



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

SELECCIÓN DE HÁBITAT Y DESEMPEÑO REPRODUCTIVO DEL OSTRERO AMERICANO (*Haematopus palliatus*) EN LA ISLA EL RANCHO, BAHÍA SANTA MARÍA, SINALOA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
JOSE ALFONSO VALDEZ CRUZ

TUTOR:
DR. GUILLERMO JUAN FERNÁNDEZ ACEVES
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR:
DR. JOSÉ ALFREDO CASTILLO GUERRERO
DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE DE
ZONAS COSTERAS, U de G
DR. FRANCISCO FLORES DE SANTIAGO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
PROCESOS OCEÁNICOS Y COSTEROS, UNAM
DR. ERIC MELLINK BIJTEL
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN, CICESE
DR. ARTURO RUIZ LUNA
ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL, MAZATLÁN, CIAD

MÉXICO, CD. MX., JUNIO 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



SELECCIÓN DE HÁBITAT Y DESEMPEÑO REPRODUCTIVO DEL OSTRERO AMERICANO (*Haematopus palliatus*) EN LA ISLA EL RANCHO, BAHÍA SANTA MARÍA, SINALOA

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
JOSE ALFONSO VALDEZ CRUZ**

TUTOR:

**DR. GUILLERMO JUAN FERNÁNDEZ ACEVES
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM**

COMITÉ TUTOR:

**DR. JOSÉ ALFREDO CASTILLO GUERRERO
DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE DE
ZONAS COSTERAS, U de G**

**DR. FRANCISCO FLORES DE SANTIAGO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
PROCESOS OCEÁNICOS Y COSTEROS, UNAM**

**DR. ERIC MELLINK BIJTEL
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN, CICESE**

**DR. ARTURO RUIZ LUNA
ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL, MAZATLÁN, CIAD**

MÉXICO, CD. MX., JUNIO 2023

Agradecimientos

Gracias al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

Gracias al CONACYT por la beca otorgada.

Esta investigación fue realizada gracias al apoyo del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (DGAPA, UNAM) a través del proyecto: "Integrando procesos en un ave monógama: relaciones entre uso del hábitat, coloración ornamental, estado inmune y estructura genética en el Ostrero Americano" (PAPIIT IN208521) y al Programa "Small Grants" del USFWS (F19AP00858).

Gracias por todo su apoyo y especial paciencia al Dr. Guillermo Fernández. Gracias al Dr. Alfredo Castillo quien me ha apoyado desde mis inicios como biólogo marino, Dr. Francisco Flores por su orientación y soporte en la teledetección, gracias al Dr. Eric Mellink y Dr. Arturo Ruiz por sus atentas revisiones y orientación en la redacción de este documento.

Muchas gracias al equipo de ecología de aves playeras del ICMYL unidad académica Mazatlán por la oportunidad de colaboración y apoyo en el desarrollo de este proyecto de investigación.

Índice

Agradecimientos	I
Lista de figuras	IV
Lista de tablas	V
Resumen	VII
Abstract	VII
1 Introducción	1
2 Antecedentes	2
2.1 Ostrero americano <i>Haematopus palliatus</i>	2
2.1.1 Distribución en Norte América	2
2.1.2 Amenazas a la especie	3
2.2 Selección de hábitat de anidación y éxito reproductivo.....	3
2.2.1 Biología reproductiva ostrero americano	3
2.2.2 Estrategia de selección y calidad del hábitat de reproducción.....	4
2.2.3 Territorio en temporada reproductiva	5
2.2.4 Densidad.....	6
2.2.5 Fidelidad al territorio de anidación	7
2.2.6 Causas de fracaso en la reproducción.....	8
2.3 Conservación y manejo del hábitat de reproducción del ostrero	9
2.3.1 Manejo del hábitat y control de depredadores	10
3 Justificación	10
4 Preguntas de investigación e Hipótesis	11
5 Objetivos	11
5.1 Objetivo general	11
5.2 Objetivos específicos	11
6 Materiales y Métodos	12
6.1 Área de estudio	12

6.2	Clasificación de paisaje de la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa	14
6.2.1	Ortofotografía y clasificación	14
6.2.2	Precisión de la clasificación de paisaje	15
6.2.3	Estadísticos de paisaje	15
6.3	Identificación de territorios de anidación y monitoreo de la temporada reproductiva de ostrero americano.....	16
6.4	Caracterización de los sitios de anidación y territorios de los ostreros americanos.....	17
6.5	Análisis de datos	21
7	Resultados.....	22
7.1	Clasificación de paisaje de isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa	22
7.2	Caracterización de los sitios de anidación y territorios de ostreros americanos en la isla El Rancho 26	
7.3	Desempeño reproductivo	30
8	Discusión.....	35
8.1	Composición del paisaje de IER.....	35
8.2	Selección de hábitat de anidación del ostrero americano en IER	37
8.3	Desempeño reproductivo	39
9	Conclusiones.....	41
10	Recomendaciones	41
11	Referencias.....	42

Lista de figuras

- Figura 1. Zona de estudio. Se muestra la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, México en recuadro. . 14
- Figura 2. Línea de costa de las unidades 1, 6, 7 y 8 en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas de 2018 y 2019 del ostrero americano (*Haematopus palliatus*). El polígono de la isla está basado en las condiciones observadas en mayo de 2022 de acuerdo a una imagen sentinel-2a. 18
- Figura 3. Fragmentos de vegetación costera y ubicación de nidos de 25 ostreros americanos (*Haematopus palliatus*) individualizados en la isla Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas de 2018 y 2019..... 19
- Figura 4. Mapa temático de la clasificación supervisada de paisaje de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, a partir de ortofotografía de 2018 creada con Web ODM y post procesada con QGIS y SCP. 23
- Figura 5. Tamaño de fragmento de vegetación costera más cercano a nido de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa. Se presentan los valores convertidos a logaritmo base 10, además los promedios y el intervalo de confianza 95% para cada temporada..... 28
- Figura 6. Línea ajustada e intervalo de confianza de 95% (sombra) basadas en la predicción del modelo ordinal generalizado: TP = tamaño de puesta del ostrero, en función de la distancia (log) a fragmento de vegetación ($Veg_{2_{log}}$) costera más cercano para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2018. 31
- Figura 7. Líneas ajustadas e intervalos de confianza de 95% (sombra) basadas en las predicciones del modelo ordinal generalizado: TP = tamaño de puesta del ostrero, en función del tamaño (log) de fragmento de vegetación costera más cercano y la distancia (log) a fragmento de vegetación costera más cercano ($Veg_{2_{log}}$) para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2018..... 32
- Figura 8. Cambio en la ubicación del nido 2018 vs 2019 y éxito de eclosión en 2018 (0=fracaso, 1= al menos 1 huevo eclosionó) para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa. El punto rojo representa el promedio y las líneas representan el IC=95%. 35

Lista de tablas

Tabla I. Esquema de clasificación del paisaje utilizada para la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante abril y mayo de 2018.	14
Tabla II. Matriz de error de la clasificación de paisaje de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2018. W_i : proporción de superficie.	24
Tabla III. Estadísticos de paisaje para la clasificación supervisada de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2018.	25
Tabla IV. Longitud de línea de costa, número de parejas de ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) y densidad (parejas/km) por unidad en isla El Rancho, bahía Santa María, en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019.	26
Tabla V. Media \pm DE de las variables relacionadas con la ubicación del nido de ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) en isla El Rancho, bahía Santa María, en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019. Variables: distancia a línea de marea (MM); tamaño y distancia al fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1 y Veg_2, respectivamente); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV).	27
Tabla VI. Cambio en la ubicación del nido de ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada 2019 con respecto a la temporada 2018.	29
Tabla VII. Longitud de frente de playa defendido por ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) y desplazamiento del centro del mismo, en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas 2019 y 2020.	29
Tabla VIII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el día de puesta del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: distancia a línea de marea (MM); tamaño de fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1 _{log}); porcentaje de superficie de vegetación costera circundante al nido en un radio de 10 metros (Veg_Costera); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo.	30
Tabla IX. Conjunto de modelos ordinales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el tamaño de puesta del ostrero americano (<i>Haematopus palliatus</i>) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: tamaño (Veg_1 _{log}) y distancia (Veg_2 _{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano; Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo.	31

- Tabla X. Conjunto de modelos ordinales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el número de huevos de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) que eclosionó por nido en Isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: distancia a línea de marea (MM); tamaño (Veg_1_{log}) y distancia (Veg_2_{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano; Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo. 32
- Tabla XI. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el día de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variables: distancia a línea de marea (MM); distancia (Veg_2_{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano; dirección del desplazamiento en la geoposición del nido 2018-2019 (Nido_2). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado del modelo. 33
- Tabla XII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el tamaño de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variable: distancia a línea de marea (MM). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado del modelo. 33
- Tabla XIII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el número de huevos de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) que eclosionó por nido en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variables: longitud frente de playa defendido (FP); distancia a línea de marea (MM); tamaño y distancia de fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1_{log} y Veg_2_{log}, respectivamente); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV). dirección del desplazamiento en la geoposición del nido 2018-2019 (Nido_2). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado del modelo. 34

Resumen

El ostrero americano *Haematopus palliatus* es residente del golfo de California y se estima que el 7% de su población en la costa occidental de México anida en la isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa. En la isla El Rancho se caracterizaron los nidos y territorios, midiendo la distancia a la línea de marea, distancia al fragmento de vegetación costera más cercano y el tamaño de dicho parche, el porcentaje de vegetación costera circundante al nido en un radio de 10 metros, el azimut del nido y su playa y la longitud de los territorios, y se determinó el efecto de estas variables en el desempeño reproductivo de individuos marcados durante las temporadas reproductivas 2018 y 2019. En 2018 la isla El Rancho tuvo una superficie de 425 ha, lo que implica que duplicó su superficie en un periodo de 10 años. La superficie de dunas (34.8%), planicie arenosa (26.4%) y vegetación costera (14.4%) fueron las coberturas más importantes en la clasificación de paisaje. La isla exhibe un alto dinamismo en sus procesos erosivos y de consolidación de terreno. La densidad de parejas fue similar entre unidades en 2018 (5 parejas/km), pero en 2019 fluctuó entre 4 (U6 y U1) y 8 (U7) parejas/km. La distancia promedio del nido a la línea de marea fue menor en 2018 que en 2019 (28 ± 6 vs 47 ± 11 m). La longitud de los territorios fue similar (162 ± 10 m) y su ubicación fue relativamente consistente entre temporadas. Los cambios en la ubicación del nido entre temporadas fueron de una magnitud pequeña (<70 m) y no afectaron el éxito de eclosión. En cinco de los seis modelos considerados para evaluar el desempeño reproductivo, el modelo nulo fue considerado como uno de los mejores. Lo que indica que las variables consideradas no fueron informativas. Los cambios en la línea de costa de la isla pudieron tener efectos directos e indirectos en como los ostreros valoran el hábitat reproductivo y en consecuencia en su éxito reproductivo. El tamaño de puesta de los ostreros en IER durante la temporada 2018 se relacionó con la distancia a fragmentos de vegetación costera y su tamaño. Esto sugiere que los ostreros más experimentados, aquellos con nidos con más de dos huevos, tienden a anidar más alejados de algún fragmento de vegetación costera que aquellos con menor experiencia y nidos con un huevo, para reducir la probabilidad de depredación por parte de las gaviotas reidoras.

Abstract

The American oystercatcher *Haematopus palliatus* is a resident of the Gulf of California. It is estimated that 7% of its population on the western coast of Mexico nests on El Rancho Island, bahía Santa María, Sinaloa. On El Rancho Island, nests and territories were characterized, measuring the distance to the tide line, the distance and size to the nearest fragment of coastal vegetation, and the percentage of coastal vegetation surrounding the nest within a 10-meter radius. The azimuth of the nest and its beach, the longitude of the territories, and the effect of these variables on the reproductive performance of marked individuals during the 2018 and 2019 reproductive seasons were determined. In 2018, El Rancho Island had an area of 425 ha, which implies that its surface doubled in 10 years. The dune surface (34.8%), sandy plain (26.4%), and coastal vegetation (14.4%) were the most important covers in the landscape classification. The island exhibits a high dynamism in its erosive and ground consolidation processes. The density of pairs was similar between units in 2018 (5 pairs/km), but in

2019 it fluctuated between 4 (U6 and U1) and 8 (U7) pairs/km. The mean distance from the nest to the tide line was less in 2018 than in 2019 (28 ± 6 vs. 47 ± 11 m). The length of the territories was similar (162 ± 10 m), and their location was relatively consistent between seasons. Changes in nest location between seasons were of a small magnitude (<70 m) and did not affect hatching success. The null model was considered one of the best of the five models to assess reproductive performance. This indicates that the variables considered were not informative. Changes in the island's coastline could, directly and indirectly, affect how oystercatchers value reproductive habitat and, consequently, their reproductive success. The clutch size of oystercatchers at IER during the 2018 season was related to the distance to fragments of coastal vegetation and their size. This suggests that more experienced oystercatchers with nests with more than two eggs tend to nest further away from some patch of coastal vegetation than those with less experience and nests with one egg to reduce the likelihood of predation by Laughing Gulls.

1 Introducción

Las poblaciones de aves playeras en Norteamérica han disminuido 29% con respecto a sus niveles de 1970, debido principalmente a la pérdida de hábitat (Rosenberg et al. 2019). Este ha sido también el caso del ostrero americano (*Haematopus palliatus*), una especie de ave playera, prioritaria para la conservación en la costa este de los EE.UU. (Simons 2017, AOWG: American Oystercatcher Working Group et al. 2020). En México la subespecie *H. palliatus frazari*, que ocurre en la costa oeste, se considera en peligro de extinción (NOM-Ecol-059; SEMARNAT 2019). Las amenazas a la especie incluyen pérdida de hábitat, disturbio por actividades antropogénicas, depredación durante la reproducción y en un futuro, efectos del cambio climático global (Clay et al. 2014, Felton et al. 2017, AOWG et al. 2020). La conservación del ostrero americano requiere de identificar las principales zonas de anidación y de alimentación, para así establecer marcos de manejo de estos hábitats (Schulte et al. 2010, AOWG et al. 2020).

La información sobre la ecología del género *Haematopus* está basada principalmente en estudios con ostrero euroasiático (*H. ostralegus*) en el litoral europeo (Ens et al. 2014, Ens y Underhill 2014) y ostrero americano (*H. palliatus*) en la costa este de EE.UU. (AOWG et al. 2020). Los ostreros se alimentan principalmente de moluscos bivalvos, crustáceos y poliquetos. Son gregarios y se pueden observar en grupos numerosos en sitios de descanso durante la temporada no reproductiva (AOWG et al. 2020). Durante la época reproductiva exhiben un marcado comportamiento territorial, definiendo un territorio fijo durante toda la temporada (Vines 1979, AOWG et al. 2020). Los ostreros anidan a nivel de suelo y en general próximos a la línea de marea, lo que los hace vulnerables a los efectos del aumento del nivel del mar por el cambio climático (AOWG et al. 2020). Las crías tienen una estrategia de desarrollo semi-precoz (Ens et al. 2014, Ens y Underhill 2014).

Los tipos de hábitat que utiliza el ostrero americano durante su temporada de reproducción incluyen planicies lodosas, playas arenosas, marismas e incluso manglar, aunque este último con densidad menor (Vega-Ruiz et al. 2019). Los ostreros establecen su nido principalmente sobre sustrato arenoso desprovisto de vegetación (Vega-Ruiz et al. 2019, AOWG et al. 2020). Esta especie es sensible a las perturbaciones ambientales; a los cambios en la condición de los hábitats de alimentación, descanso y anidación (Clay et al. 2014, Simons 2017, AOWG et al. 2020). Para conservar esta especie se sugiere que se consideren los aspectos ecológicos del uso de hábitat en los planes de desarrollo costero y acciones de manejo en sitios bajo administración de las autoridades de protección ambiental (Shulte et al. 2010, Schweitzer et al. 2017, Sterling 2017). En particular, es necesaria la identificación de los principales sitios de reproducción y la evaluación de los aspectos del ambiente que inciden en el éxito de eclosión y de volantón para establecer acciones de manejo que propicien una mejora del éxito reproductivo del ostrero americano (Shulte et al. 2010, Felton et al. 2017).

Se calcula que 11% de la población de ostrero americano en el noroeste de México anida en dos islas de barrera en la Bahía Santa María (BSM), Sinaloa: Isla El Rancho (IER) e Isla Melendres (Vega-Ruiz et al. 2019).

Desde 2016, se ha monitoreado la población de ostreros americanos en IER durante la temporada reproductiva (Vega-Ruiz et al. 2019, 2021). Las campañas de monitoreo se han empleado para capturar y anillar ostreros reproductores y pollos. Así, el marcado de individuos y su seguimiento da la oportunidad de estudiar aspectos ecológicos como el uso de hábitats de descanso, área de actividad, sitio de anidación e incluso sitios de alimentación (Simons 2017). Las playas de arena son los hábitats preferidos por los ostreros para anidar (Vega-Ruiz et al. 2019). Sin embargo, estos sistemas de playas de arena y dunas costeras tienen presión por actividades humanas (Defeo et al. 2009, Virzi 2010).

En esta tesis se investigaron las implicaciones de algunos atributos del ambiente en el desempeño reproductivo de ostreros americanos anillados en IER. Esto para ayudar en la comprensión de la ecología de la especie, en particular el uso del hábitat de anidación. Primero se trabajó en una clasificación del paisaje de IER que tuvo como fin establecer un inventario base de coberturas de suelo, en particular de vegetación costera y de superficie de arena. Segundo, se caracterizaron atributos relativos a la ubicación del nido y al territorio de anidación. Por último, se evaluaron las implicaciones de tales atributos en el desempeño reproductivo a través del análisis de la influencia sobre tres variables: fecha de puesta, tamaño de puesta y número de huevos que eclosionaron por nido.

2 Antecedentes

2.1 Ostrero americano *Haematopus palliatus*

2.1.1 Distribución en Norte América

El ostrero americano *Haematopus palliatus* es un ave playera de tamaño mediano y longeva (hasta 20 años de vida), con una población aproximada de 30,000-43,000 individuos, una distribución restringida a hábitats costeros y se alimenta principalmente de moluscos bivalvos (Clay et al. 2010, 2014). Se reconocen dos subespecies en Norteamérica: la primera *H. palliatus palliatus* en la costa del Atlántico presente todo el año desde Massachusetts hasta el Golfo de México en Texas EE.UU. y el noreste de México. La segunda *H. palliatus frazari* en la península de Baja California y en el litoral del Pacífico mexicano (AOWG et al. 2020). La subespecie de la costa este de Estados Unidos ha sido estudiada intensamente durante su temporada reproductiva, lo que contrasta con los pocos estudios sobre la subespecie del Pacífico (Anderson 2014, Munters 2014, Vega-Ruiz et al. 2019, AOWG et al. 2020).

La subespecie *H. p. frazari* (Brewster 1888) es residente de ambas costas de la Península de Baja California, las islas del Golfo de California y a lo largo de la costa oeste de México (Clay et al. 2010, 2014, Palacios et al. 2017, Simons 2017). Su distribución reproductiva está restringida al noroeste de México (Palacios et al. 2017). Se estima una población de aproximadamente 3,000 individuos (Clay et al. 2010, 2014). Palacios et al. (2017) contaron 2,286 individuos durante la temporada de crianza de 2009, además de encontrar una distribución

restringida, localizaron 80% de los ostreros en Baja California Sur y Sinaloa. Sinaloa alberga aproximadamente el 45% de la población durante la temporada reproductiva y BSM destaca como el sitio con mayor cantidad de ostreros (Palacios et al. 2017). En México, esta especie se encuentra en la NOM-059 2010 con la categoría de “Peligro de Extinción” (SEMARNAT, 2019).

2.1.2 Amenazas a la especie

En la costa del Atlántico las principales amenazas a la especie son la pérdida de hábitat, disturbio por actividades antropogénicas, depredación durante la reproducción y los efectos del cambio climático global (Clay et al. 2014, Felton et al. 2017, AOWG et al. 2020). La presión por actividades antropogénicas y la depredación son los factores principales que limitan el éxito reproductivo del ostrero americano (AOWG et al. 2020) y la actividad humana creciente en las costas y el aumento del nivel del mar pueden ser las amenazas más importantes en el futuro para la dinámica poblacional de los ostreros (Ens y Underhill 2014). Las tormentas pueden ocasionar pérdida de nidos o pollos por inundación durante eventos climáticos extremos (Bailey et al. 2017, 2019).

En Sinaloa el establecimiento de actividades agrícolas y acuícolas en las periferias de los sistemas lagunares (Berlanga-Robles et al. 2011), implican deterioro, fragmentación y pérdida de hábitat para el grupo de aves playeras en general. Además, el intenso uso turístico de playas durante la semana santa y semana de pascua coinciden con la temporada reproductiva del ostrero americano y pueden ser una amenaza puntual.

Los estudios sobre distribución y uso de hábitat en la temporada reproductiva del ostrero americano pueden ser una herramienta para la conservación y manejo de hábitats críticos, pues las aves playeras son consideradas indicadores de la condición de los ecosistemas costeros (Piersma y Lindström 2004). De hecho, los ostreros han sido propuestos como especie paraguas a nivel regional de estos sistemas (Maslo et al. 2016), por lo que las acciones dirigidas a mitigar las amenazas a la conservación del ostrero americano pueden ayudar a mantener y mejorar la calidad de los hábitats utilizados por esta especie.

2.2 Selección de hábitat de anidación y éxito reproductivo

2.2.1 Biología reproductiva ostrero americano

Durante la temporada reproductiva (de marzo a mayo para la población de BSM), los ostreros adultos buscan un sitio donde establecerse y hacen propio un territorio que defienden de otros conoespecíficos (Harris 1970, Vines 1979, AOWG et al. 2020). Se forman parejas, pero en algunas ocasiones pueden ser grupos (>3 ostreros), que anidan en diversos hábitats que incluyen islas de barrera, islas rocosas, islas con manglar, barras y dunas costeras, marismas, barras de restos de conchas, incluso caminos-bordes de estanques de granja camaronera y zonas urbanas (Clay et al. 2014, Vega-Ruiz et al. 2019, AOWG et al. 2020, Linhares et al. 2021). Los nidos son ubicados principalmente sobre sustrato arenoso, que puede incluir restos de conchas o plantas y vegetación

costera de acuerdo con la composición del hábitat próximo (Vega-Ruiz et al. 2019, AOWG et al. 2020). En la defensa del territorio participan tanto el macho como la hembra, al igual que en el cuidado parental (Ens y Underhill 2014).

El tamaño de puesta típico es de 3 huevos en la población del Atlántico norte (AOWG et al. 2020). En los ostreros de IER se observó un tamaño de puesta promedio de 2, que puede estar influenciado por una alta proporción de parejas jóvenes, que ponen solo un huevo en su primer intento (Vega-Ruiz et al. 2021). Los huevos eclosionan tras 27 días de incubación (Vega-Ruiz et al. 2019, AOWG et al. 2020). Los pollos son considerados semi-precoces, y se desarrollan bajo el cuidado de sus padres por ocho semanas hasta ser volantones (AOWG et al. 2020). Durante este tiempo, los pollos son acompañados por sus padres a la zona intermareal para alimentarse, a menos que no se tenga sitio de alimentación vecino al sitio de anidación. En la costa de Texas los ostreros reproductores invierten prácticamente la mitad de su tiempo diurno en la incubación, y tras la eclosión, aproximadamente un tercio de su tiempo lo pasan en modo de alerta (Anderson et al. 2016).

2.2.2 Estrategia de selección y calidad del hábitat de reproducción

La estrategia de selección de hábitat se refiere al conjunto de señales ambientales usadas por un organismo para informar su selección de hábitat (Bailey et al. 2019). Por su parte, el establecimiento del territorio es el proceso conductual por el cual un adulto pre-reproductor ingresa por primera vez a la población reproductora y establece un territorio donde anidar (Bailey et al. 2019). Los ostreros buscan establecer su territorio en zonas donde detectan condiciones adecuadas, como los atributos del paisaje y aspectos del desempeño reproductivo de conoespecíficos (Bruinzeel y van de Pol 2004, Bailey et al. 2019). La calidad del hábitat de anidación del ostrero está principalmente determinada por factores que inciden en la disponibilidad de alimento y la vulnerabilidad a la depredación (Clay et al. 2014, AOWG et al. 2020). Las islas de barrera son sitios críticos para la reproducción del ostrero americano por su aislamiento de depredadores terrestres (Clay et al. 2014). En Carolina del Norte, EE.UU., el éxito reproductivo del ostrero americano en islas de barrera y de ribera es bajo, <0.2 pollos por nido (McGowan et al. 2005b). En la costa de Virginia, EE.UU., se observaron diferencias en la productividad de los ostreros americanos entre islas de barrera, litoral de laguna y bahía, siendo mayor (promedio = 0.6) y más variable (0.3 - 0.9) en las islas de barrera (Wilke et al. 2017). En la costa de Texas, EE.UU. el éxito de eclosión difirió entre regiones, con éxito de eclosión y de producción de pollos mayores en la región central que en la región norte (Kocsur et al. 2014). En IER, México, se registró un éxito de eclosión de 0.6 a 1.2 pollos por pareja (Vega-Ruiz et al. 2021).

Los ostreros americanos tienen una historia de vida semejante a los ostreros euroasiáticos (*H. ostralegus*) (McGowan et al. 2005a), la especie más estudiada entre todas las aves playeras (Ens y Underhill 2014). Estudios con el ostrero euroasiático, que se caracteriza por un comportamiento y estructura social complejos, han sugerido varias teorías sobre el comportamiento de la selección de hábitat, tanto en época reproductiva

como no reproductiva (Ens et al. 2014). Durante la temporada reproductiva los territorios tienen diferente calidad en función del acceso a un sitio de alimentación (Ens et al. 1992, 2014). Un territorio es de alta calidad si tiene acceso directo a zonas de alimentación, mientras que un territorio es de menor calidad si hay que saltar alguna barrera física para tener acceso a la zona de alimentación (Ens et al. 1992, 2014). El no tener acceso directo a las zonas de alimentación genera costos por desplazamiento y un esfuerzo adicional de los adultos para brindar alimento a los pollos (Ens et al. 1992, 2014). Esta clasificación fue corroborada en un estudio con dispositivos GPS, donde se observó una relación lineal entre la distancia a la zona de alimentación y la distancia del nido a la línea de marea (Schwemmer et al. 2017), se confirmó que los ostreros en un territorio de baja calidad tuvieron menos pollos y con menor masa corporal (Ens et al. 1992, 2014).

En el ostrero americano, los individuos que inician la puesta de huevos más temprano en la temporada, ponen huevos de mayor tamaño y tienen un éxito de volantón mayor, suelen tener nidos con sitios de alimentación vecinos al territorio de anidación (Nol 1989). Debido a los costos de anidar en un territorio de baja calidad, se supone que hay una lista de espera, en función de la jerarquía y edad de los individuos por los mejores territorios (Ens et al. 2014). En IER, los ostreros americanos que anidaron primero en la temporada tuvieron mayor éxito de eclosión que aquellos que anidaron después en la temporada (Vega-Ruiz et al. 2021). Esto concuerda con lo observado en ostrero euroasiático donde los individuos de mayor edad siempre anidan antes que los más jóvenes (Ens et al. 2014).

En la costa de Florida, EE.UU., las islas de arrecife de ostras y de arena se han erosionado de manera acentuada ocasionando una pérdida de hábitat de anidación para los ostreros americanos, debido al aumento del nivel del mar a consecuencia del cambio climático (Vitale et al. 2020 y 2021). En contraste, el éxito de anidación del ostrero americano aumentó tras los disturbios causados por un huracán en las islas de barrera de Carolina del Norte, EE.UU. aparentemente debido a la mortalidad elevada de sus depredadores (Schulte y Simons 2016, Kwon et al. 2021). Por otro lado, el uso de hábitats sub-óptimos por ostreros americanos y otros playeros, se presenta cuando existe presión por actividades recreacionales en playas con sistemas de dunas de barrera en la costa de Nueva Jersey, EE.UU. (Virzi 2010). En Brasil, Linhares et al. (2021) destacan la capacidad de los ostreros americanos que anidaron en zonas urbanas para usar fragmentos de hábitat de alimentación diversos (playas arenosas y playas rocosas) y protegidos (área insular) que permitieron su éxito de reproducción (0.4 volantones por pareja).

2.2.3 Territorio en temporada reproductiva

Los ostreros pueden valorar la calidad intrínseca de los posibles territorios (Ens et al. 1995, 2014). A nivel territorio, la ubicación del nido está influida por la altura sobre el nivel del mar (Lauro y Burger 1989). Las dimensiones del territorio de anidación están influenciadas por múltiples factores, como la cantidad de hábitat disponible, la proximidad con otros ostreros reproductores, la disponibilidad de alimento en los alrededores al

nido y por la capacidad de los ostreros de establecer y defender su territorio (Ens y Underhill 2014, AOWG et al. 2020). En Massachusetts, el área de actividad durante la reproducción de ostrero americano, registrado con telemetría satelital, fue de 2250 ± 1680 ha y con telemetría VHF de 2720 ± 2150 ha, con un área central que va de 100 - 1000 ha con telemetría satelital y 50 - 1200 ha con telemetría VHF (Loring et al. 2017). Se registraron viajes menores a un kilómetro y hasta más de cinco kilómetros de distancia entre el sitio de anidación y las zonas de alimentación (Loring et al. 2017). Resultados similares se han observado en el ostrero euroasiático durante la temporada reproductiva, los individuos utilizan diversos sitios de alimentación, se desplazan en promedio 1.1 km a zonas de alimentación, con una distancia mínima de ~ 0.1 y máxima de 5.0 km (Schwemmer y Garthe 2011). Además, en otro estudio con GPS en ostreros euroasiáticos detectaron que durante la temporada reproductiva las áreas de alimentación de varios individuos presentaron superposición (Schwemmer et al. 2016). Un par de estudios de una población de ostrero euroasiático reportan dimensiones de territorios de anidación de 0.68 ha promedio (intervalo de 0.00-94.54 ha) con dos décadas de monitoreo (Bailey et al. 2017), y una mediana de 0.25 ha en tres décadas de monitoreo y mayor muestra de población (Bailey et al. 2019). Se ha observado mayor cantidad de ostrero euroasiático invadiendo territorios de alta calidad que los de baja calidad (Ens et al. 2014).

En el ostrero americano se han registrado distancias de hasta 1.6 km de separación entre el territorio de anidación y el de alimentación (AOWG et al. 2020). Los ostreros americanos que se reproducen en Sinaloa tienen acceso directo a la zona intermareal, en función del tipo de hábitat (Vega-Ruiz et al. 2019). Los ostreros muestran preferencia por playas de dunas y marismas sobre otros hábitats como playas rocosas, bancos de conchas o arena establecidos artificialmente (Loring et al. 2017). El área de actividad puede ser más pequeña en sitios con acceso a zonas de alimentación próximas a los territorios de anidación que sean suficientes para satisfacer su alimentación (Lameris et al. 2018). Por otra parte, la depredación del nido durante los viajes a la zona de forrajeo puede ocasionar la contracción del área de actividad (Lameris et al. 2018).

2.2.4 Densidad

En el este de EE. UU., las islas de barrera soportan una densidad de parejas de ostrero americano 17 veces mayor que las islas de ribera (McGowan et al. 2005b). Además, hay una relación positiva entre la longitud del hábitat disponible y la cantidad de ostreros reproductores (Lauro y Burger 1989, Vega-Ruiz et al. 2019). La disponibilidad y heterogeneidad de los hábitats determinan la cantidad de ostreros reproductores que se pueden observar, inclusive se ha registrado una plasticidad entre temporadas y hábitats considerados sub-óptimos en isla de barrera en Carolina del Norte, EE.UU. (AOWG et al. 2020). En una evaluación de la población de ostreros anidando en la costa de Carolina del Norte, EE.UU. se observó menor éxito reproductivo en uno de los sitios cuando la cantidad de ostreros anidando fue mayor (Kwon et al. 2021). El trabajo de Bailey y colaboradores (2019) con ostrero euroasiático resalta que los nuevos reclutas muestran preferencia por zonas donde los

ostreros ya establecidos aportan mayor cantidad de volantones y con mayor densidad de ostreros. Este par de atributos resultaron más relevantes que la elevación y la distancia a la fuente de alimento (distancia a la línea de marea) a la hora del establecimiento de territorio de anidación del ostrero euroasiático (Bailey et al. 2019).

La flexibilidad en la selección del sitio de anidación puede ser una estrategia que ayude a aumentar el tamaño de las poblaciones locales de ostrero y a su posterior expansión. Esto puede explicar la presencia del género *Haematopus* en 5 continentes (Lauro y Burger 1989). Por otra parte, la escasez en la disponibilidad de hábitat de anidación puede limitar el crecimiento de las poblaciones locales (AOWG et al. 2020). En hábitats de IER e isla Melendres (IM), la densidad de parejas de ostrero americano varió entre hábitats en un rango de 0-13 parejas por kilómetro de frente de playa (Vega-Ruiz et al. 2019). La densidad de parejas de ostrero americano reportada en IER e IM es mayor que en otros sitios (Vega-Ruiz et al. 2019). En un par de islas de bancos de conchas con mangle frente a la localidad pesquera de La Reforma, en el litoral de BSM, se han observado hasta 26 parejas de ostrero en un litoral de aproximadamente 350 m y 640 m, incluso se ha registrado éxito reproductivo y se anillaron pollos en la temporada 2019 (J. A. Castillo-Guerrero y G. Fernández datos no publicados).

2.2.5 Fidelidad al territorio de anidación

En el ostrero americano una pareja permanece junta y usualmente anida en el mismo territorio (AOWG et al. 2020). Tener un territorio implica un equilibrio entre la superficie que se puede defender y acceso a suficiente alimento para criar nidadas con éxito (Harris 1970, Ens et al. 1992, 2014). Se ha registrado que los ostreros americanos pueden establecerse en sus territorios de reproducción desde 6 semanas hasta 3 meses previo a la puesta de huevos (AOWG et al. 2020). La dispersión natal es baja, ostreros marcados como pollos han sido observados como reproductores en un intervalo de 0.5 a 50.0 km del sitio de nacimiento después de 2-3 años (AOWG et al. 2020). En los ostreros hay pocos registros de puestas de huevos en su segundo año de vida (Ens y Underhill 2014), mediante la observación de individuos marcados como pollos en Carolina del Norte, EE.UU., después de 2-3 años, únicamente los ostreros de 3 años mostraron comportamiento reproductivo (McGowan et al. 2005a). Las repuestas (segunda puesta de huevos después de un fracaso reproductivo) son comunes (Ens y Underhill 2014, AOWG et al. 2020). Los nuevos reclutas de ostrero euroasiático nacidos en territorios de alta calidad esperan y se establecen en territorios tanto de alta como de baja calidad (Ens et al. 2014). Sin embargo, los ostreros nacidos en territorios de baja calidad mostraron preferencia por esperar y establecerse en territorios de baja calidad a una edad promedio menor (Ens et al. 2014).

Los ostreros americanos reproductores que establecen y defienden su territorio de anidación muestran fidelidad al sitio entre años, incluso en algunos sitios se observan en sus territorios de anidación a lo largo del año (AOWG et al. 2020). Las hembras pueden llegar a su territorio de la temporada previa hasta 3 semanas antes que los machos (AOWG et al. 2020). Además, los ostreros americanos muestran fidelidad al territorio de

anidación incluso en sitios que se han deteriorado (Vitale et al. 2021). En un experimento donde se capturaron y retuvieron a ostreros euroasiáticos por un periodo de 1-3 meses en la época reproductiva, después de su liberación y pese a tener cierta pérdida de masa corporal, los ostreros pelearon por su territorio y en algunos casos desplazaron a los nuevos ocupantes (Harris 1970). Además, los ostreros vecinos de territorios donde ambos individuos de una pareja fueron capturados, no extendieron su territorio, pero si lo movieron (Harris 1970). En otro estudio, se removieron parejas de ostreros por dos días y todos recuperaron sus territorios al ser liberados (Heg et al. 2000).

Por lo regular, la ubicación del nido no es reusada después de un fracaso reproductivo, pero puede ocurrir si existe poca disponibilidad de hábitat (AOWG et al. 2020). El sustrato para anidar del ostrero americano es restringido y específico, lo que supone múltiples retos que en algunos casos puede desarrollarse como una trampa ecológica (Sterling 2017). Es decir, que los territorios disponibles para anidar sean vulnerables a múltiples factores que propicien el fracaso de la puesta y que los ostreros reproductores no logren aportar pollos a la población local a lo largo de varias temporadas.

2.2.6 Causas de fracaso en la reproducción

Las principales causas de pérdida de huevos o pollos en los nidos de ostrero americano incluyen la depredación, el efecto de actividades humanas y las condiciones ambientales extremas. La depredación es responsable de 50% de sus fracasos reproductivos y sus principales depredadores son mapaches, zorras, visones, coyotes, gaviotas, cuervos y crustáceos (Clay et al. 2014). En el oeste del Golfo de México, la supervivencia diaria de nidos y pollos fue afectada por el número de gaviotas reidoras (*Leucophaeus atricilla*) descansando y que anidan en vegetación costera próxima al territorio de los ostreros (Anderson 2014). En IER, los depredadores incluyen a las gaviotas reidoras, los quebrantahuesos (*Caracara cheriway*) (Vega-Ruiz et al. 2021) y, en algunas temporadas, coyotes (*Canis latrans*) provenientes de isla Saliaca (Castillo-Guerrero et al. 2014). Los coyotes son los posibles responsables de la reducción de ostreros anidando en IM (Vega-Ruiz et al. 2019). En el caso de IER, la depredación por la gaviota reidora es quizás la causa más importante de fallo de los nidos de ostrero, y su presencia aumenta conforme avanza la temporada reproductiva del ostrero (Vega-Ruiz et al. 2021). Considerando que IER es el sitio de anidación más importante para las gaviotas reidoras en el litoral del Pacífico en México (Castillo-Guerrero et al. 2014), éstas pueden ejercer una presión de depredación fuerte sobre los nidos de ostrero. Las zonas con mayor riesgo serían aquellas con vegetación costera, usadas comúnmente por las gaviotas para su reproducción (González-Medina et al. 2009).

En la costa este de EE. UU. la perturbación por vehículos todo terreno se relacionó positivamente con el número de viajes fuera del nido por ostreros monitoreados, lo que derivó en menor tiempo incubando y una menor tasa de supervivencia diaria de nidos (McGowan y Simons 2006). En otro caso, en una isla de barrera en Georgia, EE.UU., los ostreros americanos que anidaron no fueron afectados por humanos caminando cerca del nido

(<137 m) y vehículos y botes, pero se registraron fracasos de puestas próximas a sitios de mayor afluencia de humanos (Sabine et al. 2008). Los ostreros americanos que anidan en zonas urbanizadas en el sureste de Brasil fueron capaces de reproducirse con éxito, alimentándose en diversos fragmentos de hábitat intermareales, incluso localizados en hábitat insular apartado ~2 km de la zona de anidación en el litoral continental (Linhares et al. 2021). En el ostrero euroasiático, el establecimiento de territorios fue afectado negativamente por alta incidencia de humanos en las playas (Tratalos et al. 2021). Las actividades humanas en las playas inciden principalmente de forma negativa en el desempeño reproductivo de los ostreros, pero los ostreros pueden llegar a anidar con éxito en algunos casos (Linhares et al. 2021). Es posible que las actividades humanas reduzcan la incidencia de depredadores terrestres. Sin embargo, en los hábitats de isla de barrera, donde los depredadores terrestres están ausentes, mantener restringido el acceso a las actividades humanas resulta fundamental para mantener el éxito reproductivo del ostrero americano.

Ciertos factores ambientales pueden llegar a tener un efecto en el éxito reproductivo del ostrero americano. Por ejemplo, la erosión de playas por acción de la marea y oleaje puede arrasarse con varios nidos de ostrero americano, aun cuando los ostreros ponen sus nidos por arriba de la línea de marea promedio y esta difiera entre sitios (Lauro y Burger 1989, Kocsur et al. 2014, Farrel et al. 2016, AOWG et al. 2020). En Virginia, por acción de las mareas vivas, se han llegado a perder todas las primeras puestas de ostreros (AOWG et al. 2020). La vulnerabilidad de los nidos de chorlo pico grueso (*Charadrius wilsonia*) y ostrero americano al oleaje y las mareas fue distinta entre temporadas reproductivas en la costa de Georgia, EE.UU. (Sterling 2017). En IER, se ha registrado fracaso de puestas de ostrero americano por enterramiento por arena y por inundación debido a la marea y oleaje (Vega-Ruiz et al. 2021).

2.3 Conservación y manejo del hábitat de reproducción del ostrero

Es prioritario incorporar información sobre la ecología del ostrero americano en los planes de desarrollo costero (Clay et al. 2014). En particular, las acciones de manejo dirigidas a mejorar el éxito en la reproducción pueden ayudar a que la población de ostreros crezca (Felton et al. 2017). En general, los ostreros americanos se benefician de zonas restringidas a las actividades humanas (Virzi 2010, Simons 2017, Maslo et al. 2018, AOWG et al. 2020), aunque también se han propuesto acciones que mejoren la disponibilidad y abundancia de comida, pues estas afectan notablemente el éxito de volantón (Schweitzer et al. 2017).

Modelar los cambios en la disponibilidad de hábitat es útil para la toma de decisiones en la delimitación y manejo de hábitats para la conservación de aves playeras (Maslo et al. 2018). Se ha planteado la necesidad de diseñar y ajustar la metodología para vincular la dinámica metapoblacional de ostreros americanos con los cambios en el uso de hábitat y la disponibilidad de este (Simons 2017). El mapeo de hábitats costeros con imágenes aéreas y capas de información con factores que inciden en el uso de hábitat por los ostreros americanos pueden ayudar en la toma de decisiones y en los planes de manejo y conservación (Schweitzer et al. 2017). En algunos sitios

son necesarios esfuerzos de conservación continuos durante la temporada reproductiva del ostrero americano, desde el periodo de incubación hasta la crianza de pollos (Sterling 2017). Es decir, puede haber distintos factores que afectan y las acciones de manejo deben ir acordes con los factores que se identifiquen en cada etapa y sitio. Además, si la disponibilidad de hábitat es limitada se debe considerar la posibilidad de crear áreas nuevas con hábitat adecuado para la reproducción, especialmente para el establecimiento de ostreros jóvenes (Shulte et al. 2010). Las islas de barrera, al ser sitios críticos para la reproducción del ostrero americano, deben ser incluidos en los planes de conservación para promover su manejo (Clay et al. 2014).

2.3.1 Manejo del hábitat y control de depredadores

Las acciones de conservación del ostrero americano deben basarse en identificar y manejar las causas principales de fracaso reproductivo. Por ejemplo, para mejorar la productividad del ostrero americano anidando en una isla de barrera en Carolina del Norte, fue empleado un enfoque de ruta de trabajo de toma de decisiones estructurada para retirar la menor cantidad de mapaches y mantener un nivel mínimo de éxito reproductivo para recuperar la población local de ostreros (Martin et al. 2010). Sin embargo, con un control óptimo de mapaches, se logró más que este nivel mínimo de éxito reproductivo (Martin et al. 2010). En el ostrero euroasiático, mediante el control de las poblaciones de gaviotas, aumentó el número de parejas anidando y el éxito reproductivo en zonas con menor cantidad de gaviotas anidando, pero el éxito reproductivo siguió en niveles bajos (Harris y Wanless 1997). Otros experimentos de control de gaviotas para favorecer el éxito reproductivo de aves marinas registraron un aumento en la población y éxito reproductivo de las especies objetivo de conservación (Finney et al. 2003, Paracuellos y Nevado 2010).

Por otro lado, se ha manejado la superficie de vegetación para aumentar la disponibilidad de sustrato apto para la anidación (Morris et al. 1980, Saliva y Burger 1989). Sin embargo, también se han registrado efectos indeseados de las acciones de manejo, por ejemplo, el tamaño de la colonia objetivo se vio reducido tras múltiples intervenciones en el hábitat (Morris et al. 1992, Williams et al. 2021), o el efecto no es el mismo en todas las colonias (Morris et al 1980, 1992). También es posible que la acción de manejo favorezca la competencia por el sitio de anidación con otras especies (Akers y Allcorn 2006).

3 Justificación

Isla el Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, es un sitio importante de anidación del ostrero americano, especie en peligro de extinción en México. Es prioritario conocer el efecto de la composición del hábitat en el desempeño reproductivo de la especie para aportar información que ayude a su manejo y conservación (Clay et al. 2014). En 2018 se realizaron mosaicos de fotografías aéreas para crear una ortofoto de la isla y obtener información sobre la composición de su paisaje. Esta información se utiliza aquí para evaluar el efecto del paisaje en el

desempeño reproductivo del ostrero. El monitoreo de la temporada reproductiva de ostreros marcados ofrece la oportunidad de analizar rasgos de historia de vida a un nivel detallado. Se buscó detectar hasta qué punto la selección y ubicación del territorio de anidación y del nido pueden ser favorecidas por las características del paisaje que ofrece la isla. La caracterización del paisaje con alta resolución, la delimitación de los sitios de anidación y el monitoreo del éxito reproductivo brinda la oportunidad de identificar con precisión las características del hábitat que determinan el éxito reproductivo de los individuos.

4 Preguntas de investigación e Hipótesis

Con los trabajos publicados del ostrero americano en la IER (Vega-Ruiz et al. 2019, 2021), se concluye que el éxito reproductivo es diferente por temporada, fecha de puesta, tipo de hábitat y la distancia del nido a la línea de marea alta. Las siguientes preguntas se plantearon:

- a. ¿Cuál es la composición del hábitat de IER a nivel paisaje?
- b. ¿Qué tan diversas son las características y la ubicación de los sitios de anidación de ostreros americanos marcados en la isla, a nivel unidad y entre temporadas?
- c. ¿Cuánto varía la longitud del frente de playa (territorio) defendido por ostreros americanos marcados a nivel unidad y entre temporadas?
- d. ¿El desempeño reproductivo del ostrero responde a alguna variable relativa a la ubicación del nido, presencia de vegetación costera, al frente de playa defendido o combinación de estos atributos?

Dada las características de fidelidad y longevidad del ostrero americano, la hipótesis planteó encontrar poca variabilidad en las características de los sitios de anidación, incluyendo las variables relativas a la ubicación del nido y longitud del frente de playa defendido entre unidades y entre temporadas.

5 Objetivos

5.1 Objetivo general

Determinar el efecto de los atributos del hábitat en el éxito reproductivo del ostrero americano en IER. A través del seguimiento de individuos marcados se determinó si el hábitat y el paisaje influían en las características del territorio y éxito reproductivo del ostrero americano.

5.2 Objetivos específicos

1. Clasificar el paisaje de la IER
2. Caracterizar los sitios de anidación del ostrero americano anillados en la IER.

3. Identificar si la selección del sitio de anidación, el frente de playa defendido y la estructura del hábitat próximo influyen en el éxito reproductivo de ostreros americanos anillados en IER.

6 Materiales y Métodos

6.1 Área de estudio

Bahía Santa María es un sistema lagunar con aproximadamente 470 km² de superficie del cuerpo de agua. Es el sistema lagunar más grande de Sinaloa y se ubica en la planicie deltaica formada por la sedimentación terrígena de los ríos Sinaloa y Mocorito en la parte norte y el río Culiacán en la porción sur (Páez-Osuna et al. 2007). El sistema lagunar se conecta al Golfo de California por tres bocas: Perihuate, la Risión y Yameto (Galaviz et al. 1990). De acuerdo con los valores normales (periodo 1951-2010) de la estación meteorológica “El Playón” (Clave 25030) del SMN-CONAGUA, ubicada en el municipio de Angostura, Sinaloa, la zona tiene una temperatura máxima anual de 31 °C, una temperatura media de 24.1 °C y una mínima de 17.1 °C, con una precipitación anual de 478.3 mm. En la zona intermedia del Golfo de California, el viento sopla hacia el Sureste en verano y al cuadrante Norte-Oeste en invierno, primavera y otoño (Pérez-Villegas, 1988). En el marco fisiográfico de la república mexicana, BSM es parte de la “Llanura Costera del Pacifico”, en la región costa oriental del Golfo de California (De la Lanza-Espino et al. 2013). Es un ambiente sedimentario que sostiene la producción agrícola más importante de la región noroeste de México, con Sinaloa como el quinto estado con mayor volumen de producción en 2017 (CIEGSIN 2018). Debido a su extensión, hay diferentes tipos de vegetación y extensas planicies lodosas, que son utilizados por una importante diversidad y abundancia de aves (Engilis et al. 1998). Considerando su riqueza y abundancia de aves, este sistema lagunar ha sido designado como una Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA N.º 228), Sitio de Importancia Hemisférica de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras y Sitio Ramsar (Vega-Ruiz 2019). Las islas de barrera de BSM son parte del Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California (SEMARNAT 2001).

Los ecosistemas costeros actualmente son de los más frágiles y vulnerables a nivel global (Lara-Lara et al. 2008). Bahía Santa María es una laguna costera de prioridad para la conservación (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2003), que tiene aportes estacionales de caudales limitados por afluentes principales represados, es así que se considera que los aportes de nutrientes de forma natural son de origen marino y de forma artificial por las descargas locales de granjas de camarón y por el exceso de fertilizantes en la zona agrícola aledaña (Páez-Osuna et al. 2007). Además de fertilizantes, también son depositados plaguicidas en la bahía, estudios con el playerito occidental (*Calidris mauri*) encontraron bioacumulación de compuestos organoclorados en muestras de hígado (Cruz-Acevedo et al. 2020).

Hay alrededor de setenta kilómetros cuadrados de cultivos de camarón en planicies lodosas adyacentes a los manglares (Toscano et al. 2003). Las islas en BSM tienen vegetación halófila, manglar, matorral xerófilo y pastizal (Flores-Campaña et al. 2003, Sánchez-Soto et al. 2016). Los humedales de manglar en Sinaloa son considerados un corredor biológico que enfrenta múltiples amenazas de origen antrópico, destacando que se han perdido aproximadamente 5,000 ha de su cobertura desde 1985 (Manzano-Sarabia et al. 2018).

Las islas de barrera se caracterizan por su alto dinamismo del terreno, como ambiente sedimentario sujeto a constante interacción con el oleaje, el viento y las mareas (Keijzers et al. 2016, Zinnert et al. 2016). Las islas de barrera están compuestas por un primer cordón de dunas móviles, seguidas de otro estabilizado y delimitado por un cuerpo costero. En las islas de barrera de bahía Santa María, incluyendo a IER se han registrado 21 colonias de 13 especies de aves marinas (Castillo-Guerrero et al. 2014). Isla El Rancho ha presentado cambios desde su surgimiento en la década de los 80's. Es evidente el crecimiento de la isla en la última década, en 2007 se calculó una extensión de aproximadamente 120 ha (González-Medina et al. 2009), en 2012 se incrementó a 312 ha (Castillo-Guerrero et al. 2014), mientras que para 2018 se calculó un total de 425 ha (resultado de la clasificación de cobertura vegetal y usos de suelo de este trabajo). Esta isla está experimentando procesos de colonización, establecimiento y desarrollo de comunidades vegetales. Tiene presencia de manglar (*Rizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*), vegetación acuática halófila (*Batis* sp., *Salicornia* sp.) y vegetación de duna costera como alfombra (*Abronia maritima*), verdolaga de playa (*Sesuvium portulacastrum*) y zacates salados (*Distichlis* sp.).

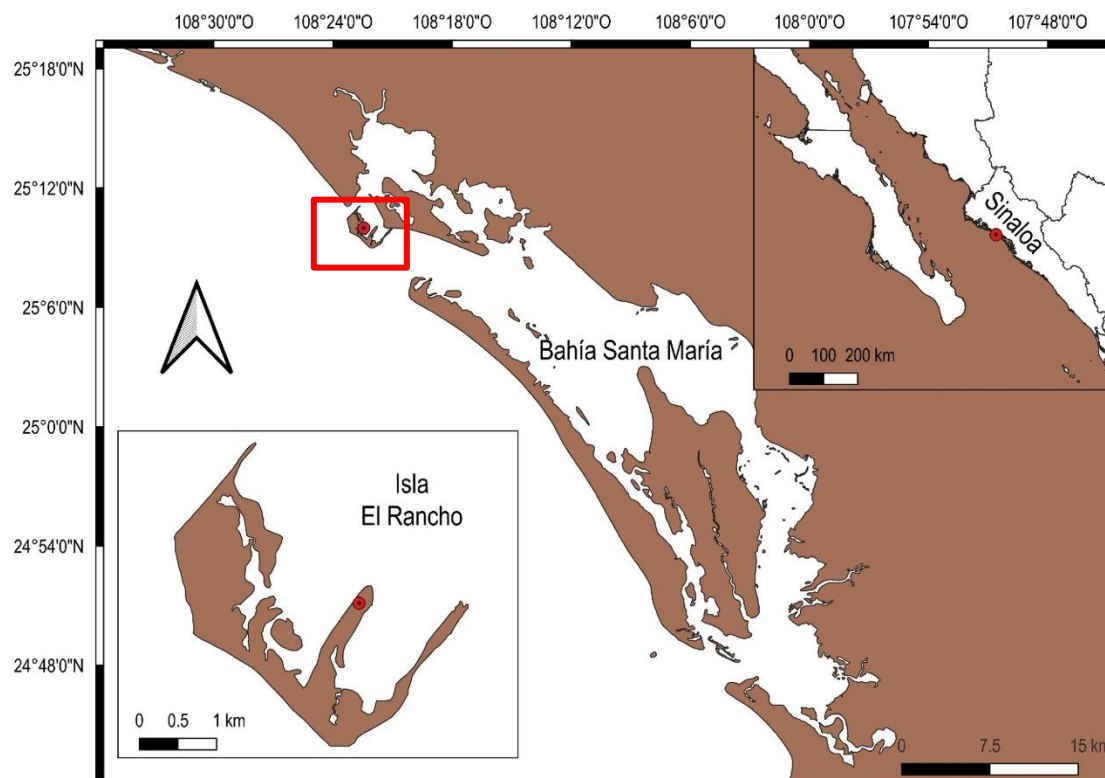


Figura 1. Zona de estudio. Se muestra la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, México en recuadro.

6.2 Clasificación de paisaje de la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa

6.2.1 Ortofotografía y clasificación

Para obtener un mapa temático de la clasificación de paisaje se procesaron imágenes aéreas de un VANT (vehículo aéreo no tripulado) tipo dron-cuadrícóptero DJI Phantom 4 Pro equipado con una cámara RGB modelo DJI FC 330. Los vuelos fueron operados a una altura de 100 m.s.n.m. durante abril y mayo de 2018. Se obtuvieron 4,825 fotografías, las cuales fueron el insumo para generar una ortofotografía, con la interfaz de Web Open Drone Map (Web ODM) y post-procesada con la interfaz y herramientas de QGIS (QGIS.org, 2021).

La ortofotografía resultante (pixel = 20 cm por lado) se utilizó como información de entrada para generar, con ayuda del complemento de QGIS SCP® (versión 7.9.9; Semi-automatic Classification Plug-in), una clasificación de paisaje (Congedo 2021). Se consideró como base el esquema de clasificación de humedales en México (Carrera-González y de la Fuente de León 2003) y se adecuó a las posibilidades de la clasificación (Tabla I).

Tabla I. Esquema de clasificación del paisaje utilizada para la isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante abril y mayo de 2018.

Sistema	Sub-sistema	Macro-clase	Clase
Marino	Submareal	Agua	Agua abierta
Marino	Intermareal	Agua	Playa
Estuarino	Intermareal	Agua	Planicie arenosa
Estuarino	Intermareal	Vegetación	Manglar
Estuarino	Intermareal	Vegetación	Vegetación emergente alto litoral
Insular		Vegetación	Vegetación costera
Insular		Vegetación	Vegetación no halófila
Insular		Suelo	Arena-conchas
Insular		Suelo	Arena
S/ID			no id

Se crearon de manera manual 15 polígonos de entrenamiento para la clasificación automatizada, de por lo menos 500 píxeles (20 m²), para cada clase. El algoritmo utilizado para generar el proceso automático de clasificación fue distancia mínima. Después de correr el proceso automatizado, el resultado de la clasificación requirió edición y corrección manual. Para este proceso se utilizó una imagen Sentinel 2a de la misma temporada (marzo 2018), así como una serie de recorridos de reconocimiento en campo durante la temporada 2019 que sirvieron para ajustar los límites intermareales de la isla.

6.2.2 Precisión de la clasificación de paisaje

Para evaluar la precisión de la clasificación de paisaje, primero se procesó la capa raster con ayuda del complemento AcATaMa (versión 19.11.21) (Llano 2022) de QGIS (QGIS.org, 2021) (Olofsson et al. 2013, 2014). Después, se generaron puntos de supervisión por medio de un muestreo aleatorio estratificado (número de muestras basada en la proporción de superficie) (Olofsson et al. 2013, 2014). Se definieron y clasificaron 395 puntos con base en la ortofoto y la fotografía del proyecto de vuelo para definir el tipo de cobertura en caso necesario (4,825 fotos). Posteriormente, se calculó una matriz de error con la herramienta del complemento SCP, ponderada por proporción de superficie de las clases (Olofsson et al 2014).

6.2.3 Estadísticos de paisaje

Para describir las generalidades y estructura de la clasificación de IER se calcularon tres tipos de estadísticos de paisaje: a) los de superficie y borde, b) de hábitat interno y c) de diversidad de paisaje con el complemento LecoS (Landscape Ecology Statistics, Jung 2016) en QGIS (QGIS.org, 2021). Los estadísticos de superficie y borde son una aproximación general a las características morfológicas del paisaje e incluyen la proporción de superficie por clase, la superficie de fragmento más grande por clase, la densidad de fragmento que representa el número de fragmentos por unidad de área, la densidad de borde, que es el perímetro del ecotono en relación

con la superficie del paisaje y la suma de la longitud de todos los segmentos de borde por clase en el paisaje, dividido entre la superficie total ($m \times ha^{-1}$). El estadístico de hábitat interno funciona como índice de fragmentación y fue representado a través de la superficie total de fragmentos circunscritos por clase en todo el paisaje. Los estadísticos de diversidad de paisaje son una medida compuesta de riqueza y uniformidad, que aportan información relevante para poder comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje en diferentes momentos temporales. Se consideró la uniformidad, que es la abundancia relativa de diferentes tipos de fragmentos, que típicamente enfatizan el dominio relativo o su complemento. Asimismo se estimó la equidad, el índice de diversidad de Shannon que valora la heterogeneidad, a partir de la diversidad de fragmentos basado en la teoría de la información y el índice de diversidad de Simpson que representa la probabilidad que dos elementos seleccionados de forma aleatoria puedan ser diferentes, cuanto mayor es su valor, superior es la diversidad paisajística (Vila et al. 2006).

6.3 Identificación de territorios de anidación y monitoreo de la temporada reproductiva de ostrero americano

La temporada reproductiva del ostrero americano en IER ha sido monitoreada desde 2016. Se han capturado y anillado con códigos únicos a 83 ostreros adultos en la isla hasta la temporada de 2021. Esto ha permitido darles seguimiento a individuos marcados y caracterizar su territorio, ubicación del nido, esfuerzo y éxito reproductivo. Para este trabajo se utilizaron las unidades de muestreo definidas como playa duna y como planicie arenosa con dunas y vegetación de marisma por Vega-Ruiz (2019).

En la temporada 2019 y 2020 se registraron los límites de los territorios de parejas, mediante recorridos realizados en febrero y marzo durante las mareas altas del periodo de mareas vivas, entre 1.5 horas antes y después de la marea alta. Los límites fueron registrados con ayuda de un GPS portátil (Garmin modelo 64, precisión ± 3.6 m). Durante las etapas previas a las puestas de los huevos (cortejo y consolidación de la pareja), se realizaron recorridos paralelos a la línea de costa para definir los límites de territorio con base en el comportamiento de los ostreros y las interacciones con los vecinos. Cuando el observador avanza, los individuos asociados a ese territorio se alejan y en cierto punto optan por volar en dirección opuesta o en otras ocasiones hay un conflicto con los individuos del territorio vecino, el observador marca en el GPS la ubicación de tal punto. Por su parte, en caso de que exista un territorio adyacente, este punto se asigna como uno de los extremos del frente de playa defendido por la siguiente pareja de ostreros reproductores.

A lo largo de la temporada 2018 y 2019 se registraron las parejas de ostreros, con énfasis en aquellas que tenían algún individuo anillado. Al corroborar la presencia de una pareja con defensa de territorio se buscaron los nidos. Al detectar cada nido de ostrero, se marcó un punto con ayuda del GPS y se registró la hora, el tamaño de puesta, largo, ancho y peso de cada huevo, así como la edad por el método de flotación. También se midió el diámetro del nido y la distancia a la línea de marea, composición del nido y composición del sustrato

a tres metros de radio como lo realizó Vega-Ruiz (2019). Además, se colocaron cámaras trampa para ayudar en el seguimiento de los nidos monitoreados. No fue posible dar seguimiento a la temporada reproductiva 2020 debido a la contingencia sanitaria generada por el COVID-19, que dio lugar a la suspensión del esfuerzo de campo a finales de marzo.

6.4 Caracterización de los sitios de anidación y territorios de los ostreros americanos

Para caracterizar los sitios de anidación y territorios de los ostreros americanos en la isla, se utilizaron diferentes parámetros: la densidad poblacional, la distancia de los nidos a la línea de marea, el tamaño y distancia al fragmento de vegetación costera más cercano a los nidos, la posición relativa del nido y su playa con respecto al norte, distancia de desplazamiento y dirección de la ubicación del nido, y longitud y desplazamiento del centro del frente de playa defendido.

Se calculó la densidad de parejas de ostreros (parejas/kilómetro) en IER en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019 con base en los registros de nidos. Además, para el 2019 se consideró el número de parejas que defendió frente de playa. La línea de costa que corresponde a cada unidad se trazó utilizando como referencia la línea de marea en imágenes satelitales Sentinel 2a (Fig. 2). Las unidades consideradas fueron la 1, 6, 7 y 8. La mayoría de la extensión de las unidades 7 y 8 está en la parte externa de la isla, mientras que las unidades 1 y 6 muestran una orientación perpendicular a la costa y hacia la parte interna. La línea de costa se ha modificado en cada unidad, lo que implica un aumento de superficie en las unidades 1, 6 y 7, y pérdida principalmente en la unidad 8 de 2018 a 2019 (Fig. 2).

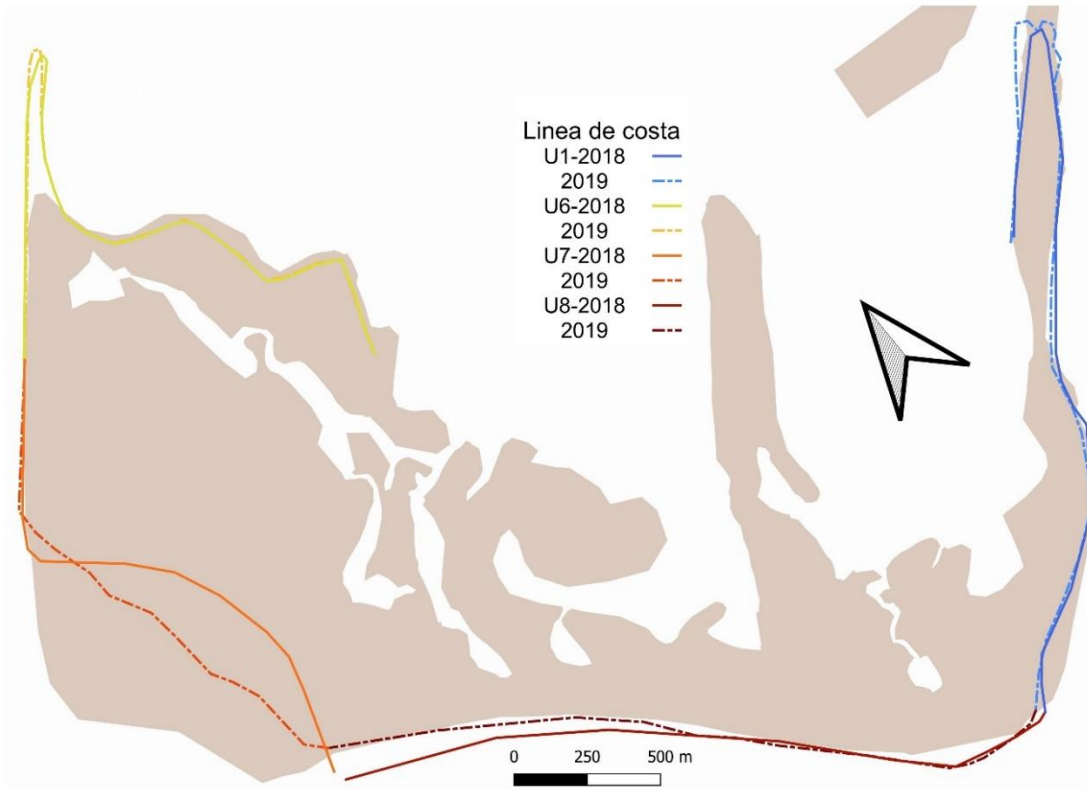


Figura 2. Línea de costa de las unidades 1, 6, 7 y 8 en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas de 2018 y 2019 del ostrero americano (*Haematopus palliatus*). El polígono de la isla está basado en las condiciones observadas en mayo de 2022 de acuerdo a una imagen sentinel-2a.

Se consideraron 25 nidos de individuos marcados que fueron monitoreados en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019 para determinar variables relacionadas con su ubicación (Fig. 3). A partir de esta muestra, se calcularon los promedios por unidad y temporada para distancia a la línea de marea, distancia y tamaño de fragmento más cercano de vegetación costera y posición relativa del nido con respecto a su playa y el norte.

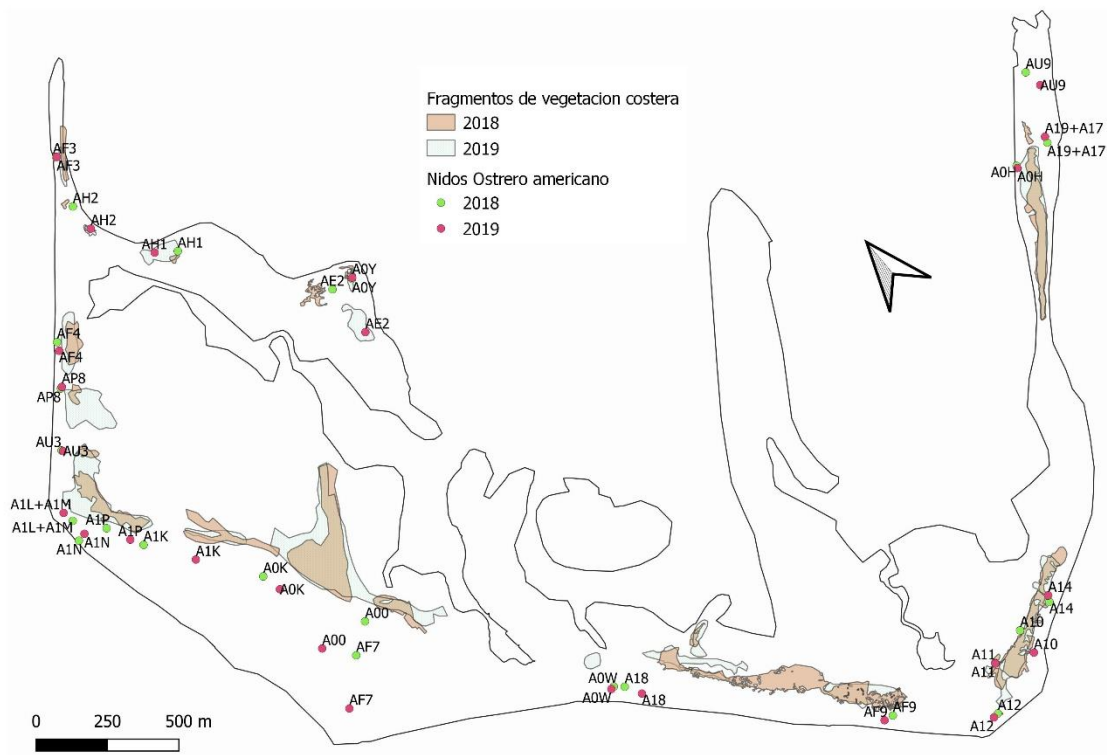


Figura 3. Fragmentos de vegetación costera y ubicación de nidos de 25 ostreros americanos (*Haematopus palliatus*) individualizados en la isla Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas de 2018 y 2019.

La distancia a la línea de marea se relaciona con la vulnerabilidad del nido a ser arrasado por la marea y con la accesibilidad a las zonas de alimentación para los ostreros americanos. La medición se realizó *in situ* con ayuda de un flexómetro (<3 m) o un receptor de GPS de mano para estimar la distancia del nido a la línea de marea alta. El límite de la marea se estableció con base en las marcas visuales que permanecen tras los eventos de marea alta (marcas de arrastre en la arena, presencia de zonas húmedas, restos de basura y espuma).

La gaviota reidora (*Leucophaeus atricilla*) utiliza los fragmentos de vegetación costera para asentarse y colocar sus nidos y es el principal depredador de huevos de ostreros americanos en IER. Se utilizó el tamaño y distancia del fragmento de vegetación a los nidos de ostreros, como un aproximado de su vulnerabilidad a la depredación por gaviota reidora. Se asume que a mayor distancia (Veg-1) y menor el tamaño (Veg-2) del fragmento de vegetación, los nidos de ostrero americano tendrán menor susceptibilidad a ser depredados. De manera indirecta, la distancia también puede dar indicios de la cantidad del hábitat arenoso, que es el preferido por los ostreros como sustrato para colocar sus nidos. El tamaño del pixel mínimo que se consideró como fragmento

es el equivalente a un pixel de imagen satelital Sentinel 2a, es decir, 100 metros cuadrados. Las imágenes analizadas corresponden a 2018 y 2019. Para detectar los fragmentos de vegetación costera se utilizó como referencia la clasificación de paisaje de 2018. Posteriormente, en una capa vectorial se crearon polígonos (fragmentos de vegetación costera) asociados a los nidos ($n = 25$) y se registró la distancia (m) así como la superficie (m^2). A continuación, se procedió con los nidos de 2019 y se contrastaron las bandas de imágenes satelitales de 2019, utilizando una visualización que resaltó las coberturas vegetadas (rojos e infra rojo cercano) se editaron los polígonos de 2018 y en algunos casos se crearon nuevos (Fig. 3).

La posición relativa del nido con respecto al norte se utilizó para evaluar la exposición al viento dominante (noroeste) durante la temporada reproductiva. Se determinó con ayuda de la interfaz gráfica del SIG y sus herramientas para medir ángulos ($0-359^\circ$). Se consideraron tres puntos, el primero se fijó en el norte, el segundo en la ubicación del nido y el último en el punto perpendicular en la línea de costa. El viento puede actuar de dos formas, primero aumenta la posibilidad de perder nido por el oleaje de marea alta durante las mareas vivas. De manera aproximada, los nidos ubicados en la zona interna de la isla tienen los valores más cercanos a 0° , estos nidos tienen efecto mínimo por oleaje en comparación con aquellos nidos en playas perpendiculares. Los nidos ubicados a 45° son los más afectados, caso contrario, aquellos perpendiculares, pero con sentido opuesto por su playa (225°) pueden mitigar el efecto del oleaje durante las mareas vivas. La segunda es por enterramiento, pues aquellos nidos con playas más próximas a ser paralelas (180°) pueden ser más vulnerables a ser enterrados por arena.

Con base en la ubicación del nido en las temporadas 2018 y 2019, se determinó el desplazamiento del nido (distancia y dirección). El cambio en la distancia y dirección entre temporadas se calcularon con ayuda de la interfaz del SIG y las herramientas para medir distancia y ángulos. Para determinar la dirección el primer punto se designó en la línea de costa en un punto perpendicular a la ubicación del nido en 2018 (1), que es el segundo punto (2), y el tercer punto en la ubicación del nido en 2019 (3). Los valores pasan a ser positivos si el cambio es a la derecha (observando por detrás del nido en dirección a la línea de costa) y negativos si son a la izquierda. Como van de 1 a 179 de valor absoluto, aquellos próximos a 90 indican un desplazamiento meramente horizontal, aquellos próximos a uno son aquellos que van hacia al frente del nido, y en la media que se aproximan a 179 indican desplazamiento hacia atrás. Para determinar la distancia de desplazamiento se trazó una línea recta entre las geoposiciones de los nidos y se registró su longitud (m). El desplazamiento se utilizó para evaluar su posible relación con el éxito reproductivo en 2018, esto con la muestra separada entre unidades y otra incluyendo la muestra completa. Para esta prueba se consideró en termino binario, con el fracaso del nido (0) y el éxito con al menos un huevo eclosionado (1).

Se registraron 34 frentes de playa vinculados a parejas de ostrero con por lo menos un individuo marcado para las temporadas reproductivas de 2019 y 2020. Con base en estos frentes de playa, se pudo evaluar el cambio

en la longitud y posición entre temporadas. Para evaluar el cambio relativo de la posición de cada frente de playa se crearon centros, los cuales se usaron de referencia para determinar el desplazamiento del mismo entre temporadas. Estos valores indican la dirección del desplazamiento: positivos a la derecha y negativos a la izquierda, observando por detrás del nido en dirección a la línea de costa.

6.5 Análisis de datos

Para determinar el efecto de la temporada y unidad de muestreo en las variables de la distancia a la línea de marea (MM), así como en la distancia a fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1), la superficie del fragmento de vegetación más cercano (Veg_2) y la posición relativa del nido y su playa con respecto al norte (PRV), se realizaron análisis de varianza de medidas repetidas (Anova-MR). Tomando en cuenta la distribución sesgada de la vegetación costera más cercana (Veg-1), se transformó a logaritmo base 10. Los análisis estadísticos se hicieron en Statistica® (versión 12) y los gráficos con R studio® (versión 1.4.1103). Se utilizó un nivel de significancia de 95%. Si la interacción unidad y temporada no fue significativa se redujo el modelo a los factores individuales. Se presenta el valor de la media \pm el error estándar.

Se incluyó el día de puesta, tamaño de puesta y éxito de eclosión como parámetros del desempeño reproductivo del ostrero americano en IER. Se consideró el día de puesta (estandarizado a la mediana de la muestra) como el momento de inicio de la reproducción para cada pareja. El tamaño de puesta (número de huevos) va de 1 a 3. La fecha y tamaño de puesta son indicadores de la experiencia de los ostreros, se asume que las parejas más experimentadas y/o de mayor "calidad" inician la reproducción más temprano y ponen un mayor número de huevos (Vega-Ruiz et al. 2021). Finalmente, el éxito de eclosión se determinó como el número de huevos que eclosionaron de cada nido.

Se consideró que durante 2018 y 2019 no se colectaron los mismos datos, por tal motivo los descriptores de desempeño reproductivo se analizaron con factores diferentes en cada temporada. Las variables relativas a la ubicación del nido se midieron en 2018 y 2019, pero las variables de composición del hábitat de la zona circundante al nido solo durante el 2018, mientras que el cambio en la geoposición y los frentes de playa solo se midieron en 2019. Los datos de 2018 se analizaron con las variables relativas a la ubicación nido (distancia a línea de marea, tamaño y distancia a fragmento de vegetación costera más cercano y posición relativa del nido y su playa con respecto al norte) y la composición del paisaje (porcentaje de vegetación costera) en el desempeño reproductivo de los ostreros marcados. Para evitar redundancia con otros componentes del paisaje, se eligió el porcentaje de la cobertura de vegetación costera. La composición se calculó a partir de una circunferencia de 10 m de radio, con centro en la geoposición del nido sobre la clasificación de paisaje de IER. Para la temporada 2019, se incluyeron las variables relativas a la ubicación del nido (distancia a línea de marea, tamaño y distancia a fragmento de vegetación costera más cercano y posición relativa del nido y su playa con

respecto al norte), longitud de frente de playa defendido, distancia y dirección del cambio de ubicación del nido (2018-2019).

Los modelos para cada temporada se realizaron en R studio® (RStudio Team, 2021). Para los análisis se utilizaron los comandos del paquete MASS, para día de puesta se definió una distribución normal con función de enlace logarítmica (comando: glm) y para tamaño de puesta (1-3) y éxito de eclosión (0-3) se utilizó una distribución ordinal con función de enlace logit acumulada (comando: polr). Usando el criterio de la información de Akaike de segundo orden (AICc), por tratarse de una muestra pequeña, con ayuda del paquete “MuMIn” (Barton 2022) se configuró un conjunto de modelos para cada variable de respuesta (día de puesta, tamaño de puesta y número de huevos que eclosionó por nido). Se consideró como modelo (o conjunto de modelos) que mejor explican la variable de respuesta aquellos con $\Delta AICc < 2$ (Burnham y Anderson 2002). Entonces se calculó la importancia relativa de cada variable explicativa, variables con valor mayor a 0.7 son variables con mayor W_i , presentes en el mayor número de modelos, o ambas situaciones. Se calculó el efecto estandarizado (promediado) de las variables explicativas con base al conjunto de modelos con valor $\Delta AICc < 2$. Las variables incluidas en el promedio de los modelos tenían factor de inflación de la varianza menor a 2, que indica efecto mínimo de colinearidad. Los gráficos con predicciones de los modelos se obtuvieron con el paquete “effects” (versión 4.2-0), se muestra el efecto de cada variable de acuerdo con el modelo que mejor explica los valores observados (menor $\Delta AICc$).

7 Resultados

7.1 Clasificación de paisaje de isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa

El mapa temático de IER obtenido a partir de la clasificación supervisada de una ortofotografía (Fig. 5), el cual es una representación aproximada del paisaje para IER, cubre 424.5 ha e incluye la distribución de nueve clases de cobertura de la isla durante la temporada reproductiva del ostrero en 2018 (Fig. 4; Tabla II). Las clases con mayor superficie fueron arena-duna (147.7 ± 0.3 ha) y planicie arenosa (112.3 ± 0.6 ha), que en conjunto sumaron el 61% de la superficie de la clasificación. La vegetación costera fue la clase más representativa de las de cobertura vegetal, con 61.1 ± 0.7 ha (14%), seguida de mangle con 47.6 ± 0.8 ha (11%).

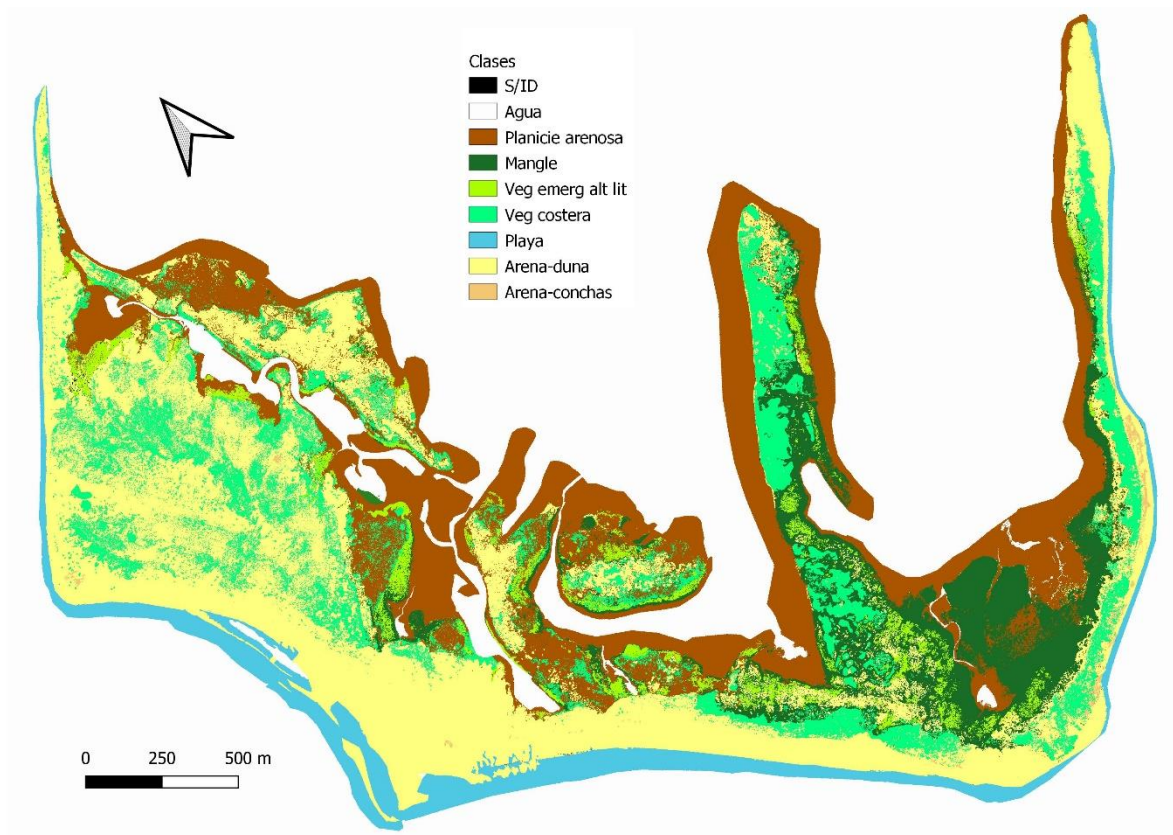


Figura 4. Mapa temático de la clasificación supervisada de paisaje de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, a partir de ortofotografía de 2018 creada con Web ODM y post procesada con QGIS y SCP.

Tabla II. Matriz de error de la clasificación de paisaje de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2018. W_i : proporción de superficie.

Clases	Agua	Planicie arenosa	Mangle	Veg emerg alt lit	Veg Costera	Playa-intermareal	Arena-duna	Arena-conchas	Superficie (ha)	W_i
Agua	0.022	0	0	0	0	0.0006	0	0	9.7	0.02
Planicie arenosa	0.003	0.237	0.003	0.002	0.011	0	0.0087	0	112.3	0.26
Mangle	0	0.008	0.087	0.007	0.005	0	0.005	0	47.6	0.11
Veg emerg alt lit	0	0.003	0.004	0.026	0.0004	0	0.0004	0	14.3	0.03
Veg costera	0	0.009	0.004	0.007	0.096	0	0.0289	0	61.1	0.14
Playa-intermareal	0	0	0	0	0	0.070	0.001	0	30.2	0.07
Arena-duna	0	0.010	0.001	0.002	0.028	0.017	0.289	0.001	147.7	0.35
Arena-conchas	0	0	0	0	0	0	0	0.003	1.3	0.00
Total	0.0249	0.2661	0.099	0.0448	0.1393	0.0876	0.3332	0.0041	424.8	
Superficie (ha)	10.6	113.1	42.0	19.0	59.2	37.2	141.5	17209	424.8	
Error estándar	0.0003	0.0013	0.001	0.0009	0.0015	0.0008	0.0017	0.0002		
Error estándar superficie (ha)	0.1	0.6	0.4	0.4	0.7	0.3	0.7	0		
95% CI superficie	1.1	1.1	0.8	0.7	1.3	0.6	1.4	0		
Precisión del productor (%)	89.7	88.8	88.1	58.9	68.7	80.0	86.8	74.3		
Precisión del usuario (%)	97.5	89.4	77.8	78.2	66.5	98.6	83.1	100		
Índice Kappa	0.9747	0.8557	0.7537	0.7722	0.6103	0.9843	0.7472	1		

El sub-sistema intermareal estuarino representó 41% de la clasificación, compuesto en su mayoría por planicie arenosa, en menor medida por mangle y vegetación emergente (14.3 ± 0.4 ha), que se relaciona con la zona interna de la isla. Por su parte el otro subsistema intermareal playa, indica el hábitat intermareal de la parte externa de la isla y solo representó el 7% de la superficie. Por último, la clase agua solo incluye los canales, con una superficie permanentemente anegada en la zona interna de la isla y representó 2.3% de la clasificación (9.7 ± 0.1 ha). En lo que respecta al sistema insular representa 208.9 ha (14% vegetación costera + 35% arena duna), es decir, prácticamente la mitad de la superficie de la clasificación.

La precisión general de la clasificación fue de 83%, con un índice de Kappa de 0.78 que indica una clasificación supervisada con concordancia moderada (0.6 - 0.8) (Landis y Koch 1977) en comparación con una clasificación de la superficie hecha al azar. La concordancia más débil se observó en la clasificación de vegetación costera (Kappa=0.61) y la mayor en arena duna (Kappa = 0.98) (Tabla II). La menor precisión de usuario ocurrió al designar vegetación costera (66.5%) y la mayor en playa-intermareal (98.6%).

La clase vegetación costera tuvo la mayor longitud y densidad de borde, seguida de arena duna (Tabla IV). Por su parte, la mayor densidad de fragmento la presentó la clase vegetación costera, seguida de planicie arenosa. El fragmento que representó mayor superficie corresponde a arena-duna con 42 ha (Tabla IV). La superficie de la clasificación se compuso principalmente por un corredor de arena-duna, con presencia de fragmentos de vegetación costera, cuya dimensión máxima fue de 3 ha y casi 17 ha están circunscritas; así como de planicie arenosa, cuyos fragmentos alcanzaron hasta 16 ha y 40 ha se encontraron circunscritos (Tabla III). La clasificación del paisaje de la isla presentó un índice de uniformidad de 0.55, un índice de diversidad de Shannon de 1.37 y un índice de diversidad de Simpson de 0.59.

Tabla III. Estadísticos de paisaje para la clasificación supervisada de isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva de 2018.

Clase	Densidad de borde (m×ha ⁻¹)	Densidad de fragmento (fragmentos×ha ⁻¹)	Fragmento más grande (ha)	Fragmento circunscrito (ha)
Agua	0.0004	0.000001	2.8	3.6
Planicie arenosa	0.0100	0.000075	15.6	39.6
Mangle	0.0068	0.000071	13.7	15.8
Veg emerg alt lit	0.0046	0.000017	0.5	3.1
Vegetación costera	0.0144	0.000100	3.0	16.8
Playa-intermareal	0.0004	0.000001	12.0	11.8
Arena-duna	0.0141	0.000059	41.5	50.6
Arena-conchas	0.0004	0.000001	0.2	0.3

7.2 Caracterización de los sitios de anidación y territorios de ostreros americanos en la isla El Rancho

La densidad de parejas de ostreros americanos en la isla fue diferente entre temporadas reproductivas y unidades (Tabla IV). La densidad de parejas de ostrero fue más homogénea entre unidades en la temporada 2018 que en 2019. Las unidades 7 y 8 presentaron una mayor densidad que las unidades 1 y 6 en la temporada 2019.

Tabla IV. Longitud de línea de costa, número de parejas de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) y densidad (parejas/km) por unidad en isla El Rancho, bahía Santa María, en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019.

Unidad	Parejas		Longitud de costa (Km)		Densidad (parejas/km)	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019
1	15	14	3.1	3.3	5	4
6	11	13	3.0	3.1	4	4
7	11	15	2.1	1.9	5	8
8	12	17	2.5	2.5	5	7

La distancia de los nidos de ostrero americano a la línea de marea (MM) no fue influenciada por la interacción entre unidad y temporada ($F_{3,21} = 0.6$, $p = 0.7$), ni por la unidad ($F_{3,21} = 2.5$, $p = 0.08$). Hubo un efecto marginal de la temporada reproductiva en la distancia a la línea de marea ($F_{1,24} = 3.6$, $p = 0.07$). En promedio, la distancia a la línea de marea de los nidos fue menor en 2018 que en 2019 (28.0 ± 5.5 m vs 47.0 ± 11.4 m, respectivamente, Tabla VI).

Tabla V. Media \pm DE de las variables relacionadas con la ubicación del nido de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, en las temporadas reproductivas de 2018 y 2019. Variables: distancia a línea de marea (MM); tamaño y distancia al fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1 y Veg_2, respectivamente); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV).

Variable	Unidad	2018	2019	Promedio
MM (m)	1	25 \pm 14	54 \pm 20	40 \pm 12
	6	9 \pm 3	5 \pm 1	7 \pm 2
	7	39 \pm 8	71 \pm 24	55 \pm 13
	8	45 \pm 10	52 \pm 23	48 \pm 11
	Promedio	28 \pm 6	47 \pm 11	38 \pm 6
Veg_1 (m ²)	1	10534 \pm 3563	16029 \pm 3855	13281 \pm 2634
	6	2300 \pm 915	4747 \pm 1436	3523 \pm 892
	7	9456 \pm 1685	42433 \pm 8094	25944 \pm 5664
	8	15000 \pm 0	8033 \pm 2805	11517 \pm 2000
	Promedio	8706 \pm 1388	21867 \pm 4440	15286 \pm 2487
Veg_1 _{log}	1	3.5 \pm 0.4	4.0 \pm 0.2	3.7 \pm 0.2
	6	3.2 \pm 0.2	3.5 \pm 0.2	3.4 \pm 0.1
	7	3.9 \pm 0.1	4.5 \pm 0.1	4.2 \pm 0.1
	8	4.2 \pm 0.0	3.8 \pm 0.2	4.0 \pm 0.1
	Promedio	3.6 \pm 0.1	4.0 \pm 0.1	3.8 \pm 0.1
Veg_2 (m)	1	34.9 \pm 25.0	36.3 \pm 14.1	35.6 \pm 14.6
	6	18.8 \pm 4.8	4.2 \pm 2.4	11.5 \pm 3.4
	7	76.3 \pm 15.5	102.1 \pm 39.2	89.2 \pm 20.7
	8	115.0 \pm 46.9	91.0 \pm 23.1	103.0 \pm 24.0
	Promedio	53.4 \pm 11.8	56.6 \pm 16.7	55.0 \pm 10.1
PRV (°)	1	166 \pm 31	190 \pm 25	178 \pm 19
	6	193 \pm 48	212 \pm 53	203 \pm 34
	7	91 \pm 12	95 \pm 10	93 \pm 7
	8	137 \pm 3	135 \pm 0	136 \pm 2
	Promedio	137 \pm 16	149 \pm 17	143 \pm 12

Al considerar la transformación logarítmica del tamaño del fragmento, se observó que la interacción unidad y temporada no fue significativa ($F_{3,21} = 1.3$, $p = 0.29$), mientras que la unidad ($F_{3,21} = 6.3$, $p < 0.00$) y temporada ($F_{1,24} = 7.1$, $p = 0.01$) tuvieron un efecto significativo en el tamaño del fragmento asociado a los nidos de ostreros. El tamaño de fragmento de vegetación fue diferente entre unidades, los nidos de la U7 se asociaron con fragmentos de vegetación mayores y los nidos de la U6 se asociaron con fragmentos más pequeños (Fig. 5). Además, los nidos en 2018 se asociaron con fragmentos de vegetación más pequeños que en la temporada 2019 (Fig. 6). En lo referente a la distancia al fragmento de vegetación costera, la interacción entre unidad y temporada no fue significativa ($F_{3,23} = 0.9$, $p = 0.45$), ni la temporada tuvo un efecto significativo ($F_{1,24} = 0.1$, p

= 0.77), pero la unidad exhibió un efecto marginal en la distancia de los nidos al fragmento ($F_{3,24} = 2.9$, $p = 0.06$). Los nidos de la U6 estuvieron a una menor distancia del fragmento de vegetación (11.5 ± 3.4 m) que aquellos en la U8 (103.0 ± 24.0 m) (

Tabla V).

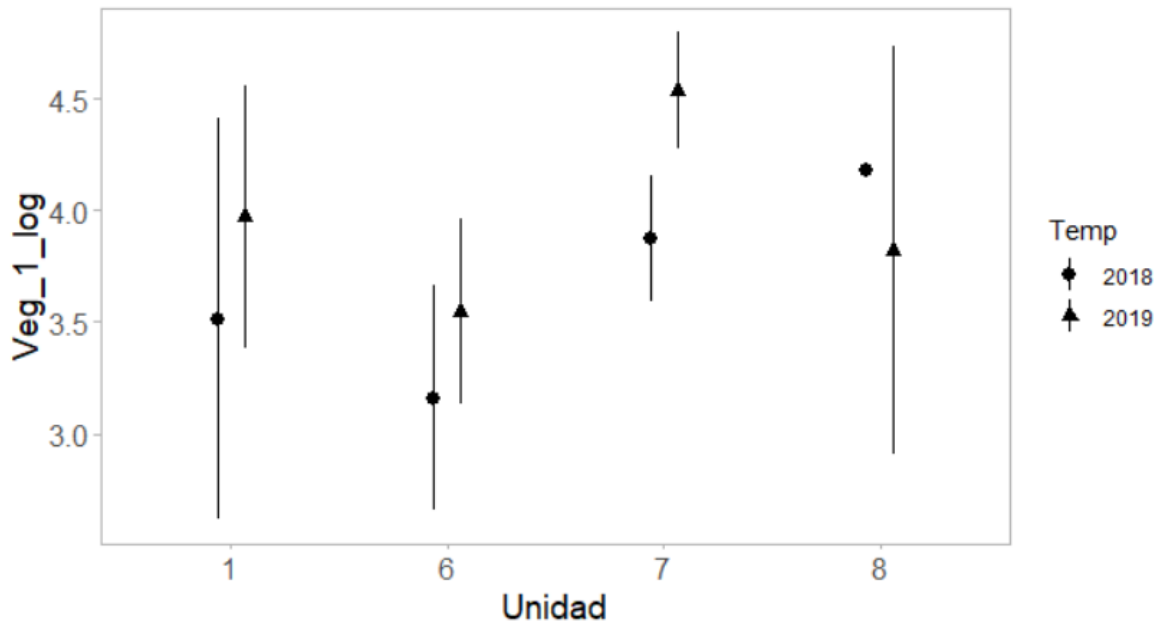


Figura 5. Tamaño de fragmento de vegetación costera más cercano a nido de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa. Se presentan los valores convertidos a logaritmo base 10, además los promedios y el intervalo de confianza 95% para cada temporada.

La posición relativa del nido y su playa con respecto al norte fue diferente entre unidades ($F_{3,21} = 3.4$, $p = 0.03$), pero no entre temporadas ($F_{1,24} = 1.7$, $p = 0.2$), debido a la marcada diferencia en la disposición espacial de las unidades en la isla y que esta es prácticamente la misma entre temporadas. Los nidos de la U7 presentaron el menor ángulo ($93^\circ \pm 7^\circ$), mientras que los nidos de la U6 presentaron el mayor ángulo ($203^\circ \pm 34^\circ$).

Al comparar la distancia que se movieron los nidos de individuos conocidos de la temporada 2019 con respecto a la temporada 2018, no se detectaron efectos significativos de la unidad ($F_{3,21} = 1.03$, $p = 0.41$). La distancia promedio que se movieron los nidos fue de 63.0 m, con una alta variabilidad (± 12.7) (Tabla VII). Por su parte, la dirección del cambio de la ubicación de los nidos tampoco fue significativa ($F_{3,21}=0.29$, $p = 0.87$) y presentó una dirección promedio de $-33^\circ \pm 18^\circ$ (Tabla VI). Independientemente de la unidad, el promedio y el intervalo de variación fueron semejantes entre unidades.

Tabla VI. Cambio en la ubicación del nido de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada 2019 con respecto a la temporada 2018.

Unidad	Distancia (m)	Dirección (°)
1	35 ± 13	-26 ± 33
6	68 ± 29	-33 ± 42
7	90 ± 26	-51 ± 32
8	37 ± 15	8 ± 39
Promedio	63 ± 13	-33 ± 18

En la temporada 2019, a 40 parejas con al menos un individuo anillado se les determinó su frente de playa, de estos, a 30 se le dio seguimiento durante la temporada reproductiva. En la temporada 2020, se registró el frente de playa de 40 parejas de ostrero con al menos un individuo anillado. Para las dos temporadas, se tiene una muestra de 32 individuos. La longitud de los frentes de playa no fue influenciada por la interacción unidad y temporada ($F_{3,33} = 1.06$, $p = 0.38$), ni por los factores individuales temporada ($F_{1,33} = 1.51$, $p = 0.23$) y unidad ($F_{3,33} = 1.22$, $p = 0.32$). La longitud promedio general fue de 162 ± 10 m (Tabla VII).

Tabla VII. Longitud de frente de playa defendido por ostrero americano (*Haematopus palliatus*) y desplazamiento del centro del mismo, en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante las temporadas reproductivas 2019 y 2020.

Unidad	Longitud de frente de playa defendido por ostreros (m)			Desplazamiento centro (m)
	2019	2020	Promedio	2019-2020
1	225.6 ± 33.9	164.9 ± 26.0	195.3 ± 21.9	-39.9 ± 21.3
6	158.7 ± 20.3	117.7 ± 34.8	138.2 ± 20.2	42.0 ± 42.6
7	145.5 ± 18.6	140.6 ± 33.9	143.1 ± 18.9	17.8 ± 14.8
8	150.3 ± 25.7	158.7 ± 17.2	154.5 ± 15.1	-6.1 ± 7.6
Promedio	171.8 ± 15.0	151.6 ± 13.7	161.7 ± 10.2	-4.8 ± 9.5

Hubo un efecto significativo de la unidad sobre los centros de los frentes de playa ($F_{3,30} = 3.09$, $p = 0.04$). Los centros de frente de playa se desplazaron en promedio con dirección sur en la U1 (-40 ± 21 m), en la U8 se mantuvieron estables (-6 ± 8 m), mientras que en la U6 se desplazaron con dirección norte (42 ± 43 m) y la U7 (18 ± 15 m) se desplazaron con dirección oeste (Tabla VIII).

7.3 Desempeño reproductivo

El modelo que mejor explicó ($AICc = 187.80$, $\Delta AICc = 0.00$) la fecha de puesta en 2018 incluyó tres variables: distancia del nido a línea de marea, tamaño (log) de fragmento de vegetación costera próximo al nido y posición

relativa del nido y su playa con respecto al norte, con un valor ponderado AICc (W_i) de 0.15 (Tabla IX). Sin embargo, otros cinco modelos tuvieron valores de $\Delta AICc < 2$, entre ellos el modelo nulo.

Tabla VIII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el día de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: distancia a línea de marea (MM); tamaño de fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1_{log}); porcentaje de superficie de vegetación costera circundante al nido en un radio de 10 metros (Veg_Costera); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	AICc	$\Delta AICc$	W_i
Día de puesta ~ MM – Veg_1 _{log} – PRV	5	-87.32	187.80	0.00	0.24
Día de puesta ~ – PRV	3	-90.42	187.98	0.18	0.22
Día de puesta ~ – Veg_1 _{log} – PRV	4	-89.24	188.48	0.68	0.17
Día de puesta ~ 1 (nulo)	2	-92.13	188.80	1.00	0.15
Día de puesta ~ – PRV + Veg_Costera	4	-89.54	189.08	1.28	0.13
Día de puesta ~ – Veg_1 _{log}	3	-91.32	189.78	1.98	0.09

El modelo que mejor explicó el tamaño de puesta en 2018 (AICc = 46.89, $\Delta AICc = 0.00$) incluyó la distancia (Veg_2_{log}) al fragmento de vegetación costera más cercano. El segundo mejor modelo ($\Delta AICc = 1.71$) incluye tanto tamaño (log) como distancia (log) a fragmento de vegetación costera más cercano al nido (Tabla IX). Entre estos dos modelos el radio de evidencia fue pequeño ($W_{i1}/W_{i2} = 2.33$). La importancia relativa del promedio de las variables explicativas con $\Delta AICc < 2$ fue de 1.00 para distancia (log) de fragmento de vegetación costera (Coeficiente estandarizado, IC 95% = 1.70, 0.18 a 3.22) y de 0.30 para tamaño (log) de fragmento de vegetación costera (0.22, – 0.75 a 2.24). El valor ponderado del modelo con la distancia (Veg_2_{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano, presento un radio de evidencia de 2.3 respecto al segundo modelo. En general, el número de huevos se relacionó negativamente con la distancia (log) al fragmento de vegetación costera (Coeficiente \pm Error estándar mejor modelo = 1.77 ± 0.71), los nidos con tres huevos fueron más probables alejados del fragmento de vegetación, mientras que los nidos con un huevo fueron más probables cerca de un fragmento de vegetación (Fig. 6). De manera similar, el efecto general del tamaño (log) del fragmento de vegetación costera más cercano a los nidos fue negativo (0.74 ± 0.72), los nidos con tres huevos fueron más probables alejados de fragmentos de vegetación grandes, mientras que los nidos con un huevo fueron más probables cerca de fragmentos de vegetación pequeños (Fig.7).

Tabla IX. Conjunto de modelos ordinales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el tamaño de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: tamaño (Veg_1_{log}) y distancia (Veg_2_{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano; Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	AICc	$\Delta AICc$	W_i
Tamaño de puesta ~ Veg_2 _{log}	3	-19.87	46.89	0.00	0.70
Tamaño de puesta ~ Veg_1 _{log} + Veg_2 _{log}	4	-19.30	48.60	1.71	0.30

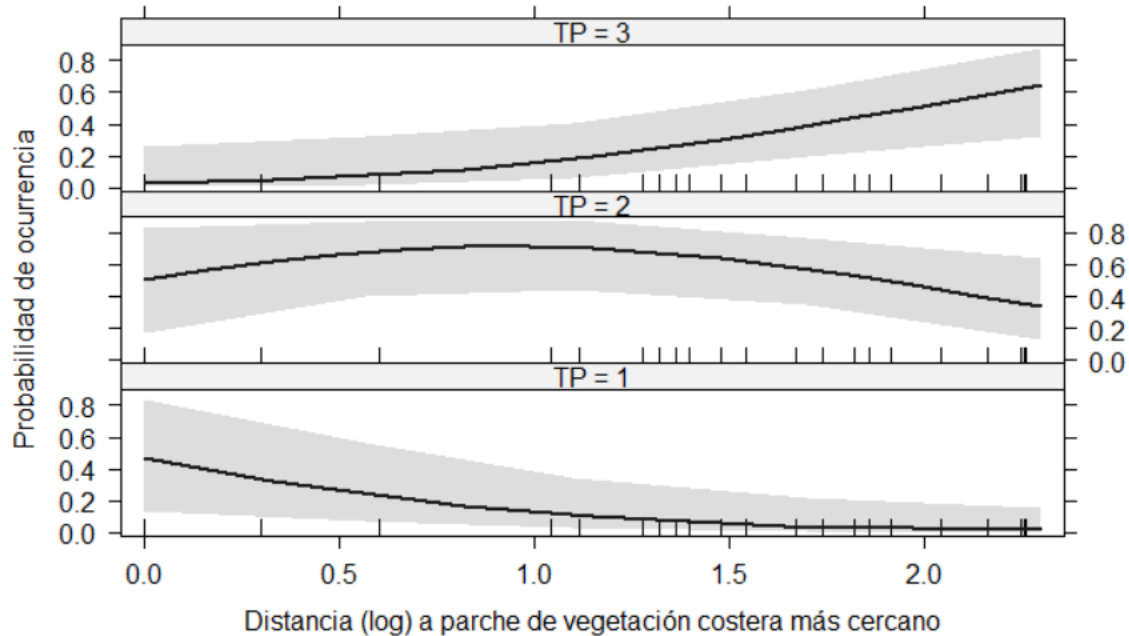


Figura 6. Línea ajustada e intervalo de confianza de 95% (sombra) basadas en la predicción del modelo ordinal generalizado: TP = tamaño de puesta del ostrero, en función de la distancia (log) a fragmento de vegetación (Veg_2_{log}) costera más cercano para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2018.

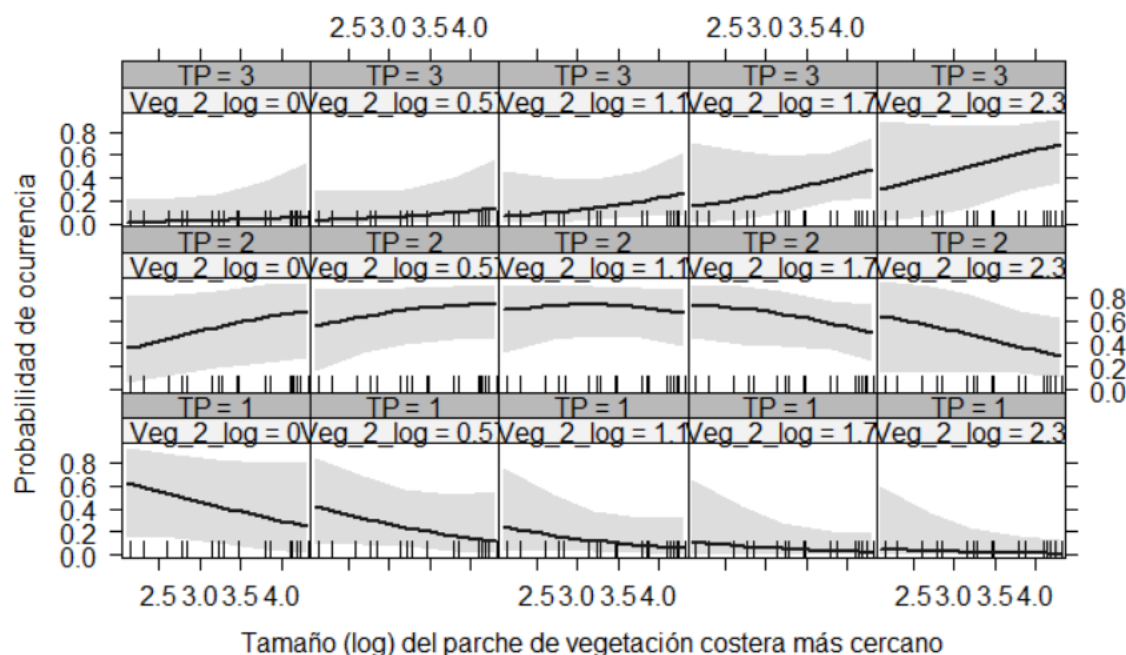


Figura 7. Líneas ajustadas e intervalos de confianza de 95% (sombra) basadas en las predicciones del modelo ordinal generalizado: TP = tamaño de puesta del ostrero, en función del tamaño (log) de fragmento de vegetación costera más cercano y la distancia (log) a fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_2_log) para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa, durante la temporada reproductiva 2018.

El modelo que mejor explica el éxito de eclosión incluyó el efecto de la distancia a la línea de marea (AICc = 63.85, Δ AICc = 0), con un valor ponderado AICc (W_i) de 2.4 con respecto al último modelo con valor Δ AICc < 2. Sin embargo, otros tres modelos tuvieron Δ AICc < 2, entre ellos el modelo nulo (Tabla X).

Tabla X. Conjunto de modelos ordinales generalizados (Δ AICc < 2) para explicar el número de huevos de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) que eclosionó por nido en Isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2018. Las variables son: distancia a línea de marea (MM); tamaño (Veg_1_log) y distancia (Veg_2_log) de fragmento de vegetación costera más cercano; Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; Δ AICc = delta AICc; W_i = valor ponderado AICc del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	AICc	Δ AICc	W_i
Número de huevos que eclosionó ~ MM	4	-28.4	66.80	0.00	0.35
Número de huevos que eclosionó ~ MM + Veg_1_log	5	-26.92	67.00	0.20	0.32
Número de huevos que eclosionó ~ 1 (nulo)	3	-30.47	68.08	1.28	0.18
Número de huevos que eclosionó ~ Veg_2_log	5	-27.67	68.49	1.69	0.15

Para la temporada 2019, el modelo nulo resultó ser el primero de la lista ($AICc = 185.62$, $\Delta AICc = 0$) para explicar la fecha de puesta. Otros tres modelos que incluyeron la distancia (log) al fragmento de vegetación costera más cercano, la dirección del cambio de ubicación del nido 2018-2019 y al efecto conjunto de estas dos variables explicaron la fecha de puesta (Tabla XI).

Tabla XI. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el día de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variables: distancia a línea de marea (MM); distancia (Veg_2_{log}) de fragmento de vegetación costera más cercano; dirección del desplazamiento en la geoposición del nido 2018-2019 (Nido_2). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; $AICc$ = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta $AICc$; W_i = valor ponderado del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	$AICc$	$\Delta AICc$	W_i
Día de puesta ~ 1 (nulo)	2	-90.49	185.6	0.00	0.38
Día de puesta ~ Veg_2 _{log}	3	-89.42	186.2	0.55	0.29
Día de puesta ~ Nido_2	3	-89.81	187.0	1.34	0.19
Día de puesta ~ Veg_2 _{log} + Nido_2	4	-88.60	187.6	1.93	0.14

En el tamaño de puesta en la temporada 2019, el modelo nulo tuvo el menor valor ($\Delta AICc = 0$, $AICc = 50.29$). Además, otro modelo con la distancia a la línea de marea tuvo un valor $\Delta AICc < 2$ (Tabla XII).

Tabla XII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el tamaño de puesta del ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, Bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variable: distancia a línea de marea (MM). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; $AICc$ = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta $AICc$; W_i = valor ponderado del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	$AICc$	$\Delta AICc$	W_i
Tamaño de puesta ~ 1 (nulo)	2	-22.83	50.29	0.00	0.71
Tamaño de puesta ~ - MM	3	-22.39	52.11	1.82	0.29

Un conjunto de nueve modelos con $\Delta AICc < 2$, incluyendo el modelo nulo, describieron el número de huevos que eclosionaron en 2019 (Tabla XIII).

Tabla XIII. Conjunto de modelos lineales generalizados ($\Delta AICc < 2$) para explicar el número de huevos de ostrero americano (*Haematopus palliatus*) que eclosionó por nido en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa durante la temporada 2019, variables: longitud frente de playa defendido (FP); distancia a línea de marea (MM); tamaño y distancia de fragmento de vegetación costera más cercano (Veg_1_{log} y Veg_2_{log}, respectivamente); posición del nido y su playa respecto al norte (PRV). dirección del desplazamiento en la geoposición del nido 2018-2019 (Nido_2). Log likelihood = función de verosimilitud logarítmica; AICc = criterio de la información de Akaike de segundo orden; $\Delta AICc$ = delta AICc; W_i = valor ponderado del modelo.

Componentes del modelo	Grados de libertad	Log likelihood	AICc	$\Delta AICc$	W_i
Número de huevos que eclosionó ~ - MM	4	-26.67	63.70	0.00	0.10
Número de huevos que eclosionó ~ - Veg_1 _{log}	4	-26.72	63.78	0.08	0.09
Número de huevos que eclosionó ~ - 1 (nulo)	3	-28.31	63.96	0.26	0.09
Número de huevos que eclosionó ~ - MM + PRV	5	-25.43	64.62	0.92	0.06
Número de huevos que eclosionó ~ - FP - MM	5	-25.55	64.85	1.14	0.06
Número de huevos que eclosionó ~ - Nido_2 - Veg_1 _{log}	5	-25.58	64.91	1.21	0.05
Número de huevos que eclosionó ~ - MM - Nido_2 + PRV	6	-23.73	65.05	1.35	0.05
Número de huevos que eclosionó ~ - Veg_2 _{log}	4	-27.57	65.48	1.78	0.04
Número de huevos que eclosionó ~ PRV	4	-27.62	65.58	1.88	0.04

No se detectó una relación entre la magnitud del desplazamiento de la ubicación del nido entre temporadas con el éxito de reproducción. Los ostreros que fracasaron en la temporada 2018 cambiaron la ubicación de su nido en la temporada 2019 en la misma magnitud que los que tuvieron éxito, un promedio de 63 metros (Fig. 8).

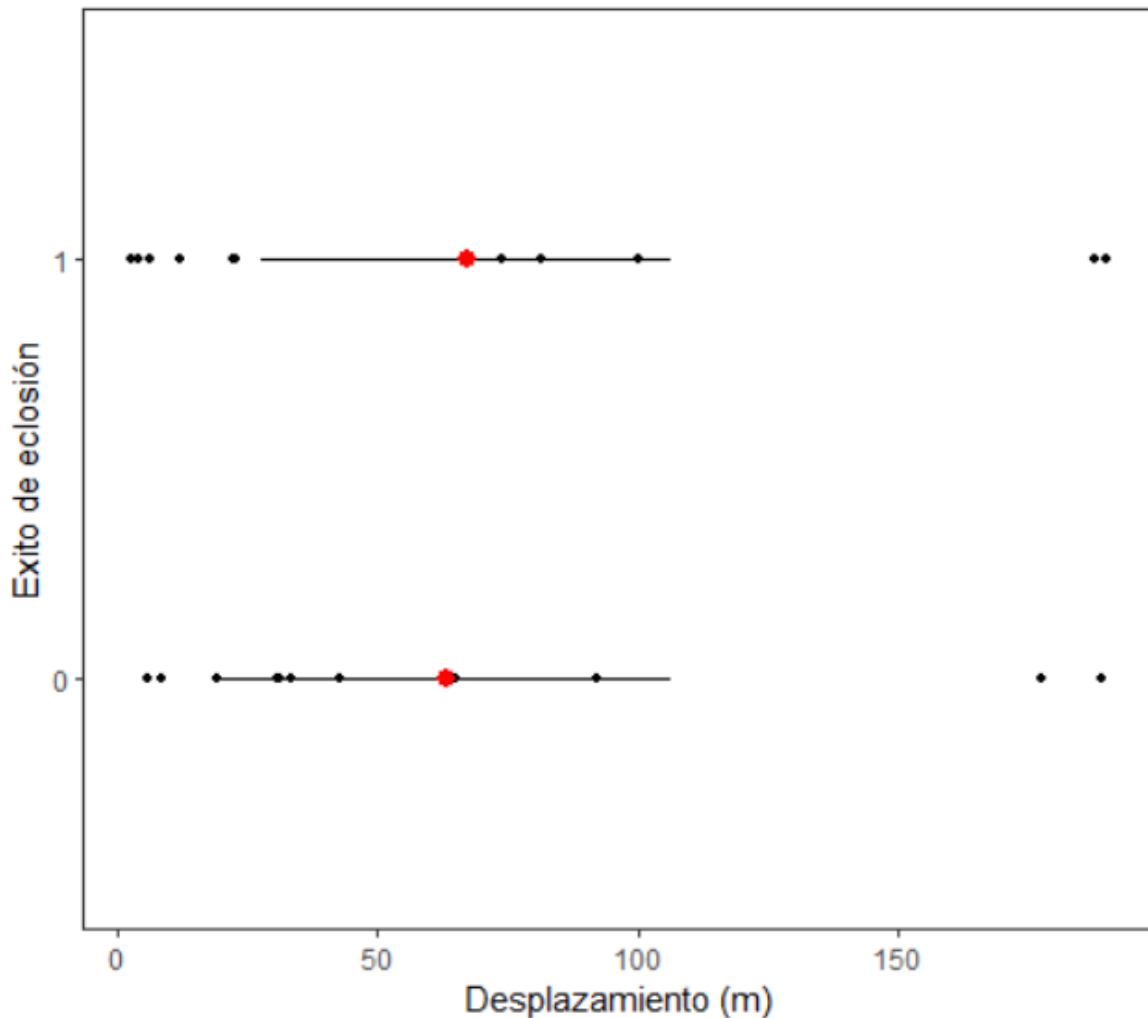


Figura 8. Cambio en la ubicación del nido 2018 vs 2019 y éxito de eclosión en 2018 (0=fracaso, 1= al menos 1 huevo eclosionó) para el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) en isla El Rancho, bahía Santa María, Sinaloa. El punto rojo representa el promedio y las líneas representan el IC=95%.

8 Discusión

8.1 Composición del paisaje de IER

A partir de los resultados obtenidos sobre la composición del paisaje, la zona de IER utilizada por los ostreros americanos está compuesta principalmente por hábitat intermareal y terreno consolidado no inundable. En esta valoración, la IER comprende 148 ha de arena-duna, pero no toda esta superficie es utilizada por parejas de ostrero para reproducirse. De manera proporcional, casi una tercera parte (61 ha) de la superficie no inundable corresponde a vegetación costera, misma que es sustrato potencial para la anidación de gaviota reidora. La superficie de la isla se ha extendido desde lo reportado en 2007 con 120 ha (González-Medina et al. 2009), a 208.9 ha en 2018, la isla prácticamente ha duplicado su extensión en aproximadamente 10 años. Además, con

una superficie intermareal colonizada por mangle de casi 50 ha en la zona interna de la isla, que incluye fragmentos de mangle maduro y zonas de plántulas, lo que refleja una superficie que se va consolidando y estableciendo equilibrio con la acción de la marea. Las planicies intermareales son áreas de alimentación por ostreros y otras aves playeras que se alimentan de fauna bentónica en las planicies lodosas durante las mareas bajas en la zona interna de la isla. Además del aislamiento que impide el acceso a depredadores terrestres, las superficies intermareales con alimento disponible pueden ser otro atributo de la isla, atractivo para los ostreros americanos, en especial durante su periodo reproductivo.

El aumento de la superficie de la isla resultó en un mayor potencial para albergar especies de aves que anidan a nivel de suelo y establecen un territorio de anidación, como los ostreros, bobos (*Sula nebouxii*), charranes (*Thalasseus maximus*), rayadores (*Rhynchops niger*), gaviotas (*Leucophaeus atricilla*, *Larus heermanni*) y águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*) (Castillo-Guerrero et al. 2014). De hecho, para muchas de estas especies ya se había reportado un aumento en el tamaño poblacional (Castillo-Guerrero et al. 2014). Sin embargo, a partir de 2021 se estableció una conexión entre isla Saliaca e IER, lo que implica múltiples amenazas para estas especies de aves que anidan a nivel de suelo. Por ejemplo, la exposición a los coyotes y mapaches que pueden cruzar desde la isla Saliaca. Ante este escenario, de no implementarse medidas para el manejo de esta fauna invasiva, es posible que los ostreros reproductores se muevan a sitios cercanos, como son las barras de arena emergidas frente a IER para huir de la presión por depredación. Sin embargo, es probable que los ostreros sigan anidando en su territorio aun con el potencial aumento de riesgo de depredación por coyote y mapaches, como sucedió en isla Melendres (Vega-Ruiz et al. 2019), debido a la alta fidelidad al territorio de anidación como parte de su estrategia de reproducción (Bailey et al. 2019).

Por otro lado, la clase con menor precisión de clasificación fue vegetación costera, lo que implica que su superficie pueda ser sub o sobre estimada. En el proceso de clasificación de paisaje realizado no se distinguió entre los diferentes tipos de vegetación costera. Sin embargo, esta clase tiene la mayor presencia, mayor densidad de fragmento y densidad de borde, lo que implica poca fragmentación. La planicie arenosa es un continuo en la zona próxima al intermareal, pero su presencia disminuye a pequeños fragmentos en superficies más secas de la isla, alternándose con vegetación costera. Con base en esta clasificación de 2018, la IER en general puede describirse como una isla con dunas, planicies arenosas, manglar y vegetación costera, libre de modificaciones o cambios de la superficie por actividades humanas.

Las islas de barrera son sistemas muy dinámicos, con cambios en la cobertura de suelos y vegetación. Por ejemplo, las islas de barrera en Virginia, EE.UU. que no fueron modificadas por actividad humana directa, exhibieron una tendencia al cambio de pastizales a vegetación leñosa en un periodo de 27 años (Zinnert et al. 2016). Además, en los hábitats de dunas en esa región se ha observado un cambio en los ensambles de especies de vegetación con la elevación (Miller et al. 2010). En IER los fragmentos de *S. portulacastrum*, *A.*

maritima y *Distichlis* sp. se intercalan a lo largo de IER en arena duna consolidada. Sin embargo, *A. maritima* es pionera en las playas de arena en proceso de consolidación. La riqueza de especies y el ensamble de la comunidad vegetal en IER es posible que cambie conforme las dunas se consolidan debido a la estabilidad geomorfológica (e.g. Miller et al. 2010). Especies nativas e invasoras pueden propiciar cambios en la dinámica y morfología de las dunas favoreciendo su estabilidad (Miller et al. 2010). En IER, se ha observado la presencia de pino salado (*Tamarix ramosissima*) en las planicies arenosas, o huizaches (*Vachellia farnesiana*) en dunas consolidadas y resguardadas de la acción intermareal. Las especies perennes dominantes presentes en las islas vecinas *Caesalpinia platyloba*, *Croton punctatus*, *Bonellia macrocarpa* ssp. *pungens*, *Jatropha cinerea*, *Karwinskia humboldtiana*, *Lantana camara* y *Lycium richii* (Sánchez-Soto et al. 2016) podrían colonizar las zonas consolidadas no inundables de IER continuando el proceso de sucesión.

Los cambios en la vegetación costera entre temporadas (fragmentos más numerosos y de mayor tamaño) es posible que sean un efecto de las precipitaciones pluviales en la región (Miller et al. 2010). De acuerdo con los datos de precipitación pluvial de la estación 25030 CONAGUA-DGE Angostura Sinaloa (~19 Km de IER), de junio a febrero de los periodos 2017-2018 y 2018-2019, se registraron 380 mm y 513 mm, respectivamente. Esto representa ~35% más de lluvia previa para la temporada de anidación de 2019 que para la de 2018. Sin embargo, la vegetación de las dunas también puede ser perturbada por inundación y oleaje producidos por vientos y tormentas (Miller et al. 2010). Otro factor a considerar en la evolución de IER son las ganancias y pérdidas de terreno provocadas por la deposición y erosión de arena. De acuerdo con imágenes Sentinel 2a, la superficie de IER en 2019 tiene cambios evidentes con respecto a 2018. Por ejemplo, en la U1 y U8 se ganaron 17.7 ha, mientras que en U6 y U7 se perdieron 8.3 ha (Fig. 2). Al considerar el periodo 2019-2021, IER ganó 24.7 ha y perdió 6.4 ha. Los cambios en la superficie pueden repercutir en la composición del paisaje, alterar la disponibilidad de hábitat para ostreros y otras aves que anidan a nivel de suelo. Algunos ostreros podrían perder su territorio y competir con otros ostreros por establecer un nuevo territorio.

8.2 Selección de hábitat de anidación del ostrero americano en IER

Los sitios de anidación y territorios del ostrero americano tuvieron diferentes atributos en IER, en algunos casos entre unidades de estudio o temporadas reproductivas. Estudios previos en IER determinaron que la cantidad de parejas de ostreros está relacionada de manera positiva con la longitud del hábitat disponible, con una densidad promedio de 5 parejas por kilómetro (Vega-Ruiz et al. 2019). Las densidades de nidos observadas en la temporada 2018 fueron similares a las registradas previamente, pero en la temporada 2019 se incrementó en casi un 50% en U7 y U8. Los cambios en la densidad pueden asociarse con los cambios en la línea de costa que se registraron en IER durante 2019. Las U7 y U8 se ubican en la parte externa de la isla, frente al golfo de California, y son más susceptibles a los procesos de vientos, oleaje y mareas. En particular, en la U7 se registró

una reducción de casi 200 metros de longitud de la barra de arena, con lo cual los ostreros tuvieron que acomodar sus territorios en una menor longitud. Sin embargo, en la U1 a pesar de que se registró un aumento de 200 metros por la unión entre IER y la isla Saliaca, la pareja que tenía su territorio en ese extremo ya no se observó.

Considerando las características intrínsecas de los ostreros como su longevidad, fidelidad y agresividad en la defensa de sus territorios (AOWG et al. 2020), la incorporación de nuevas parejas de ostrero no solo está en función de la disponibilidad de hábitat. Una posibilidad es que estas las parejas de individuos no marcados sean individuos jóvenes que están buscando un territorio para reproducirse (Ens et al. 2014, Bailey et al. 2019). Sin embargo, no se tiene información de la biología reproductiva de individuos sin anillo para determinar si eran primerizos por su tamaño y fecha de puesta (Vega-Ruiz et al. 2021). La densidad está relacionada con la adecuación de los ostreros reproductores establecidos en IER, y en consecuencia relacionado con las dimensiones de su territorio. Esto sería un potencial mecanismo regulatorio de la calidad de hábitat, donde a mayor densidad la calidad del territorio decrece (Bruinzeel et al. 2006). Con base en que no se detectaron diferencias en los frentes de playa entre unidades y temporadas, se sugiere que la calidad de la isla como sitio de anidación para ostreros es relativamente homogénea.

Los cambios en la superficie de la isla, principalmente aquellos relacionados con arena-duna, inciden en el aumento o reducción del hábitat apto para el establecimiento y defensa de territorios. Sin embargo, otros factores influyen en la longitud de los territorios de ostrero. Por ejemplo, los territorios se reducen si aumentan la presión por depredación (Lameris et al. 2018), o la competencia por el establecimiento de nuevos reproductores (Bailey et al. 2019). Incursiones de coyote ocasionan la deserción de parejas (Vega-Ruiz et al. 2019). Por su parte la disponibilidad de hábitat es limitada y determina el establecimiento de nuevos reclutas en IER (Vega-Ruiz et al 2019). Se ha registrado que una mayor densidad de parejas de ostreros anidando reduce el éxito reproductivo debido a mayor desgaste por defensa de territorio con ostreros vecinos y alta exposición a depredadores (Kwon et al. 2021). Además, se ha señalado que a mayor tamaño de las islas el éxito de reproducción de ostrero americano se reduce, posiblemente debido a mayor presencia de depredadores (Kocsur et al. 2014).

De los atributos considerados para caracterizar los sitios de anidación del ostrero en IER, la distancia de los nidos a la línea de marea no fue diferente entre unidades y fue diferente marginalmente entre temporadas. En un estudio previo, hubo diferencias en la distancia de los nidos a la línea de marea entre unidades (Vega-Ruiz et al. 2021). Es posible que la variabilidad observada en la temporada 2019 haya reducido el poder para detectar diferencias entre unidades. Sin embargo, no es claro qué causó tal variabilidad en la distancia a la línea de marea entre individuos y unidades. Las diferencias en el tamaño y distancia del fragmento de vegetación a los nidos de osteros se relacionaron con un mayor éxito de eclosión. Esto evidencia que a mayor distancia y menor

tamaño del fragmento de vegetación, los nidos de ostrero parecen ser menos susceptibles a ser depredados. Los fragmentos de vegetación cercanos a los nidos de ostrero tuvieron diferencias entre unidades y temporadas, lo que implica que la IER ofrece un paisaje heterogéneo y dinámico. Los cambios en los fragmentos de vegetación son consecuencia de la madurez de la isla y la precipitación pluvial.

Los ostreros marcados en IER exhibieron una distribución espacial definida a una escala de decena de metros. El éxito de eclosión fue independiente de la dispersión de los nidos (~ 60 m) entre temporadas consecutivas. De igual forma, los frentes de playa defendidos (~ 160 m) fueron homogéneos entre unidades y temporadas, con una ubicación muy similar entre temporadas ya que sus centros se desplazaron relativamente poco (6 – 40 m). Esto confirma la fidelidad de los ostreros a sus territorios entre temporadas reproductivas, con variaciones relativamente pequeñas. Resultados similares se observaron en una población de ostreros euroasiáticos que cambiaron en 60 m la ubicación del centro de su territorio en el transcurso de las temporadas de reproducción (Bailey et al. 2019). Sin embargo, contrario a lo esperado, el fracaso o éxito del nido no influyó en la ubicación del nido en la temporada siguiente. Considerando que los ostreros americanos y ostreros euroasiáticos eligen colocar su nido en puntos elevados dentro de su territorio (Lauro y Burger 1989), quizás es más importante la elevación que la distancia en el destino del nido (Bailey et al. 2019). Con base en los resultados obtenidos, los ostreros marcados en IER regresan al mismo territorio que se defendió la temporada anterior y la ubicación final de su frente de playa es influenciada por los cambios en la línea de playa y densidad de ostreros que intenten reproducirse.

Acorde con la estrategia de primer establecimiento de territorio, los ostreros podrían buscar definir su territorio de anidación donde han observado la presencia de ostreros reproductores (Bailey et al. 2019). Sin embargo, en IER se han observado jóvenes anillados de dos o tres años de edad tratando de establecer su territorio en la zona interna de la isla. En la zona exterior de la isla (que corresponden con la U1, 6, 7 y 8) no se ha observado esto, quizás porque en esta zona los territorios son de mayor calidad, por una mejor disponibilidad o mayor calidad del alimento. Sin embargo, se debe destacar que los frentes de playa fueron homogéneos en todas las unidades y temporadas. En un estudio previo, se estimó que la dieta de los ostreros varía entre la zona interna y la zona externa, con una mayor ingesta de ostión (su presa preferida) en esta última (Villegas-Velasco 2021).

8.3 Desempeño reproductivo

El modelo nulo fue considerado como uno de los mejores en cinco de los seis análisis para evaluar el desempeño reproductivo del ostrero en las temporadas 2018 y 2019. Solo el análisis del tamaño de puesta en 2018 no incluyó al modelo nulo en los modelos de mejor desempeño. En los otros análisis, el modelo nulo fluctuó entre el primer y el cuarto mejor modelo, con un valor ponderado (W_i) entre 9% y 71%. Esto indica que las variables consideradas no fueron informativas, especialmente en los análisis de la fecha y tamaño de puesta en la temporada 2019. En otros estudios, las variables consideradas, como la distancia del nido a la línea de

marea y tamaño y distancia del fragmento de vegetación costera más cercano, han tenido un efecto significativo en el éxito reproductivo del ostrero (e.g. AOWG et al. 2020, Vega-Ruiz et al. 2021, Vitale et al. 2021). A nivel local, se observó que las temporadas de 2018 y 2019 registraron el éxito de eclosión más elevado en el periodo 2016-2019 (Vega-Ruiz et al. 2021). El hecho de que el conjunto de variables consideradas en los modelos hayan sido diferente entre temporadas pudo influir en la estructura y desempeño de los modelos.

Los cambios en la línea de costa de la isla, como se mencionó anteriormente, fueron evidentes entre 2018 y 2019 (Fig. 2). Las ganancias y pérdidas de playa pudieron tener efectos directos e indirectos en como los ostreros valoran el hábitat de sus sitios de anidación. Por ejemplo, en el caso del aumento del ancho de la playa, los ostreros tendieron a mover su nido hacia la línea de marea. Además, el perfil de playa fue modificado, especialmente la cara de la playa, berma y base de las dunas, teniendo consecuencias en la pendiente, el tipo, el tamaño y la distancia de los parches de vegetación. Como una consecuencia del dinamismo de la línea de costa en IER, se pudo afectar el poder explicativo de las variables consideradas en los análisis. Por otro lado, en los análisis no se consideraron variables ambientales, como la temperatura ambiental, temperatura superficial del mar o precipitación. Estas variables quizá pueden ayudar a explicar si las condiciones ambientales tienen un efecto en la reproducción de los ostreros en IER.

El tamaño de puesta de los ostreros en IER durante la temporada 2018 estuvo en función de la distancia y tamaño del fragmento de vegetación costera. Los ostreros que pusieron tres huevos lo hicieron más alejados de parches de vegetación costera grandes en comparación a aquellos que pusieron solo un huevo. En el ostrero americano se ha reportado que el tamaño de nidada y éxito de eclosión disminuye conforme avanza la temporada reproductiva (AOWG et al. 2020, Vega-Ruiz et al. 2021). Además, los ostreros más experimentados tienden a poner más huevos temprano en la temporada que aquellos menos experimentados (AOWG et al. 2020, Vega-Ruiz et al. 2021). En IER los ostreros que anidan primero en la temporada tienen menor probabilidad de ser depredados por gaviota reidora (Vega-Ruiz et al. 2021). Considerando lo anterior, los ostreros más experimentados, con puestas de más de dos huevos, tienden a anidar más alejados de la vegetación costera que aquellos con aparentemente menor experiencia y nidos con un huevo. Esto parece reducir la probabilidad de depredación por parte de las gaviotas reidoras.

Es común que el éxito de eclosión de ostrero americano sea variable entre temporadas (AOWG et al. 2020, Vega-Ruiz et al. 2021). Los factores que influyen en esta variabilidad son la incidencia de depredadores, la experiencia de los ostreros reproductores y la disponibilidad de alimento, las cuales están en función de las condiciones ambientales. En IER e IM se ha señalado la necesidad del manejo para propiciar las condiciones que ayuden a aumentar la productividad en la reproducción, puesto que estos sitios son críticos a nivel local y regional para la población de ostreros americanos (Vega-Ruiz et al. 2021). El control de la población reproductora de gaviota reidora implicaría esfuerzos en el control de la depredación (Vega-Ruiz et al. 2021),

pero es a expensas de una población importante de gaviota reidora (Castillo-Guerrero et al. 2014). La posibilidad de remover vegetación costera o propiciar el establecimiento de otras especies de vegetación no atractivas para el establecimiento de nidos de gaviotas parece poco viable. Este tipo de acciones podrían favorecer el aumento de otras especies de gaviotas y aves marinas (Akers y Allcorn 2006, Williams et al. 2021), como la gaviota ploma (*Larus heermanni*) o gaviota occidental (*Larus occidentalis*), es decir otros depredadores potenciales que ya se han observado anidando en la isla (Castillo-Guerrero et al. 2014). Para favorecer la conservación de la población de ostreros reproductores en IER son importantes los esfuerzos para evitar las excursiones de coyotes e incluso de mapaches provenientes de isla Saliaca. Con estas acciones es posible que en algunas temporadas la productividad de reproducción sea suficiente para sostener la población local. Es importante el monitoreo de las poblaciones de gaviotas reproductoras en IER para comprender mejor las implicaciones en el desempeño reproductivo del ostrero americano.

9 Conclusiones

Con base a los resultados obtenidos, se puede concluir lo siguiente:

IER es una isla de barrera compuesta principalmente por planicies arenosas y dunas. Sin embargo, es un paisaje diverso que tiende a la maduración por presentar coberturas de vegetación más amplias y estables. De manera contradictoria, IER presenta un elevado dinamismo en su línea de costa, con zonas de ganancia y pérdida de superficie que modifican los perfiles de playa.

Los sitios de anidación de los ostreros en IER fueron relativamente homogéneos entre unidades y temporadas. El cambio más notorio fue en el tamaño y distancia de los parches de vegetación a los nidos de ostreros, la cual puede ser un indicador de la disponibilidad de sitios de anidación para la gaviota reidora, quien es el principal depredador de nidos de ostreros en IER.

Los frentes de playa defendidos por los ostreros en IER fueron de tamaños relativamente homogéneos entre unidades y temporadas, con una elevada fidelidad al territorio.

En la mayoría de los análisis del desempeño reproductivo las variables consideradas fueron poco informativas, ya que el modelo nulo fue incluido. Solo el tamaño y distancia de los parches de vegetación influyó el tamaño de nidada de los ostreros en la temporada 2018. Los cambios drásticos en la línea de costa de IER es probable que haya influido en el poder explicativo de las variables consideradas.

10 Recomendaciones

Continuar con el estudio de los ostreros americanos marcados en IER para mejorar la comprensión de la estrategia de selección de hábitat de reproducción y sus implicaciones en la conservación de la población de

ostrero americano. Esto incluye el estudio del reclutamiento de individuos nacidos en IER a la población reproductiva, lo cual ayudará a evaluar la selección y disponibilidad de territorios.

Por otro lado, continuar con el monitoreo de las modificaciones de la línea de costa de IER, composición del paisaje y el establecimiento de especies vegetales, incluyendo información sobre el relieve de la isla.

Monitorear las poblaciones de gaviotas reproductoras en IER, para estudiar sus implicaciones en el desempeño reproductivo del ostrero y otras especies de aves que anidan en IER, en particular las que anidan a nivel de suelo.

11 Referencias

Akers P. y Allcorn R. I. (2006) Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, 3, 96-98. <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2236>

American Oystercatcher Working Group, E. Nol, y R. C. Humphrey (2020). American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*), version 1.0. En *Birds of the World* (A. F. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ameoys.01>

Anderson, A. N. (2014). The factors affecting productivity and parental behavior of American Oystercatchers in Texas. Tesis de maestría. The University of Houston-Clear Lake. Pp 108. Repositorio Gulf Coast Bird Observatory. https://www.gcbo.org/wp-content/uploads/2015/09/Amanda_Anderson_thesis_final1.pdf.

Anderson, A., S. Heath, y G. Guillen (2016). A time activity budget of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) breeding in Texas. *Wilson Journal of Ornithology* 128:656–663. <http://dx.doi.org/10.1676/1559-4491-128.3.656>

Bailey, L. D., B. J. Ens, C. Both, D. Heg, K. Oosterbeek, y M. van de Pol (2019). Habitat selection can reduce effects of extreme climatic events in a long-lived shorebird. *Journal of Animal Ecology* 88:1474–1485. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13041>

Bailey, L. D., B. J. Ens, C. Both, D. Heg, K. Oosterbeek, y M. van De Pol (2017). No phenotypic plasticity in nest-site selection in response to extreme flooding events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372. 20160139. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0139>

Barton, K. (2022). MuMIn: Multi- Model Interface. Paquete R, repositorio CRAN versión 1.46.0. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>

Berlanga-Robles, C. A., 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, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 54:535–543. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.04.004>
- Berlanga-Robles, C. A., y A. Ruiz Luna (2003). Los sistemas acuáticos costeros de Sinaloa. En *Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa* (Cifuentes-Lemus J.L. y Gaxiola-López J. Eds). El Colegio de Sinaloa, pp 197-206.
- Bruinzeel, L. W., M. van de Pol, y C. Trierweiler (2006). Competitive abilities of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) occupying territories of different quality. *Journal of Ornithology* 147:457–463. <https://doi.org/10.1007/s10336-005-0037-1>
- Bruinzeel, L. W. (2007). Intermittent breeding as a cost of site fidelity. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 61:551–556. <https://doi.org/10.1007/s00265-006-0283-0>
- Bruinzeel, L. W., y M. van de Pol (2004). Site attachment of floaters predicts success in territory acquisition. *Behavioral Ecology* 15:290–296. <https://doi.org/10.1093/beheco/arh019>
- Burnham, K. P., y D. R. Anderson (2002). *Model selection and multimodel inference*. Segunda ed. Springer.
- Carrera-González, E. y G. De la Fuente-de León (2003). *Inventario y clasificación de humedales en México, Parte 1*. Ducks Unlimited de México, A. C. México. 239 pp.
- Castillo-Guerrero, J. A., E. González Medina, y G. Fernández (2014). Seabird colonies of the small islands of Bahía Santa María-La Reforma, Sinaloa, México. *Waterbirds* 37:439–445.
- Centro de Información Estadística y Geográfica del Estado de Sinaloa (CIEGSIN) (2018). *Agricultura*. [En línea.] Disponible en <http://estadisticas.sinaloa.gob.mx/eBooks/Temas/AGRICULTURA.pdf>.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis, S. Schulte, S. Brown, D. Reynolds, y T. R. Simons (2010). *Conservation plan for the American Oystercatcher (Haematopus palliatus) throughout the western hemisphere*. Version 1.1. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis, S. A. Schulte, S. Brown, D. Reynolds, y T. R. Simons (2014). A global assessment of the conservation status of the American Oystercatcher *Haematopus palliatus*. *International Wader Studies* 20:62–82.
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software* 6:3172 <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Cruz-Acevedo, E., M. Betancourt Lozano, J. A. Castillo Guerrero, y G. Fernández (2020). Bioaccumulation of

- organochlorine pesticides in the Western Sandpiper (*Calidris mauri*) during the wintering season in Sinaloa, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 192:475. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08458-0>
- Defeo, O., A. McLachlan, D. S. Schoeman, T. A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra, y F. Scapini (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:1–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- de La Lanza Espino, G., M. A. O. Pérez, y J. L. C. Pérez (2013). Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas* 81:33–50.
- Ens, B. J., y L. G. Underhill (2014). Synthesis of oystercatcher conservation assessments: general lessons and recommendations. *International Wader Studies* 20:5–22.
- Ens, B. J., F. J. Weissing, y R. H. Drent (1995). The despotic distribution and deferred sides of the same coin maturity: two. *The American Naturalist* 146:625–650. <https://doi.org/10.1086/285818>
- Ens, B. J., M. Kersten, A. Brenninkmeijer, y J. B. Hulscher (1992). Territory quality, parental effort and reproductive success of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Journal of Animal Ecology* 61:703–715. <https://doi.org/10.2307/5625>
- Ens, B. J., M. van de Pol, y J.D. Goss Custard (2014). The study of career decisions: Oystercatchers as social prisoners. *Advances in the Study of Behavior* 46: 343–420. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800286-5.00008-0>.
- Farrell, C., M. Korosy, y J. Wraithmell (2016). The role of coastal engineering in American Oystercatcher conservation. Audubon Florida. https://fl.audubon.org/sites/default/files/the_role_of_coastal_engineering_in_american_oystercatcher_conservation.pdf
- Felton, S. K., N. J. Hostetter, K. H. Pollock, y T. R. Simons (2017). Managing American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) population growth by targeting nesting season vital rates. *Waterbirds* 40:44–54. <https://doi.org/10.1675/063.040.sp106>
- Finney, S. K., M. P. Harris, L. F. Keller, D. A. Elston, P. Monaghan, y S. Wanless (2003). Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. *Journal of Applied Ecology* 40:545–552. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00810.x>

- Flores-Campaña, L.M., M. A. Ortiz Arellano, y J.F. Arzola González (2003). Islas e islotes de Sinaloa. En Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa (Cifuentes-Lemus J.L. y Gaxiola-López J. Eds). El Colegio de Sinaloa, pp 111-126.
- Flores Verdugo, F. J., C. Agraz Hernández, y D. Benítez Pardo (2007). Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México (O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano, Editores). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, United States Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C., Escuela de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, pp. 147–166.
- Galaviz A., M. Gutiérrez y A. Castro (1990). Morfología y sedimentos de la laguna Santa María, Sinaloa, México. Res. II Congreso Ciencias del Mar. 186.
- González-Medina, E., J. A. Castillo Guerrero, y E. Mellink (2009). Relación entre las características de los huevos y del sitio de anidación, con el éxito reproductivo de la gaviota reidora (*Leucophaeus atricilla*) en la Isla El Rancho, Sinaloa durante la temporada 2007. Ornitología Neotropical 20:553–564.
- Harris, M. P. (1970). Territory limiting the size of the breeding population of the Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) -a removal experiment. Journal of Animal Ecology 39:707–713. <https://doi.org/10.2307/2861>
- Harris, M. P., y S. Wanless (1997). The effect of removing large numbers of gulls *Larus spp.* on an island population of Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: implications for management. Biological Conservation 82:167–171. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00019-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00019-0)
- Heg, D., N. J. Dingemanse, C. M. Lessells, y A. C. Mateman (2000). Parental correlates of offspring sex ratio in Eurasian Oystercatchers. Auk 117:980–986. <https://doi.org/10.1093/auk/117.4.980>
- Jung, M. (2016). LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. Ecological Informatics 31:18–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Keijsers, J. G. S., A. V. De Groot, y M. J. P. M. Riksen (2016). Modeling the biogeomorphic evolution of coastal dunes. Journal of Geophysical Research: Earth Surface 121:1161–1181. <https://doi.org/10.1002/2015JF003815>
- Kubelka, V., M. Sládeček, V. Zámečník, E. Vozabulová, y M. Šálek (2020). Seasonality predicts egg size better than nesting habitat in a precocial shorebird. Ardea 107:239. <https://doi.org/10.5253/arde.v107i3.a4>
- Kwon, E., S. Robinson, C. E. Weithman, D. H. Catlin, S. M. Karpanty, J. Altman, T. R. Simons, y J. D. Fraser (2021). Contrasting long-term population trends of beach-nesting shorebirds under shared environmental

- pressures. *Biological Conservation* 260:109178. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109178>
- Lameris, T. K., J. S. Brown, E. Kleyheeg, P. A. Jansen, y F. Van Langevelde (2018). Nest defensibility decreases home-range size in central place foragers. *Behavioral Ecology* 29:1038–1045. <https://doi.org/10.1093/beheco/ary077>
- Landis, J. R., y G. G. Koch (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33:159–74. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola Lizárraga, L. E. Calderón Aguilera, V. F. Camacho Ibar, G. de la Lanza Espino, A. Escofet Giansone, M. I. Espejel Carbajal, M. Guzmán Arroyo, L. B. Ladah, M. López Hernández, E. A. Meling López, et al. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En *Capital Natural de México*, vol. I:4. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, pp. 109–134.
- Lauro, B., y J. Burger (1989). Nest-site selection of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in salt marshes. *The Auk* 106:185–192.
- Llano, X. C. (2022). AcATaMa - QGIS plugin for accuracy assessment of thematic maps, version 19.11.21 <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>
- Linhares, B. D. A., G. T. Nunes, F. A. Faria, F. da M. Rosso, L. Bugoni, y P. H. Ott (2021). American Oystercatcher benefits from a heterogeneous landscape to breed in an urbanized area in southern Brazil. *Urban Ecosystems* 25:87–100. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01123-5>
- Loring, P. H., C. R. Griffin, P. R. Sievert, y C. S. Spiegel (2017). Comparing satellite and digital radio telemetry to estimate space and habitat use of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in Massachusetts, USA. *Waterbirds* 40:19–31. <http://dx.doi.org/10.1675/063.040.sp104>
- Manzano-Sarabia, M., O. Millán Aguilar, F. Flores Cárdenas, L. Rodríguez Arredondo, M. I. Grano Maldonado, y M. Nieves-Soto (2018). Current status of mangrove wetlands in Sinaloa: a biological corridor along the Eastern margin of the Gulf of California, Mexico. En *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management* (Makowski, C., Finkl, C, editores). Coastal Research Library. Springer, 25:77–87. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73016-5_4
- Martin, J., A. F. O'Connell, W. L. Kendall, M. C. Runge, T. R. Simons, A. H. Waldstein, S. A. Schulte, S. J. Converse, G. W. Smith, T. Pinion, M. Rikard, y E. F. Zipkin (2010). Optimal control of native predators. *Biological Conservation* 143:1751–1758. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.023>
- McGowan, C. P., y T. R. Simons (2006). Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers. *Wilson Journal of Ornithology* 118:485–493. <https://doi.org/10.1676/05-084.1>

- McGowan, C. P., S. A. Schulte, y T. R. Simons (2005a). Resightings of marked American Oystercatchers banded as chicks. *Wilson Bulletin* 117:382–385. <https://doi.org/10.1676/04-112.1>
- McGowan, C. P., T. R. Simons, W. Golder, y J. Cordes (2005b). A comparison of American Oystercatcher reproductive success on barrier beach and river island habitats in coastal North Carolina. *Waterbirds* 28:150–155. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2005\)028\[0150:ACOAOR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2005)028[0150:ACOAOR]2.0.CO;2)
- Miller, T. E., E. S. Gornish, y H. L. Buckley (2010). Climate and coastal dune vegetation: disturbance, recovery, and succession. *Plant Ecology* 206:97–104. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9626-z>
- Morris, R. D., H. Blokpoel, y G. D. Tessier (1992). Management efforts for the conservation of Common Tern *Sterna hirundo* colonies in the Great Lakes: Two case histories. *Biological Conservation* 60:7–14. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90793-M](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90793-M)
- Morris, R. D., I. R. Kirkham, y J. W. Chardine (1980). Management of a declining Common Tern colony. *The Journal of Wildlife Management* 44:241–245. <https://doi.org/10.2307/3808378>
- Munters, A. E. (2014). Nest site selection of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) on the upper Texas coast with comments on field sexing techniques. Tesis de maestría. Texas State University, San Marcos, Texas. Pp 53. Repositorio Universidad Estatal de Texas. <https://digital.library.txstate.edu/handle/10877/4998>
- Nol, E. (1989). Food supply and reproductive performance of the American Oystercatcher in Virginia. *The Condor* 91:429. <https://doi.org/10.2307/1368321>
- Olofsson, P., G. M. Foody, M. Herold, S. V. Stehman, C. E. Woodcock, y M. A. Wulder (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148:42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Olofsson, P., G. M. Foody, S. V. Stehman, y C. E. Woodcock (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment* 129:122–131. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>
- Páez-Osuna, F., G. Ramírez Reséndiz, A. C. Ruíz Fernández, y M. F. Soto Jiménez (2007). Las lagunas costeras de Sinaloa como cuerpos de agua receptores. En *La Contaminación por Nitrógeno y Fosforo en Sinaloa: Flujos, Fuentes, Efectos y Opciones de manejo* (F. Paéz-Osuna, Editor). Primera edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Mazatlán, Sinaloa, México, pp. 83–111.
- Palacios, E., J. A. Castillo Guerrero, D. Galindo, L. Alfaro, E. Amador, G. Fernández, y J. Vargas (2017).

- Population status of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus frazari*) breeding in northwest Mexico. *Waterbirds* 40:72–78. <https://doi.org/10.1675/063.040.sp108>
- Paracuellos, M., y J. C. Nevado (2010). Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study* 57:26–30. <http://dx.doi.org/10.1080/00063650903271936>
- Pérez-Villegas, G. (1988). El viento superficial en el noroeste de México. *Investigaciones geográficas*. 18: 31-49. Recuperado el 23 de noviembre de 2021, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-6111988000100002&lng=es&tlng=es.
- Piersma, T., y Å. Lindström (2004). Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146:61–69. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00329.x>
- QGIS.org (2021). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Rosenberg, K. V., A. M. Dokter, P. J. Blancher, J. R. Sauer, A. C. Smith, P. A. Smith, J. C. Stanton, A. Panjabi, L. Helft, M. Parr, y P. P. Marra (2019). Decline of the North American avifauna. *Science* 366:120–124. <http://10.1126/science.aaw1313>
- RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Sabine, J. B., J. M. Meyers, C. T. Moore, y S. H. Schweitzer (2008). Effects of human activity on behavior of breeding American Oystercatchers, Cumberland Island National Seashore, Georgia, USA. *Waterbirds* 31:70–82. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2008\)31\[70:EOHAOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2008)31[70:EOHAOB]2.0.CO;2)
- Saliva, J. E., y J. Burger (1989). Effect of experimental manipulation of vegetation density on nest-site selection in sooty terns. *The Condor* 91:689-698. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v091n03/p0689-p0698.pdf>
- Sánchez-Soto, B. H., E. García-Moya, Á. Reyes-Olivas, A. Romero-Manzanares, y M. Luna-Cavazos (2016). Factores topográficos y edáficos que influyen en la estructura de especies perennes de islas de la costa de Sinaloa, México. *Botanical Sciences* 94:63–73. <https://doi.org/10.17129/botsci.219>
- Schulte, S. A., y T. R. Simons (2015). Factors affecting the reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus* on the Outer Banks of North Carolina. *Marine Ornithology* 43: 37–47.
- Schulte, S. A., y T. R. Simons (2016). Hurricane disturbance benefits nesting American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*). *Waterbirds* 39:327–337. <https://doi.org/10.1675/063.039.0402>

- Schulte, S., S. Brown, D. Reynolds, y the American Oystercatcher Working Group (2010). A conservation action plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) for the Atlantic and Gulf Coasts of the United States. Version 2.1. Manomet Center for Conservation Sciences y Western Hemisphere Shorebird Reserve Network. Recuperado de http://www.conservewildlifenj.org/downloads/cwnj_310.pdf
- Schweitzer, S. H., L. M. Addison, y S. E. Cameron (2017). Abundance and distribution of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) during the breeding season in North Carolina, USA. *Waterbirds* 40:79–85. <https://doi.org/10.1675/063.040.sp109>
- Schwemmer, P., y S. Garthe (2011). Spatial and temporal patterns of habitat use by Eurasian Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in the eastern Wadden Sea revealed using GPS data loggers. *Marine biology* 158:541–550. <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-010-1579-1>
- Schwemmer, P., F. Güpner, S. Adler, K. Klingbeil, y S. Garthe (2016). Modelling small-scale foraging habitat use in breeding Eurasian oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in relation to prey distribution and environmental predictors. *Ecological Modelling* 320:322–333. <https://doi.org/10.1007/s00227-010-1579-1>
- SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES, 2001. Resumen del programa de manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California. DOF 17/04/2001. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México.
- SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. 2019. Modificación del anexo normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. Protección ambiental– Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – lista de especies de riesgo. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México.
- Simons, T. R. (2017). The American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) working group: 15 years of collaborative focal species research and management. *Waterbirds* 40:1–9.
- Sterling, A. V. (2017). Modeling productivity for American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) and Wilson's Plovers (*Charadrius wilsonia*) in a highly dynamic environment. Tesis de doctorado. The University of Georgia. Repositorio University of Georgia Libraries. https://getd.libs.uga.edu/pdfs/sterling_abby_v_201708_phd.pdf
- Toscano, A. L., E. Ochoa, y D. Robadue (2003). Evaluación/sistematización de la experiencia del proceso para establecer una estrategia de manejo para la conservación y desarrollo de Bahía Santa María. Un documento sintetiza de los resultados del estudio. Guaymas, Sonora, Mexico: Coservacion Internacional 17 pp.

- Tratalos, J. A., A. P. Jones, D. A. Showler, J. A. Gill, I. J. Bateman, R. Sugden, A. R. Watkinson, y W. J. Sutherland (2021). Regional models of the influence of human disturbance and habitat quality on the distribution of breeding territories of Common Ringed Plover *Charadrius hiaticula* and Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Global Ecology and Conservation* 28:e01640. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01640>
- Vega-Ruiz, I. I., J. A. Castillo Guerrero, E. Palacios, y G. Fernández (2019). Breeding population size and trends of American Oystercatchers on small islands of Bahía Santa María-La Reforma, Sinaloa, Mexico. *Journal of Field Ornithology* 90:325–334. <https://doi.org/10.1111/jfo.12315>
- Vega-Ruiz, I. I., J. A. Castillo Guerrero, y G. Fernández (2021). Drivers of the breeding success of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus frazari*) at a critical site in Sinaloa, Mexico. *Journal of Field Ornithology* 92:18–29. <https://doi.org/10.1111/jfo.12360>
- Vila, J., D. Varga, A. Llausàs, y A. Ribas (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 48:151–166.
- Villegas-Velasco, A. (2021). Concentración de metales pesados y su transferencia trófica en el Ostrero Americano (*Haematopus palliatus frazari*), durante la época reproductiva en la Bahía Santa María, Sinaloa. Tesis de maestría. Universidad de Guadalajara. Pp. 72.
- Vines, G. (1979). Spatial distributions of territorial aggressiveness in Oystercatchers, *Haematopus ostralegus* L. *Animal Behaviour* 27:300–308. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(79\)90150-7](https://doi.org/10.1016/0003-3472(79)90150-7)
- Virzi, T. (2010). The effect of human disturbance on the local distribution of American Oystercatchers breeding on barrier island beaches. *Wader Study Group Bulletin* 117:19–26. Recuperado de http://amoywg.org/wp-content/uploads/2011/12/Virzi_2010_Wader-Study-Group-Bulletin.pdf
- Vitale, N., J. Brush, y A. Powell (2020). Loss of coastal islands along Florida's Big Bend region: implications for breeding American Oystercatchers. *Estuaries and Coasts* 44:1173–1182. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00811-3>
- Vitale, N., J. Brush, y A. Powell (2021). Factors limiting reproductive success of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in Florida's Southern Big Bend Region. *Waterbirds* 44:449–462. <https://doi.org/10.1675/063.044.0406>
- Wilke, A. L., R. Boettcher, A. Duerr, P. Denmon, B. R. Truitt, K. Holcomb, y B. D. Watts (2017). Population dynamics and survival rates of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in Virginia, USA. *Waterbirds* 40:55–71.

Williams, D.R., Child, M.F., Dicks, L.V., Ockendon, N., Pople, R.G., Showler, D.A., Walsh, J.C., zu Ermgassen, E.K.H.J. y Sutherland, W.J. (2021). Bird conservation. En *What Works in Conservation* (W.J. Sutherland, L.V. Dicks, S.O. Petrovan y R.K. Smith, Editores). 6:141–285. <https://doi.org/10.11647/OBP.0267>

Zinnert, J. C., S. A. Shiflett, S. Via, S. Bissett, B. Dows, P. Manley, y D. R. Young (2016). Spatial–temporal dynamics in barrier island upland vegetation: the overlooked Coastal Landscape. *Ecosystems* 19:685–697. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9961-6>