10 km/h), haciendo alto total cuando el número de aves así lo requirió. Este censo fue el medio más utilizado para los sitios MN-01, MN-04, MN-07, MN-11, MN-12 y MN-15; **(2)** en automóvil sobre los caminos existentes que dan acceso a las áreas de concentración de las aves playeras, principalmente utilizado para los sitios MN-03, MN-05, MN-06 y MN-10 y **(3)** mediante caminatas por las áreas donde existió una

amplia zona de inundación, se mantuvo una distancia mínima de 150 m a los grupos de aves. Esta fue la forma más recurrente de realizar los censos para los sitios MN-02, MN-08, MN-09, MN-13, MN-14 y MN-16.

En todos los casos se procuró realizar los conteos durante mareas muertas y bajas, para tratar de minimizar el efecto de los posibles movimientos locales de las aves, pese al escaso efecto de esta variable sobre la zona inundada. En cada visita se formaron dos equipos de trabajo, uno de los cuales recorrió el sistema desde el norte (MN-13) y el otro desde el sur (MN-01), para encontrarse en MN-09. Cada equipo de trabajo estuvo conformado por cuatro personas, dos observadores con experiencia y dos anotadores. Los conteos iniciaron por lo general a las 07:00 h y finalizaron a las 17:00 h, cada visita tuvo una duración de cinco días de trabajo de campo.

En cada visita las especies se identificaron utilizando diferentes guías de campo (Howell y Webb, 1995; National Geographic, 2002; Van Perlo, 2006). Los conteos e identificaciones se realizaron con ayuda de binoculares (10x) y telescopios (15-60x). Cuando las parvadas fueron de hasta *c.a.* 300 individuos se contaron directamente, en parvadas mayores el número de individuos fue estimado mediante el método de bloques sugerido por Howes y Bakewell (1989). Dicho método consiste en contar el número de individuos de una parte (bloque) de la parvada, para usarla como medida estandarizada en la contabilidad del resto de las aves. Durante los conteos del presente trabajo, el tamaño del bloque varió de 100 a 500 individuos dependiendo del tamaño total de la parvada.

4.3 Análisis de datos

4.3.1 Análisis descriptivos de la comunidad

Los análisis realizados incluyeron la descripción de las abundancias y riquezas mensuales de la comunidad de aves playeras observadas durante las dos temporadas. Puesto que la naturaleza de los criterios de clasificación es cualitativa, se llevaron a cabo pruebas de independencia χ^2 utilizando como criterios las zonas y los meses y como variable las riquezas y abundancias respectivas para cada temporada ($\alpha = 0.05$ para todos los casos; Zar, 2010), de tal manera se probó si la

riqueza y la abundancia general de las especies de aves playeras puede o no considerarse independiente del mes de observación.

Adicionalmente se calcularon índices de diversidad. Para la diversidad con base en la abundancia proporcional de las especies, se utilizó el índice de Shannon-Wiener (H'), el cual expresa la uniformidad y equidad en relación con la riqueza de especies (Moreno, 2001; Spellerberg y Fedor, 2003). Además se calculó la diversidad con base en la distribución proporcional de la dominancia, utilizando el índice de Simpson (D), en su variante del valor inverso ($1/D$). Esto ha sido recomendado puesto que el valor D obtenido puede presentar sesgos, además de que $1/D$ presenta la ventaja de ser un buen estimador de la diversidad incluso con tamaño de muestras pequeños y es fácilmente interpretable. El índice asume valores que van desde 1, cuando en la muestra se tiene una sola especie, hasta S (riqueza) cuando todas las especies tienen el mismo número de individuos (Moreno, 2001; Magurran, 2004; Keylock, 2005).

Los índices de diversidad fueron calculados en el programa R utilizando la plataforma RStudio (ver. 1.0.143, RStudio, Inc.) y se presentan en gráficos.

La estimación mínima anual del número de aves playeras que utilizaron Marismas Nacionales para cada temporada se determinó sumando la abundancia máxima registrada por especie, independientemente del mes de observación. De esta forma se minimiza la posibilidad de recuento, además es un criterio propuesto por diferentes instancias internacionales, incluida la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP, 2009).

4.3.2 Especies principales

Con los datos ordenados y sistematizados de las abundancias de las aves, se elaboró la lista de las especies que se registraron en Marismas Nacionales para las dos temporadas de estudio por separado. Cabe señalar que durante el invierno se pueden registrar dos especies del género *Limnodromus* (*L. griseus* y *L. scolopaceus*) en Marismas Nacionales, no obstante durante esta época se dificulta diferenciarlos mediante características morfológicas por lo que se recomienda agruparlos y reportar su información como género (Jehl *et al.*, 2001; Morrison y Ross, 2009). Por esta

razón todos los análisis y descripciones sobre los Costureros se realizaron conjuntamente a nivel género.

Las listas de especies incluyeron su abundancia acumulada, porcentajes y porcentajes acumulados. Con base en esta tabla se seleccionó a las especies numéricamente más importantes, es decir, las dominantes. El criterio para seleccionar estas especies fue que en su conjunto alcanzaran al menos el 90% del total de los registros, decisión que fue apoyada con curvas de porcentaje acumuladas.

Para las especies así seleccionadas se analizaron las abundancias por mes y zona y se les aplicaron pruebas de independencia χ^2 (Zar, 2010), una para cada especie, para determinar la existencia o no de independencia entre las abundancias y el tiempo y la zona.

4.3.3 Análisis multicriterio

El análisis multicriterio es una técnica para toma de decisiones usada en los sistemas ambientales; propone una jerarquía de las zonas con base en varios criterios medidos en diferentes unidades, dándoles pesos relativos (Hermann *et al.*, 2006). En el estudio presente, el análisis se aplicó sólo a los datos de la temporada 2010-2011 puesto que los resultados obtenidos se utilizaron para seleccionar las zonas que conforman el plan de monitoreo (ver más adelante).

Para este trabajo un criterio se define como una variable de la comunidad de aves playeras o un componente para inferir su estatus de conservación. Estos criterios fueron agrupados en dos grandes categorías, la primera es de carácter biológico e incluyó: riqueza, abundancia y diversidad.

1.- Riqueza. La riqueza representa la manera más simple de medir la variabilidad en la estructura de una comunidad. El término riqueza se usa para dar connotación al número total de especies (*s*). Fue incluida como un criterio puesto que conocer los patrones espaciales de la riqueza permite identificar ciertas regiones geográficas relevantes para la conservación. Preservando los sitios clave es la forma más económica de conservar a diferentes especies (Kéry y Schmid, 2006).

2.- Abundancia. La abundancia es un atributo que indica el número de individuos de una población. La medición de las abundancias de las especies de aves playeras es una actividad esencial, ya que permite conocer que fracción de dicha población utiliza el área de estudio. Además, sigue siendo el indicador más fácil y directo para medir las tendencias poblacionales. Así, este atributo se incluyó como un criterio en el análisis para dar seguimiento a dichas abundancias, lo cual constituye una de las justificaciones para un plan de monitoreo (Skagen *et al.*, 2003).

3.- Diversidad. La diversidad de especies es una medida de la complejidad de una comunidad, es la integración del número de especies así como de sus abundancias relativas. Para realizar acciones de conservación es necesario tomar decisiones sobre los espacios naturales, esto incluye o debe incluir la utilización de herramientas adecuadas para medir la variación de la riqueza-abundancia (diversidad) en el espacio. Para evaluar este criterio en el análisis, se utilizó el índice de Shannon-Wiener, el cual se basa en la abundancia proporcional de las especies y es el más utilizado para medir la equidad y su relación con la riqueza de especies de la comunidad (Moreno, 2001).

La segunda categoría estuvo formada por los criterios de conservación e incluyó: las especies en la NOM, especies en la UICN, el porcentaje poblacional por zona de Marismas Nacionales (con respecto al total), de cada especie y las especies prioritarias.

1.- Especies en la NOM. Se considera especies en riesgo aquellas cuyas poblaciones han ido disminuyendo o pueden disminuir (por factores antropogénicos o naturales), por lo que se hace necesario protegerlas y dar seguimiento de sus poblaciones (monitoreo). Este criterio en particular se conformó con las especies de aves playeras que están incluidas en alguna categoría de la NOM-059-2010, la cual es el instrumento legal en México que reconoce y enlista a las especies en riesgo. Dichas especies fueron el Chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) como amenazada y el Ostrero americano del Pacífico (*Haematopus palliatus frazari*) y el Playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*) como en peligro de extinción (DOF, 2010b).

Existen diferencias en el grado de afectación de las especies de la NOM-059, donde tienen mayor prioridad de conservación las especies en peligro de extinción, seguidas de las amenazadas y de las sujetas a protección especial. En el análisis esta lógica se aplicó dando valores diferentes por categoría, es decir, a las especies en peligro de extinción se les asignó un puntaje de 3 y a las amenazadas de 2 (no se encontraron en la categoría bajo protección especial). Posteriormente estos valores fueron multiplicados por la abundancia de las especies de cada una de estas categorías, con la finalidad de tomar en cuenta la magnitud de sus presencias en los diferentes sitios que conformaron Marismas Nacionales. De este modo si una especie (e. g. en peligro de extinción) se registró en dos zonas con diferente abundancia, la que presentó la mayor de estas obtuvo un puntaje mayor. Al final de esta parte cada zona presentó un solo valor, generado mediante la sumatoria del resultado de cada una de las especies en la NOM. Si bien este resultado no tiene ninguna unidad, una bondad del análisis multicriterio radica en tomar estos valores y asignarles un rango, lo que los hace comparable. Con esto lo que se pretendió fue disgregar al máximo el criterio de especies en la NOM, no solo tomando en cuenta la presencia de dichas especies, sino además su estatus y abundancia.

2.- Especies en la UICN. La UICN es el instrumento a nivel internacional para la conservación de la naturaleza y clasifica a las especies en seis categorías de acuerdo a su vulnerabilidad o riesgo, mismas que no necesariamente son las que designa el gobierno mexicano ni aplica los mismos criterios de inclusión (UICN, 2017). Por lo anterior para aplicar este criterio se tomó en cuenta la categoría que presentan las especies de aves playeras en la lista de la UICN, que se analizaron de manera independiente con respecto al de especies en la NOM.

Para este criterio se realizó un ejercicio similar al anterior, el cual toma en cuenta la categoría y abundancia. Las seis categorías de la UICN tomaron un valor decreciente, donde la categoría de peligro de extinción crítico (CR) tuvo un valor de 5, la de peligro de extinción (EN) un valor de 4, la de vulnerables (VU) un 3, las de casi amenazadas (NT) 2 y las de preocupación menor (LC) un 1. Estos valores fueron multiplicados por las abundancias de las especies de cada categoría por sitio.

Los resultados fueron sumados para obtener el valor absoluto de este criterio por zona.

3.- Porcentaje poblacional de especies. Este criterio fue incluido en el análisis por ser complementario al de abundancia en cuanto a la comparación de la importancia de las zonas. La fracción poblacional permite relativizar la abundancia de una especie con respecto a su tamaño poblacional y valorar o comparar el uso de una zona entre las diferentes especies de aves playeras. Se puede considerar información complementaria a este criterio puesto que si se ordena la importancia de las zonas únicamente con respecto a las abundancias de las especies, este orden no necesariamente sería el mismo que si se ordena bajo el criterio del porcentaje de la población. El porcentaje de la población se obtuvo dividiendo la abundancia máxima de una especie observada en un determinado mes para cada zona entre su estimado poblacional. Las estimaciones se tomaron de Andres *et al.*, (2012) debido a que dichos autores presentan los datos más actualizados. Posteriormente para que cada sitio tuviera un solo valor correspondiente a este criterio, se sumaron las estimaciones poblacionales de cada especie.

4.- Especies prioritarias. Este criterio se refiere a las especies propuestas como prioritarias en la “Estrategia para la Conservación y Manejo de las Aves Playeras y su Hábitat en México” (SEMARNAT, 2008). Esto complementa al criterio de especies en la NOM, puesto que ambas son reconocimientos del gobierno mexicano sobre la necesidad de conservación de especies de aves playeras. Con base en este criterio, cada zona fue evaluada dependiendo el número de especies prioritarias que se registraron. La presencia de especies prioritarias se ponderó según su abundancia, posteriormente se sumaron las abundancias de las especies prioritarias de cada zona. De esta manera dos zonas con la misma especie prioritaria, pero con diferente abundancia, tuvieron diferencias en sus valores del criterio.

Los criterios dentro de una categoría son elementos comunes y facilitan la comprensión del aporte de cada uno de los conjuntos, además de que se utilizan

como primer paso para la evaluación del análisis multicriterio, previo al paso final que es dar peso relativo a cada criterio (Janssen, 2001).

Una vez que se obtuvieron los valores de cada criterio para cada categoría (ver Tabla III) se aplicó la fórmula propuesta por Nijkamp *et al.*, (1990) para el análisis multicriterio.

$$IM = \sum_{i=1}^x (X_i - X_{min} / X_{max} - X_{min}) * P_c$$

donde:

- IM= valor multicriterio para cada zona
- X_i = dato i-ésimo del criterio correspondiente
- $X_{mín}$ = valor mínimo del criterio
- $X_{máx}$ = valor máximo del criterio
- P_c = peso (%) de cada criterio

La asignación de los pesos relativos (P_c) a cada criterio suele ser un proceso hecho por los expertos y es donde radica el carácter subjetivo del análisis (Janssen, 2001). Para este caso, los pesos fueron asignados de acuerdo al conocimiento que se tiene sobre cada uno de los criterios y sobre la relevancia de cada uno ellos, por lo que representa una opinión experta. Los pesos relativos se distribuyeron de la siguiente manera: la abundancia el 30%, las especies en la IUCN el 25%, especies en la NOM el 15%, la riqueza, diversidad y fracción poblacional con el 10% cada una y finalmente las especies prioritarias con el 5%.

Finalmente, para clasificar la importancia de los sitios con base a los resultados obtenidos del análisis multicriterio, a cada uno de ellos le fue determinado el porcentaje correspondiente, de acuerdo al valor multicriterio que obtuvieron, considerando como el 100% la zona que presentó el valor mayor. El nivel de clasificación se dividió en sitios: muy importante con porcentajes mayores al 50%, importante con porcentajes entre 30 y 50%, poco importantes con porcentajes entre 20 y 30% y sin importancia con porcentajes menores al 20%.

4.3.4 Propuesta de plan de monitoreo

Puesto que los censos se realizaron en los meses de invierno, que son los de mayor abundancia para las aves playeras en la región (Morrison y Ross, 2009; Carmona y Danemann, 2013, 2014), el ejercicio de plan de monitoreo se enfocó en la elección de áreas, con el objetivo de disminuir el esfuerzo espacial. Para tal efecto inicialmente se llevó a cabo una priorización de los sitios utilizando los resultados obtenidos del análisis multicriterio. El análisis multicriterio ordenó de manera jerárquica las zonas y asignó una clasificación de acuerdo a su relevancia para las aves playeras. Para la propuesta de plan de monitoreo se consideraron aquellas zonas asignadas en las categorías de muy importantes e importantes (Ver Tabla V del apartado de resultados).

La finalidad del plan de monitoreo es poder estimar la abundancia total de las aves playeras de Marismas Nacionales, utilizando sólo la abundancia en las áreas seleccionadas. Para ello la pertinencia de la selección de las zonas se probó mediante un análisis de regresión lineal simple (Zar, 2010). En este análisis se relacionaron las abundancias mensuales determinada para las 16 áreas visitadas (variable dependiente), con las abundancias mensuales correspondientes a las zonas elegidas que formaran la propuesta de plan de monitoreo (variable independiente). Se obtuvo la ecuación de regresión para probar la capacidad y bondad predictivas del plan de monitoreo (Ayala-Perez *et al.*, 2013).

4.3.5 Comprobación del plan de monitoreo

Toda la información del análisis multicriterio se generó con datos obtenidos en la temporada 2010-11. Para la comprobación de la eficiencia del plan de monitoreo se utilizaron los datos de la temporada 2011-12. Dado que los censos para esta segunda temporada se realizaron en las 16 áreas originales, se contó con la abundancia de aves playeras total de Marismas Nacionales, lo que permitió el contraste entre la predicción del plan y lo realmente observado.

Para la predicción de las abundancias mensuales por parte del plan de monitoreo se utilizó la ecuación obtenida de la regresión lineal simple generada

anteriormente, a esta ecuación se le sustituyó la x por la abundancia conjunta de las zonas seleccionadas.

Se realizó posteriormente una comparación entre la abundancia calculada por el modelo y la abundancia real observada en Marismas Nacionales para obtener la diferencia entre estos valores. Adicionalmente, para saber si existían diferencias significativas entre ambas abundancias (la calculada vs real) se utilizó una prueba T-Student ($\alpha = 0.05$; Zar, 2010).

Se graficó la relación de los datos de todas las zonas (observados) con los predichos por el modelo provenientes de la extrapolación (calculados). A esta relación se le forzó una recta con pendiente 1 y ordenada al origen 0, es decir la recta que resultaría si todos los números predichos por el modelo fueran iguales a los observados. La bondad del ajuste se determinó mediante el cálculo del coeficiente de determinación (r^2) correspondiente, pues este último es un indicativo de la proporción de la variabilidad en los datos que el modelo es capaz de explicar (Zar, 2010).

5. RESULTADOS

5.1 Temporada 2010-2011

5.1.1 Riqueza y abundancia

Durante la temporada 2010-11 Marismas Nacionales registró un total de 28 especies de aves playeras, pertenecientes a cinco familias: Charadriidae (6 especies), Haematopodidae (1), Recurvirostridae (2), Jacanidae (1) y Scolopacidae (18). Predominaron las especies migratorias (72%) con respecto a las residentes (28%, Tabla I). Adicionalmente, tres especies están incluidas en alguna categoría de protección definida por el gobierno mexicano (DOF 2010b): una amenazada (*Charadrius nivosus*) y dos en peligro de extinción (*Haematopus palliatus frazari* y *Calidris canutus roselaari*). La suma de los máximos mensuales registrados por cada especie indica que el área de Marismas Nacionales fue utilizada por al menos 135,388 aves playeras en esta temporada (Anexo I).

Con respecto a la riqueza, el mayor número de especies se observó en diciembre con 26, posteriormente presentó algunas oscilaciones de entre 22 y 25 especies (Fig. 3).

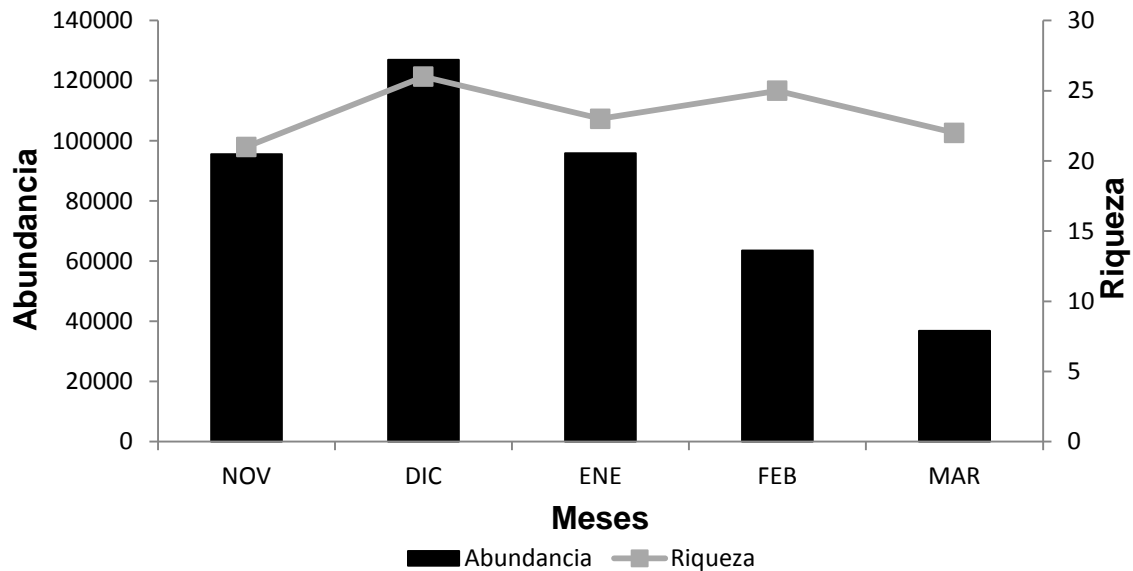


Figura 3. Abundancia y riqueza mensual de aves playeras en marismas Nacionales para la temporada 2010-11.

Antes de describir los resultados de abundancia, es pertinente aclarar algunos términos utilizados en este trabajo. (1) abundancia (número de individuos), se refiere al conteo realizado sobre una especie o especies en un solo momento dado, un mes por ejemplo, lo que proporciona una abundancia puntual en un tiempo determinado. (2) Registros, hace referencia a la sumatoria de la abundancia de una especie o especies o a la acumulación de abundancia de una zona o temporada determinada. A manera de ejemplo, si se tiene 200, 100 y 70 aves de la misma especie para cada mes y zona en particular, se habrán realizado 370 registros de un número indeterminado de individuos, pero al menos se tiene la certeza de haber observado 200 individuos (el máximo).

La abundancia presentó su valor más alto en diciembre con 127 mil aves para posteriormente disminuir en enero, tendencia que se mantuvo hasta alcanzar su valor mínimo en marzo con 36 mil aves (Fig. 3). La prueba estadística corroboró la dependencia temporal de las abundancias ($\chi^2_{108} = 33\,218$, $p < 0.01$).

De las 16 áreas de muestreo, en tres se registraron las mayores abundancias: MN-07 (Laguna Chumbeño), MN-09 (Laguna las Garzas) y MN-14 (Laguna la Polca, Fig. 4). MN-07 fue el sitio de mayor importancia en Marismas Nacionales con 156,910 registros de aves (37% del total), le siguió MN-14 con 67 mil registros (16%) y MN-09 con cerca de 50 mil registros (12%). En estas tres áreas se concentró aproximadamente el 65% de los registros totales, todas ellas localizadas en la porción norte de Marismas Nacionales. Las zonas poco utilizadas por las aves playeras fueron MN-01, MN-02, MN-03, MN-04 y MN-16 y representaron menos del 3% del total (Fig. 4). La prueba estadística corroboró la dependencia espacial de la abundancia de las especies ($\chi^2_{405} = 201409$, $p < 0.01$).

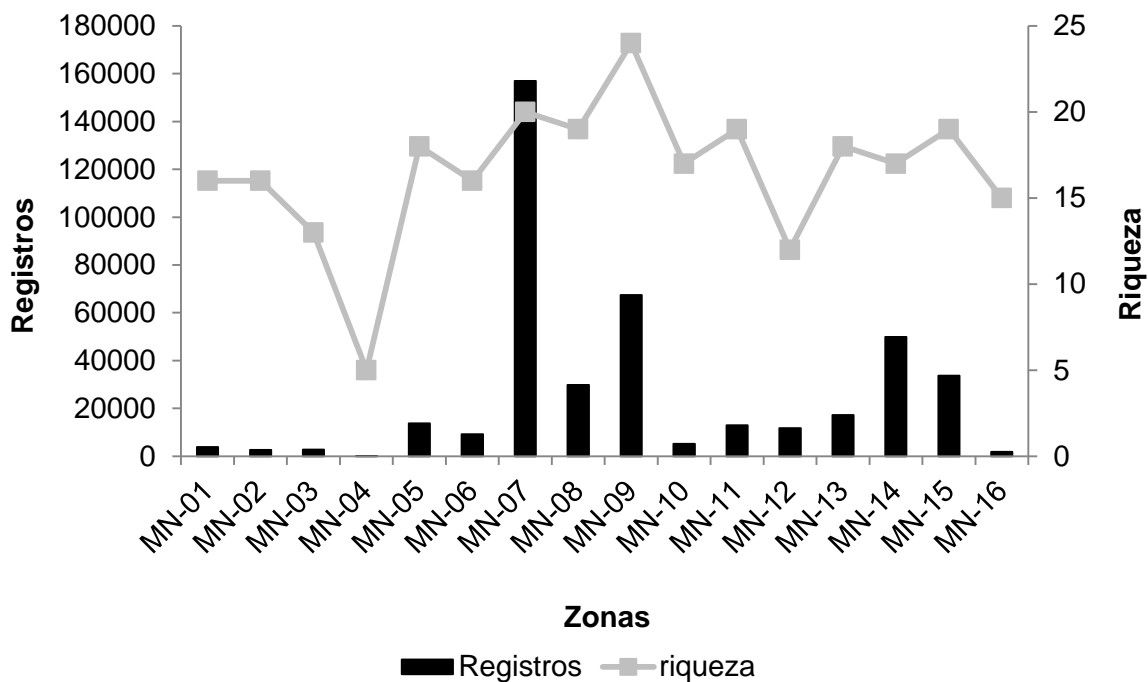


Figura 4. Número de registros y riqueza de aves playeras en 16 zonas de muestreo en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.

La riqueza específica varió entre las áreas de muestreo. MN-09 presentó la mayor riqueza en todo Marismas Nacionales con 24 especies; en contraste, el área de MN-04 (laguna grande de Mexcaltitán) registró la menor riqueza con 5 especies. Para el resto de las áreas la riqueza osciló entre las 12 y 20 especies (Fig. 4).

5.1.2 Diversidad

Los índices de diversidad tanto de Shannon como el inverso de Simpson variaron notoriamente entre sitios y meses (Fig. 5 y 6). MN-04 fue la zona que presentó los valores más bajos de diversidad con 1.22 para el índice de Shannon-Wiener y 2.33 para el índice inverso de Simpson. En contraste los sitios que registraron los mayores valores de diversidad fueron MN-05 y MN-10; MN-05 registró 1.95 para el índice de Shannon-Wiener y 5.35 para el índice inverso de Simpson, mientras que MN-10 2.18 y 7.25, respectivamente (Fig. 5).

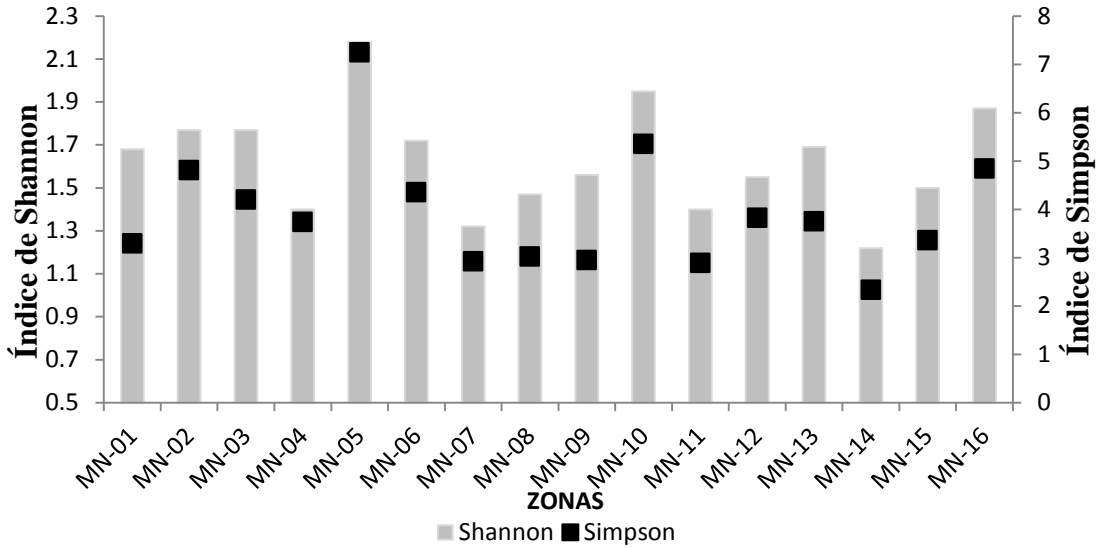


Figura 5. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson de las comunidades de aves en las 16 zonas de muestreo de Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.

Con respecto a los meses, tanto el índice de Shannon-Wiener como el inverso de Simpson mostraron tendencias similares. Enero presentó los menores valores, con 1.51 para Shannon y 3.27 para el inverso de Simpson (Fig. 6). En contraste, en marzo se presentaron los mayores valores con 1.95 para Shannon y 5.08 para el inverso de Simpson (Fig. 6).

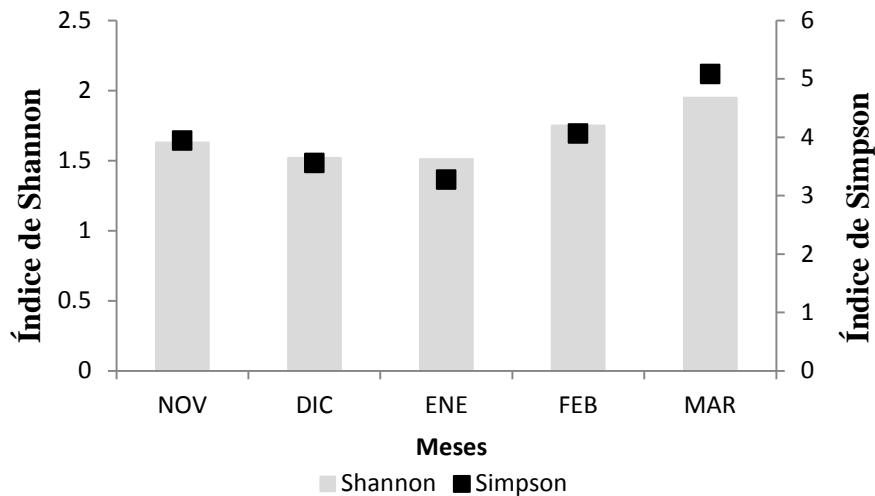


Figura 6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson para la comunidad de aves observado en los diferentes meses de muestreo de Marismas Nacionales entre los meses de la temporada 2010-11.

5.1.3 Distribución espacio-temporal de las especies más numerosas

Las especies de mayor importancia numérica fueron el Playerito occidental (*Calidris mauri*), la Avoceta americana (*Recurvirostra americana*), los Costureros (*Limnodromus* spp.), el Candelero americano (*Himantopus mexicanus*) y el Picopando canelo (*Limosa fedoa*). Estas cinco especies conjuntaron el 92.3% de la abundancia total (Tabla I).

Tabla I. Aves playeras con sus registros totales, porcentaje y su acumulado para la temporada invernal 2010-2011. Se resalta en nivel de corte (>90%).

Especies	Temporada 2010-2011		
	Registros	%	% AC
<i>Calidris mauri</i>	144,044	34.4	34.39
<i>Recurvirostra americana</i>	135,517	32.4	66.75
<i>Limnodromus</i> spp.	70,091	16.7	83.49
<i>Himantopus mexicanus</i>	23,738	5.7	89.16
<i>Limosa fedoa</i>	13,384	3.2	92.35
<i>Calidris minutilla</i>	9,232	2.20	94.56
<i>Charadrius semipalmatus</i>	5,554	1.33	95.88
<i>Calidris himantopus</i>	4,800	1.15	97.03
<i>Tringa semipalmata</i>	4,782	1.14	98.17
<i>Pluvialis squatarola</i>	1,758	0.42	98.592
<i>Numenius americanus</i>	1,415	0.34	98.930
<i>Tringa flavipes</i>	950	0.23	99.157
<i>Charadrius alexandrinus</i>	883	0.21	99.368
<i>Tringa melanoleuca</i>	770	0.18	99.552
<i>Numenius phaeopus</i>	606	0.14	99.696
<i>Charadrius vociferus</i>	313	0.07	99.771
<i>Actitis macularius</i>	277	0.07	99.837
<i>Charadrius wilsonia</i>	228	0.05	99.892
<i>Jacana spinosa</i>	209	0.05	99.941
<i>Calidris canutus</i>	80	0.02	99.961

<i>Calidris alpina</i>	57	0.01	99.974
<i>Haematopus palliatus</i>	57	0.01	99.988
<i>Phalaropus tricolor</i>	20	0.0048	99.993
<i>Charadrius collaris</i>	18	0.0043	99.997
<i>Arenaria interpres</i>	6	0.0014	99.998
<i>Phalaropus fulicarius</i>	4	0.0010	99.999
<i>Arenaria melanocephala</i>	2	0.0005	99.9998
<i>Gallinago delicata</i>	1	0.0002	100

Con respecto a las variaciones temporales de las cinco especies numéricamente más importantes, el Playerito occidental fue la más abundante y marcó el comportamiento general de esta variable. La especie presentó su mayor abundancia en diciembre con cerca de 50 mil aves, posteriormente ésta disminuyó paulatinamente hasta registrar su mínimo en marzo con 12 mil aves (Fig. 7a). El máximo de aves mensual observado para la especie representó el 1.4% de su estimado poblacional total (Andres *et al.*, 2012). Los sitios en los que la especie fue más abundante incluyen a MN-07 con más de 57 mil registros, seguido de MN-09 con 36 mil, MN-08 con 15 mil y finalmente MN-15 con poco más de 12 mil. En estos cuatro sitios se concentró más del 83% de los registros totales. Para esta especie existieron diferencias significativas en la utilización espacio-temporal en Marismas Nacionales ($X^2_{60} = 54\ 297$, $p < 0.01$).

La Avoceta americana presentó abundancias altas a principios de invierno con poco más de 30 mil aves, la cual alcanzó su máximo en enero con cerca de 40 mil. Posteriormente se registraron disminuciones hasta llegar a su valor mínimo (3,600 aves) en marzo (Fig. 7b). La abundancia máxima observada para esta especie representó el 8.9% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012). Los sitios más utilizados por la especie fueron: MN-07 donde se realizaron 69 mil registros, le siguió MN-14 con 31 mil, MN-13 con casi 8 mil y MN-09 con 6 mil. En estos cuatro sitios se concentraron poco más del 84% del total de registros. La prueba estadística corroboró la dependencia espacio-temporal de las abundancias de esta especie ($X^2_{60} = 32\ 944$, $p < 0.01$).

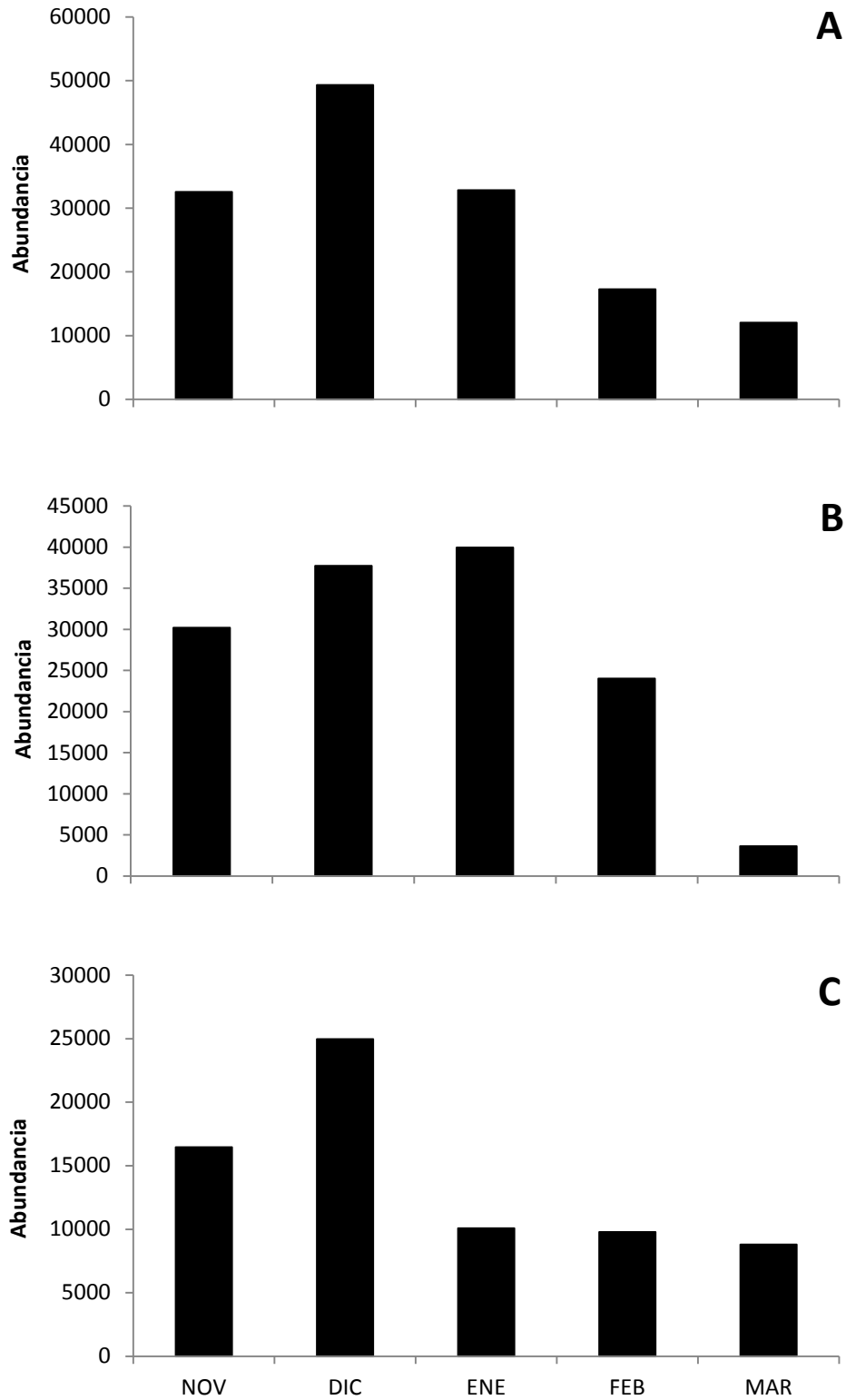


Figura 7. Abundancia mensual del Playero occidental (A), Avoceta americana (B) y Costureros (C) en Marismas Nacionales durante la temporada invernal 2010-2011.

Durante la primera temporada, los Costureros registraron sus abundancias más altas en diciembre con 25 mil aves, para el resto de la temporada los valores se mantuvieron estables con c.a. 10,000 (Fig. 7c). Este género se distribuyó principalmente en MN-09 y MN-07 donde se acumularon aproximadamente 13 mil y 12 mil registros respectivamente, a estos le siguió MN-15 con c.a. 5 mil. En estas zonas se concentró cerca del 55% del total de los registros para el género. La prueba de independencia corroboró la dependencia espacio-temporal de las abundancias ($X^2_{60} = 37\,291$, $p < 0.01$).

El Candelero americano presentó su máxima abundancia en noviembre con cerca de 10 mil aves, posteriormente sus números disminuyeron hasta febrero, cuando se registró el mínimo con 2,400 aves. En marzo la especie mostró un repunte con 4 mil individuos (Fig. 8a).

Por sitio, MN-07 fue el de mayor importancia con casi 9 mil registros, seguido de MN-14 con aproximadamente 3 mil registros y MN-05 con poco menos de 2 mil registros. Los tres sitios indicados conjuntaron cerca del 90% de los registros totales. El análisis estadístico corrobora una dependencia en la distribución espacio-temporal de esta especie ($X^2_{60} = 4\,898$, $p < 0.01$).

En noviembre se observaron 2 mil individuos de Picopando canelo, esta abundancia incrementó, para alcanzar su máximo (3 mil) en marzo (Fig. 8b). Este valor representa el 1.8% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012). Aunque el Picopando canelo se distribuyó en la mayoría de los sitios, tres de ellos (MN-09, 3 mil registros; MN-14, 2,500 y MN-12, 2 mil) acumularon el 50% de sus registros. Finalmente la especie presentó diferencias significativas con respecto a la distribución espacio-temporal de su abundancia ($X^2_{60} = 3\,918$, $p < 0.01$).

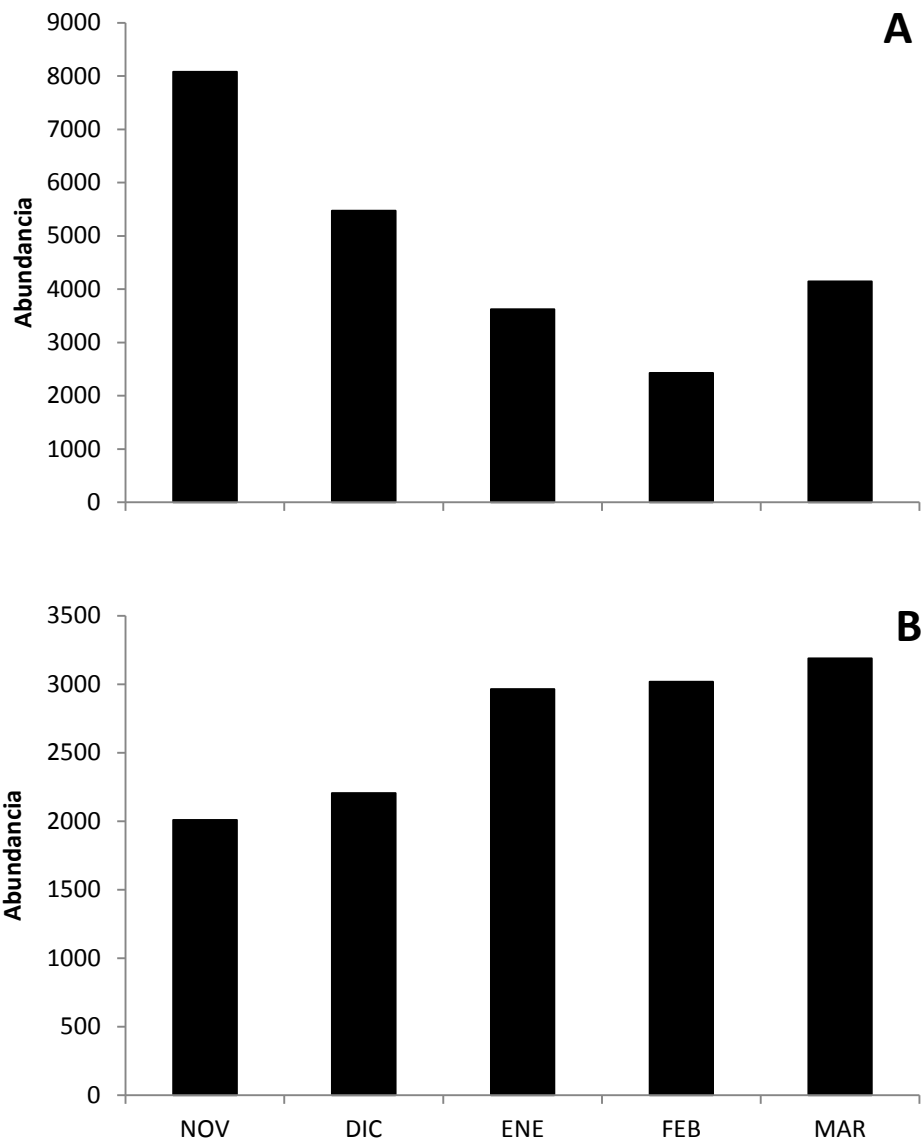


Figura 8 Abundancia mensual del Candelerero mexicano (A) y del Picopando canelo (B) en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-11.

5.2 Temporada 2011-2012

5.2.1 Riqueza y abundancia

En la temporada 2011-12 se registraron 26 especies pertenecientes a cinco familias: Charadriidae (6 especies), Haematopodidae (1), Recurvirostridae (2), Jacanidae (1) y Scolopacidae (16). El componente migratorio predominó con 70% de las especies, mientras que 30% fueron residentes. De manera similar a la temporada

anterior, se registraron tres especies enlistadas en la NOM 059: *Ch. nivosus* (amenazada), *H. palliatus frazaari* y *C. canutus roselaari* (ambas en peligro de extinción; DOF 2010b). La suma de los máximos mensuales indicó que Marismas Nacionales fue utilizada por c.a. 135 mil aves playeras en ese invierno (Anexo II).

La riqueza temporal fue homogénea, con valores que oscilaron entre 20 y 24 especies (Fig. 9). El valor menor se registró en marzo (20 especies) y el mayor en diciembre (24); noviembre, enero y febrero presentaron la misma riqueza (22). Desde noviembre se alcanzó una abundancia superior a 100 mil aves, en diciembre se observó el máximo (110 mil), en los meses posteriores se registró una oscilación, para alcanzar el mínimo en marzo con cerca de 40 mil (Fig. 9). Se corroboró la dependencia temporal de las abundancias para las diferentes especies ($\chi^2_{100} = 38\ 340$, $p < 0.01$).

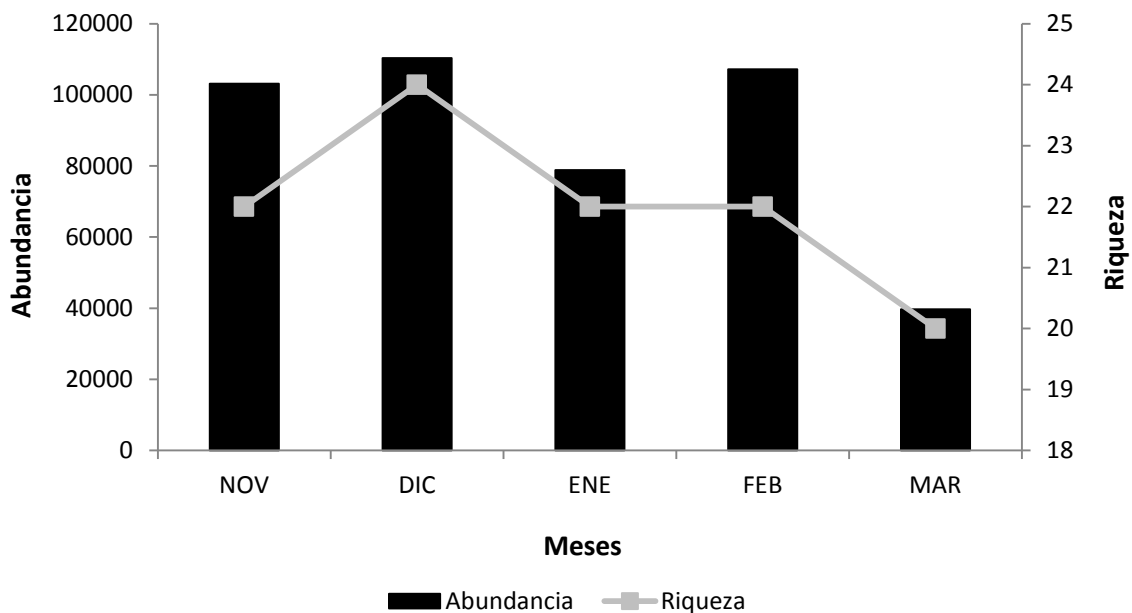


Figura 9. Abundancia y riqueza mensual de aves playeras en Marismas Nacionales para la temporada 2011-12.

Respecto a la distribución espacial se repitió el patrón observado en la temporada anterior, puesto que las zonas que presentaron las mayores concentraciones de aves fueron MN-07 (Laguna Chumbeño, 145 mil registros), MN-09 (Laguna las Garzas, 91 mil) y MN-14 (Laguna la Polca, 41 mil); misma que

representaron el 33, 20.7 y 9.4%, respectivamente (Fig. 10). Estos sitios acumularon más del 63% de los registros totales, similar a lo reportado en la temporada anterior. En contraste MN-01, MN-02, MN-03, MN-04 y MN-16 fueron los sitios menos utilizados con menos del 3% en conjunto, de forma similar a lo observado en la primera temporada (Fig. 10).

La prueba estadística indicó la existencia de dependencia entre las abundancias y los sitios ($\chi^2_{375} = 213\ 230$, $p < 0.01$).

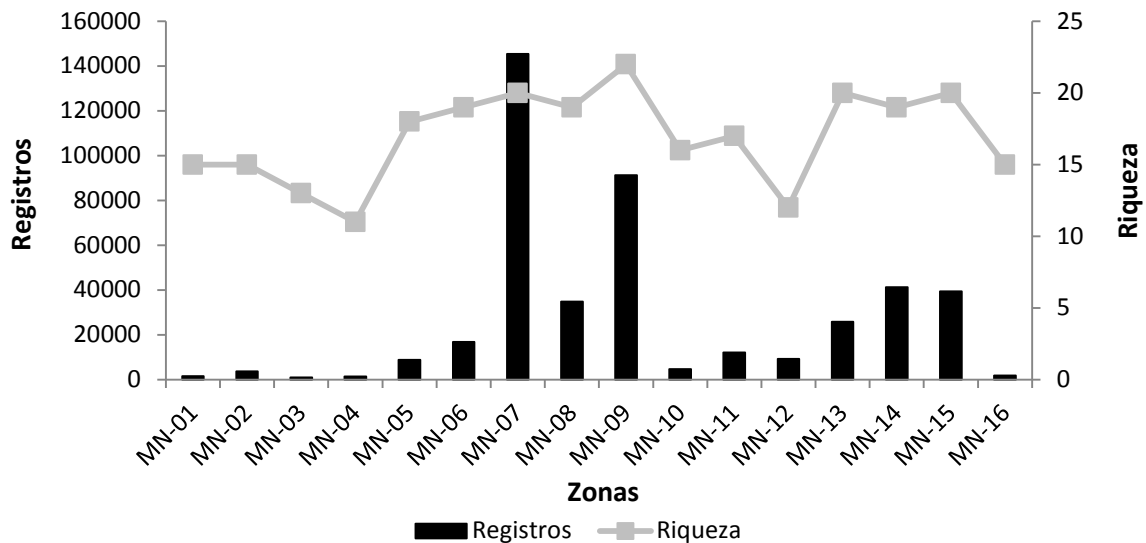


Figura 10. Número de registros y riqueza de aves playeras en 16 zonas de muestreo en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.

5.2.2 Diversidad

En esta segunda temporada, a diferencia de la anterior, MN-10 fue el que registró los valores menores de diversidad (para Shannon-Wiener 1.2 y para el inverso de Simpson 2.02; Fig. 11). Los sitios con valores mayores fueron MN-05 (1.99 y 5.63, respectivamente) y MN-16 (1.90 y 5.21; Fig. 9).

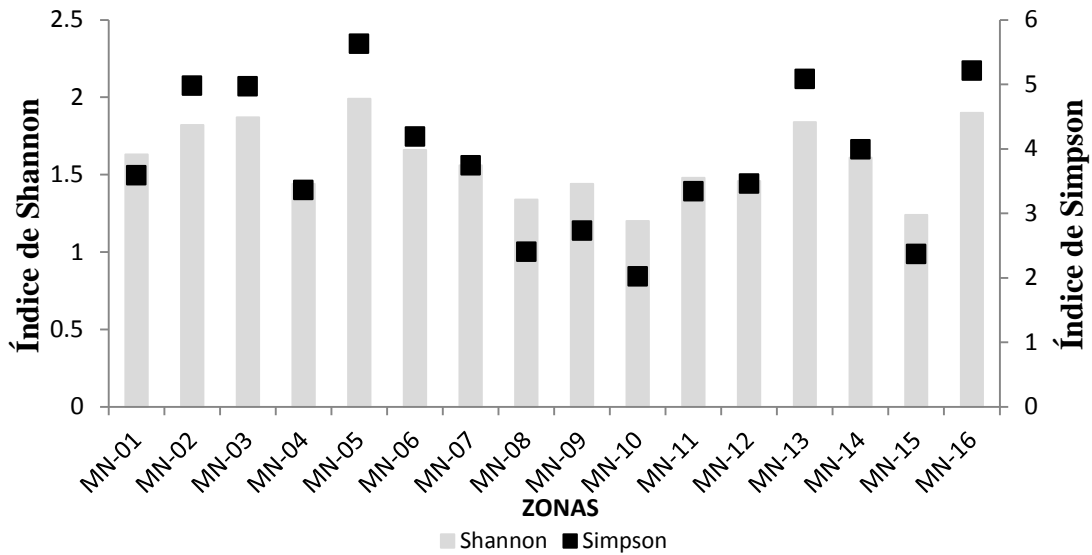


Figura 11. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson de las comunidades de aves en las 16 zonas de muestreo de Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.

Para los meses de monitoreo también se observaron diferencias con la primera temporada. Febrero registró los valores más bajos de diversidad (1.49 para Shannon-Wiener y 3.33 para el inverso de Simpson; Fig. 12). Marzo y noviembre en contraste, presentaron los valores más altos, 1.89 y 4.91, para el primero y 1.71 y 4.24 para el segundo (Fig. 12).

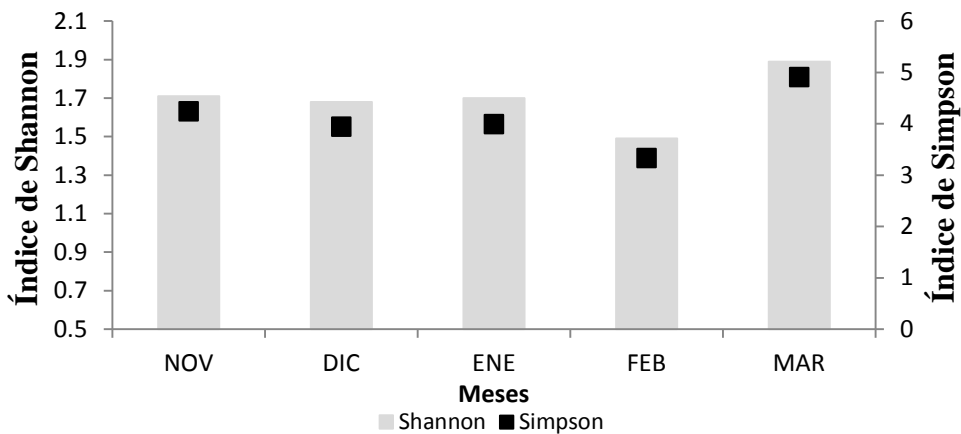


Figura 12. Índice de diversidad de Shannon-Wiener y de inverso de Simpson para la comunidad de aves observado en los diferentes meses de muestreo de Marismas Nacionales entre los meses de la temporada 2011-12.

5.2.3 Distribución espacio-temporal de las especies más numerosas

Las especies de mayor importancia numérica para esta temporada 2011-2012 fueron el Playero occidental con el 38.2% de los registros totales, la Avoceta americana con el 22.5%, los Costureros con el 20%, el Picopando canelo con el 5% y finalmente el Candelero americano con poco menos del 5% (Tabla II). Estas cinco especies conjuntaron el 90.7% del total de los registros.

Tabla II. Aves playeras con sus registros totales, porcentaje y su acumulado para la temporada invernal 2011-2012. Se resalta en nivel de corte (>90%).

Especie	Temporada 2011-2012		
	Registros	%	% AC
<i>Calidris mauri</i>	167,860	38.23	38.23
<i>Limnodromus spp.</i>	98,810	22.50	60.74
<i>Recurvirostra americana</i>	89,227	20.32	81.06
<i>Limosa fedoa</i>	21,792	4.96	86.02
<i>Himantopus mexicanus</i>	20,719	4.72	90.74
<i>Calidris himantopus</i>	12,868	2.93	93.67
<i>Calidris minutilla</i>	12,394	2.82	96.49
<i>Charadrius semipalmatus</i>	5,679	1.29	97.79
<i>Tringa semipalmata</i>	2,924	0.67	98.45
<i>Pluvialis squatarola</i>	2,237	0.51	98.961
<i>Charadrius alexandrinus</i>	997	0.23	99.188
<i>Tringa flavipes</i>	727	0.17	99.354
<i>Numenius americanus</i>	607	0.14	99.492
<i>Tringa melanoleuca</i>	589	0.13	99.626
<i>Calidris canutus</i>	357	0.08	99.708
<i>Numenius phaeopus</i>	321	0.07	99.781
<i>Charadrius wilsonia</i>	247	0.06	99.837
<i>Charadrius vociferus</i>	245	0.06	99.893
<i>Actitis macularius</i>	184	0.04	99.935
<i>Phalaropus tricolor</i>	76	0.0173	99.952

<i>Calidris alpina</i>	70	0.0159	99.968
<i>Jacana spinosa</i>	57	0.0130	99.981
<i>Haematopus palliatus</i>	54	0.0123	99.993
<i>Charadrius collaris</i>	24	0.0055	99.999
<i>Calidris bairdii</i>	4	0.0009	99.9995
<i>Gallinago delicata</i>	2	0.0005	100

Para la segunda temporada el Playerito occidental presentó dos picos en su abundancia, el primero en diciembre con cerca de 43 mil aves y el segundo en febrero con cerca de 47 mil. En marzo se alcanzó la menor abundancia, con 13 mil aves (Fig. 13a). El máximo mensual observado para la especie en la temporada invernal representó el 1.3% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012). Los sitios con los mayores números de registros fueron MN-07 (54,600 registros), MN-09 (50,600) y MN-08 (21,300). Estos sitios en conjunto acumularon el 75% de los registros. Se evidenció dependencia entre la abundancia de la especie y su distribución espacio-temporal ($X^2_{60} = 105,392$, $p < 0.01$).

Por su parte la Avoceta americana presentó su abundancia máxima en diciembre (cerca de 30 mil aves), posteriormente la abundancia disminuyó paulatinamente hasta registrar su mínimo en marzo con 4 mil individuos (Fig. 13b). La abundancia máxima observada de esta especie representa el 6.5% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012). Los sitios con mayor número de registros fueron los mismos que en la temporada anterior: MN-07 (44 mil), MN-14 (12,600) y MN-13 (8 mil). En conjunto acumularon el 73% de los registros. La prueba estadística corroboró la dependencia entre las abundancias y la distribución espacio-temporal de la especie ($X^2_{60} = 24,052$, $p < 0.01$).

La abundancia de los Costureros mostró notorias oscilaciones, el máximo se observó en febrero con 31 mil aves y el mínimo en marzo con 12 mil (Fig. 13c). El género se distribuyó principalmente en MN-07 (24,500 registros), MN-15 (24 mil) y MN-09 (20 mil). Estos tres sitios acumularon el 70% de los registros. Los Costureros presentaron dependencia entre la abundancia y su distribución espacio temporal ($X^2_{60} = 65,476$, $p < 0.01$).

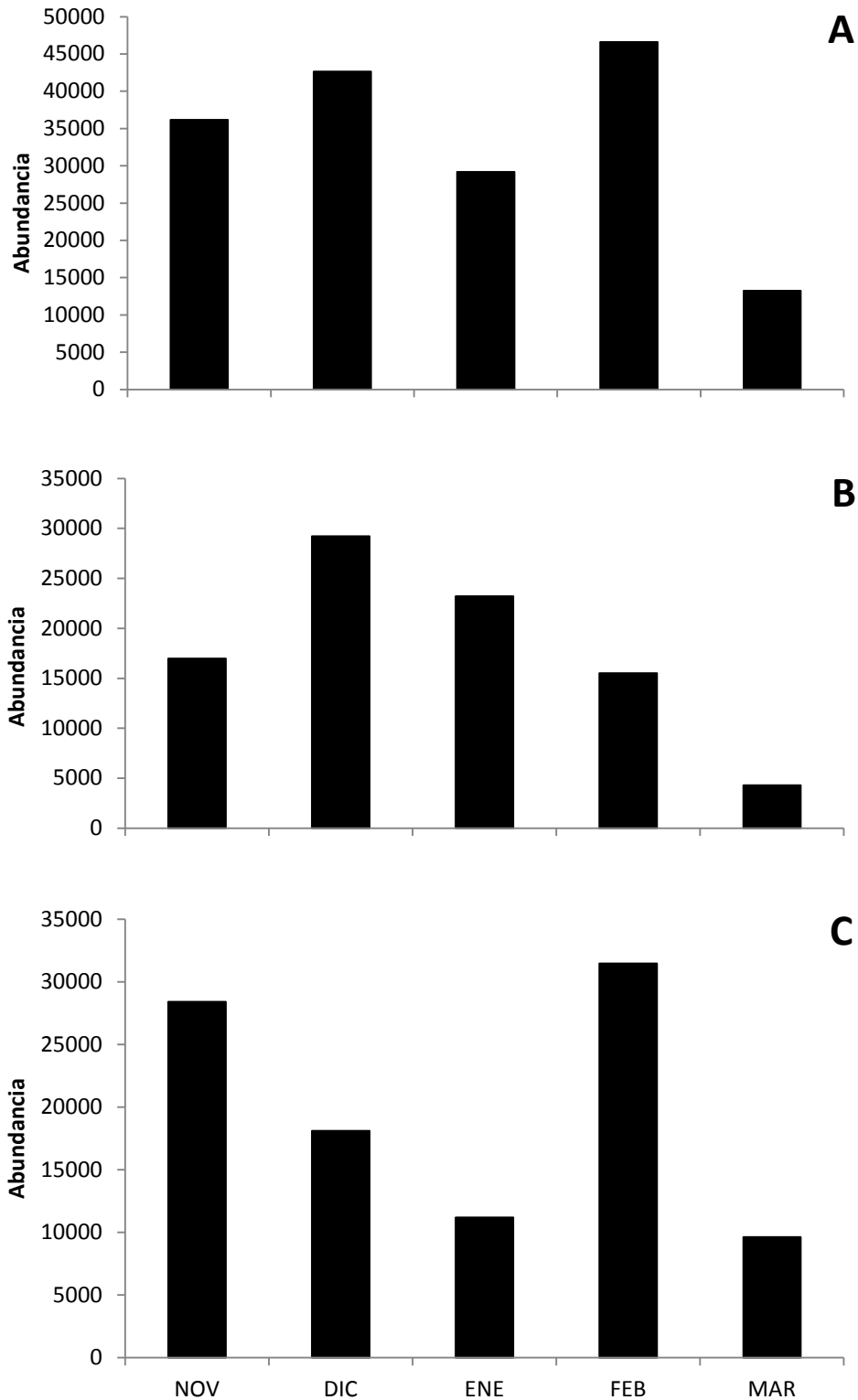


Figura 13. Abundancia mensual del Playero occidental (A), Avoceta americana (B) y los Costureros (C) en Marismas Nacionales durante la temporada invernal 2011-12.

El Candelero americano presentó su abundancia máxima en noviembre (5,800 aves), posteriormente ésta disminuyó y se mantuvo relativamente estable entre enero y marzo (cerca de 3 mil; Fig. 14a). Esta especie se distribuyó principalmente en MN-07 (4 mil registros), otras zonas relevantes fueron MN-06 y MN-13 (3,700 y 3,400 registros, respectivamente). Estos tres sitios concentraron el 55% del total. La prueba de independencia mostró diferencias significativas entre la distribución espacio-temporal y la abundancia de la especie ($X^2_{60} = 5716$, $p < 0.01$).

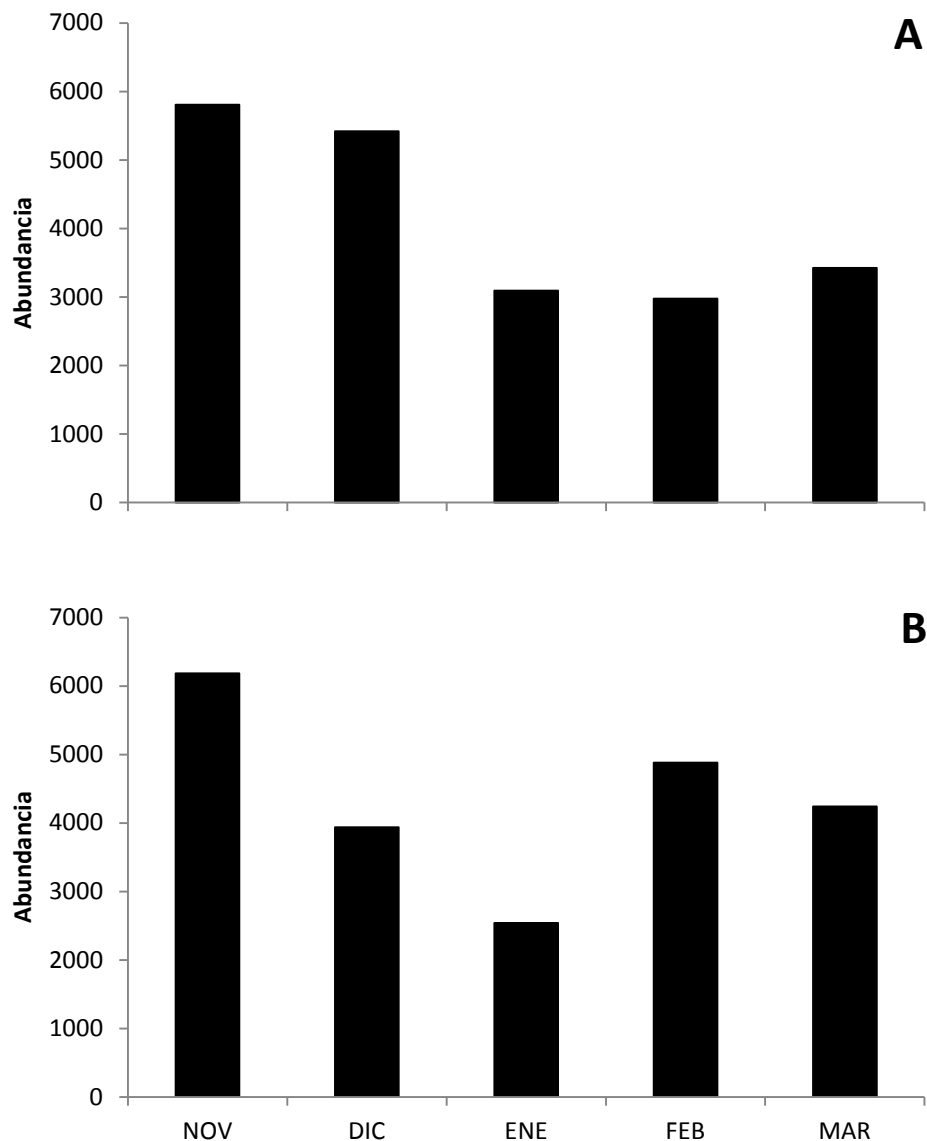


Figura 14. Abundancia mensual del Candelero mexicano (A) y del Picopando canelo (B) en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-12.

La mayor abundancia del Picopando canelo se observó en noviembre (6 mil aves) y su mínima en enero (2,500), entre febrero y marzo la abundancia aumentó (4,500; Fig. 14b). La abundancia máxima observada para la especie representó el 3.6% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012).

Espacialmente MN-09 fue de nuevo la principal zona donde se distribuyó la especie acumulándose 5,500 registros, otros sitios importantes fueron MN-13 y MN-04 con 4,400 y 4 mil registros, respectivamente. Finalmente se encontraron diferencias significativas con respecto a su abundancia y distribución espacio-temporal ($X^2_{60} = 10,995$, $p < 0.01$).

5.3 Otras especies sobresalientes

Se describen los registros de dos especies adicionales que, aunque presentaron abundancias bajas comparadas con las anteriores, son notables dado que sus abundancias representan más del 1% de su población biogeográfica respectiva. El Chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) presentó oscilaciones en su abundancia durante la primera temporada, en noviembre se alcanzó el mínimo con 48 individuos, posteriormente la abundancia incrementó hasta alcanzar el valor máximo (268 aves) en febrero (Fig. 15). La máxima abundancia observada representa el 9.2% de su población, basado en los estimados de Andres *et al.*, (2012).

Para la segunda temporada la especie no se registró durante en noviembre, no obstante en diciembre se observó la mayor abundancia con 522 aves. Posteriormente sus números disminuyeron a entre 214 y 103 aves (enero a marzo; Fig. 15). Para 2011-12 el máximo representó el 18% de su estimado poblacional. En la primera temporada el sitio donde se registraron los mayores números del Chorlo nevado fue MN-09 con 282 registros, mientras que en la segunda temporada fue MN-14 con 338 registros.

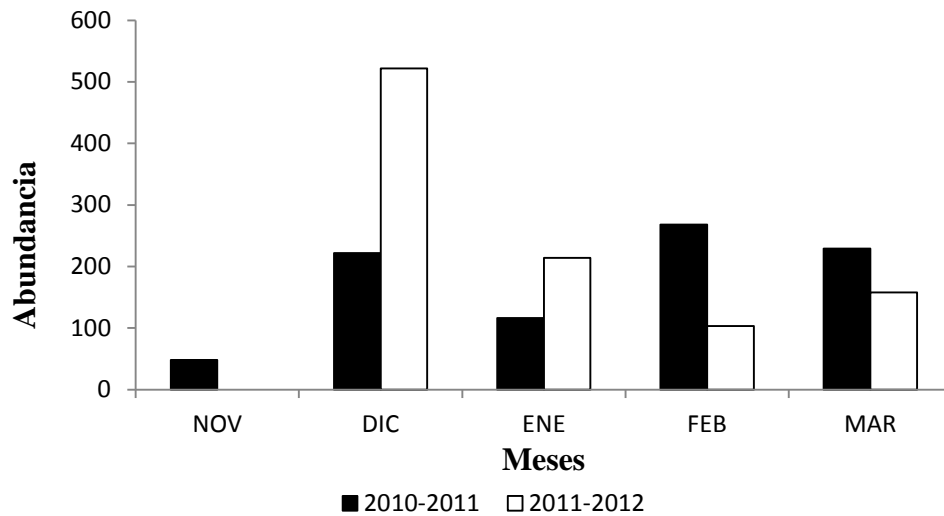


Figura 15. Abundancia mensual del Chorlo nevado para las temporadas invernales 2010-11 y 2011-12 en Marismas Nacionales.

El Playero rojizo del Pacífico (*Calidris canutus roselaari*) presentó muy pocos registros durante la primera temporada, con 30 aves en diciembre y marzo. Durante la segunda temporada se registró una abundancia máxima de 350 aves sólo en diciembre (Fig. 16). El grupo observado en la segunda temporada representó el 2% del estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012).

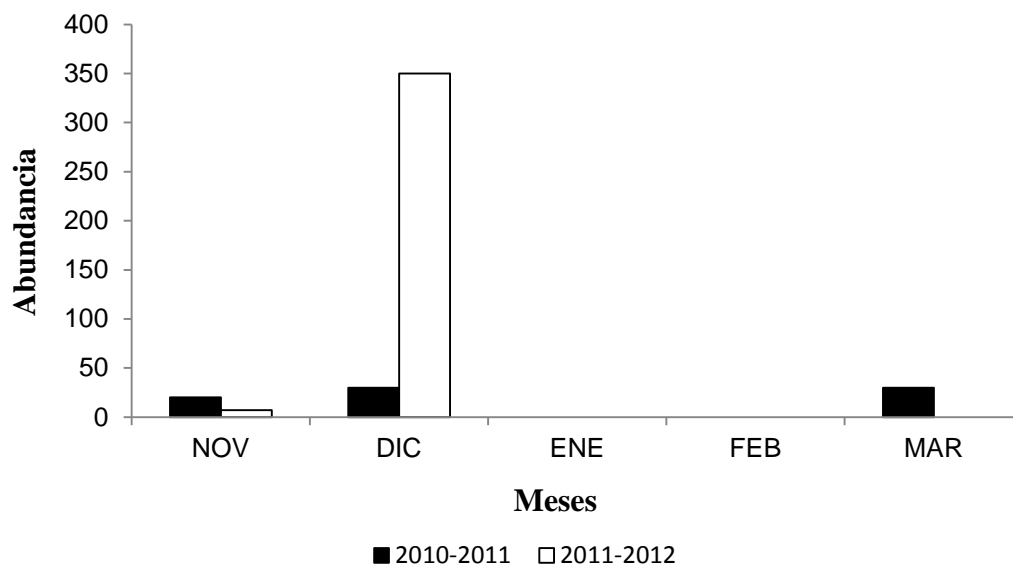


Figura 16. Abundancia mensual del Playero rojizo del Pacífico para las temporadas invernales 2010-11 y 2011-12 en Marismas Nacionales.

Con respecto a la distribución espacial, esta especie prácticamente utilizó sólo MN-09. En la primera temporada se acumularon el 67% de las observaciones, mientras que en la segunda todos los registros se realizaron en dicho sitio.

5.4 Análisis multicriterio

La información general que se utilizó para realizar el análisis multicriterio se muestra de manera detallada en la Tabla III. En esta tabla, los criterios de conservación ya fueron procesados, como fue descrito en el apartado de métodos.

Tabla III. Datos originales de los diferentes criterios que conformaron el análisis multicriterio. Datos de la temporada 2010-11.

Sitios	BIOLÓGICO			CONSERVACIÓN			
	Riqueza	Abundancia	Diversidad	NOM	UICN	Población %	Prioritarias
MN-01	16	3826	1.68	0	1963	0.013	1481
MN-02	16	2552	1.77	0	1155	0.010	827
MN-03	13	2814	1.77	0	1756	0.008	663
MN-04	5	72	1.4	9	63	0.004	47
MN-05	18	13711	2.18	18	5262	0.067	4122
MN-06	16	9221	1.72	0	3445	0.039	3503
MN-07	20	156910	1.32	240	57222	0.492	34691
MN-08	19	29757	1.47	130	13646	0.173	5546
MN-09	24	67383	1.56	273	21403	0.257	9453
MN-10	17	5215	1.95	0	2709	0.029	2585
MN-11	19	12928	1.4	81	5418	0.038	2258
MN-12	12	11750	1.55	0	5058	0.041	4317
MN-13	18	17242	1.69	106	7526	0.133	6158
MN-14	17	49922	1.22	128	19139	0.229	16764
MN-15	19	33695	1.5	26	13351	0.117	9457
MN-16	15	1798	1.87	0	721	0.011	715

Después de llevar a cabo el análisis multicriterio se obtuvo para cada una de las zonas un índice (IM) el cual es la sumatoria de los rangos de cada criterio. La información resultante del análisis se muestra detalladamente en la Tabla IV. Con base en estos resultados las zonas pudieron ser ordenadas de forma jerárquica y clasificadas de acuerdo a su importancia (Tabla V).

Tabla IV. Valores estandarizados de los diferentes criterios biológicos y de conservación que conformaron el análisis multicriterio. Se muestra el valor multicriterio final (IM).

Sitios	BIOLÓGICO			CONSERVACIÓN				I.M.
	Riqueza	Abundancia	Diversidad	NOM	UICN	% Población	Prioritarias	
MN-01	0.579	0.024	0.479	0	0.033	0.019	0.041	1.175
MN-02	0.579	0.016	0.573	0	0.019	0.012	0.023	1.221
MN-03	0.421	0.017	0.573	0	0.030	0.008	0.018	1.067
MN-04	0	0	0.188	0.033	0	0	0	0.220
MN-05	0.684	0.087	1	0.066	0.091	0.129	0.118	2.174
MN-06	0.579	0.058	0.521	0	0.059	0.072	0.100	1.389
MN-07	0.789	1	0.104	0.879	1	1	1	5.773
MN-08	0.737	0.189	0.260	0.476	0.238	0.346	0.159	2.405
MN-09	1	0.429	0.354	1	0.373	0.518	0.272	3.946
MN-10	0.632	0.033	0.760	0	0.046	0.051	0.073	1.595
MN-11	0.737	0.082	0.188	0.297	0.094	0.070	0.064	1.530
MN-12	0.368	0.074	0.344	0	0.087	0.077	0.123	1.074
MN-13	0.684	0.109	0.490	0.388	0.131	0.265	0.176	2.244
MN-14	0.632	0.318	0	0.469	0.334	0.461	0.483	2.695
MN-15	0.737	0.214	0.292	0.095	0.232	0.233	0.272	2.075
MN-16	0.526	0.011	0.677	0	0.012	0.015	0.019	1.260

El análisis indicó que los sitios MN-07 y MN-09 son los de mayor importancia para este grupo de aves, con los puntajes más altos, 5.77 y 3.94, respectivamente (Tabla V). Los sitios a los que se les asignó el estatus de “sin importancia” fueron MN-12 con 1.07, MN-03 con un valor de 1.06 y finalmente el sitio con el valor más bajo fue MN-04 con 0.22. El resto se ubicaron en las categorías de importantes (5 sitios) y poco importantes (6 sitios; Tabla V).

Considerando los criterios biológicos y de conservación por separado, se observó que la mayor puntuación del primer grupo se registró para MN-07 (1.89), seguido por MN-09 (1.78) y MN-05 (1.77). Para este mismo grupo de criterios se observa que el sitio con el valor menor fue MN-04 (0.18). Respecto a los criterios de conservación, MN-07 registró el valor mayor (3.87), le siguieron el MN-09 (2.16) y MN-14 (1.74), mientras que los sitios con los valores menores fueron MN-04 y MN-16 con valores de 0.03 y 0.04, respectivamente (Tabla IV).

Tabla V. Valor multicriterio (I.M.) para cada uno de los sitios de Marismas Nacionales en orden descendente. Se indica el total por categoría de criterios y la clasificación jerárquica de las zonas de acuerdo a su valor porcentual (Ver apartado de métodos).

Sitios	Total biológico	Total conservación	I.M	%	Clasificación jerárquica
MN-07	1.894	3.879	5.773	100	Muy importante
MN-09	1.783	2.163	3.946	68.36	
MN-14	0.949	1.746	2.695	46.69	
MN-08	1.187	1.218	2.405	41.66	
MN-13	1.283	0.961	2.244	38.87	Importante
MN-05	1.771	0.403	2.174	37.66	
MN-15	1.243	0.832	2.075	35.94	
MN-10	1.425	0.171	1.595	27.64	
MN-11	1.006	0.524	1.530	26.50	
MN-06	1.158	0.231	1.389	24.06	Poco importante
MN-16	1.214	0.045	1.260	21.82	
MN-02	1.168	0.053	1.221	21.15	
MN-01	1.082	0.093	1.175	20.36	
MN-12	0.787	0.287	1.074	18.60	
MN-03	1.011	0.056	1.067	18.49	Sin importancia
MN-04	0.188	0.033	0.220	3.82	

5.5 Propuesta de plan de monitoreo

Para llevar a cabo este ejercicio se retomó la jerarquización del análisis multicriterio, dado que integra una mayor información con respecto a cualquier atributo por sí solo. Con base en lo anterior y utilizando su clasificación jerárquica, se seleccionaron siete sitios, los cuales representan las zonas de mayor importancia para las aves playeras, tanto biológica como los de conservación (Tabla V).

En cuanto a la pertinencia de la selección de los siete sitios indicados en la propuesta de monitoreo, su capacidad de predecir la abundancia total en Marismas Nacionales fue confiable. El análisis de regresión lineal mostró la existencia de una relación significativa entre el número de aves playeras contadas en los siete sitios y el total observado para Marismas Nacionales (Fig. 17). El modelo explicó más del 99% de la variación observada (r^2).

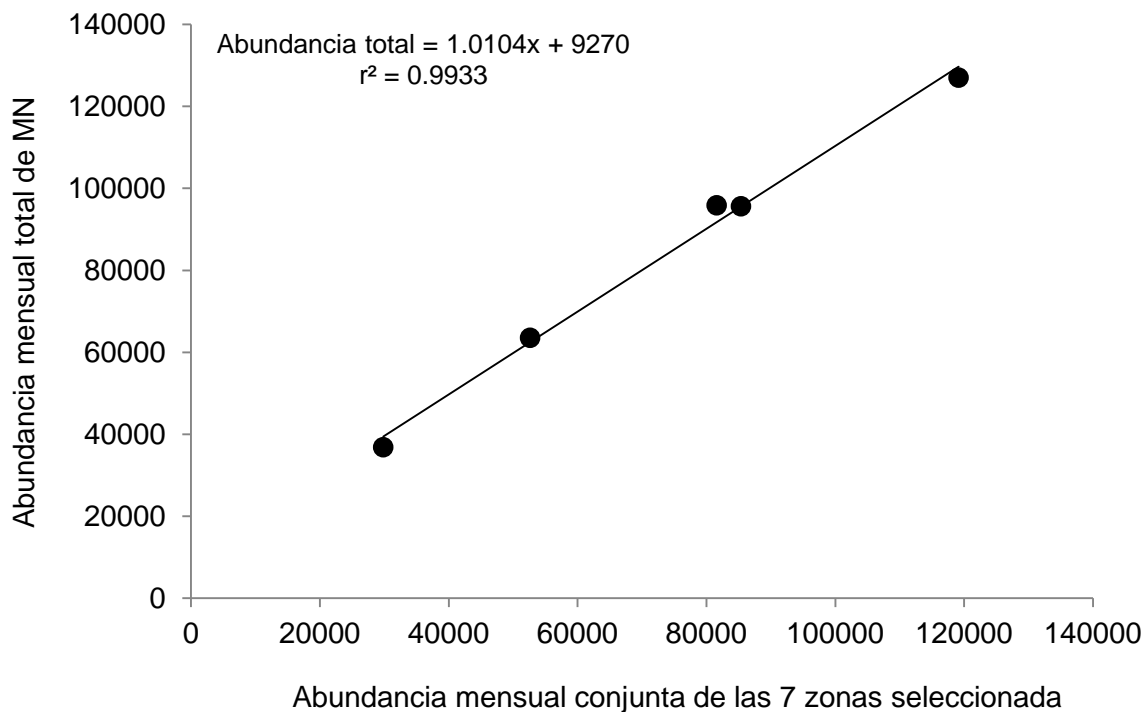


Figura 17. Relación entre la abundancia mensual de aves playeras en todo Marismas Nacionales y el de las siete zonas seleccionadas. Se muestra la ecuación obtenida y su coeficiente de determinación.

Según la ecuación obtenida, a la abundancia en los siete sitios seleccionados habrá que multiplicarla por 1.0104 (valor de la pendiente) y sumarle 9,270 (ordenada al origen), para así obtener una estimación aproximada de la abundancia total de aves playeras en Marismas Nacionales, con una confiabilidad superior al 99% (Fig. 17), utilizando un esfuerzo espacial del 44% respecto al original.

5.6 Corroboración del plan de monitoreo

Durante la segunda temporada (2011-12) se realizaron visitas mensuales a las 16 zonas originales, por lo que se contó para cada mes, con la abundancia total del área de estudio (Tabla VI). De ésta se separó la abundancia correspondiente a los siete sitios elegidos para el plan de monitoreo. A estas abundancias “parciales” y con el uso de la ecuación predictiva obtenida en la regresión lineal anterior, se obtuvo la estimación total (calculada) de las aves playeras que, según el modelo, debió haber en los 16 sitios (Tabla VI).

Tabla VI. Abundancias mensuales de las áreas seleccionadas por la propuesta de plan de monitoreo, abundancia total de las áreas y abundancia calculada con la ecuación de la recta para la temporada invernal 2011-12. Se muestra el porcentaje de diferencia entre la abundancia calculada y la total del sistema.

Meses	Abundancia áreas seleccionadas	Abundancia observada todas las áreas	Abundancia calcula plan monitoreo	Diferencia (%)
NOV	91,781	103,112	102,006	1.07
DIC	98,853	110,308	109,151	1.05
ENE	65,432	78,817	75,382	4.36
FEB	96,370	107,143	106,642	0.47
MAR	34,509	39,691	44,138	-11.20

En cuanto a las diferencias que se presentaron entre las abundancias observadas (totales) y las calculadas por el modelo, estas fluctuaron entre -11.2 y 4.36. El signo positivo indica una subestimación del modelo y el negativo una sobreestimación (Tabla VI). Sin embargo, la prueba estadística demostró que ambas

abundancias (observada y calculada) pueden considerarse estadísticamente iguales ($t_8 = 0.01$, $p=0.98$).

Para confirmar la pertinencia del plan de monitoreo, se graficaron los puntos de las abundancias observadas y calculadas, mismos que mostraron una estrecha correlación (Fig. 18). Al sobreponerles la recta con pendiente 1 y ordenada al origen 0, lo que sería la representación de una predicción perfecta por parte del modelo, se observa que los puntos de la abundancia calculada (predictiva) se apegan notoriamente a dicha recta (Fig. 18).

El cálculo del coeficiente de determinación permitió determinar que el modelo explicó más del 99% de la variación de los datos (Fig.18).

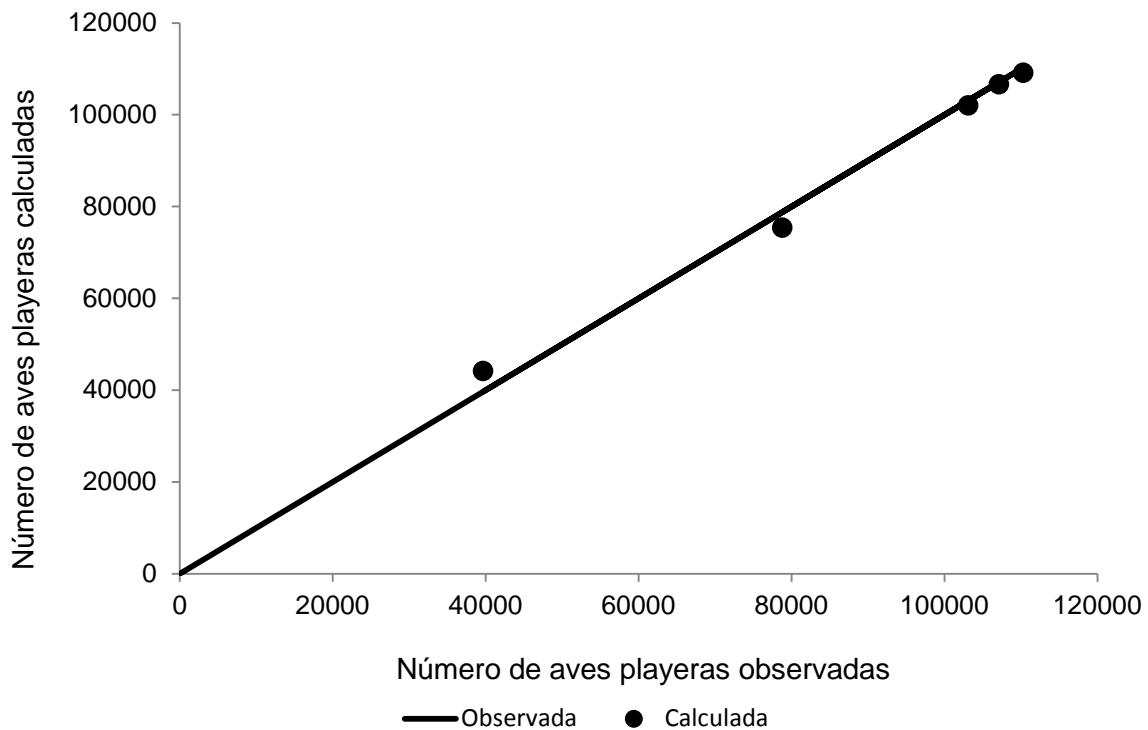


Figura 18. Relación entre la abundancia total de aves playeras observadas en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-2012 y la abundancia predicha por el modelo generado en el plan de monitoreo.

Los sitios así elegidos fueron MN-07, MN-09, MN-14, MN-08, MN-13, MN-05 y MN-15 (Fig. 19), los cuales incluyen el 90% del total de los registros de aves playeras

realizados durante la primera temporada invernal. De tal manera, asumiendo esfuerzos semejantes para cada sitio, de aplicarse este plan de manejo se disminuiría en un 56% el esfuerzo y los costos requeridos.

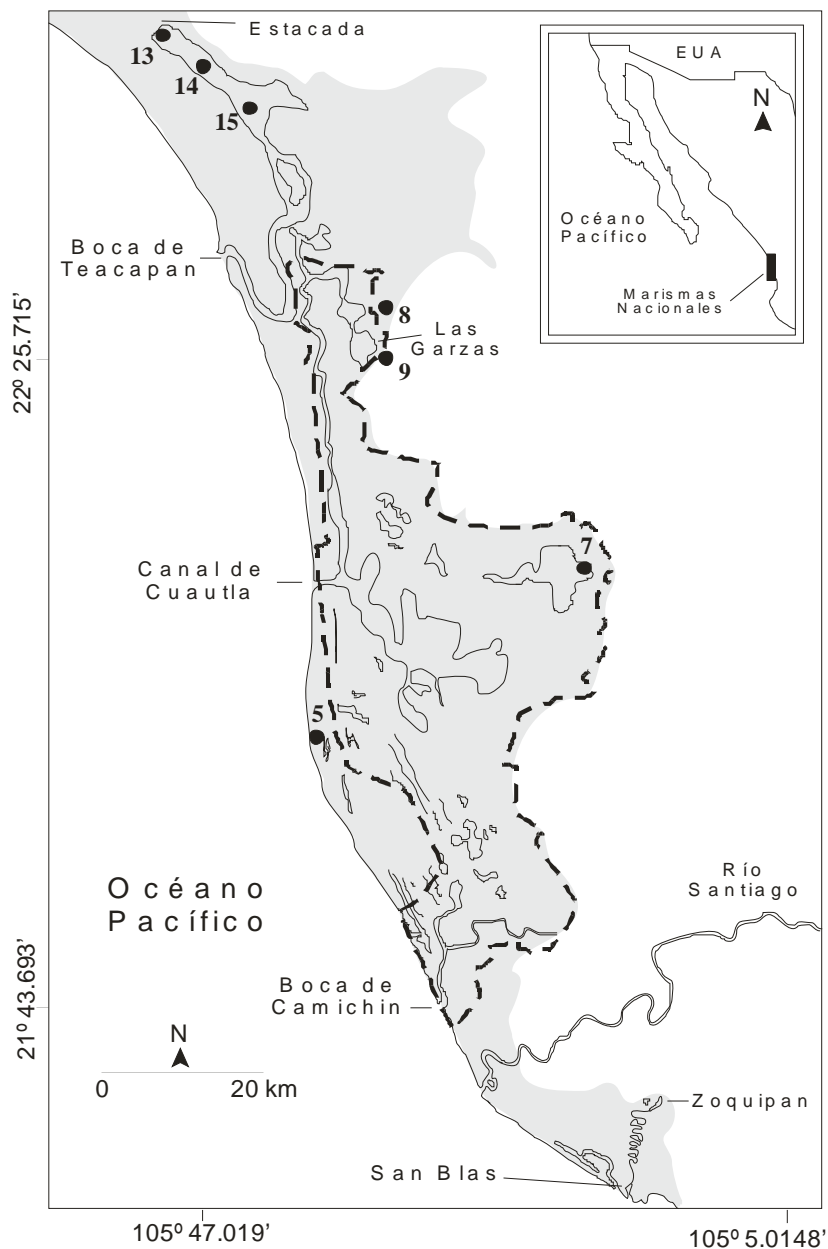


Figura 19. 7 áreas propuestas para el plan de monitoreo de aves playeras de Marismas Nacionales con base al análisis multicriterio.

6. DISCUSIÓN

6.1 Distribución de la riqueza y abundancia

Durante las dos temporadas invernales (2010-11 y 2011-12) del estudio presente se registraron 28 y 26 especies de aves playeras, respectivamente. La literatura existente para el área de estudio indica que la composición de especies aquí registradas es la esperada (Escalante, 1988; Howell y Webb, 1995; Morrison y Ross, 2009), puesto que todas habían sido previamente reportadas, excepto el Falaropo pico grueso (*Phalaropus fulicarius*), el cual fue observado sólo en una ocasión en la primera temporada y en baja abundancia (4 aves). La distribución invernal indicada para esta especie incluye las costas de Nayarit y aunque es predominantemente pelágica llega a observarse eventualmente en lagunas costeras (Stenzel *et al.*, 2002; Ashoori *et al.*, 2007).

La riqueza específica registrada en ambas temporadas fue menor a la indicada por Ortega-Solís (2011) para Marismas Nacionales Nayarit, pues reporta 35 especies de playeros. Estas diferencias pueden estar dadas por el contraste entre los sitios de muestreos planteados por dicho trabajo y el presente. Las unidades monitoreadas por Ortega-Solís fueron 25, muchas de las cuales incluían hábitats dulceacuícolas rodeados de potreros y zonas costeras, en donde fueron registradas especies poco abundantes, como el Playero solitario (*Tringa solitaria*), el Playero pectoral (*Calidris melanotos*). Dichas especies prefieren los pastizales y ambientes dulceacuícola, a las que se añade el Playero blanco (*Calidris alba*), especie que prefiere los ambientes arenosos (Howell y Webb, 1995; AOU, 1998). En contraste en el presente estudio se seleccionaron las planicies lodosas, que son los ambientes con las mayores abundancias.

Con respecto a otros humedales sureños y cercanos a Marismas Nacionales se observa que albergan riquezas menores a las aquí reportadas. En la Laguna el Quelele se registraron 16 especies mientras que en el Estero el Salado se registraron 10 (Cupul-Magaña, 1999, 2000).

Marismas Nacionales supera en número de especies a otros humedales relevantes para las aves playeras, como Laguna San Ignacio, B.C.S., donde se han registrado 22 especies (Mendoza y Carmona, 2013) o Bahía Magdalena, B.C.S. con

21 especies (Zarate-Ovando *et al.*, 2006). Marismas Nacionales se encuentra entre los humedales del noroeste mexicano con mayor abundancia de aves, junto con el complejo lagunar de Guerrero Negro, B.C.S. en donde se han registrado 27 especies (Carmona *et al.*, 2011), Ensenada Pabellones, Sinaloa y Bahía Santa María, Sinaloa con registros de 26 y 25 especies, respectivamente (Engilis *et al.*, 1998) y el Alto Golfo de California, B.C. y Sonora con registros de hasta 26 especies (Gómez-Sapiens *et al.*, 2013).

Para Marismas Nacionales la riqueza presentó pocas variaciones a lo largo de las temporadas, pese a que existió un alto número de especies migratorias (70% y 72%, respectivamente; Howell y Webb, 1995), lo cual es esperable puesto que, todos los meses salvo marzo, son considerados como de invierno, cuando la mayoría de las especies dejan de migrar (Racher, 1966; Myers *et al.*, 1987; O'Brien *et al.*, 2006). Adicionalmente la riqueza es una variable cualitativa por lo que puede incrementar solo con la presencia de un individuo de alguna especie. Es común entre las aves playeras migratorias que algunos ejemplares no migren al norte, sino que pasan el verano en las zonas de invernada; este comportamiento conocido como sobreveraneo (*over-summering*) se observa comúnmente en aves juveniles, con escasa o nula probabilidad de reproducirse (Johnson, 1977; Hockey *et al.*, 1998).

Dentro de Marismas Nacionales, la zona que presentó las mayores riquezas durante las dos temporadas fue Laguna las Garzas (MN-09), probablemente debido a su mayor heterogeneidad ambiental. En la zona existen amplias planicies lodosas de poca profundidad, lo que permite a muchas especies alimentarse; también presenta ambientes artificiales y una salina en desuso, la cual es utilizada por las aves playeras e incluso después de la temporada de lluvias la zona mantiene condiciones de ambientes salobres. Todas estas características ofrecen una amplia variedad de recursos espaciales y alimenticios para las aves playeras (Myers *et al.*, 1987; Yates *et al.*, 1993; Danufsky y Colwell, 2003). Se ha constatado que en otros humedales del noroeste de México que han sido modificados artificialmente ambientes modificados, como las salinas, son utilizadas por una amplia gama de especies de aves playeras, e incluso sus abundancias son semejantes a la registradas en el ambiente natural (Danemann *et al.*, 2002; Carmona *et al.*, 2011).

En contraste, el sitio que registró la menor riqueza específica fue Laguna Grande de Mexcaltitán (MN-04). Esta zona consiste en una laguna con una profundidad de cerca de medio metro y todo su perímetro presenta vegetación de manglar y tular, por lo que existe escasa superficie de alimentación para las aves playeras. Se ha evidenciado que zonas con mucha vegetación impiden a las aves playeras detectar a tiempo a los depredadores aéreos, por lo que suelen ser lugares de alto riesgo (Fernández y Lank, 2006; Morales, 2007). Además las raíces de la vegetación compactan el sustrato y dificultan que las aves lo penetren con su cumen para alimentarse (Carmona-Islas, 2013).

Para Marismas Nacionales se han reportado abundancias de aves playeras invernantes de entre 64 y 104 mil aves (Morrison *et al.*, 1994; Ortega-Solís, 2011). Las abundancias registradas en este trabajo representan las más altas en los últimos años para el área de estudio, con 135 mil aves playeras tanto para la temporada 2010-11 como para la de 2011-12.

Estas diferencias en la abundancia entre estudios están dadas principalmente por la temporalidad de los censos, así como por la metodología de conteo. Ortega-Solís (2011) realizó censos básicamente en áreas que comprendieron sólo Marismas Nacionales en Nayarit y no mantuvo un esfuerzo constante. Estas dos limitantes dificultan obtener un estimado de la abundancia de la comunidad de aves playeras para todo Marismas Nacionales, es decir, tanto para la parte de Nayarit como de Sinaloa.

Morrison *et al.* (1994) realizaron un censo aéreo para toda el área de Marismas Nacionales. Los censos aéreos tienen la ventaja de que pueden cubrir una mayor área en menos tiempo y suelen ser más precisos al estimar grandes parvadas de aves de tamaño grande, sin embargo, pueden perder exactitud con aves playeras pequeñas (*e.g.* Playero occidental). Se ha indicado que este tipo de metodología no es adecuada en zonas con alta cobertura de vegetación, como los bosques de manglar, puesto que se dificulta la visibilidad sobre las aves playeras (Howes y Bekewell, 1989, Salvig *et al.*, 1997; Mendoza y Carmona, 2013).

Durante este estudio se realizó un recorrido aéreo que incluyó todas las áreas de Marismas Nacionales, para así corroborar la selección de los sitios

representativos con fines de monitoreo. A lo largo de este recorrido, no se observaron humedales que no estuvieran ya contemplados. Los censos aéreos pueden ser fundamentales en aquellas zonas donde apenas se inician las investigaciones de aves playeras, como en el caso presente, por lo que son recomendados como prospectivos para conocer el área de estudio, pues permiten dirigir el esfuerzo de observación de los censos terrestres (Howes y Bekewell, 1989; Morrison y Ross, 2009).

Las estimaciones aquí reportadas reafirman a Marismas Nacionales como uno de los humedales del noroeste de México de mayor utilización por parte de las aves playeras invernantes. En dos de los últimos censos generales para la región noroeste, Marismas Nacionales ocupó el sexto y el cuarto lugar en abundancia respectivamente (Carmona y Danemann, 2013, Carmona y Danemann, 2014, respectivamente).

En cuanto a la abundancia temporal, la máxima se registró en diciembre de ambas temporadas. Este patrón es semejante al observado en otros humedales del noroeste de México (Danemann *et al.*, 2002; Carmona *et al.*, 2011; Ortega-Solís, 2011). Esto puede deberse a que en diciembre y enero prácticamente todas las aves playeras han alcanzado sus áreas de invernada (Racher, 1966; Skagen *et al.*, 2003).

En la temporada 2011-12 se observó un segundo pico de abundancia en febrero, similar a lo reportado por Ortega-Solís (2011) para Marismas Nacionales Nayarit. Una hipótesis para explicar este incremento es que las aves playeras que invernaron al sur de Marismas Nacionales están utilizando el área como una parada durante su migración al norte. Los censos no proveen información sobre la tasa de recambio de las aves playeras, por lo que no alcanzan a registrar los incrementos de abundancia cuando las aves pasan lapsos cortos y fijos (Reed *et al.*, 1996, Skagen *et al.*, 2003). Es recomendable llevar a cabo trabajos de marcaje-recaptura, que permitan determinar las tasas instantáneas de llegada y partida de las especies numéricamente más importantes (Fernández *et al.*, 2001; Sandercock, 2003).

Las menores abundancias registradas en marzo para ambas temporadas se explican porque febrero y marzo han sido indicados como los meses en los que inicia la migración primaveral al norte para la mayoría de las especies de aves playeras

(Myers *et al.*, 1987; Paulson, 1993; O'Reilly y Wingfield, 1995) lo que, en consecuencia, conlleva disminuciones numéricas en las áreas de invernada.

Las zonas de Marismas Nacionales en las que se registraron las mayores abundancias y registros fueron coincidentes en ambas temporadas, MN-07, MN-09 y MN-14, las cuales acumularon el 60% del total de los registros. Estas áreas presentan consisten en lagunas perenes que, al menos en el estío, presentan profundidades que no superan los 20 cm en su periferia. Adicionalmente son de las áreas que presentan la mayor cantidad de planos lodosos en todo Marismas Nacionales (Carmona-Islas *et al.*, 2013).

Las planicies lodosas intermareales son los ambientes que registran las mayores abundancias de aves playeras, debido a la alta disponibilidad de presas potenciales presentes en estos sustratos (Desholm *et al.*, 1998). Incluso se ha documentado que las aves playeras pueden reducir la densidad de la comunidad infaunal hasta en un 80% durante su estancia invernal (Quammen, 1981; 1982; 1984). En MN-07 (Laguna Chumbeño) por ejemplo se ha documentado una alta densidad de crustáceos e insectos, que forman parte de la dieta de la mayoría de las aves playeras. Esta densidad se mantuvo alta durante el periodo invernal y favoreció que MN-07 sea el área de mayor importancia en todo Marismas Nacionales (Ortega-Solís, 2011; Molina, 2014).

La presencia de depredadores es otro factor biótico que determina la utilización de una determinada zona. La depredación sobre playeros invernantes se da típicamente por aves rapaces (Page y Whitacre, 1975; Fernández y Lank, 2006). Para Marismas Nacionales se ha indicado la presencia de al menos 27 especies de aves rapaces (Carmona *et al.*, 2017). La literatura indica que el Halcón peregrino (*Falco peregrino*), el Halcón sabanero (*Circus cyaneus*), el Halcón esmerejón (*Falco columbarius*) y la Aguililla negra menor (*Buteogallus anthracinus*) son depredadores reconocidos de aves playeras pequeñas (Page y Whitacre, 1975; Fernández y Lank, 2006; Morales, 2007, Alava *et al.*, 2011). De estas especies, la Aguililla negra menor fue la más abundante con 81 registros y al igual que el resto de las rapaces, se distribuyó principalmente en las zonas sur de Marismas Nacionales, donde existen las principales concentraciones de bosque de manglar.

No obstante, durante los periodos de estudio solo se registró al Halcón peregrino atacando bandadas de aves playeras, principalmente del Playerito occidental, mientras que otras especies como el Aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*) depredan principalmente anátidos (Carmona *et al.*, 2017, obs. Pers.).

Las abundancias aquí reportadas en ambas temporadas reafirman la pertinencia de que Marismas Nacionales forme parte de la Red Hemisférica de Reservas para las Aves Playeras y confirman su categoría internacional.

6.2 Diversidad

Los modelos ecológicos generales de riqueza y diversidad de especies predicen que a medida que aumenta la superficie del sitio los valores de riqueza y diversidad también lo harán (Sripanomyom *et al.*, 2011). No obstante, en el área de estudio los sitios que presentaron los menores valores de diversidad, tanto de Shannon-Wiener como el del inverso de Simpson durante las dos temporadas fueron los sitios medianos y grandes (MN-04 y MN-10). Las bajas diversidades en estas áreas se pueden relacionar con las características circundantes de las lagunas. Así por ejemplo, la profundidad en MN-04 durante 2010-11 supondría que pocas especies pudieron utilizar el sitio y que estas presentaran bajas abundancias, atributos que afectan negativamente al valor de diversidad (Moreno, 2001). Con respecto a MN-10 la baja diversidad se relacionó con la alta dominancia registrada por la Avoceta americana. La dominancia es otro de los factores que influyen en la disminución de los valores de diversidad de una zona (Alcolado, 1998; Marrugan, 2004).

El sitio con mayor valor de diversidad tanto para el índice de Shannon-Wiener como el del inverso de Simpson, durante las dos temporadas, fue el MN-05, mismo que no presentó los valores mayores de riqueza, ni de abundancia. La diversidad consiste en la integración de la riqueza con la distribución relativa de sus abundancias (es una medida de la heterogeneidad), misma que alcanza sus valores mayores cuanto más homogéneas sean dichas abundancias. Así, un sitio puede tener una riqueza alta y pocos individuos, pero más homogéneamente distribuidos, obteniendo así una mayor diversidad (e. g. MN-16), comparado con un sitio con

mayor abundancia pero dominado por pocas especies (e. g. MN-07; Bravo-Núñez, 1991; Alcolado, 1998; Magurran, 2004).

Para Marismas Nacionales son pocos los antecedentes referentes a diversidad, Ortega-Solís (2011) presentó índices de diversidad para los municipios que conforman Marismas Nacionales Nayarit y, aunque estos no son comparables con los presentes en este trabajo, proporcionan una idea de la diversidad general. Los índices de Shannon-Wiener obtenidos por Ortega-Solís (2011) variaron entre 1.89 bits ind⁻¹ y 2.43 bits ind⁻¹, cercanos a los obtenidos en el trabajo presente (1.20 bits ind⁻¹ a 2.18 bits ind⁻¹) para ambas temporadas lo que supondría que estos son los valores de diversidad que predominaron en el área de estudio durante esos periodos.

Entre diciembre y enero de la primera temporada se presentaron los menores valores de diversidad (ambos índices), mismos que se relacionan con las abundancias máximas del Playerito occidental (diciembre) y de la Avoceta americana (enero). Estas dos especies fueron co-dominantes en Marismas Nacionales, por lo que sus abundancias disminuyeron la homogeneidad de la abundancia relativa del resto de las especies, afectando el valor de diversidad (Alcolado, 1998; Magurran, 2004). Conforme avanzó la temporada, el Playerito occidental y la Avoceta americana comenzaron a abandonar la zona y las abundancias de la comunidad de aves playeras empezaron a ser menos heterogénea, la diversidad aumentó (marzo). Un patrón parecido se ha observado para la Ensenada de La Paz, donde el componente migratorio influyó negativamente en los valores del índice de Shannon (Llinas *et al.*, 1989; Brabata, 2011).

Con respecto a la disminución en la diversidad en febrero de la segunda temporada, estuvo relacionada con la llegada de números altos de dos especies (el Playerito occidental y los Costureros) provenientes de sitios más sureños. Esto ocasionó que las abundancias relativas de esas especies aumentaran, provocando incrementos en la dominancia y una reducción en la diversidad (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

6.3 Especies principales

El noroeste de México proporciona áreas de reproducción, paso migratorio y de invernación para al menos 47 especies de aves playeras, entre las que destacan por su abundancia el Playerito occidental, el Picopando canelo, los Costureros, la Avoceta americana y por su estatus de protección el Playero rojizo, el Ostrero americano y el Chorlo nevado (SEMARNAT, 2008; Morrison y Ross, 2009). En Marismas Nacionales, las especies numéricamente más importantes fueron (en este orden) el Playerito occidental, la Avoceta americana, los Costureros, el Candelero americano y el Picopando canelo, mismos que conjuntaron al menos el 90% de los registros totales.

Playerito occidental: en Marismas Nacionales esta especie rivaliza en abundancia con la Avoceta americana. El Playerito occidental ha sido indicado como la especie de ave playera más abundante en el noroeste de México. En 2013 se registraron 600 mil aves, mientras que para el 2014 fueron de poco más de 700 mil (Carmona y Danemann, 2013; 2014). Pese a las abundancias registradas durante las dos temporadas, Marismas Nacionales no figura entre los humedales de mayor importancia para la especie. En las costas de Sinaloa se presentan las mayores abundancias. Por ejemplo, en Bahía Santa María se registraron entre 100 y 300 mil aves (Engilis *et al.*, 1998; Carmona y Danemann, 2013, 2014), en Ensenada Pabellones más de 100 mil aves (Engilis *et al.*, 1998; Carmona y Danemann, 2013, 2017) e incluso Laguna Huizache-Caimanero, que tiene una superficie mucho menor a Marismas Nacionales, se han registrado abundancias en invierno de más de 300 mil aves (Carmona y Danemann, 2014).

En Marismas Nacionales las mayores abundancias del Playerito occidental ocurrieron entre noviembre y enero, lo que reafirma como una zona de invernación para la especie. La abundancia máxima se registró en diciembre para ambas temporadas, lo que concuerda con lo observado para otros humedales como Laguna San Ignacio (Mendoza y Carmona, 2013), el complejo lagunar Guerrero Negro (Carmona *et al.*, 2011) y Ensenada de La Paz (Galindo, 2003).

Las variaciones de la abundancia entre los meses de invierno indican movimientos de la especie. Se ha señalado que la distribución invernal no es estática

para muchas especies de aves playeras. Esta característica ha sido constatada en otros humedales, como Guerrero Negro y Laguna San Ignacio, donde la abundancia a lo largo del invierno también mostró notorias fluctuaciones (Evans, 1976; Carmona *et al.*, 2011; Mendoza y Carmona, 2013).

La notoria disminución observada entre febrero y marzo de la primera temporada, indicó el inicio de la migración al norte para la especie. No obstante en febrero de la temporada 2011-12, se registró un incremento en la abundancia del Playerito. Este incremento puede obedecer a la llegada de aves provenientes de humedales más sureños, que estarían utilizando a Marismas Nacionales como una parada en su migración al norte. Esta especie tiene una distribución invernal entre el sur de Canadá hasta Perú (Wilson, 1994), por lo que existen diferentes humedales de los cual pueden provenir. Se ha observado que en latitudes tropicales y subtropicales el Playerito occidental, la migración de primavera inicia desde febrero (Wilson, 1994; Fernández *et al.*, 1998). Sin embargo, como se ha mencionado con anterioridad, los censos son puntuales y no miden los cambios en la tasa de recambio de las aves playeras, sobre todo durante los movimientos migratorios (Colwell y Cooper, 1993; Reed *et al.*, 1996).

Los sitios dentro de Marismas Nacionales donde el Playerito occidental fue más abundante fueron MN-07, MN-09, MN-08 Y MN-15, mismos que se caracterizan por presentar grandes planicies lodosas. Estos ambientes han sido indicados como los más propicios para la alimentación de la especie (Wilson, 1994; Fernández *et al.*, 1998, Sutherland *et al.*, 2000). Se ha observado en diferentes humedales de invernación, que el Playerito occidental se alimenta principalmente en planicies lodosas, en aguas poco profundas o en lodo seco en donde pueden pasar hasta el 50% del tiempo forrajeando (Racher, 1966; Wilson, 1994). Los ambientes lodosos están entre los que presentan mayores densidades de invertebrados, los cuales conforman prácticamente la totalidad de la dieta de la especie (Yates *et al.*, 1993; Wilson, 1994; Sutherland *et al.*, 2000; Pomeroy, 2006).

En Marismas Nacionales, las principales áreas de distribución del Playerito occidental tienen poca influencia del nivel de marea, factor que ha sido señalado como limitante para otros sitios del noroeste de México, como en la Ensenada de La

Paz (Carmona *et al.*, 2003) o el complejo lagunar Guerrero Negro (Ayala-Perez, 2008). Una característica favorable de los planos lodosos de Marismas Nacionales para la especie es que éstos siempre son accesibles para la especie.

Otro factor que puede relacionarse con las altas abundancias del Playerito occidental es la cobertura vegetal. Los sitios MN-07, MN-09, MN-08 Y MN-15 son planicies abierta con poca vegetación circundante, mientras que las otras zonas presentan vegetación de marismas y manglar muy cerca de sus periferias. Se ha indicado que las áreas con vegetación difieren de las zonas intermareales por sus características químicas, textura y por la comunidad bentónica. Así mismo una mayor cobertura (de vegetación) disminuye la visibilidad y aumenta la vulnerabilidad de las aves en general ya que estas aumentan su frecuencia de vigilancia lo que probablemente se traduce en disminución del tiempo para alimentarse (Metcalf, 1984; Morales, 2007). Finalmente estas zonas dificultan la captura de las presas puesto que se presenta una mayor consolidación en el sustrato a causa de las raíces (Carmona-Islas, 2013).

Avoceta americana: esta especie es una de las más abundantes en el noroeste de México, principalmente en las lagunas continentales desde el sur de Sonora hasta Nayarit (Morrison *et al.*, 1994; Engilis *et al.*, 1998; Molina, 2014). Para Marismas Nacionales las abundancias de la avoceta americana están entre las más altas del noroeste de México semejantes a las observadas en otros humedales como Ensenada Pabellones (15 y 30 mil aves) o Huizache-Caimanero (28 y 48 mil avocetas; Engilis *et al.*, 1998; Morrison y Ross, 2009; Carmona y Danemann, 2013). En los últimos años se ha actualizado la información sobre la abundancia de esta especie al sur de Sonora y se ha constatado la importancia para la especie de las lagunas ahí presentes; Bahía Tóbari (28 mil aves) y Moroncarit (10 mil; Carmona *et al.*, 2017).

La Avoceta americana comienza su migración al sur (otoño) típicamente a partir de septiembre y finaliza a mediados de noviembre (Ackerman *et al.*, 2013). Por lo anterior, las avocetas registradas en noviembre en Marismas Nacionales se pueden considerar como aves invernantes. Los números máximos se presentaron en enero, en la primera temporada, y diciembre, en la segunda, lo que concuerda con lo

observado en otras áreas de invernación como la Bahía de Humboldt, California (Evans y Harris, 1994). En Marismas Nacionales para ambas temporadas, la abundancia disminuyó notoriamente a partir de marzo, lo que se relaciona a la partida de las aves hacia sus sitios de reproducción, ya que la anidación puede comenzar incluso a partir de abril (Cavitt, 2006; Ackerman *et al.*, 2013).

Los cambios interanuales en la abundancia de la Avoceta americana como los registrados durante el periodo de estudio, son frecuentes en el noroeste de México (Carmona *et al.*, 2017) dado que esta especie puede presentar movimientos invernales (Demers *et al.*, 2010). Estas variaciones pueden estar relacionadas con cambios en el uso de diferentes lagunas costeras que se localizan al norte de Marismas Nacionales donde, como se mencionó, la especie también es abundante (Harrington, 1993; Engilis *et al.*, 1998, Morrision y Ross, 2009; Carmona y Danemann, 2013; 2014).

Referente a la distribución espacial de la Avoceta americana en Marismas Nacionales, las zonas de mayor importancia para ambas temporadas fueron MN-07, MN-14, MN-13. Estos sitios son lagunas perenes con profundidades bajas de aproximadamente 20 cm en la mayor parte de su extensión y con una influencia mínima de marea, lo que favorece la presencia de las avocetas. Se ha encontrado que esta especie prefiere zonas con profundidades similares y con pocos cambios en el nivel de marea (Boettcher *et al.*, 1994; Robinson *et al.*, 1997; Ackerman *et al.*, 2013).

Asimismo, estas zonas presentan un sustrato con sedimentos predominantemente finos (limo/arcilloso; Blanco *et al.*, 2011), lo que también favorece la presencia de la especie, pues las avocetas prefieren durante su estancia invernal humedales con sedimento fino, debido a la sensibilidad de su pico (Danufsky y Colwell, 2003; Ackerman *et al.*, 2013). En adición las características de los sitios permiten a la especie la captura de presas tanto de la columna de agua como del sedimento; así, por ejemplo para MN-07, esta amplitud del nicho trófico parece favorecer la elección del sitio (Molina, 2014).

Costureros: en Marismas Nacionales pueden coincidir dos especies de costureros, el Costurero de pico corto (*Limnodromus griseus*) y el de pico largo

(*Limnodromus scolopaceus*), no obstante como fue mencionado anteriormente, durante la invernación de estas especies su diferenciación visual en campo es muy difícil, puesto que sus características morfológicas son similares (Jehl *et al.*, 2001), por lo cual se opta por agruparlas a nivel genérico (Danufsky y Colwell, 2003; Morrison y Ross, 2009).

Los Costureros están entre las especies más frecuentes dentro del corredor migratorio del Pacífico y en general están bien representadas en la comunidad de aves playeras de los humedales del noroeste de México (Page *et al.*, 1997; Engilis, *et al.*, 1998; Morrison y Ross, 2009, Ortega-Solis, 2011).

En Marismas Nacionales, la importancia numérica de este género ha sido reportada con anterioridad; Morrison y Ross (2009) estimaron cerca de 8 mil costureros, mientras que Ortega-Solís (2011) estimó un máximo de 10 mil aves. Las abundancias en el presente estudio son superiores a lo reportado previamente en la zona, puesto que para la primera temporada se registró un máximo de 25 mil aves, mientras que para la segunda temporada el máximo fue de 31 mil. Estas diferencias pueden estar dadas principalmente por la metodología empleada en el conteo y la temporalidad del muestreo. Morrison y Ross (2009) realizaron un recorrido aéreo, lo que suele dificultar la detección de aves cuando existen obstáculos visuales como los bosques de mangle, más aún en especies medianas y pequeñas (los costureros se consideran aves playeras medianas). En este estudio, los censos se realizaron en enero, cuando no necesariamente se registran las máximas abundancias para el grupo (Morrison y Ross, 2009; Ortega-Solís, 2011, trabajo presente).

La diferencia con los resultados de Ortega-Solís (2011) está influenciada por las diferencias en cobertura, pues este autor realizó los censos únicamente en la parte nayarita de Marismas Nacionales, mientras que en este trabajo presente se incluyó además la parte sinaloense. Entre los sitios del estado de Sinaloa hubo uno que presentó la mayor abundancia para este género (MN-15). Se observaron diferencias entre las zonas que utilizaron los costureros, pues Ortega-Solís (2011) registró a MN-09 como el principal y único con altas abundancias, mientras que en este trabajo las zonas de mayor importancia fueron MN-07, MN-09 y MN-15, mismas que fueron consistentes durante las dos temporadas de estudio.

Los Costureros prefieren humedales lodosos para su alimentación, lo que caracterizó sus principales zonas de distribución en Marismas Nacionales. Esto concuerda con lo observado en otros humedales, donde el género es también abundante, como Guerrero Negro (Carmona *et al.*, 2011) o las costas de Sinaloa (Engilis *et al.*, 1998). También se ha observado que los costureros pueden preferir determinadas zonas dentro de un humedal, como pasó en Marismas Nacionales; esta preferencia incluye estaciones y temporadas (Buchanan y Evenson, 1997).

Marismas Nacionales es un sitio de estancia invernal para los costureros, dado que sus mayores abundancias se presentaron a principios de invierno (noviembre-diciembre), lo que coincide con la mayoría de los humedales de la región (Carmona *et al.*, 2011). No obstante, el incremento en la abundancia en febrero indicó que durante la temporada 2011-12, grupos de costureros que invernaron más al sur utilizaron Marismas Nacionales como un sitio de paso.

Candelerero americano: esta especie fue la cuarta más abundante de la comunidad de aves playeras en Marismas Nacionales, coincidente con lo registrado por Ortega-Solís (2011), quien reporta una abundancia cercana a 7 mil aves. Morrison y Ross (2009) reportan 5 mil aves de esta especie. Los datos del presente estudio se asemejan a los trabajos anteriores: en la primera temporada la especie registró una abundancia máxima de 8 mil aves, mientras que para la segunda temporada fue de 5 mil.

El *Candelerero americano* es una especie considerada como residente para la región (Howell y Webb, 1995; Mellink y Rojas, 2009), sin embargo dados los patrones de abundancia observados en el trabajo presente, los grupos invernantes presumiblemente están formados por aves locales (las menos) y migratorias (las más). Ortega-Solís (2011) observó que esta especie presentó una amplia distribución en las áreas monitoreadas, aunque con baja abundancia, lo que se relaciona con una estrategia para minimizar la competencia intraespecífica, pues el *Candelerero americano* es altamente territorial durante la época invernal (Engilis *et al.*, 1998; Robinson *et al.*, 1999).

Picopando canelo: para esta especie, el noroeste de México ha sido señalado como la región más importante para su invernación. No obstante, dentro de esta región sobresale la Península de Baja California, en donde se tiene reportado entre el 65 y 70% de la población mundial para el *Picopando canelo* (110 a 120 mil aves; Ayala-Perez, 2010; Melcher *et al.*, 2010; Carmona *et al.*, 2011; Mendoza y Carmona, 2013). En contraste, los humedales continentales presentan estimaciones más bajas (28 a 19 mil aves; Carmona y Daneman, 2013, 2014).

Las abundancias registradas en Marismas Nacionales reflejan lo mencionado anteriormente, pues en el trabajo presente los máximos fluctuaron entre 3 mil y 6 mil aves. Morrison y Ross (2009) estimaron para la zona 3,500 aves, lo que coincide con lo aquí registrado, mientras que Ortega-Solís (2011) indica una abundancia muy similar, con 4,500 aves.

Marismas Nacionales es considerado el humedal más sureño en México, con abundancias de miles de aves (Morrison y Ross, 2009), es por ello que no se presentó repunte en marzo (migración al norte; Gratto-Trevor, 2000; Ayala-Perez, 2010).

Las variaciones de la abundancia durante el invierno reflejan movimientos locales. Dada la profusa cantidad de lagunas costeras ubicadas al norte de Marismas Nacionales, es probable que esta especie realice movimientos de corta distancia entre estas. Un ejemplo de dichos movimientos se documentó con individuos marcados y monitoreados vía satelital, los cuales se movieron entre los humedales peninsulares y los continentales en un lapso de menos de un mes (Olson y Farnen, datos no publicados).

Las variaciones de la abundancia entre temporadas se han observado previamente para esa especie en otros humedales (Racher, 1966; Page *et al.*, 1979, Hayes y Fox, 1991; Carmona y Daneman, 2013, 2014). Estos cambios son un reflejo de la plasticidad invernal ante la variabilidad en el ambiente, incluidos la disponibilidad del alimento, el fenómeno El Niño y la temperatura (Page *et al.*, 1979; O'Hara *et al.*, 2007; Ayala-Perez, 2010). Ayala-Perez (2010) encontró una relación inversa entre la temperatura y la abundancia del *Picopando canelo*.

Durante su estancia invernal, esta especie utiliza planicies lodosas costeras, estuarios, playas arenosas y planicies intermareales (Gratto-Trevor, 2000). En las dos temporadas de estudio, la distribución espacial de la especie se mantuvo constante, con una mayor utilización de MN-09, MN-13 y MN-14. Esta especie, como se ha mencionado anteriormente, prefiere sedimentos finos pues se alimenta hundiendo el pico en el sedimento (sondeo; Brabata y Carmona, 1998; Mendoza y Carmona, 2013).

Chorlo nevado: en Marismas Nacionales, durante el invierno, pueden coincidir Chorlos nevados migratorios y de reproducción local (Bustamante, 2013; Carmona y Danemann 2013). Lo anterior hace de esta especie una de las que presentan tramas complejas en cuanto a estrategias migratorias (Page *et al.*, 2009). Esto también hace difícil interpretar las abundancias invernales, puesto que durante este periodo convergen ambas poblaciones, lo que puede resultar en diferencias de abundancia entre temporadas, como lo registrado en 2011-12, cuando la especie se congregó en diciembre y posteriormente fue disgregándose.

Marismas Nacionales mantiene una población invernante de Chorlos nevados que puede llegar a c.a. 300 aves; que representan el 9% de su estimado poblacional (Andres *et al.*, 2012). Se han localizado dos colonias reproductivas en Marismas Nacionales, una en Laguna Chumbeño (MN-07 en este trabajo) y otra, la más importante con 100 nidos activos, en Las Garzas-Chahuin-Chihua (MN-08 y MN-09), lo que incrementa la importancia del área (Mellink y Rojas, 2005; Martínez, 2012; Bustamante, 2013).

Los ambientes comúnmente utilizados por la especie durante el periodo invernal incluyen playas, planicies intermareales, márgenes de lagunas y salitrales. Las áreas más importantes para el Chorlo nevado dentro de Marismas Nacionales fueron las mismas durante las dos temporadas. Estas áreas reúnen las condiciones necesarias para la especie, incluso en marzo, cuando la temperatura aumenta, las zonas más someras de las lagunas se secan, convirtiendo esas áreas en salitrales. En MN-07, MN-08 y MN-09, los Chorlos nevados utilizan islas artificiales para asentar sus nidos, las cuales están formadas por disposición de material dragado (Martínez, 2012; Bustamante, 2013).

Playero rojizo del Pacífico: los primeros registros de esta especie en el área se realizaron en 1994, donde se estimaron 250 aves (Morrison *et al.*, 1994). No obstante Ortega-Solis (2011) estimó que hasta 1,300 aves utilizaron Marismas Nacionales (7% de su total poblacional; Andres *et al.*, 2012). Las abundancias durante las temporadas estudiadas difieren de las registradas por Ortega-Solís (2011), lo que sugiere una alta dinámica en el uso invernal de la región. Arce *et al.*, (2015) registraron que el *Playero rojizo del Pacífico* varía en abundancia incluso por día. Esto último limita a los censos puntuales para determinar las abundancias de una especie; incluso en ese estudio se tuvo que censar la zona más de 40 veces para poder así determinar la abundancia máxima (940 aves).

Los datos obtenidos tanto por Ortega-Solís (2011), Arce *et al.* (2015) y los datos presentes, confirman que el *Playero rojizo* utiliza únicamente MN-09 (laguna las Garzas) durante su estancia invernal en Marismas Nacionales. Esta es utilizada preferentemente como zona de descanso y en menor medida como área de alimentación (Arce *et al.*, 2015). Es resaltable que Marismas Nacionales (con sus c.a. 1,000 aves invernantes) es actualmente la tercera zona en importancia invernal para los *Playeros rojizos*, sólo después de Guerrero Negro y el Alto Golfo de California (Arce, 2011; Hernández-Alvarez *et al.*, 2013; Arce *et al.*, 2015).

6.4 Análisis multicriterio

El análisis o evaluación multicriterio es una herramienta para evaluar sistemas ambientales, con base a varios criterios o indicadores, que normalmente están en diferentes unidades de medición (Carver, 1991; Janssen, 2001). El propósito de este análisis es proponer un orden jerárquico y comparar las diferentes zonas de un ambiente de acuerdo a los criterios establecidos. Los criterios usados en el trabajo presente estuvieron en escala de razón (riqueza y abundancia por ejemplo), ordinal (e.g. listas NOM y IUCN) e incluso binomial (especies prioritarias; Daniel, 2002).

En el estudio presente se considera que la integración de siete criterios utilizados (tres biológicos y cuatro de conservación) refleja convenientemente el orden jerárquico de los sitios, puesto que para la clasificación de la importancia se tomaron en cuenta otras fuentes de información y no solo la abundancia aquí

generada, como se ha hecho en otros estudios (Ayala-Perez *et al.*, 2013, Molina, 2014). Incluso existen trabajos que han utilizado información integrada como la abundancia, densidad o diversidad para estimar el área de hábitat necesaria para mantener un tamaño poblacional deseado (Stralberg *et al.*, 2011). También se han incluido aspectos económicos (Carver, 1991; Hermann *et al.*, 2006; Anónimo, 2009). Para el trabajo presente, los costos no pudieron ser insumos, pues el objetivo fue disminuirlos, reduciendo el esfuerzo de muestreo en la dimensión espacial.

Pese a las bondades que implica poder utilizar cualquier unidad de medida o magnitud en los criterios, una de sus debilidades es la subjetividad en el paso final: la asignación por pesos entre los criterios (Hermann *et al.*, 2006; Anónimo, 2009). Por tal motivo, los resultados del análisis multicriterio pueden variar incluso utilizando los mismos criterios y depende mucho de la opinión de quienes lo utilizan. El peso específico es establecido por expertos con base en el conocimiento científico del que se dispone en ese momento, es decir puede cambiar. Aun así, el análisis multicriterio es utilizado como base metodológica para elaborar fichas de evaluación ecológica (CONANP, 2016) o para determinar la importancia de las especies de un grupo taxonómico (SEMARNAT, 2008).

6.5 Propuesta de plan de monitoreo

La mayoría de los humedales del Pacífico de Norteamérica presentan diferentes grados de alteración debido a la actividad humana, misma que puede incluso producir efectos irreversibles. Innegablemente, esto ha degradado la disponibilidad del hábitat en los sitios utilizados como paso migratorio o de invernación (Dahl, 1990; Stralberg *et al.*, 2011). Por estas razones es necesario llevar a cabo monitoreos sobre las poblaciones de aves playeras estos humedales. El monitoreo en una zona tiene como primer objetivo describir el estado de la comunidad de aves, así como identificar las áreas de mayor utilización y estimar la abundancia en las mismas (Howe *et al.*, 1989; Warnock *et al.*, 1998).

A largo plazo, los monitoreos permiten estimar la variación temporal en las tendencias poblacionales de las aves que utilizan la zona (Skagen *et al.*, 2003). Para este trabajo se consiguió el primer objetivo y para poder alcanzar el segundo se

planteó un programa de monitoreo, el cual se basa en la correcta elección de las áreas clave a ser visitadas (Stralberg *et al.*, 2011; Ayala-Perez *et al.*, 2013).

Las áreas seleccionadas dentro de Marismas Nacionales para el plan de monitoreo fueron las más importantes para las aves playeras, de acuerdo con el análisis multicriterio. Las zonas seleccionadas son de relativo fácil acceso por lo que el muestreo no demanda de una logística elaborada. Además, esta selección está basada en un exhaustivo esfuerzo espacial; incluso Howe *et al.*, (2000) mencionan que para asegurar que los sitios sean correctamente seleccionados, es necesario desarrollar un inventario de todas las áreas que utilizan las aves playeras.

La selección de áreas para ser incluidas en un programa de monitoreo, se basa generalmente en la abundancia de todas las especies de aves playeras y en su accesibilidad geográfica, lo que se traduce en eficiencia logística (Howe *et al.*, 2000; SEMARNAT, 2008; Ayala-Perez *et al.*, 2013). Para el trabajo desarrollado en esta tesis, la selección de los sitios de monitoreo se basó en la integración de información biológica y de conservación. De esta manera, aunque el plan de monitoreo busca estimar las variaciones en la abundancia, la integración de la información con la que se seleccionaron las áreas, permite garantizar una buena representación de la riqueza, diversidad y especies de aves playeras con su estatus de conservación.

La propuesta de plan de monitoreo planteada en el trabajo presente busca garantizar la continuidad de los censos en Marismas Nacionales, reduciendo el esfuerzo espacial y de esta manera los costos de operación. Asimismo, dicho plan pretende ser un estándar para los conteos de aves playeras en el futuro, lo cual es necesario para garantizar una comparación válida de las abundancias y por ende de las tendencias poblacionales. Lo anterior se hace evidente al analizar el trabajo de Ortega-Solís (2011), puesto que a pesar de que se llevaron a cabo censos para estimar la abundancia de las aves playeras, estos no se realizaron sistemáticamente, por lo que incluso dentro de su temporada de estudio, las abundancias mensuales no son comparables y las variaciones de las mismas son de difícil interpretación.

Adicionalmente, este trabajo se suma al esfuerzo internacional para crear bases de datos de censos continuos en un área de invernación dentro del corredor migratorio del Pacífico, los cuales son necesarios para integrar la información y

comprobar el estado de las poblaciones a nivel global o hemisférico (Donaldson *et al.*, 2000; Brown *et al.*, 2001; Skagen *et al.*, 2003, Robinson *et al.*, 2005; SEMARNAT, 2008).

6.6 Validación del plan de monitoreo

Actualmente, los planes de monitoreo tratan de incluir la mayor cantidad de información posible, para así mejorar las estimaciones y hacer más asertivos los programas de conservación (Skagen *et al.*, 2003; Stralberg *et al.*, 2011). La planificación de la conservación de aves acuáticas y playeras utilizando programas de monitoreo, se han basado tradicionalmente en estimaciones del número de especies o de la abundancia y sus cambios en el tiempo (Stralerg *et al.*, 2011; Wilson *et al.*, 2011; Ayala-Perez *et al.*, 2013). Sin embargo, la abundancia como variable para estimar cambios en las poblaciones de aves playeras dentro de una región, presenta inconvenientes como las fluctuaciones “naturales” en el número de aves entre. Un ejemplo son las registradas en los últimos años en el noroeste de México (Carmona y Danemann, 2013, 2014; Carmona *et al.*, 2017). Dado lo anterior, se ha sugerido alternativas, como monitorear los cambios de las tendencias utilizando dos parámetros poblacionales claves, la productividad, la supervivencia, entre otros (Minton, 2003; Clark *et al.*, 2004; Robinson *et al.*, 2005).

Para el trabajo presente, pese al argumento arriba expuesto, se utilizó la abundancia como estimador de las poblaciones de aves playeras en Marismas Nacionales. Este atributo sigue siendo el indicador más fácil y directo para medir las tendencias poblacionales (Sandercock, 2003).

La validación de cualquier plan de monitoreo es necesaria para que los datos obtenidos sean confiables y se justifique la reducción del esfuerzo espacial en el área de estudio. Este plan de monitoreo plantea un esfuerzo de muestreo más bajo que el original (56% menos), usando modelos estadísticos para corroborar la correcta estimación de las abundancias y disminuir los costos, al igual que lo han planteado otros trabajos sobre monitoreo o manejo de recursos ambientales (Stralerg *et al.*, 2011; Ayala-Perez *et al.*, 2013; Marchi *et al.*, 2017).

El modelo de regresión lineal utilizado para comprobar la pertinencia de la selección de áreas explicó cerca del 99% de las variaciones observadas, por lo que la ecuación obtenida pudiera ser un buen predictor de la abundancia, aunque es indispensable validar iterativamente el modelo con más datos y de forma continua. De estrada, los datos de la segunda temporada permitieron probar la pertinencia de la selección de sitios y la efectividad de la extrapolación de la temporada 2011-2012. Esta estrategia de diseño es más eficiente y conservadora al momento de extrapolar la abundancia de ciertas áreas a todo el sistema de Marismas Nacionales.

7. CONCLUSIONES

Pese a que en los 20 años no se ha generado una línea base de información sobre abundancias de aves playeras, Marismas Nacionales se mantiene como uno de los sitios de invernación más utilizados por este grupo taxonómico, con una abundancia de 130 mil aves en 2010-2011 y 2011-2012 con máximos en invierno (diciembre).

Las especies numéricamente más importantes fueron el Playerito occidental, la Avoceta americana, el género *Limnodromus* (Costureros), el Candelero americano y el Picopando canelo, estas especies conjuntaron el 82% de la abundancia total de aves playeras y son, al menos desde hace 20 años, las especies dominantes del área.

Especialmente, la distribución de las aves playeras presentó el mismo patrón con respecto a la utilización de los sitios durante las dos temporadas, siendo MN-07, MN-09 y MN-14 los de mayor concentración de aves donde se acumuló el 65% del total de registros. Mientras que las zonas de menor utilización fueron MN-01, MN-02, MN-03, MN-04 y MN-16 y representaron menos del 3% del total.

El patrón espacial fue jerarquizado mediante un análisis multicriterio, y permitió establecer un plan de monitoreo, el cual redujo el esfuerzo espacial a menos del 50% con respecto al esfuerzo de monitoreo original y realizados anteriormente. Dicho plan responde a las necesidades de la comunidad científica internacional para dar seguimientos a las poblaciones de aves playeras, incorporar esta información en un marco global, así como simplificar la logística y costos de muestreo.

La conservación de las aves playeras debe involucrar un esfuerzo internacional dado que muchas de estas especies de aves viajan miles de kilómetros durante su migración y utilizan humedales claves localizados en diferentes países, creando una conectividad migratoria. Por esto, el monitoreo se convierte en la herramienta para seguir el comportamiento de las tendencias de las poblaciones de estas aves.

La validación del plan de monitoreo permitió corroborar la verosimilitud de las estimaciones (predicciones) de las abundancias utilizando sólo la información obtenida a partir de cinco sitios seleccionados, los cuales resultaron ser un indicador confiable de los registros totales de aves playeras en Marismas Nacionales.

8. LITERATURA CITADA

- Ackerman, J., A. Hartman, M. Herzog, J.A. Robinson, L. W. Oring, J. P. Skorupa y R. Boettcher. 2013. *American Avocet (Recurvirostra americana)*, The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Issue 275. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Aguilar, Y. 2016. *Distribución espacio-temporal de las aves playeras en el sistema lagunar Chumbeño, Marismas Nacionales, Nayarit*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit.
- Andres, B., P. Smith, R.I.G. Morrison, C. Gratto-Trevor, S. Brown y C. Friis. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin* 119: 178-194.
- Anónimo. 2009. *Multi-Criteria analysis: a manual*. Communities and Local Government. London.
- Alava, J., M. Saavedra, X. Arosemena, M. Calle, C. Vinueza, P. Jiménez, R. Carvajal y F. Hernán-Vargas. 2011. Distributional records and potential threats to the Common (Mangrove) Black Hawk (*Buteogallus anthracinus subtilis*) in southwestern Ecuador. *Boletín SAO* 20: 18-28.
- Alcolado, P.M. 1998. Conceptos e índices relacionados con la diversidad. *Avicennia* 8: 7-21.
- AOU (American Ornithologist's Union). 1998. *Check-list of North American birds*. 7th edition. American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- Arce, N. 2011. *Migración e invernación del Playero rojizo del Pacífico (Calidris canutus roselaari) en Guerrero Negro, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN.
- Arce, N., R. Carmona, E. Miramontes, V. Ayala-Perez, A. Hernández-Alvarez y L.F. Mendoza. 2015. An overwintering group of Red Knots (*Calidris canutus roselaari*) in Las Garzas lagoon, Nayarit, México. *Water Study* 122: 135-141.
- Ashoori, A., A. Barati y H.R. Reihannian. 2007. Recent observations of the Red Phalarope *phalaropes fulicarius* at Boujagh National Park, Gilan province, and And Agh Gol wetland, Hamedan province and its status in Iran. *Podoces* 2: 141-162.

- Ayala-Pérez, V. 2008. *Uso de un ambiente natural y uno artificial en relación al nivel de marea por las aves playeras (Charadrii) en Guerrero Negro, B.C.S., México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Ayala-Perez, V. 2010. *Patrones de uso durante la época no reproductiva de Limosa fedoa (Aves: Scolopacidae), en Guerrero Negro, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN.
- Ayala-Perez, V., R. Carmona, N. Arce y G.D. Danemann. 2013. Methodology for shorebird monitoring in Mexico and Central and South America. *Wader Study Group Bulletin* 120: 147-152.
- Bart, J., S. Brown, B. Harrington y R.I.G. Morrison. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions?. *Journal Avian Biology* 38:73-82.
- Berlanga-Robles, C. y A. Ruiz-Luna. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia* 23: 29-46.
- Berlanga-Robles, C., R.R. García-Campos, J. López-Blanco y A. Ruiz-Luna. 2010. Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Investigaciones Geográficas* 72: 7-22.
- Berlanga-Robles, C., A. Ruiz-Luna, G. Bocco y Z. Vekerdy. 2011. Spatial analysis of the impact of shrimp culture on the coastal wetlands on the Northern coast of Sinaloa, México. *Ocean & Coastal Management* 54: 535-543.
- Blanco, M., F. Flores-Verdugo, M. Ortiz-Pérez, G. de la Lanza, J. López-Portillo, I. Valdéz-Hernández, C. Agraz-Hernández, S. Czitrom, E. Rivera-Arriaga, A. Orozco, G. Jiménez, D. Benítez, J. Gómez y A. González. 2011. *Diagnóstico funcional de Marismas Nacionales. Informe final. Convenios de Coordinación*. Universidad Autónoma de Nayarit & Comisión Nacional Forestal.
- Boettcher, R., S. Haig y W. Bridges Jr. 1994. Behavioral patterns and nearest neighbor distances among non-breeding American avocets. *Condor* 96: 973-986.

- Bojórquez-Tapia, L.A., S. Díaz-Mondragón y E. Ezcurra. 2001. GIS-based approach for participatory decision making and land suitability assessment. *International Journal of Geographical Information Science* 15: 129-151.
- Bojórquez, I., O. Nájera, A. Hernández, F. Flores, A. González, D. García y A. Madueño. 2006. Particularidades de formación y principales suelos de la Llanura Costera Norte del estado de Nayarit, México. *Cultivos Tropicales* 27: 19-26.
- Brabata, G. 2000. *La Ensenada de La Paz, B.C.S., como parte de la ruta migratoria de Calidris mauri (Charadriiformes: Scolopacidae): su estancia a lo largo de un año*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN.
- Brabata, G. 2011. *Estructura y función de las asociaciones de aves en ambientes costeros e insulares de la Bahía de La Paz*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Brabata, G. y R. Carmona. 1998. Conducta alimentaria de cuatro especies de aves playeras (Charadriiformes: Scolopacidae) en Chametla, B.C.S., México. *Revista de Biología Tropical* 47: 239-243.
- Bravo-Nuñez, E. 1991. Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiológica* 1: 87-93.
- Brown, S. C., Hicky, B. Harrington y R. Gill. 2001. *United States Shorebird Conservation Plan*. Second edition. Manomet Center for Conservation Sciences.
- Buchanan, J.B. y J.R. Evenson. 1997. Abundance of shorebirds at Willapa Bay, Washington. *Western Birds* 28: 158-168.
- Buehler, D., A. Castillo y G. Angehr. 2004. Shorebird counts in the Upper Bay of Panamá highlight the importance of this key site and the need to improve its protection. *Wader Study Group Bulletin* 105:56-64.
- Bustamante, J. 2013. *Ecología reproductiva del chorlo nevado (Charadrius nivosus) en las lagunas Las Garzas y Chahuin Chihua, Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit, México*. Tesis de Licenciatura. Instituto tecnológico de Bahía Banderas.

- Carmona, R., A. Álvarez, A. Cuéllar-Brito y M. Zamora-Orozco. 2003. Uso estacional de dos áreas, marina y dulceacuícola, por aves playeras en función al nivel de marea, en Baja California Sur, México. *Ornitología Neotropical* 14: 201-214.
- Carmona, R., N. Arce, V. Ayala-Pérez y G.D. Danemann. 2011. Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, Mexico. *Wader Study Group Bulletin* 118: 40–48.
- Carmona, R. y G.D. Danemann. 2013. *Monitoreo de aves playeras migratorias en 11 sitios prioritarios del Noroeste de México y reconocimiento invernal de cinco sitios adicionales*. Reporte Final para la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Carmona, R. y G.D. Danemann. 2014. *Monitoreo de aves playeras migratorias en 11 sitios prioritarios del Noroeste de México y reconocimiento de cuatro sitios adicionales*. Reporte Final para la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Carmona, R., V. Ayala-Perez, A. Hernández-Alvarez, N. Arce, L.F. Mendoza y G. Marrón. 2017. *Monitoreo invernal de aves playeras en 15 sitios prioritarios del noroeste de México*. Reporte Final para Pronatura Noroestes. 163 p.
- Carmona-Islas, C. 2013. *Modelos espaciales para la determinación de hábitats críticos para aves playeras migratorias en humedales del Noroeste de México*. Tesis de Doctorado. Universidad Veracruzana.
- Carmona-Islas, C., J. Bello-Pineda, R. Carmona y E. Velarde. 2013. Modelo espacial para la detección de sitios potenciales para la alimentación de aves playeras migratorias en el noroeste de México. *Huitzil* 14: 22-42.
- Carver, S.J. 1991. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information systems* 5: 321-339.
- Cavitt, J. 2006. *Great Salt Lake Shorebird Productivity: Bear River Migratory Bird Refuge, Farmington Bay Waterfowl Management Area, Great Salt Lake Shorelands Preserve*. Report Weber State University.

- Clark, J.A., R.A. Robinson, N.A. Clark y P.W. Atkinson. 2004. Using the proportion of juvenile waders in catches to measure recruitment. *Wader Study Group Bulletin* 104: 51-55.
- Colwell, M. y R. Cooper. 1993. Estimates of coastal shorebird abundance: the importance of multiple counts. *Journal of Field Ornithology* 64: 293-301.
- Colwell, M. y S. Landrum. 1993. Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. *Condor* 95:94-103.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2004. *Base de datos del Clima en Nayarit*. Gerencia Estatal en Nayarit. Departamento de Meteorología.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2005. *Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida: Área de Protección de Flora y Fauna Marismas Nacionales, Nayarit*. SEMARNAT.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. *Fichas de evaluación ecológica de áreas naturales protegidas del noroeste de México*. CONANP.
- Cupul-Magaña, F. G. 1999. Aves acuáticas del Estero el Salado, Puerto Vallarta, Jalisco. *Huitzil* 1: 3-8.
- Cupul-Magaña, F.G. 2000. Notas sobre la avifauna acuática de las islas y los humedales costeros de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* 2: 85-92.
- Dahl, T.E. 1990. *Wetlands losses in the United State 1780s to 1980s*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington, D.C.
- Daniel, W.W. 2002. *Bioestadística, base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa Wiley. México. 755 p.
- Danufsky, T. y M. Colwell. 2003. Winter shorebird communities and tidal flat characteristics at Humboldt Bay, California. *Condor* 105: 117-129.
- Danemann, G., R. Carmona y G. Fernández. 2002. Migratory shorebirds in the Guerrero Negro saltworks, Baja California Sur, Mexico. *Wader Study Group Bulletin* 97: 36-41.

- Demers, S., J. Takekawa, J. Ackerman, N. Warnock y D. Athearn. 2010. Space use and habitat selection of migrant and resident American Avocets in San Francisco Bay. *Condor* 112: 511-520.
- Desholm, M. D., A. M. Harder y K. N. Mouritsen. 1998. The sediment-plane: an alternative tool for estimating prey accessibility to tactilely feeding waders. *Wader Study Group Bulletin* 85: 73-75.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2010a. *Decreto por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Marismas Nacionales Nayarit*. 13-54 pp. Ciudad de México a 12 de mayo del año 2010.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2010b. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre categorías de riesgos y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo*. Distrito Federal, México.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2013. *Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit*. Distrito Federal, México.
- Donaldson, G., C. Hyslop, R.I.G. Morrison, H.I. Dickson y I. Davidson. 2000. *Canadian Shorebird Conservation Plan*. Canadian Wildlife Service.
- Engilis, A., L. W. Oring, E. Carrera, J. W. Nelson y A. Martínez-López. 1998. Shorebird surveys in Ensenada Pabellones and Bahía Santa María, Sinaloa, México; Critical winter habitats for Pacific flyway shorebirds. *Wilson Bulletin* 110: 332-341.
- Erwin, R.M., M. Coulter y C. Howard. 1986. The use of natural vs. man-modified wetlands by shorebirds and waterbirds. *Colonial Waterbirds* 9: 137-138.
- Escalante, P. 1988. *Aves de Nayarit*. Coordinación General de Enseñanza Superior Universidad Autónoma de Nayarit. México.
- Evans, P.R. 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* 64: 117-139.

- Evans, T. y S. Harris. 1994. Status and habitat use by American Avocets wintering at Humboldt Bay, California. *Condor* 96: 178-189.
- Farmer, A.H. y A.H. Parent. 1997. Effects of the landscape on shorebirds movements at spring migration stopovers. *Condor* 99: 698-707.
- Fernández, G., R. Carmona y H. De la Cueva. 1998. Abundance and seasonal variation of Western Sandpipers (*Calidris mauri*) in Baja California Sur, Mexico. *Southwestern Naturalist* 43: 57-61.
- Fernández, G., H. de la Cueva y N. Warnock. 2001. Phenology and length of a Stay of Transient and wintering Western Sandpiper at Estero Punta Banda, Mexico. *Journal of Field Ornithology* 72: 509-520.
- Fernández, G. y D. B. Lank. 2006. Sex, age, and body size distributions of Western Sandpipers during the nonbreeding season with respect to local habitat. *Condor* 108: 547-557.
- Galindo, D. 2003. *Uso de dos humedales, dulceacuícola y costero, por Calidris mauri (Caradriformes: Scolopacidae) al sur de la Península de Baja California, México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN.
- Gómez-Sapiens, M.M., E. Soto-Montoya y O. Hinojosa-Huerta. 2013. Shorebird abundance and species diversity in natural intertidal and non-tidal anthropogenic wetlands of the Colorado River delta, Mexico. *Ecological Engineering* 59: 74-83.
- Gratto-Trevor, C. L. 2000. *Marbled Godwit (Limosa fedoa)*. En A. poole y F. Gill [eds.]. *Birds of North America*, No. 492. The Birds of North America, Inc. Philadelphia, PA.
- Harrington, B. A. 1993. A coastal aerial winter shorebird survey on the Sonora and Sinaloa coasts of Mexico, January 1992. *Wader Study Group Bulletin* 67: 44-49.
- Hayes, F.E. y J.A. Fox. 1991. Seasonality, hábitat use, and flock size of shorebirds at the Bahía de Asuncion, Paraguay. *Wilson Bulletin* 103: 637-649.
- Hayman, P., J. Marchant y T. Prater. 1988. *Shorebirds: an identification guide*. Houghton Mifflin Company. Estados Unidos.

- Hermann, B.G., C. Kroeze y W. Jawjit. 2006. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production* 15: 1787-1796.
- Hernández-Alvarez, A., R. Carmona y N. Arce. 2013. Feeding ecology of Red Knot (*Calidris canutus roselaari*) at Golfo de Santa Clara, Sonora, México. *Wader Study Group Bulletin* 120: 194-201.
- Hockey, P. A. R., J. K. Turpie y C. R. Velasquez. 1998. What selective pressures have driven the evolution of deferred northward migration by juvenile waders?. *Journal of Avian Biology* 29:325-330.
- Howe, M. A., P. H. Geissler y B. Harrington. 1989. Population trends of North American shorebirds based on the international shorebird survey. *Biological Conservation* 49:185-199.
- Howe, M., J. Bart, S. Brown, C. Elphick, R. Gill, B. Harrington, C. Hickey, R.I.G. Morrison, S. Skagen y N. Warnock. 2000. *A Comprehensive Monitoring Program for North American Shorebirds*. Manomet Center for Conservation Sciences.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of México and Northern Central America*. Oxford University Press. New York, USA.
- Howes, J. y D. Bakewell. 1989. *Shorebirds Studies Manual*. Asian Wetland Bureau. No. 55. Kuala Lumpur, Malasia.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2000. *Síntesis de información geográfica del Estado de Nayarit*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México.
- Janssen, R. 2001. On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in the Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10: 101-109.
- Jehl, Jr., J.R., J. Klima y R. E. Harris. 2001. *Short-billed Dowitcher (Limnodromus griseus)*. Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Johnson, O.W. 1977. Plumage and molt in shorebirds summering at Enewetak Atoll. *Auk* 94: 222-230.

- Kéry, M. y H. Schmid. 2006. Estimating species richness: calibrating a large avian monitoring programme. *Journal Applied Ecology* 43: 101-110.
- Keylock, C.J. 2005. Simpson diversity and the Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos* 109: 203-207.
- Kovacs, J. M., C. Zhang y F. J. Flores-Verdugo. 2008. Mapping the condition of mangroves of the Mexican Pacific using C-band ENVISAT ASAR and Landsat optical data. *Ciencias Marinas* 34: 407–418.
- Leopold, S. 1959. *Fauna Silvestre de México*. 1^{ra} edición. Pax México (ed.).
- Llinas, J., E. Amador y R. Mendoza. 1989. Avidauna costera de dos esteros de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 4: 93-104.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science. Oxford, USA.
- Marchi, M., C. Ferrara, G. Bertini, S. Fares y L. Salvati. 2017. A sampling design strategy to reduce survey coast in forest monitoring. *Ecological Indicators* 81: 182-191.
- Martínez, P. 2012. *Selección de sitios de anidación del chorlo nevado (Charadrius nivosus) en Marismas Nacionales, Nayarit, México y el Gran Lago Salado, Utah, Estados Unidos*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit.
- Martínez, P. 2015. *Distribución espacio-temporal del Playerito occidental (Calidris mauri) en Marismas Nacionales y uso invernal de Laguna el Chumbeño, Nayarit-Sinaloa*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Mendoza, L.F. y R. Carmona. 2013. Distribución espacial y temporal de aves playeras (Orden: Charadriiformes) en Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical* 61: 229-241.
- Melcher, C., A. Farmer y G. Fernández. 2010. *Conservation Plan for the Marbled Godwit (Limosa fedoa)*. Version 1.2. Manomet Center for Conservation Science, Manomet, Massachusetts.
- Mellink, E. y M. Rojas-López. 2005. New breeding localities for the Snowy Plover in western Mexico. *Western Birds* 36: 141-143.

- Mellink, E. y M. Riojas-López. 2009. Breeding locations of seven Charadriiformes in coastal Southwestern Mexico. *Waterbirds* 32: 44-53.
- Metcalfe, N.B. 1984. The effects of habitat on the vigilance of shorebirds: is visibility important?. *Animal Behavior* 32: 981-985.
- Minton, C. 2003. The importance of long-term monitoring of reproduction rates in waders. *Wader Study Group Bulletin* 100: 178-182.
- Molina, D. 2014. *Patrones de uso invernal de avoceta americana (Recurvirostra americana, Gmelin 1789) en Marismas Nacionales, Nayarit, México*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Morales, K.L. 2007. *Evaluación de la calidad de hábitat en un ambiente costero y uno dulceacuícola, para Calidris mauri en la Ensenada de La Paz, B.C.S., México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. UNESCO.
- Morrison, R. I. G., R.K. Ross y J. Guzmán. 1994. *Preliminary results of surveys of the southern half of the Pacific coast, states of Chiapas to Sinaloa*. Canadian Wildlife Service. Ottawa, Canada.
- Morrison, R.I.G. y R. K. Ross. 2009. *Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of Mexico*. Canadian Wildlife Service.
- Myers, J. P., R.I.G. Morrison, P.Z. Antas, B.A. Harrington, T.E. Lovejoy, M. Sallaberry, S.E. Senner y A. Tarak. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75: 19-26.
- National Geographic Society. 2002. *Field guide to the birds of North America*. 4^a edición. National Geographic Society. USA.
- Nevado, G., G. Fernández, J. Fonseca y M.C. Drever. 2015. A potential role of shrimp farms for the conservation of Nearctic shorebirds populations. *Estuaries and Coasts* 38: 836-845.
- Nijkamp, P., P. Rietveld y H. Voogd. 1990. *Multicriteria evaluation in physical planning*. Elsevier Science Publishers. Holanda.

- O'Brien, M., R. Crossley y K. Karlson. 2006. *The Shorebird Guide*. Houghton Mifflin (ed.). New York, USA.
- O'Hara, P.D., B.J.M. Haase, R.W. Elner, B.D. Smith y J.K. Kenyon. 2007. Are population dynamics of shorebirds affected by El Niño/Southern Oscillation (ENSO) while on their nonbreeding grounds in Ecuador?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 96-108.
- O'Reilly, K. M. y J. C. Wingfield. 1995. Spring and autumn migration in Arctic shorebirds: some distance, different strategies. *American Zoologist* 35: 222-233.
- Ortega-Solís, L. 2011. *Distribución especial y temporal de las aves playeras invernantes en la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit.
- Page, G. y D.F. Whitacre. 1975. Raptor predation on wintering shorebirds. *Condor* 77: 73-83.
- Page, G.W., L.E. Stenzel y C.M. Wolfe. 1979. Aspects of the occurrence of shorebirds on a central California estuary. Pp: 15-22. En: F.A. Pitelka (ed.) *Shorebirds in Marine Environments*. Studies in Avian Biology. Cooper Ornithology Society. Allen Press. Lawrence, Kans. USA.
- Page, G., E. Palacios, L. Alfaro, S. González, L. Stenzel y M. Jungers. 1997. Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, México. *Journal of Field Ornithology* 68: 562-574.
- Page, G.W., L.E. Stenzel, G.W. Page, J.S. Warriner, J.C. Warriner y P.W. Paton. 2009. Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*). Birds of North American Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Paulson, D. 1993. *Shorebirds of the Pacific Northwest*. University of Washington Press, USA.
- Pomeroy, A. 2006. Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, *Calidris mauri*. *Oikos* 112: 629-637.
- Quammen, M. L. 1981. Use of exclosures in studies of predation by shorebirds on intertidal mudflats. *Auk* 98: 812-817.

- Quammen, M. L. 1982. Influence of subtle substrate differences on feeding by shorebirds on intertidal mudflats. *Marine Biology* 71: 339-343.
- Quammen, M. L. 1984. Predation by shorebirds, fish, and crabs on invertebrates in intertidal mudflats: an experimental test. *Ecology* 65: 529-537.
- Recher, H. 1966. Some Aspects of the Ecology of Migrant Shorebirds. *Ecology* 47: 393-407.
- Reed, J.M., N. Warnock y L. Oring. 1996. Censusing shorebirds in the western Great Basin of North America. *International Wader Studies* 9: 29-36.
- Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP). 2009. <http://www.whsrn.org/es/sitios/lista-de-sitios>
- Robinson, J.A., L.W. Oring, J.P. Skorupa y R. Boettcher. 1997. *American Avocet (Recurvirostra americana)*. Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Issue 275. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Robinson, J.A., J.M. Reed, J.P. Skorupa y L.W. Oring. 1999. *Black-necked Stilt (Himantopus mexicanus)*. Birds of North America (P. G. Rodewald, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
- Robinson, R., N. Clark, R. Lanctot, S. Nebel, B. Harrington, J. Clark, J. A. Gill, H. Meltote, D. Rogers, K. Rogers, B. Ens, C. Reynolds, R. Ward, T. Piersma y P. Atkinson. 2005. Long term demographic Monitoring of wader populations in non-breeding areas. *Wader Study Group Bulletin* 106:17-29.
- Salving, J.C., S. Asbirk, J.P. Kjeldsen, P.A.F. Rasmussen, A. Quade, J. Frikke y E. Chritophersen. 1997. Coastal waders in Guinea-Bissau- aerial survey results and seasonal occurrence on selected low water plots. *Water Study Group Bulletin* 84: 33-38.
- Sandercock, B.K. 2003. Estimation of survival rates for wader populations: a review of mark-recapture methods. *Wader Study Group Bulletin* 100: 163-174.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. *Estrategia para la conservación y manejo de las aves playeras y su hábitat en México*. Dirección General de Vida Silvestre. Ciudad de México.

- Shuford, D., G. Page y L. Stenzel. 2002. Patterns of distribution and abundance of migratory shorebirds in the Intermountain west of the United States. *Western Birds* 33: 134-174.
- Skagen, S. y F. Knopf. 1994. Migrating shorebirds and habitat dynamics at a prairie wetland complex. *Wilson Bulletin* 106: 91-105.
- Skagen, S., J. Bart, B. Andres, S. Brown, G. Donaldson, B. Harrington, V. Johnston, S. Jones y R.I.G. Morrison. 2003. Monitoring the shorebirds of North America: towards a unified approach. *Wader Study Group Bulletin* 100: 102-104.
- Spellerberg, I.F. y P.J. Fedor. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' index. *Global Ecology & Biogeography* 12: 177-179.
- Sripanomyom, S., P.D. Round, T. Savini, Y. Trisurat y G.A. Gale. 2011. Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation* 144: 526-537.
- Stenzel, L., C. Hickey J. Kjelson y G. Page. 2002. Abundance and distribution of shorebirds in the San Francisco Bay area. *Western Birds* 33: 69-98.
- Stralberg, D., D. Richard Cameron, M.D. Reynolds, C.M. Hickey, K. Klausmeyer, S.M. Busby, L.E. Stenzel, W.D. Shuford y G.W. Page. 2011. Identifying habitat conservation priorities and gaps for migratory shorebirds and waterfowl in California. *Biodivers Conserv* 20: 19-40.
- Sutherland, T.F., P.C.F. Sheperd y R.W. Elner. 2000. Predation on meiofaunal and macrofaunal invertebrates by Western sandpiper (*Calidris mauri*): evidence for dual foraging model. *Marine Biology* 137: 983-993.
- UICN. 2017. <http://www.iucnredlist.org/>.
- Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Princeton Univ. Press. Princeton, New Jersey.
- Vargas, J. 2012. *Comparación del éxito reproductivo de Charadrius nivosus en la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit, México y el Gran Lago Salado, Utah, Estados Unidos*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit.

- Warnock, N., S. Haig y L. Oring. 1998. Monitoring Species Richness and Abundance of Shorebirds in the Western Great Basin. *Condor* 100: 589-600.
- Wilson, W. H. 1994. *Western Sandpiper (Calidris mauri)*. No. 90. En: A. Poole y F. Gill (eds.). *Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Washingtons, D.C. The American Ornithologists' Union.
- Wilson, H.B., B.E. Kendall, R.A. Fuller, D.A. Milton y H.P. Possingham. 2011. Analyzing variability and the rate of decline of migratory shorebirds in Moreton Bay, Australia. *Conservation Biology* 25: 758-766.
- Yates, M. G., J. D. Goss-Custard, S. McGroarty, K. H. Lakhani, S. Dit Durell, R. T. Clarke, W. E. Rispin, I. Moy, T. Yates, R. A. Plant y A. J. Frost. 1993. Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. *Journal of Applied Ecology* 30: 599-614.
- Zar, J. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th edition Pearson Prentice Hall. New Jersey. USA.
- Zarate-Ovando, B., E. Palacios, H. Reyes-Bonilla, E. Amador y G. Saad. 2006. Waterbirds of the Lagoon Complex Magdalena Bay – Almejas, Baja California Sur, Mexico. *Waterbirds* 29: 350-364.

9. ANEXOS

Anexo I. Aves playeras registradas en Marismas Nacionales durante la temporada 2010-2011. Se indica su presencia (M= Migratorio, R= Residente, R/M= Residente con arribo de poblaciones migratorias) y su estatus NOM-059 (P= Peligro de extinción y A= Amenazado).

Especies	Registro	Conteo	Mes de Máx.		
	Total	Máximo	Conteo	Presencia	NOM-059
<i>Himantopus mexicanus</i>	23,738	8,079	Noviembre	R/M	
<i>Recurvirostra americana</i>	135,517	39,947	Enero	M	
<i>Haematopus palliatus</i>	57	18	Marzo	R	P
<i>Pluvialis squatarola</i>	1,758	626	Febrero	M	
<i>Charadrius collaris</i>	18	12	Enero	R	
<i>Charadrius nivosus</i>	883	268	Febrero	R/M	A
<i>Charadrius wilsonia</i>	228	102	Febrero	R	
<i>Charadrius semipalmatus</i>	5,554	1,844	Noviembre	M	
<i>Charadrius vociferus</i>	313	166	Noviembre	R	
<i>Jacana spinosa</i>	209	58	Febrero	R	
<i>Numenius phaeopus</i>	606	163	Febrero	M	
<i>Numenius americanus</i>	1,415	522	Febrero	M	
<i>Limosa fedoa</i>	13,384	3,189	Marzo	M	
<i>Arenaria interpres</i>	6	5	Diciembre	M	
<i>Arenaria melanocephala</i>	2	1	Diciembre	M	
<i>Calidris canutus</i>	80	30	Diciembre	M	P
<i>Calidris himantopus</i>	4,800	1,670	Diciembre	M	
<i>Calidris alpina</i>	57	45	Marzo	M	
<i>Calidris minutilla</i>	9,232	2,460	Diciembre	M	
<i>Calidris mauri</i>	144,044	49,344	Diciembre	M	
<i>Limnodromus spp.</i>	70,091	24,975	Diciembre	M	
<i>Gallinago delicata</i>	1	1	Diciembre	R	
<i>Actitis macularius</i>	277	62	Diciembre	M	
<i>Tringa flavipes</i>	950	272	Noviembre	M	
<i>Tringa semipalmata</i>	4,782	1,265	Febrero	M	

<i>Tringa melanoleuca</i>	770	242	Noviembre	M
<i>Phalaropus tricolor</i>	20	18	Febrero	M
<i>Phalaropus fulicarius</i>	4	4	Febrero	M
Estimado mínimo	135,388			

Anexo II. Aves playeras registradas en Marismas Nacionales durante la temporada 2011-2012. Se indica su presencia (M= Migratorio, R= Residente, R/M= Residente con arribo de poblaciones migratorias) y su estatus NOM-059 (P= Peligro de extinción y A= Amenazado).

Especies	Registro Total	Cuento Máximo	Mes de		NOM-059
			Máx. Cuento	Presencia	
<i>Himantopus mexicanus</i>	20,719	5,806	Noviembre	R/M	
<i>Recurvirostra americana</i>	89,227	29,230	Noviembre	M	
<i>Haematopus palliatus</i>	54	21	Febrero	R	P
<i>Pluvialis squatarola</i>	2,237	867	Noviembre	M	
<i>Charadrius collaris</i>	24	11	Enero	R	
<i>Charadrius nivosus</i>	997	522	Diciembre	R/M	A
<i>Charadrius wilsonia</i>	247	109	Enero	R	
<i>Charadrius semipalmatus</i>	5,679	1,675	Febrero	M	
<i>Charadrius vociferus</i>	245	87	Enero	R	
<i>Jacana spinosa</i>	57	33	Diciembre	R	
<i>Numenius phaeopus</i>	321	81	Diciembre	M	
<i>Numenius americanus</i>	607	153	Noviembre	M	
<i>Limosa fedoa</i>	21,792	6,184	Noviembre	M	
<i>Calidris canutus</i>	357	350	Diciembre	M	P
<i>Calidris himantopus</i>	12,868	5,356	Diciembre	M	
<i>Calidris alpina</i>	70	47	Febrero	M	
<i>Calidris bairdii</i>	4	4	Diciembre	M	
<i>Calidris minutilla</i>	12,394	4,753	Noviembre	M	
<i>Calidris mauri</i>	167,860	46,603	Febrero	M	
<i>Limnodromus spp.</i>	98,810	31,473	Febrero	M	
<i>Gallinago delicata</i>	2	2	Diciembre	R	
<i>Actitis macularius</i>	184	49	Diciembre	M	
<i>Tringa flavipes</i>	727	259	Diciembre	M	
<i>Tringa semipalmata</i>	2,924	1,054	Noviembre	M	
<i>Tringa melanoleuca</i>	589	159	Diciembre	M	

<i>Phalaropus tricolor</i>	76	50	Diciembre	M
Estimado mínimo		134,938		