



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE CIENCIAS

Potencial de invasión del camarón tigre asiático  
(*Penaeus monodon*) en el Golfo de México: un enfoque  
en acciones preventivas para la especie.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADO EN MANEJO SUSTENTABLE  
DE ZONAS COSTERAS

P R E S E N T A:

JESÚS ADRIÁN RODRÍGUEZ PÉREZ



**DIRECTOR DE TESIS:**  
Dr. CARLOS ALBERTO YAÑEZ ARENAS

YUCATÁN, MÉXICO, 2018



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.

## Hoja de Datos del Jurado

### **1. Datos del alumno**

Rodríguez  
Pérez  
Jesús Adrián  
5531351516  
Universidad Nacional Autónoma de  
México  
Facultad de Ciencias  
Manejo Sustentable de Zonas Costeras  
312286875

### **2. Datos del tutor**

Dr.  
Carlos Alberto  
Yañez  
Arenas

### **3. Datos del sinodal 1**

Dr.  
Edgar  
Torres  
Irineo

### **4. Datos del sinodal 2**

M. en C.  
Eva  
Virginia  
Coronado

### **5. Datos del sinodal 3**

Dra.  
Martha Gabriela  
Gaxiola  
Cortés

### **6. Datos del sinodal 4**

Dr.  
Norberto  
Colín  
García

### **7. Datos del trabajo escrito**

Potencial de invasion del camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*) en Golfo de México: un enfoque en acciones preventivas para la especie.

57p  
2018



<<A veces se considera raro, se acusa de andar por otros caminos que la mayoría. Eso tiene que olvidarlo. Mire al fuego, observe las nubes; y cuando surjan los presagios y comiencen a hablar las voces de su alma, entréguese usted a ellas sin preguntarse primero si le parece bien o le gusta al señor profesor, al señor padre o a no sé qué buen Dios>>.

Demian (Hermann Hesse)

<<Una bala mata a un hombre. Una idea revolucionaria despierta a cientos o a miles de persona. Raúl Álvarez Garín, del CNH>>

La noche de Tlatelolco (Elena Poniatowska)

Para Martha y Esperanza Rubio Solar

Por ser las mujeres que han guiado mis pasos, marcando mi vida con cada una de sus enseñanzas. Por mostrarme el significado del amor por la vida. Se que nunca estaré solo, porque están en mi corazón por siempre. ¡Gracias! por enseñarme a vivir a mi manera. Las llevo en la piel.

## Agradecimientos

A la máxima casa de estudios, Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme una formación académica para desarrollarme profesional y personalmente.

A la Unidad Académica de Ciencias y Tecnología de la UNAM por brindarme la infraestructura para poder realizar mis estudios de Licenciatura.

Al Dr. Carlos Yañez Arenas (Lichos), por su apoyo invaluable a lo largo de todos estos años de mi formación académica, por todos los comentarios y consejos para mi desarrollo profesional y personal. Gracias por compartirme el amor a la investigación, y por la enseñanza de herramientas que aprendí para seguir creciendo profesionalmente. Finalmente, por la gran amistad que formamos a lo largo del tiempo.

A cada uno de los miembros del comité revisor de esta tesis: Dra. Gabriela Gaxiola, Dr. Edgar Torres, M. en C. Eva Coronado, y Dr. Norberto Colín. Les agradezco su tiempo, cooperación y cada una de sus atinadas observaciones para esta tesis.

A mi tutora de la LMZSC, la Dra. Patricia Guadarrama, por sus consejos personales y académicos.

A cada uno de los profesores y técnicos de la licenciatura que han contribuido a mi formación como manejador.

Al Laboratorio de Ecología Geográfica del parque científico, UNAM, los compañeros que me han apoyado en la realización del trabajo y/o simplemente hicieron que este proceso fuera aún más agradable.

Y un especial agradecimiento A la M. en C. Esteffany Espinosa, por compartirme su amor por la investigación científica social, por retarme a ser mejor estudiante y mejor persona, por cada uno de los debates en clase, por todas las horas de charlas profundas y por la enseñanza más grande que alguien te puede dar “aprende a escuchar, observar y callar” de modo que mi visión como manejador sustentable de zonas costeras, se amplió. Muchas gracias Fany, por compartir todos tus conocimientos, por escucharme, porque todo lo que aprendí me enriqueció profesional y personalmente y por sobre todo por confiarme tu amistad que valoro con todo mi corazón.

## Agradecimientos a título personal

No existen palabras para agradecerle a mis padres, todo el amor que me han brindado, la educación y los valores. Los amo con todo el corazón y siempre les estaré agradecido, por no juzgarme, por aceptarme, por respetar mis decisiones y por permitirme explorar el mundo.

- A mi madre Laura Pérez, por su gran esfuerzo para que concluyera mis estudios, por su apoyo incondicional día con día, por nunca dejarme solo en los momentos más difíciles y siempre estar a mi lado a pesar de la distancia, por amarme tanto y por apoyarme en cada una de mis locuras. ¡Gracias mamá!
- A mi padre Uriel Rodríguez, por brindarme su apoyo y confianza para tomar las mejores decisiones.
- A mi hermano Arturo Rodríguez, por respetarme y aceptarme tal cual soy, por apoyarme en todo momento y especialmente en este proceso de titulación.
- A mi tía Mónica Pérez por ser mi familia más cercana y en la que puedo confiar en todo momento, y sobre todo por su apoyo para que concluyera mis estudios.
- A Manuel Zanabria, mi segundo hermano, por apoyarme en cada decisión que he tomado y por permitirme ser parte de su crecimiento.
- A mi abuelo Arturo Pérez, porque a pesar de haber nacido en una época diferente, me ama incondicionalmente como soy, así como yo lo amo a él.  
Porque sin ustedes no hubiera logrado terminar mis estudios.

A mis amigos de la novena generación por crecer juntos en este proceso y por compartir muchas vivencias:

Nayeli por ser mi amiga incondicional.

Pamela por ser transparente conmigo.

Azeneth por nunca juzgarme y escucharme.

Karen porque nuestra amistad rompe fronteras y cruza océanos.

Emmanuel por las charlas profundas llenas de gran significado.

Donají por apoyar todas mis locuras.

Melissa y Carlos por ayudarme en los buenos y malos momentos.

José Juan, Hiram y Alexis por darme su amistad y confianza.

Un especial agradecimiento a Edwin, por permitirme compartir mi lado más humano, y porque juntos somos arte.

Alba y Dona por ser un símbolo de lucha ante las adversidades.

David por ser mi mejor amigo y nunca dejarme solo.

Angelica por enseñarme a disfrutar de las pequeñas cosas.

Rodrigo y Víctor, porque su amistad es sincera.

Sabina y Maura porque a pesar de los años y la distancia nunca dejaremos de ser los mejores amigos, las quiero mucho.

A Lina porque en tan poco tiempo se forjó una amistad invaluable.

Al puerto de Sisal y sus habitantes, por recibirme y acogerme en tan bello lugar.

A Julieta por que llego a mi vida para hacerla más feliz, por enseñarme el significado del amor verdadero

# Índice

Introducción.....	XI
Objetivos.....	XIII
Objetivo general: .....	XIII
Objetivos particulares: .....	XIII
Área de estudio .....	XIV
Marco teórico.....	XVI
I. Biología y ecología.....	XVI
I.I. Características (morfológicas).....	XVI
I.II Distribución.....	XVIII
I.II. Hábitat y comportamiento .....	XIX
I.III. Ciclo de vida .....	XIX
I.V Vector de otras especies invasoras.....	XXII
II. Importancia comercial.....	XXIII
II.I. Exportaciones.....	XXIII
II.II. Mercado.....	XXIV
III. Riesgos como especie invasora .....	XXV
III.I. Impactos ecológicos .....	XXV
III.II. Estatus .....	XXV
IV. Predicción de invasiones a través del modelado de nicho ecológico .....	XXVII
IV.I. Modelado de nicho ecológico.....	XXVII
IV.II. Maxent .....	XXVIII
IV.III. Transferencias a través del espacio. ....	XXIX
IV.IV. Niche Analyst.....	XXIX
IV.V. ENMeval .....	XXX
IV.VI. Evaluación del modelo .....	XXXI
Metodología.....	XXXII
I. Revisión bibliográfica de la especie.....	XXXII
II Modelado de nicho ecológico.....	XXXII
III. Depuración de bases de datos.....	XXXII
IV. Obtención de la M.....	XXXII
V. Datos ambientales .....	XXXIV
II.VI. Calibración de los modelos.....	XXXV

II.VII. Transferencia de los modelos.....	XXXVII
II.VIII. Validación estadística.....	XXXVIII
Resultados.....	XXXIX
Discusión.....	XLIV
Recomendaciones.....	XLVI
Conclusión.....	XLVIII
Bibliografía.....	XLIX

### Lista de figuras

Fig. 1. Área de estudio.....	XV
Fig. 2. Anatomía externa de <i>Penaeus monodon</i> . (fuente: <a href="http://fao.org/Fishery/species/3405/en">http://fao.org/Fishery/species/3405/en</a> ): A = antena, AB = segmento abdominal, ES= Escafoquerite, CA= carina adrostral, FA = Antenulas, O =ojo, P = pereopodos, Pl = pleópodos, R = rostrum, SAS = sexto segmento abdominal, T = telson, TM = tercer maxilípodo, U = urópodos. ....	XVI
Fig. 3. Individuo de gran tamaño de <i>Penaeus monodon</i> (foto: Permisionario René Echeverría).....	XVII
Fig. 4. Mapa de distribución del rango nativo de <i>Penaeus monodon</i> . ....	XVIII
Fig. 5. Ciclo de vida del género <i>Penaeus</i> . (López-Martínez et al., 2008).....	XXI
Fig. 6 Juvenil de <i>Penaeus monodon</i> encontrado en las costas de Chelem. Foto: Proporcionada por el M. en C. Manuel Valenzuela. ....	XXI
Fig. 7. Producción de camarones en Asia, por especie, tanto silvestres como cultivados (Fuente: FAO, 2016). ....	XXIII
Fig. 8. Arribo de <i>Penaeus monodon</i> en las costas de Sisal, 19/06/17. Foto: proporcionada por el M. en C. Manuel Valenzuela).....	XXVI
Fig. 9. Diagrama BAM (Soberón & Peterson, 2005). Donde Go es la intersección entre A+B+M ( $G_o = A \cap B \cap M$ ) y GI es la intersección entre A y B con el complemento de M ( $G_I = A \cap B \cap M^c$ ). ....	XXVIII
Fig. 10. Observaciones de <i>Penaeus monodon</i> en vida silvestre. ....	XXXIII
Fig. 11. Comparación de repositorios, basados en los valores máximos de AUC. ....	XXXVI
Fig. 12. Idoneidad ambiental caracterizada con el nicho ocupado por la especie en su rango nativo ( $N_o$ ). ....	XXXIX
Fig. 13. Modelo de nicho ecológico de <i>Penaeus monodon</i> en el golfo de México. a) muestra la idoneidad ambiental estimada con Maxent. b) representa la presencia y la ausencia de condiciones ambientales potenciales para la supervivencia de esta especie. ....	XLI
Fig. 14. Modelo de nicho ecológico de <i>Penaeus monodon</i> en el golfo de México. a) muestra la idoneidad ambiental estimada con Niche Analyst. b) representa la presencia y la ausencia de condiciones ambientales potenciales para la supervivencia de esta especie. ....	XLII

Fig. 15. Caracterización del nicho fundamental existente (N\*F- elipsoide de azul). Elipsoide de volumen mínimo (verde) representa los ambientes (No nativo) ocupados por esta especie en su zona nativa. Los puntos grises representan los entornos del mundo. ....XLIII

## Lista de tablas

Tabla 1. Estadios de huevo, larvales y postlarvales de las principales especies de Penas de América Latina, indicando el número de subestadios, tamaño, duración, tipo de alimentación y comportamiento. (Boschi, 1974).....	XXII
Tabla 2. Enfermedades de <i>Penaeus monodon</i> que pudieran afectar a individuos de cultivo y nativos.....	XXIV
Tabla 3. Los 10 principales países exportadores de <i>Penaeus monodon</i> , fuente: (FAO, 2017g).....	XXVI
Tabla 4. Variables ambientales BIO-ORACLE. Por cada una de las variables se derivan seis más (e.g. temperatura máxima, mínima, media, rango, temperatura del mes más cálido en promedio de los registros mínimo y máximo).....	XXXVI
Tabla 5. Variables ambientales MARSPEC.....	XXXVII
Tabla 6 Pruebas de ROC parcial de los modelos (El numero 7 pertenece al modelo realizado con Niche Analyst).....	XLII

## Introducción

Las invasiones biológicas son consideradas la segunda causa de extinción de especies, después de la pérdida y destrucción de hábitat (Richardson and Pyšek 2011). La distribución y dispersión de ciertos organismos se ven limitadas por sus características fisiológicas, y por la presencia de barreras biogeográficas (Korsu, Huusko, & Muotka, 2008), sin embargo, estos aislamientos geográficos son ocasionalmente superados por la dispersión asistida (accidental o intencionalmente) por actividades humanas. Muchas de las especies que han invadido regiones fuera de su rango nativo tienen como característica en común que son usadas por el hombre ya que tienen algún grado de importancia (e.g. cinegética, control de plagas, alimento, mascotas entre otros) (Gutiérrez 2006). Esto ha traído como consecuencia que muchas especies sean transportadas a nuevos hábitats (Lodge, 1993; Dukes & Mooney, 2004).

Además de la dispersión asistida, el comercio mundial de productos vivos ha sido clave para el aumento de las invasiones bióticas (Crooks, 2009). De acuerdo con la FAO (2006<sup>a</sup>), la acuicultura juega un papel importante en el comercio y distribución de especies exóticas. Diversas especies invasoras han sido introducidas principalmente en los países en desarrollo de manera intencional con fines de cultivo, bajo el argumento de que estas especies representan “beneficios” sociales y económicos que las que ofrecen las especies nativas (e.g. altas tasas de crecimiento, resistencia a enfermedades y tolerancia al aumento de densidades). Otra de las razones por las que frecuentemente se introducen organismos exóticos es debido a que muchas técnicas de producción generalmente se han desarrollado para estas especies en otras regiones (FAO, 2006<sup>b</sup>). Entre las especies introducidas como consecuencia de la acuicultura destacan la tilapia, carpa, bagre, trucha, langostino, ostión (Koleff *et al.*, 2010), y el camarón tigre asiático (Knott *et al.*, 2012; Cintra *et al.*, 2011; CONABIO, 2016; Wakida-Kusunoki *et al.*, 2013; Morán-Silva *et al.*, 2014; Wakida-Kusunoki *et al.*, 2016; Soto, 2015).

El camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*) es un crustáceo decápodo marino nativo del Indo-pacífico (Pérez-Farfante & Kingsley, 1997; Benzei, 2000). En su ambiente natural esta especie es euritermal y eurihalino lo que le permite habitar en sistemas costeros con una amplia gama de salinidades (1-35 PSU) y temperaturas (Panikkar & Menon, 1956). Estas

características dan a *Penaeus monodon* la capacidad de invadir casi cualquier sistema costero (Moran-Silva et al., 2014). Desde principios de los 1970's se empezó a cultivar esta especie de forma intensiva en países asiáticos (FAO, 2014). Posteriormente, fue introducido con fines comerciales en el Atlántico donde ha establecido poblaciones silvestres desde Senegal hasta el norte de Angola en la costa occidental de África (Knott et al., 2014). También se ha reportado en varios países de la costa americana: Brasil (Fausto-Filho, 1987, Coelho et al., 2001), Venezuela (Aguado & Sayegh, 2007), Colombia (Gómez-Lemos & Campos, 2008), las Antillas Mayores y Estados Unidos (Giménez-Hurtado et al., 2013; Knott et al., 2014). En la actualidad esta especie es considerada como exótica invasora en las Costas de África Occidental, Cuba, Estados Unidos de América, Puerto Rico y República Dominicana en el Caribe (Knott et al., 2012), en México ya que ha tenido éxito en colonizar regiones fuera de su rango de distribución natural (CONABIO, 2016), y en Sudamérica desde Colombia hasta Brasil (Cintra et al., 2011).

Los posibles efectos ecológicos en las áreas de invasión por esta especie incluyen consumo de pequeños cangrejos, bivalvos, gasterópodos y camarones nativos, transmisión de nuevos patógenos, competencia con especies nativas por el espacio y comida. También puede interferir con el comportamiento y éxito reproductivo de las especies de camarones nativos (Marte 1980; Molnar et al. 2008; Knott et al 2012). Por lo tanto, debido a la ausencia de información con respecto a su posible invasión y para comprender potenciales implicaciones ambientales, el presente trabajo se enfoca en el análisis del potencial de invasión del camarón tigre asiático a través de la utilización de modelos correlativos de nicho ecológico. Se plantea la hipótesis de que los modelos de nicho ecológico calibrados en la zona nativa permitirán predecir las localidades donde esta especie ha sido reportada en la región del Golfo de México. Y con base en esta modelación se podrán identificar las regiones con mayor idoneidad ambiental para el establecimiento de especie.

## **Objetivos**

### **Objetivo general:**

Determinar a través del modelado de nichos ecológicos y mediante sistemas de información geográfica la posible invasión de la especie exótica camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*) en el Golfo de México.

### **Objetivos particulares:**

- Modelar su distribución potencial a través de modelos de nicho ecológico.
- Describir las características biológicas de *Penaeus monodon* y factores que intervienen en su invasión.
- Identificar rutas de exportación e importación de esta especie.
- Proponer estrategias de control de la especie.

## Área de estudio

El área de estudio corresponde al Golfo de México, el cual tiene una superficie de 1,550,000 km<sup>2</sup> y 4,000 km de línea costera y está localizado en una zona de transición con un clima subtropical y tropical, entre los 18° y 30° latitud norte y 82 y 98° longitud oeste. Es una cuenca semicerrada con plataformas continentales amplias y someras, mientras que en sus regiones centrales llega a tener profundidades máximas de aproximadamente 4,023 m. El agua circula debido al viento y al movimiento de las masas de agua que entran por el canal de Yucatán y salen por el estrecho de Florida, que lo comunican con el Mar Caribe y el Océano Atlántico, respectivamente. Esta es la corriente del Lazo que es característica del Golfo de México. De esta corriente se desprenden giros que transportan gran cantidad de agua y calor de tal forma que determina los parámetros físicoquímicos, así como la distribución de los nutrientes en la plataforma (Monreal-Gómez & Salasde-León, 1997; Monreal-Gómez *et al.*, 2004).

La riqueza biótica del Golfo de México está determinada por la amplitud de su plataforma continental (al Sur y al Oeste de la Florida, frente a Luisiana-Texas y en la sonda de Campeche tiene más de 150 km); descargas fluviales (sobre todo en los ríos Mississippi y Grijalva-Usumacinta); los movimientos de sus masas de agua (cuyos desplazamientos ondulatorios y verticales permiten la formación de amplias zonas de surgencias) y la calidez de sus aguas superficiales (cuya estabilidad superior a los 20°C) (Ocampo, 2005).

Debido a sus características ambientales, en esta región se desarrollan pesquerías de gran importancia como el pulpo, meros, pargos y camarones (Arreguin & Huitron, 2011). La pesquería de camarón se destacan cinco especies, las cuales, en orden de importancia comercial son: el camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*), el camarón rosado (*F. duorarum*), el camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*), el camarón rojo (*F. brasiliensis*) y el camarón de roca (*Sycionia brevirostris*) (INP, 2006; Wakida-Kusunoki *et al.*, 2010).



*Fig. 1. Área de estudio.*

## Marco teórico

### I. Biología y ecología

#### II. Características (morfológicas)

*Penaeus monodon* es generalmente de color oscuro, con el caparazón y el abdomen cruzados con bandas en blanco y negro (Fig. 2). El resto del cuerpo es variable, desde marrón claro hasta azul o rojo, mientras que algunos especímenes más pequeños muestran una tira dorsal roja sin brillo desde la tribuna hasta el sexto segmento abdominal (Grey, Dall & Baker, 1983). Es el camarón comercial más grande alcanzando una longitud total máxima de 336 mm (Dore y Frimodt, 1987) (Fig. 4).

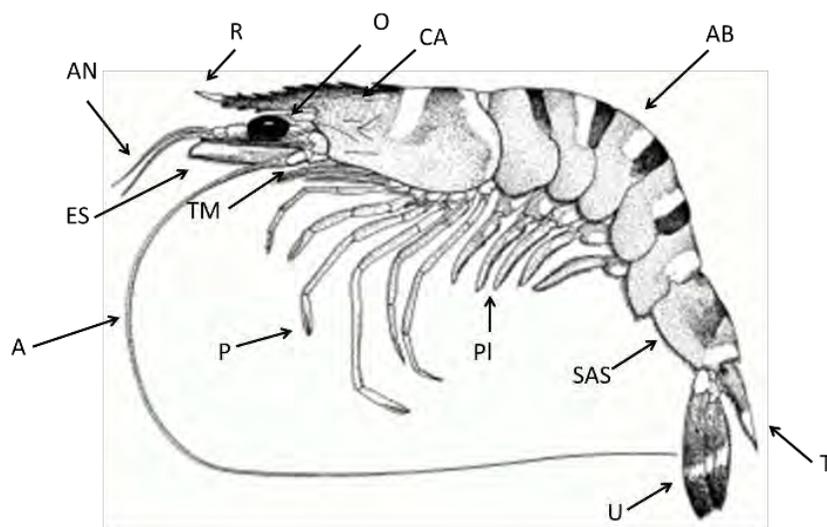


Fig. 2. Anatomía externa de *Penaeus monodon*. (fuente: <http://fao.org/Fishery/species/3405/en>): A = antena, AB = segmento abdominal, ES = Escafofocrite, CA = carina adrostral, FA = Antenulas, O = ojo, P = pereopodos, PI = pleópodos, R = rostrum, SAS = sexto segmento abdominal, T = telson, TM = tercer maxilipedo, U = urópodos.

Se pueden encontrar machos sexualmente maduros de aproximadamente 100 a 170g de peso corporal (PC) y una longitud total aproximada de 20 a 25 cm (LT), mientras que las hembras presentan un peso y una longitud total mayor, de 200 a 320 g y una longitud total de 25 a 33 cm (Kenway & Hall, 2002).

Los camarones tienen un exoesqueleto (caparazón) que se desprende periódicamente (se muda) para permitir un mayor crecimiento. La cabeza se llama tórax y la cola (o abdomen)

tiene seis segmentos. El último segmento abdominal es el telson, que permite al camarón patear o saltar hacia atrás cuando la cola se flexiona rápidamente en un reflejo de escape. El tórax tiene una columna, un par de ojos, dos pares de antenas, tres pares de maxilípedos para alimentar y cinco pares de patas para caminar. Cada segmento abdominal, excepto el telson, tiene un par de aletas llamadas pleópodos en el lado ventral. Los camarones utilizan los pleópodos para nadar hacia adelante. Las características morfológicas más ampliamente utilizadas en la diferenciación taxonómica de los miembros de la Superfamilia *Penaeidae* son el rostro, caparazón, flagelos antenulares, escafocerita, tercer maxilípedo, pereopodos, abdomen, telson y los genitales masculinos y femeninos, así como el apéndice masculino en el varón (de Freitas, 1987).



Fig. 3. Individuo de gran tamaño de *Penaeus monodon* (foto: Permisionario René Echeverría).

## I.II Distribución

El camarón tigre asiático (Fig. 4), *Penaeus monodon*, se distribuye en el Océano Índico y el Pacífico occidental (Indo-Pacífico Occidental) (FAO, 1970, 1980) desde el este y sureste de África, incluyendo Australia, Japón, Pakistán y el archipiélago malayo (Dore & Frimodt, 1987; FAO, 1980). Se cultiva comercialmente en gran parte de su rango (Duda & Palumbi, 1999).

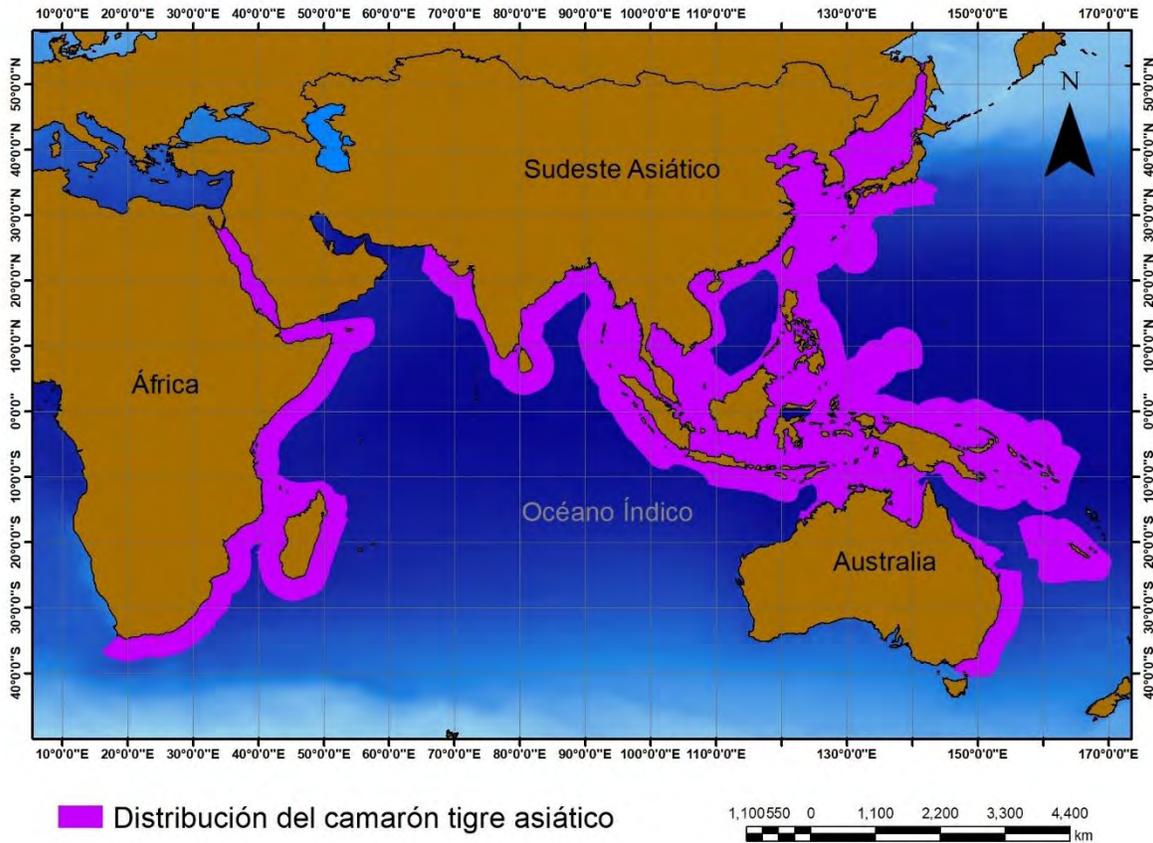


Fig. 4. Mapa de distribución del rango nativo de *Penaeus monodon*.

## **I.II. Hábitat y comportamiento**

En su rango de distribución nativo *Penaeus monodon* habita en profundidades de 0 a 110 m. Se le puede encontrar en ambientes salobres y estuarinos en su etapa juvenil y fondos arenosos marinos en su fase adulta (FAO, 1980), a menudo también se asocia con vegetación marginal o flotante (de Freitas, 1986). Tolera temperaturas entre 18-34.5°C y salinidades de 5-45 PSU (Branford, 1981; Chen, 1990). Aunque existen reportes de que se cultiva comercialmente en salinidades de 1-5 PSU (Musig & Boonnom, 1998). *Penaeus monodon* prefiere los suelos fangosos de los manglares (Panikkar & Menon, 1956)

## **I.III. Ciclo de vida**

El ciclo de vida de *Penaeus monodon* tiene una fase de larva planctónica costa afuera de alrededor de 14 a 20 días (Silas *et al.*, 1978; Kenway y Hall, 2002); una fase estuarina, postlarval bentónica y juvenil de más de 6 meses (33 g); una fase de subadulto costero de 5 a 6 meses (60 g); y una fase adulta y de desove en océano costero y mar adentro (60 a 261 g) (Dall *et al.*, 1990, Kenway & Hall, 2002).

Los huevos de camarón eclosionan dentro de las primeras 15 horas (dependiendo de la temperatura) como una etapa de nauplio no alimentado que se somete a seis mudas (Moto, 1979) durante más de 50 horas. Las siguientes tres metamorfosis son las etapas de Protozoa (FAO, 1985a). Protozoa I (zoea I) tiene ojos compuestos debajo del caparazón que no son claramente visibles; zoea II tiene un par de ojos compuestos acechados y Zoea III tiene un par de uropodos biramous (Motoh, 1979). Después de 4-6 días, los protozoos finalmente se metamorfosean en mysis. Hay tres etapas de mysis durante 3-4 días. Los mysis permanecen a la deriva en el agua y se metamorfosean en postlarvas (Motoh & Buri, 1981).

Tabla 2. Estadios de huevo, larvales y postlarvales de las principales especies de Penas de América Latina, indicando el número de subestadios, tamaño, duración, tipo de alimentación y comportamiento. (Boschi, 1974).

Estadio	Tamaño (mm)	Duración en días del estadio	Alimento	Comportamiento
<b>Huevo</b>	0.2-0.5	½ - 1	-	Libre, flota con tendencia a depositarse en el fondo
<b>Nauplios</b>	0.2-0.6	1-4	propias reservas	planctónico, natación mediante apéndices cefálicos
<b>Protozoa</b>	0.6-2.8	3-14	fitoplancton	
<b>Mysis</b>	2.8-5.2	4-9	Fito y zooplancton	
<b>Postlarval</b>	5.0-25.0	Variable	zooplancton	Hábitos: dejar la fase plantónica tras las primeras mudas, se apoya y penetra en el substrato blando, natación mediante apéndices abdominales

Las larvas se mueven hacia la costa, ingresando a los estuarios y manglares que sirven de vivero. Luego migran a aguas más profundas cuando se vuelven juveniles (FAO, 1985a). Los adultos de *Penaeus monodon* se encuentran en aguas costeras sobre fondo arenoso en profundidades de entre 20-40 metros.

El apareamiento se produce por la noche, poco después de la muda mientras que la cutícula aún está suave. Posteriormente los espermatozoides se mantienen en un espermatóforo (saco) insertado dentro del encéfalo cerrado de la hembra. Las hembras de *Penaeus monodon* son muy fecundas ya que producen entre 500 000 a 750 000 huevos. El desove ocurre por la noche y la fertilización es externa. (FAO, 1985a).

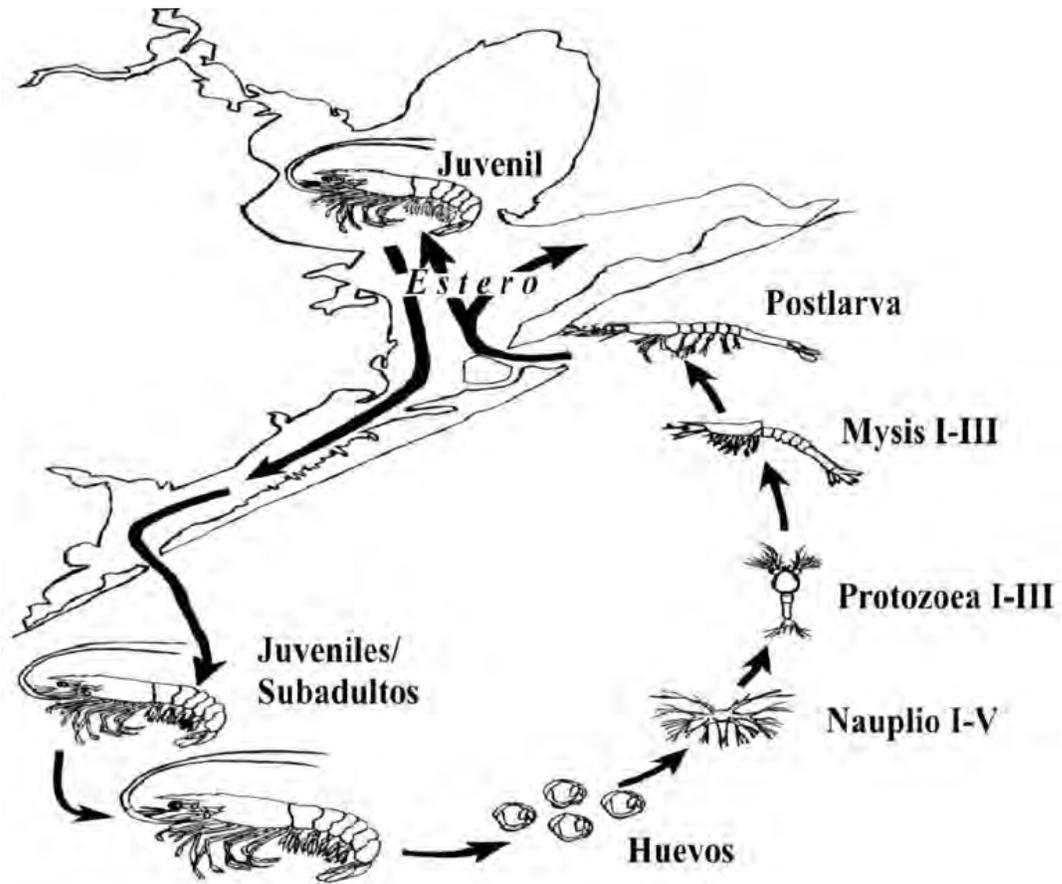


Fig. 5. Ciclo de vida del género *Penaeus*. (López-Martínez *et al.*, 2008).



Fig. 6 Juvenil de *Penaeus monodon* encontrado en las costas de Chelem. Foto: Proporcionada por el M. en C. Manuel Valenzuela.

## I.V Vector de otras especies invasoras

El camarón tigre asiático es considerado como vector de especies que causan afectaciones en cascada en otras especies de camarón, tanto a los de cultivo como los de vida silvestre (CONABIO, 2017). Esta es considerada la principal amenaza de esta especie en las zonas de invasión (Lightner, 1996; Overstreet *et al.*, 1997).

Tabla 2. Enfermedades de *Penaeus monodon* que pudieran afectar a individuos de cultivo y nativos.

Enfermedad	Agente	Tipo	Síndrome
<b>Punto Blanco (WSD)</b>	Parte del complejo baculovirus del síndrome del punto blanco	Virus	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reducción del consumo de alimento</li> <li>- Altas tasas de mortalidad con (100 por ciento dentro de 3 a 10 días del inicio de signos clínicos)</li> <li>- Los langostinos presentan cutículas sueltas con puntos blancos</li> <li>- Los langostinos moribundos muestran una coloración rosada a café-rojiza debido a la expansión de los cromatóforos cuticulares y pocos, si algunos, puntos blancos</li> </ul>
<b>Síndrome de la Necrosis Aguda del Hepatopáncreas (AHPNS)</b>	<i>Vibrio parahaemolyticus.</i>	cepa patógena de la bacteria marina	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Epizootia aguda con mortalidades acumulativas altas que pueden alcanzar 100 por ciento dentro de 3-5 días después de la aparición.</li> </ul>
<b>Necrosis baculoviral de la glándula del intestino medio.</b>	<i>Baculovirus</i>	Virus	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Generalmente infecta a las larvas y etapas tempranas en las cuales puede causar altas mortalidades.</li> <li>- Las larvas flotan inactivamente sobre la superficie y exhiben una línea blanca en el intestino medio a través del abdomen</li> </ul>

## II. Importancia comercial

### II.I. Exportaciones

En los países asiáticos se cultiva el camarón, en donde el 47% de la producción pertenece a *Litopenaeus vannamei* y solo el 12% al camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*) (Fig. 7). Sin embargo, Vietnam e Indonesia han regresado a la cría del camarón tigre debido a un mayor rendimiento financiero, de tal forma que la demanda de camarón tigre asiático con cabeza cruda incrementó en los restaurantes de alta gama. De acuerdo con la FAO (2017g), Vietnam produjo alrededor de 223,000 toneladas de camarón tigre, en donde junto con Indonesia fueron los principales proveedores del mercado japonés. Otros exportadores incluyeron India (82,000 toneladas) y China (76,000 toneladas) (Tabla 3). En el 2016 se documentó una fuerte demanda de *Penaeus monodon* de primera calidad (de gran tamaño y capturados en el mar) (FAO, 2017g).

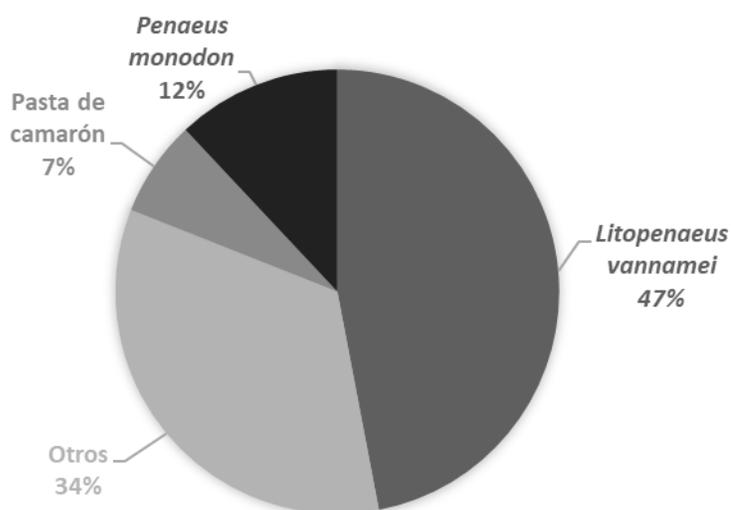


Fig. 7. Producción de camarones en Asia, por especie, tanto silvestres como cultivados (Fuente: FAO, 2016).

Tabla 3. Los 10 principales países exportadores de *Penaeus monodon*, fuente: (FAO, 2017g).

Países exportadores	Toneladas exportadas	Regiones importadoras
<b>Vietnam</b>	223	Estados Unidos de América, Vietnam, la Unión Europea y Japón
<b>Indonesia</b>	128	China, Estados Unidos, la Unión Europea, la República de Corea y Australia
<b>India</b>	82	Japón
<b>China</b>	76	Japón
<b>Bangladesh</b>	75	Japón
<b>Birmania</b>	50	-
<b>Filipinas</b>	50	-
<b>Tailandia</b>	14	-
<b>Sri Lanka</b>	7	-
<b>Malaysia</b>	4	-

## II.II. Mercado

La venta del camarón tigre asiático (*Penaeus monodon*) congelado, con cabeza, sin cabeza y sin caparazón son destinados para su exportación a los mercados más importantes (EUA, Unión Europea y Japón).

El fuerte comercio regional e intrarregional de camarón ha persistido en Asia, con el fin de complementar la demanda local y facilitar las reexportaciones. Las importaciones aumentan año con año en Vietnam, China, la República de Corea y Hong Kong (FAO, 2017).

En 2016 las importaciones del camarón tigre asiático en China llegaron a un total de 107 000 toneladas. Es importante resaltar que parte de la comercialización del camarón tigre asiático, no es reportado; debido al comercio ilegal que existe. Introduciendo más de 270 000 toneladas en la frontera entre Vietnam y China” (FAO, 2017).

## III. Riesgos como especie invasora

### III.I. Impactos ecológicos

De acuerdo con Wakida-Kusunoki *et al.*, (2013) *Penaeus monodon* es uno de los depredadores más agresivos de invertebrados bentónicos. Los posibles efectos ecológicos en las regiones de invasión por esta especie incluyen: consumo de pequeños cangrejos, bivalvos y gasterópodos; transmisión de patógenos; competencia con otras especies por el espacio y la comida; interferencia con el comportamiento reproductivo y el éxito reproductivo de las especies de camarones nativos; y la depredación directa de camarones nativos (Marte 1980; Molnar *et al.*, 2008; Knott *et al.*, 2012). Con respecto a la propagación de patógenos extraños (Tabla 2), existe la preocupación de *Penaeus monodon* infecten poblaciones nativas de camarón; por ejemplo, el virus del síndrome de la mancha blanca (WSSV) se detectó en *Litopenaeus setiferus* y *Farfantepenaeus aztecus* en la zona costera de la Bahía del Atlántico Sur entre Cabo Hatteras, Carolina del Norte y Cabo Cañaveral, Florida (Chapman *et al.*, 2004).

### III.II. Estatus

Estados Unidos es el principal destino para los principales exportadores de camarón. Sin embargo, en 2016 la Administración de Alimentos y Medicamentos (FDA por sus siglas en inglés) de este país rechazó 127 envíos de camarones debido a la presencia en los camarones de antibióticos prohibidos. Los envíos procedían de la India (95), Vietnam (17) y China (15) (FAO, 2014).

El camarón tigre asiático se encuentra en la categoría de especie invasora en los siguientes países: Costas de África Occidental desde Senegal hasta el norte de Angola; Cuba, Estados Unidos de América, Puerto Rico y República Dominicana en el Caribe (Knott *et al.*, 2012), en Sudamérica desde Colombia hasta Brasil (Cintra *et al.*, 2011).

En México el camarón tigre se encuentra en la categoría de “exótica-invasora” presente en el país, de acuerdo con el Diario Oficial de la Federación (DOF: 07/12/2016) (CONABIO

2016). Asimismo, (SAGARPA, 2013) a través de un comunicado de prensa **NUM. 229/13** suspendió de forma indefinida la importación del *P. monodon*, para proteger la producción del país.

En el Golfo de México se ha registrado su presencia en Tamaulipas, Veracruz (Morán-Silva *et al.*, 2014) y en Campeche (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2013). Recientemente, Wakida-Kusunoki *et al.*, (2016) encontraron un individuo de *Penaeus monodon* en Río Lagartos, Yucatán.



Fig. 8. Arribo de *Penaeus monodon* en las costas de Sisal, 19/06/17. Foto: proporcionada por el M. en C. Manuel Valenzuela)

## **IV. Predicción de invasiones a través del modelado de nicho ecológico**

### **IV.I. Modelado de nicho ecológico**

El concepto de nicho ecológico es muy amplio (Bell, 1982; Peterson *et al.*, 2011), sin embargo, se pueden resumir bajo dos grandes enfoques (Polechová & Storch, 2008): El primero asociado a la visión de Grinnell (1917) quien definió al “nicho” de una especie como el conjunto de requerimientos ambientales y de hábitat que delimitan su área de distribución. Por otra parte, Elton (1927) definió el “nicho” como el papel funcional de una especie en la comunidad. Hutchinson (1957) utilizó ambos enfoques y definió al nicho como un espacio abstracto y multidimensional donde tanto las variables bióticas como abióticas constituyen los ejes del espacio de nicho; siguiendo este orden de ideas, también propuso que existen subconjuntos en este espacio y que existe una correspondencia 1 a 1 entre cada punto en el espacio de nicho y el espacio geográfico. Esta relación de correspondencia entre el espacio de nicho E y el espacio geográfico G es conocida como la “Dualidad de Hutchinson” (Colwell & Rangel, 2009).

En este trabajo se utilizó la definición de Grinnell (1917). Para poder explicar mejor este concepto y de forma esquemática Soberón & Peterson (2005) presentaron el diagrama BAM denominado así por sus siglas en inglés (Biotic, Abiotic and Movements) (Fig. 9) para analizar la interacción entre los factores que determinan la distribución de las especies. En este esquema A representa la región del espacio geográfico donde existen condiciones escenopoéticas (abióticas) que le permiten a una determinada especie sobrevivir. La B es la región donde existen condiciones bióticas favorables (puede ser representado por los registros de presencias, sin embargo, comprende interacciones bióticas complejas). La M es la región que ha sido accesible a la dispersión o colonización por la especie en algún punto de su historia evolutiva. A través de estos tres factores se pueden interpretar la geografía ocupada ( $G_0$  - área que realmente ocupa la especie) y la geografía con potencial de invasión ( $G_1$  - esta contiene las condiciones bióticas y abióticas adecuadas para su supervivencia, pero se encuentra fuera de alcance para las poblaciones de la especie).

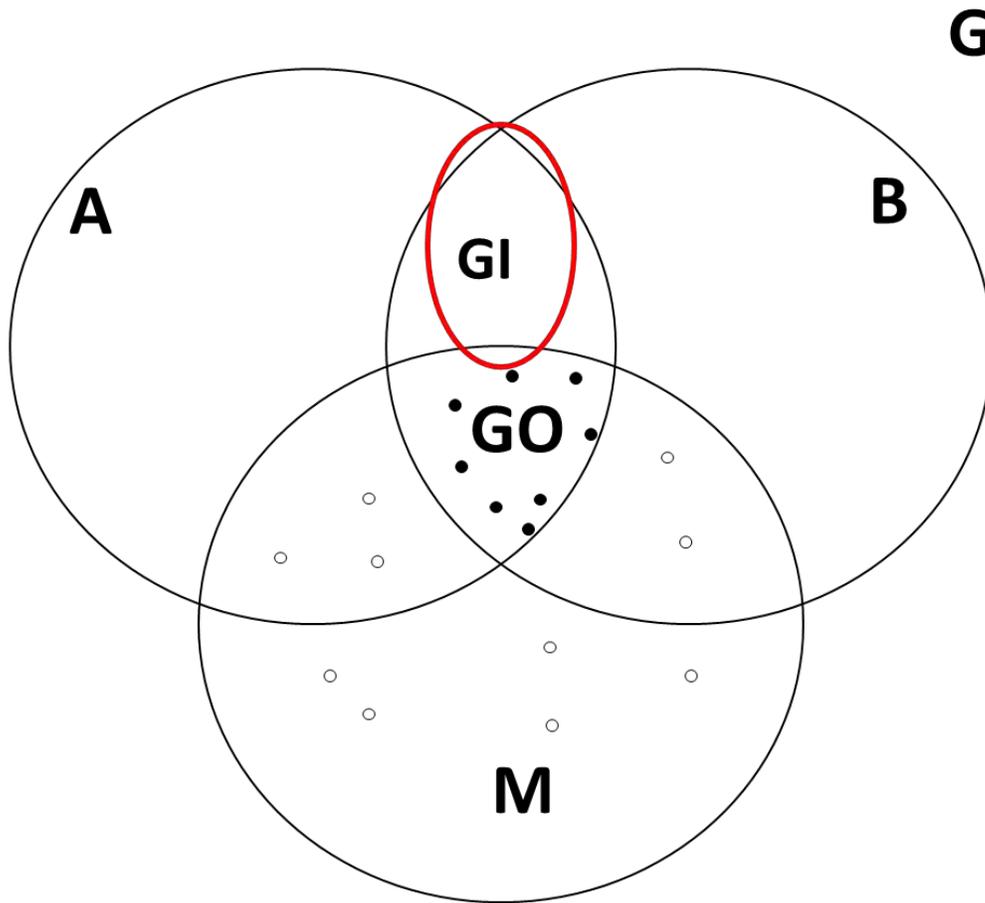


Fig. 9. Diagrama BAM (Soberón & Peterson, 2005). Donde  $Go$  es la intersección entre  $A+B+M$  ( $Go = A \cap B \cap M$ ) y  $GI$  es la intersección entre  $A$  y  $B$  con el complemento de  $M$  ( $GI = A \cap B \cap M^c$ ).

#### IV.II. Maxent

El programa Maxent está fundamentado en el concepto de máxima entropía, utilizando una aproximación de aprendizaje de máquina para realizar predicciones a partir de información incompleta. El algoritmo estima la distribución más uniforme (de ahí el concepto de máxima entropía) a lo largo del área de estudio con la restricción de que el valor esperado para cada variable ambiental en una distribución concuerda con su promedio empírico (valores promedio para el conjunto de datos de ocurrencia) (Phillips *et al.*, 2004, 2006). Maxent pesa cada característica (variable ambiental) al multiplicarla por una constante, y la divide posteriormente para asegurar valores de probabilidad entre 0 y 1. El programa inicia con una

distribución uniforme de probabilidades e iterativamente altera el peso de una variable a la vez para maximizar la similitud de los datos de ocurrencia. El algoritmo está garantizado para converger en la distribución probabilística óptima, y dado que no aleatoriza, los resultados son determinísticos. Uno de los formatos de salida del algoritmo genera valores acumulativos ('cumulative'), representando como porcentaje el valor de probabilidad para la celda en cuestión y todas aquellas con valores iguales o menores de probabilidad. Una celda con valor de 100 es la más adecuada, mientras que celdas con valores cercanos a 0 son las menos adecuadas dentro del área de estudio (Phillips *et al.*, 2004).

#### **IV.III. Transferencias a través del espacio.**

Normalmente los modelos de nicho se evalúan en la misma región de estudio que se realizaron. Sin embargo, se han utilizado para estudios de especies invasoras en otras regiones (Venette *et al.*, 2010; Nori *et al.*, 2011a; 2011b; Jiménez-Valverde *et al.*, 2011; Guisan *et al.*, 2013; Peterson *et al.*, 2011; Guisan *et al.*, 2014). De acuerdo con Anderson (2013), para evitar extrapolaciones artificiales de los valores más extremos entre las variables ambientales en la transferencia de modelos de nicho, existen varios enfoques para hacer predicciones en condiciones no análogas a donde se construyen los modelos. Dos tácticas que abarcan el espectro de posibilidades son (1) establecer la predicción en cero fuera del rango de condiciones utilizado para construir el modelo (a esto se le conoce técnicamente como truncación); y (2) permitir que los modelos estimen la respuesta sin ninguna restricción (Bahn & McGill, 2013; Thuiller *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2006). Sin embargo, existe una opción intermedia conocida como "clamping" la cual es la respuesta de la especie al nivel de idoneidad del punto de truncamiento (Phillips & Dudík, 2008). Para fines de este trabajo se utilizó esta opción, debido a que parte de los objetivos es conocer o predecir valores más allá de los que se conocen.

#### **IV.IV. Niche Analyst**

Los modelos de nicho ecológico buscan una aproximación de la distribución de las especies a través de la estimación de sus nichos ecológicos (ver el diagrama de BAM). Así, estos modelos son análisis generados en espacios ambientales que pueden ser proyectados al espacio geográfico (Warren 2012). No obstante, muchas veces los estudios son diseñados,

evaluados, e interpretados considerando únicamente la geografía (e.g. Peterson *et al.*, 2008; Fischer *et al.*, 2014; Radosavljevic & Anderson 2014). Por otro lado, los avances en los métodos y las variables disponibles para la calibración de los modelos de nicho ecológico han permitido avanzar considerablemente en este campo (Escobar & Craft 2016). Por ejemplo, cada vez se desarrollan y proponen nuevos algoritmos para el modelado de los nichos ecológicos (p.ej., Blonder *et al.*, 2014; Drake 2015; Qiao *et al.*, 2015). Estos nuevos algoritmos requieren de rigurosas evaluaciones para validar su aplicación en la práctica (Peterson *et al.*, 2008), y las evaluaciones a su vez requieren datos robustos y confiables para determinar si los modelos pueden o no reconstruir los nichos ecológicos y la distribución de las especies. Sin embargo, los datos frecuentemente sufren de sesgo en el muestreo o no representan correctamente el nicho ecológico de las especies, lo que limita la correcta evaluación de los modelos (Kadmon *et al.*, 2004). El programa NicheA, permite diseñar especies virtuales en espacios ambientales multidimensionales (Qiao *et al.*, 2016). NicheA está construido en un ambiente Java enlazado a R, permitiendo desarrollar nichos virtuales en una plataforma amigable que permite generar desde análisis descriptivos básicos hasta análisis predictivos multivariados complejos. La versatilidad y facilidad de uso de NicheA hacen de este programa una herramienta ideal para el modelado de nichos ecológicos.

#### **IV.V. ENMeval**

En el modelaje debe existir un balance entre generalidad y sobreajuste, en el cual la complejidad óptima estará entre ambos extremos y puede ser determinada mediante evaluaciones rigurosas (Peterson *et al.*, 2011). MaxEnt por lo general construye relaciones altamente complejas entre la especie y el ambiente, las cuales pueden ser más representativas de lo que se observa en los datos (Olden *et al.*, 2008; Evans *et al.*, 2013). No obstante, la complejidad potencial de MaxEnt también puede resultar en un serio sobreajuste a la información existente. En este caso, los modelos pueden convertirse en una representación de los problemas típicamente asociados a datos (muestreo incompleto o sesgado) reduciendo su capacidad predictiva e incluso invalidando su utilidad en general (Anderson 2012; Merow *et al.*, 2013). Mientras MaxEnt permite al usuario variar la complejidad potencial del modelo mediante el uso de distintas características de los argumentos (*feature classes*) y niveles de

regularización (Phillips & Dudík 2008), las evaluaciones implementadas por este software no toman en cuenta la autocorrelación espacial presente entre los datos de calibración y evaluación. Esto resulta en valores artificialmente inflados para las métricas de evaluación (Veloz 2009), lo que no sólo dificulta la determinación de una complejidad óptima, sino que conlleva a que los usuarios ni siquiera intenten calibrar modelos alternativos. Debido a que actualmente no existe consenso con respecto a la métrica o enfoque más apropiado para evaluar el desempeño de los modelos de nicho ecológico recientemente se han diseñado paqueterías en R para solventar estos problemas como ENMeval (Fielding & Bell 1997; Lobo, Jiménez-Valverde & Real 2008; Peterson *et al.*, 2011; Warren & Seifert 2011). Las funciones implementadas en esta paquetería permiten al usuario calibrar múltiples modelos en MaxEnt desde la plataforma de R y simultáneamente evaluarlos mediante diversas métricas y particiones de los datos (Muscarella *et al.*, 2014). Estas particiones incluyen esquemas que reducen o eliminan la autocorrelación espacial (Radosavljevic & Anderson 2014) y se ajustan a distintos requerimientos según el tamaño de muestra y la configuración geográfica del sistema. Por su lado, las diversas métricas permiten evaluar los modelos de acuerdo con distintos criterios, como lo son la tasa de omisión (omission rate: OR) y el área bajo la curva (AUC). De esta manera, ENMeval permite al usuario escoger los modelos que mejor se ajusten a su determinado sistema y objetivos en general.

#### **IV.VI. Evaluación del modelo**

La ROC parcial es una curva que describe la tasa de identificación correcta de presencias (eje y) contra la proporción de área predicha por el modelo (eje x). A través de la ROC parcial se calcula el cociente del área bajo la curva (AUC). Los valores de cociente de AUC mayores a 1 indican modelos con capacidad predictiva mayor a lo esperado al azar (mayor frecuencia de verdaderos positivos), mientras que valores debajo de 1 son considerados como malos predictores e inclusive peor a las expectativas nulas.

## **Metodología**

### **I. Revisión bibliográfica de la especie.**

Se hizo una revisión exhaustiva de toda la información referente al camarón tigre. Dicha información se obtuvo mediante búsquedas en artículos científicos, notas científicas, libros, tesis y páginas web. Además de la búsqueda se contactó con otros dos investigadores expertos en el tema de especies invasoras y especialistas en el cultivo de camarón. Adicionalmente se aplicaron técnicas de modelado de nicho ecológico para aportar datos, para representar su distribución geográfica nativa y el área que potencialmente podría invadir. Esto permitió determinar el potencial de establecimiento o colonización.

### **II Modelado de nicho ecológico**

Para la modelación del nicho se utilizaron los métodos planteados en trabajos similares a este (e.g. Yáñez-Arenas *et al.*, 2015, Escobar *et al.*, 2016), en donde se concentran el uso de conceptos y algoritmos de acuerdo con los sugerido en algunas publicaciones que señalan puntos importantes para desarrollar adecuadamente modelos de nicho ecológico (e.g. Barve *et al.*, 2011, Saupe *et al.*, 2012, Owens *et al.*, 2013). Los pasos por seguir para realizar los modelos de nicho son los siguientes:

### **III. Depuración de bases de datos**

Se generó una base de registros de presencia de *Penaeus monodon* para todo su rango de distribución con datos de colecciones biológicas regionales y colecciones digitales como, GBIF (<http://www.gbif.org>) y OBIS (<http://iobis.org/>), referencias bibliográficas (mencionadas en la primera sección) y solicitudes a colecciones científicas. La base se depuró para eliminar errores de identificación, de georreferenciación y registros duplicados.

### **IV. Obtención de la M**

De acuerdo con Barve *et al.*, (2011) y previamente a la calibración de los modelos, se utilizaron los puntos de presencia del camarón junto con criterios biogeográficos para determinar el área accesible histórica (hipótesis M) para la especie, es decir, el área donde se ha podido dispersar desde su origen (Soberón & Peterson 2005). La “M” se determinó por

medio de la coincidencia de puntos de presencias con los polígonos de las provincias marinas costeras del mundo, obtenidas de Spalding *et al.*, (2007) (Fig. 10). Estas áreas corresponden a regiones relacionadas con el rango de distribución nativo. Posteriormente, la base de datos se separó en dos, la primera con los registros de presencia del área nativa y la segunda con los registros de la zona de invasión, esto con la finalidad de validar los modelos. Finalmente se aplicó dos filtros de distancias (buffer de 50 km, y de 100 km de radio) para disminuir la autocorrelación espacial y el sobreajuste durante la calibración de los modelos, y conocer si afecta o no el sobre ajuste a nuestros modelos, quedando tres bases de datos para la calibración de los modelos (sin filtrado, filtrado de 50 km y filtrado de 100 km).

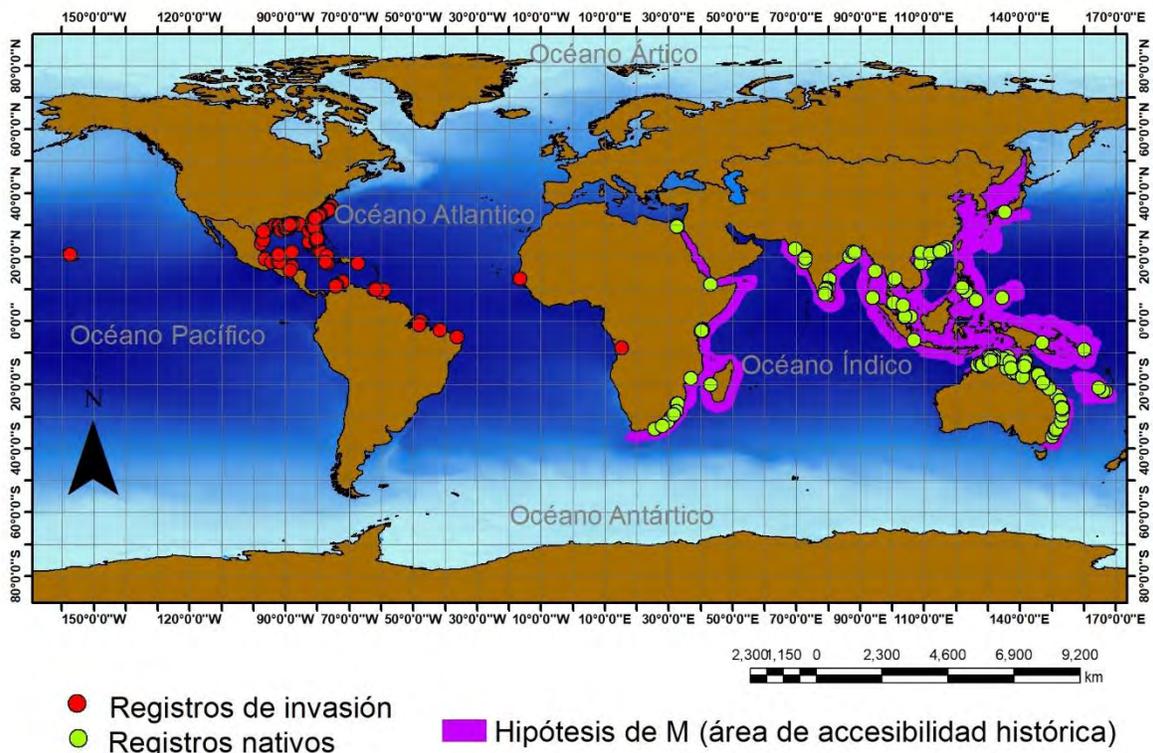


Fig. 10. Observaciones de *Penaeus monodon* en vida silvestre.

## V. Datos ambientales

Se utilizaron las capas de Bio-Oracle (<http://www.bio-oracle.org/>) con una resolución de 5 minutos (~9.2 km<sup>2</sup>) y las cuales consisten en 66 variables globales sobre aspectos geofísicos, bióticos y de clima del bentos (Tabla 4) (Tyberghein *et al.*, 2012). Así mismo se utilizaron capas ambientales de MARSPEC (<http://marspec.weebly.com/modern-data.html>) con la misma resolución y que consisten en siete variables geofísicas que representa la profundidad del suelo marino (batimetría) y 10 variables bioclimáticas que describen la media anual, el rango, la varianza y los valores extremos para la temperatura y la salinidad a partir de los promedios climatológicos mensuales (Sbrocco & Barber 2013) (Tabla 5).

Tabla 4. Variables ambientales BIO-ORACLE. Por cada una de las variables se derivan seis más (e.g. temperatura máxima, mínima, media, rango, temperatura del mes más cálido en promedio de los registros mínimo y máximo).

<b>Variables climáticas</b>	<b>Unidades de medición</b>
<b>Temperatura</b>	°C
<b>Salinidad</b>	PSU
<b>Velocidad de corriente</b>	m-l
<b>Nitratos</b>	mol/m <sup>3</sup>
<b>Fosfatos</b>	mol/m <sup>3</sup>
<b>Silicatos</b>	mol/m <sup>3</sup>
<b>Oxígeno disuelto</b>	mol/m <sup>3</sup>
<b>Hierro</b>	mol/m <sup>3</sup>
<b>Clorofila</b>	Mg/m <sup>3</sup>
<b>Fitoplancton</b>	μmol/m <sup>3</sup>
<b>Productividad primaria</b>	g/m <sup>3</sup> /día

Tabla 5. Variables ambientales MARSPEC.

Nombre de la variable	Variable	Unidad
<b>batimetría</b>	Profundidad del suelo marino	m
<b>biogeo1</b>	componentes este-oeste	radianes
<b>biogeo2</b>	componentes norte- sur	radianes
<b>biogeo3</b>	Plano de la curvatura	-
<b>biogeo4</b>	Perfil de curvatura	-
<b>biogeo5</b>	Distancia a la costa	Km
<b>biogeo6</b>	Pendiente batimétrica	Grados
<b>biogeo7</b>	Concavidad	Grados
<b>biogeo8</b>	Salinidad media anual	PSU
<b>biogeo9</b>	Salinidad mínima mensual	PSU
<b>biogeo10</b>	Salinidad máxima mensual	PSU
<b>biogeo11</b>	Rango de salinidad anual	PSU
<b>biogeo12</b>	Varianza de salinidad anual	PSU
<b>biogeo13</b>	Temperatura superficial media anual	°C
<b>biogeo14</b>	Temperatura superficial del mes más frío	°C
<b>biogeo15</b>	Temperatura superficial del mes más cálido	°C
<b>biogeo16</b>	Rango de la temperatura superficial	°C
<b>biogeo17</b>	Varianza de salinidad anual	°C

Con base en el polígono de la “M” se recortaron las variables ambientales ya que éstas abarcan todos los océanos.

## II.VI. Calibración de los modelos

Con la finalidad de obtener el mejor modelo que represente la posible invasión del camarón tigre asiático se realizaron tres sets de datos: variables correspondientes a Marspec, variables correspondientes a Bio-Oracle y finalmente la combinación de ambos repositorios “Mar\_bio”. Se evaluó la capacidad de los repositorios para representar el nicho ocupado (nativo). Variando las funciones (‘features’: linear, quadratic, product, threshold y hinge) y el factor de regularización (‘regularization multiplier’: 1, 2 y 4), esto se llevó a cabo a través de la paquetería de R ENMEval (Muscarella *et al.*, 2014). Se construyeron 45 modelos (15 por cada set de datos) para *Penaeus monodon* en el Sudeste Asiático. Se utilizaron como

insumos las capas ambientales recortadas con la “M” y las bases de registro de presencia depuradas. Los modelos resultantes se evaluaron usando la media de AUC (Hanley & McNeil, 1982; Peterson *et al.*, 2011), y se eligieron los parámetros del modelo que resultaron con el valor más alto de la media de AUC para cada repositorio (Fig. 11). De acuerdo con Muscarella *et al.*, (2014) es de vital importancia ajustar las configuraciones de Maxent para obtener modelos que logren representar el nicho fundamental de la especie.

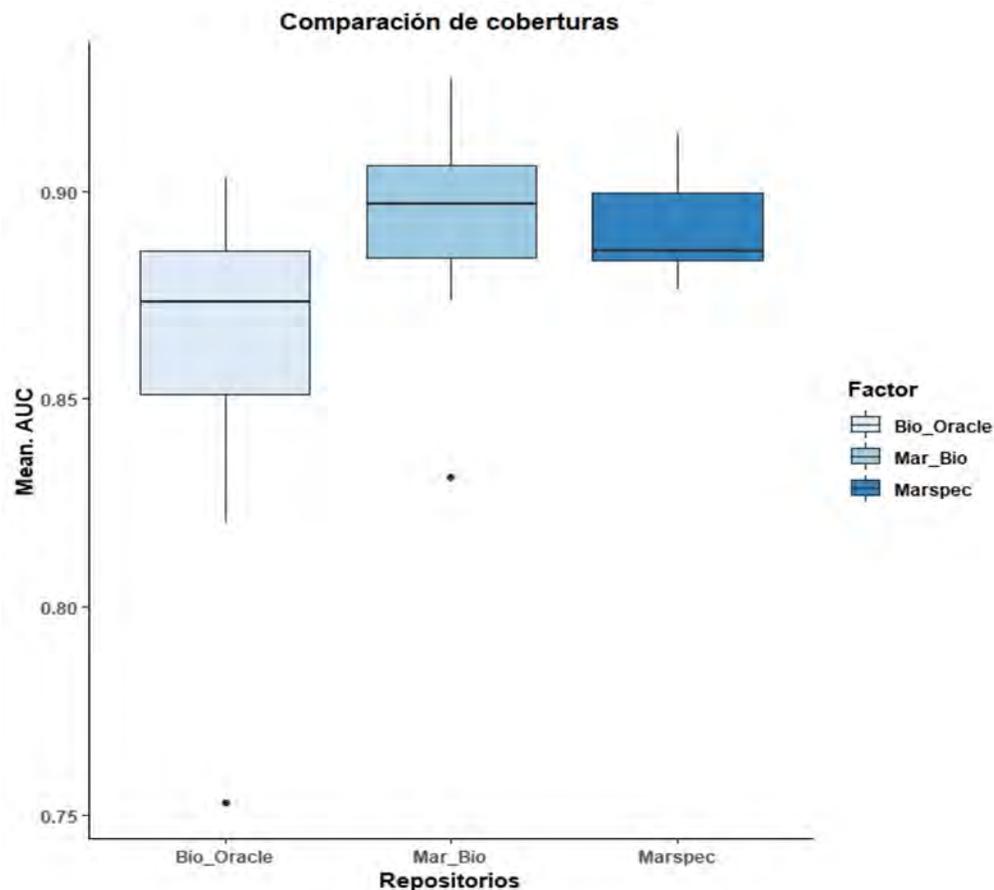


Fig. 11. Comparación de repositorios, basados en los valores máximos de AUC.

Una vez que se eligió la mejor complejidad del modelo se redujo la cantidad de predictores ya que esto puede causar modelos con poca capacidad predictiva en el proceso de transferencias (Peterson *et al.*, 2007). Por ello utilizamos el análisis de componentes principales (PCA) utilizando la función "PCARaster" en el paquete R (Development Core Team, 2014) ENMGadgets (Barve *et al.*, 2011) que resume una proporción de la variancia

$\geq 95\%$  (Yañez-Arenas *et al.*, 2015), de los predictores para crear nuevos ejes que resumen la variación en menos dimensiones (independientes).

En NicheA se simuló los nichos como los elipsoides de volumen mínimo que envolvían a todos los registros de presencia. Posteriormente estos nichos fueron exportados como un ráster continuo global que representa un estimado de favorabilidad ambiental.

Los modelos (Maxent y NicheA) continuos se reclasificaron para obtener mapas binarios con dos categorías: condiciones adecuadas para la especie y condiciones no adecuadas. El umbral de corte se estableció dejando fuera de la categoría ‘condiciones adecuadas’ 5% de los registros más atípicos (por ejemplo, identificaciones erróneas taxonómicas, presencias de poblaciones de sumideros e imprecisiones en georreferenciación) (Elith *et al.*, 2011).

## **II.VII. Transferencia de los modelos.**

Se utilizó Maxent 3.4.1k (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008) para estimar la idoneidad ambiental y la distribución potencial en la zona de invasión. Elegimos este programa porque tiene una mejor capacidad de predicción que otros algoritmos de datos de sólo presencia (Elith *et al.*, 2011). Los modelos calibrados se transfirieron al Golfo de México para representar, mediante un mapa ráster con valores continuos, la favorabilidad ambiental para cada especie, e identificar en donde existen condiciones adecuadas que pudieran permitirles establecer poblaciones silvestres. Para la transferencia se desactivó la opción *do clamping* y *extrapolate* para evitar extrapolaciones artificiales para los valores más extremos entre las variables ambientales (es decir truncar la respuesta en las regiones con condiciones ambientales novedosas). Sin embargo, de igual forma se probaron modelos con la opción *do clamping*, ya que se ha documentado que truncar puede ser demasiado conservativo para las transferencias (Yañez-Arenas *et al.*, 2016). Por último, seleccionamos el formato de salida logística, que arroja valores continuos que van de 0 a 1 que indican un entorno ambiental relativo de idoneidad para el camarón tigre asiático (específicamente, la probabilidad de condiciones ambientales similares a donde la especie ha sido observada; véase Phillips & Dudík 2008).

De la misma manera, con los componentes previamente descritos y los registros globales (Fig. 10 – puntos verdes y rojos) se estimaron las condiciones adecuadas para la

supervivencia de *Penaeus monodon* en el mundo (aproximación a su  $N_{*F}$ ) usando el programa NicheA 3.0.1 (Qiao *et al.*, 2017). Esto mediante la generación de una envoltura multidimensional basada en un elipsoide por volumen mínimo que describió las características ecológicas asociadas al 95% (5% de omisión permitida) de los registros del planeta (exceptuando los puntos rojos que se usaron como datos de validación).

A partir del análisis desarrollado en el espacio multidimensional se proyectaron dos mapas (Maxent y NicheA): uno con valores continuos de idoneidad ambiental (Yañez-Arenas *et al.*, 2012; Martínez-Meyer *et al.*, 2013), y otro binario (presencia y ausencia de condiciones adecuadas). El umbral de corte se estableció dejando fuera de la categoría ‘condiciones adecuadas’ 5% de los registros más atípicos. Resultando 7 modelos.

## **II.VIII. Validación estadística**

Se evaluó la capacidad de los modelos  $N_O$  nativo para predecir los puntos del Golfo de México (datos de validación) a través de la técnica ROC (Receiver Operator Characteristic) parcial (Peterson *et al.*, 2008) implementada en el software “Tool for Partial-ROC” (Barve, 2008). En la interfaz de “Tool for Partial-ROC” se seleccionaron 50 pruebas bootstrap (ya que los modelos son comparados con lo generado aleatoriamente). Es importante mencionar que se hicieron las ROC parcial para los siete modelos incluyendo el modelo de las envolturas climáticas.

## Resultados

Se recopilaron 963 registros espacialmente únicos de presencia para *Penaeus monodon* (183 registros del área nativa que se encuentran en el Sudeste Asiático y 702 de la zona de invasión que se encuentra en el Golfo de México y parte de Atlántico sur). Los registros para la calibración de los modelos con filtrado de 50 km fueron 118 observaciones y filtrado de 100 km 96 observaciones.

De los 45 modelos (15 por cada set de datos) para *Penaeus monodon* obtenidos a través de la paquetería ENMEval (Muscarella *et al.*, 2014) el mejor modelo tuvo un promedio de AUC de 0.927. Los parámetros de este mejor modelo fueron un factor de regularización 4 y la clase de entidad (features) de bisagra (H) y corresponde al set de datos que contiene las variables de ambos repositorios (Fig. 12).

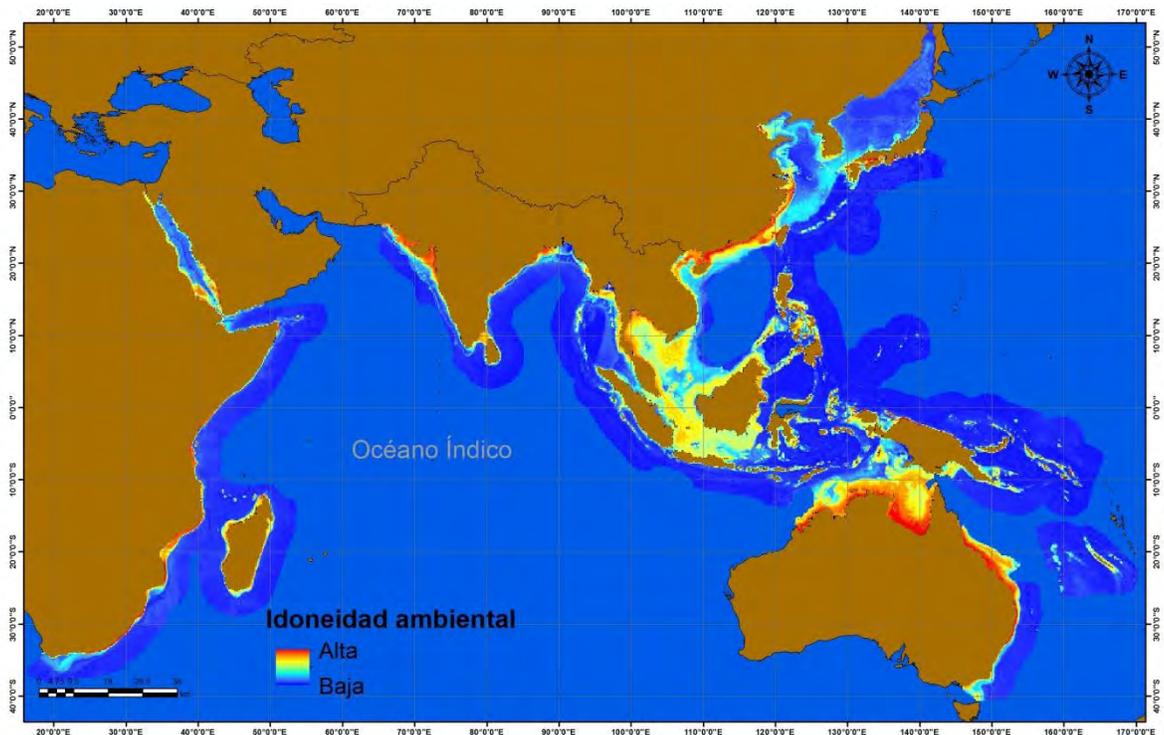


Fig. 12. Idoneidad ambiental caracterizada con el nicho ocupado por la especie en su rango nativo (No).

De los seis modelos obtenidos a través de Maxent se escogió el modelo que tuvo un desempeño superior a las expectativas nulas para predecir los registros del Atlántico occidental (Tabla 6).

*Tabla 6 Pruebas de ROC parcial de los modelos (El numero 7 pertenece al modelo realizado con Niche Analyst).*

Modelos	Procedimiento de transferencia	Buffer (km)	Cociente promedio del AUC
<b>1</b>	clamping	0	1.965
<b>2</b>	truncación	0	1.964
<b>3</b>	clamping	50	1.957
<b>4</b>	truncación	50	1.951
<b>5</b>	clamping	100	1.951
<b>6</b>	truncación	100	1.951
<b>7</b>	-	-	1.119

Los modelos de  $N_O$  en la zona nativa y proyectados en el Golfo de México y las combinaciones de ajustes de Maxent y Niche Analyst tuvieron un mejor desempeño que las expectativas aleatorias, de acuerdo con las pruebas ROC parciales (Tabla 6). Sin embargo, encontramos diferencias en el rendimiento predictivo entre los algoritmos, la caracterización del  $N_O$  modelado en Maxent tuvo una mejor capacidad predictiva y de discriminación (cociente promedio del AUC = 1.965;  $p < 0.001$ ) que el modelo de  $N_O$  de Niche Analyst (cociente promedio del AUC = 1.119;  $p < 0.001$ ).

A través de los mapas se determinaron las zonas que presentaron favorabilidad ambiental alta. El camarón tigre asiático obtuvo alta favorabilidad ambiental en las costas de Estados Unidos, México, Belice, Cuba y las Bahamas (Golfo de México y mar Caribe).

El modelo de elipsoide de volumen mínimo (aproximación del Nicho Fundamental) incluye muchos entornos del mundo (Fig. 14) que representan un potencial de invasión muy alto para muchos países. En el caso específico del Golfo de México, este modelo tenía una buena capacidad para estimar la idoneidad del camarón (relación AUC = 1.119). Sin embargo, como se mencionó anteriormente se observaron diferencias importantes en la idoneidad estimada en Maxent con respecto al modelo de  $N_O$  de Niche Analyst (Fig. 13 a y 14 a).

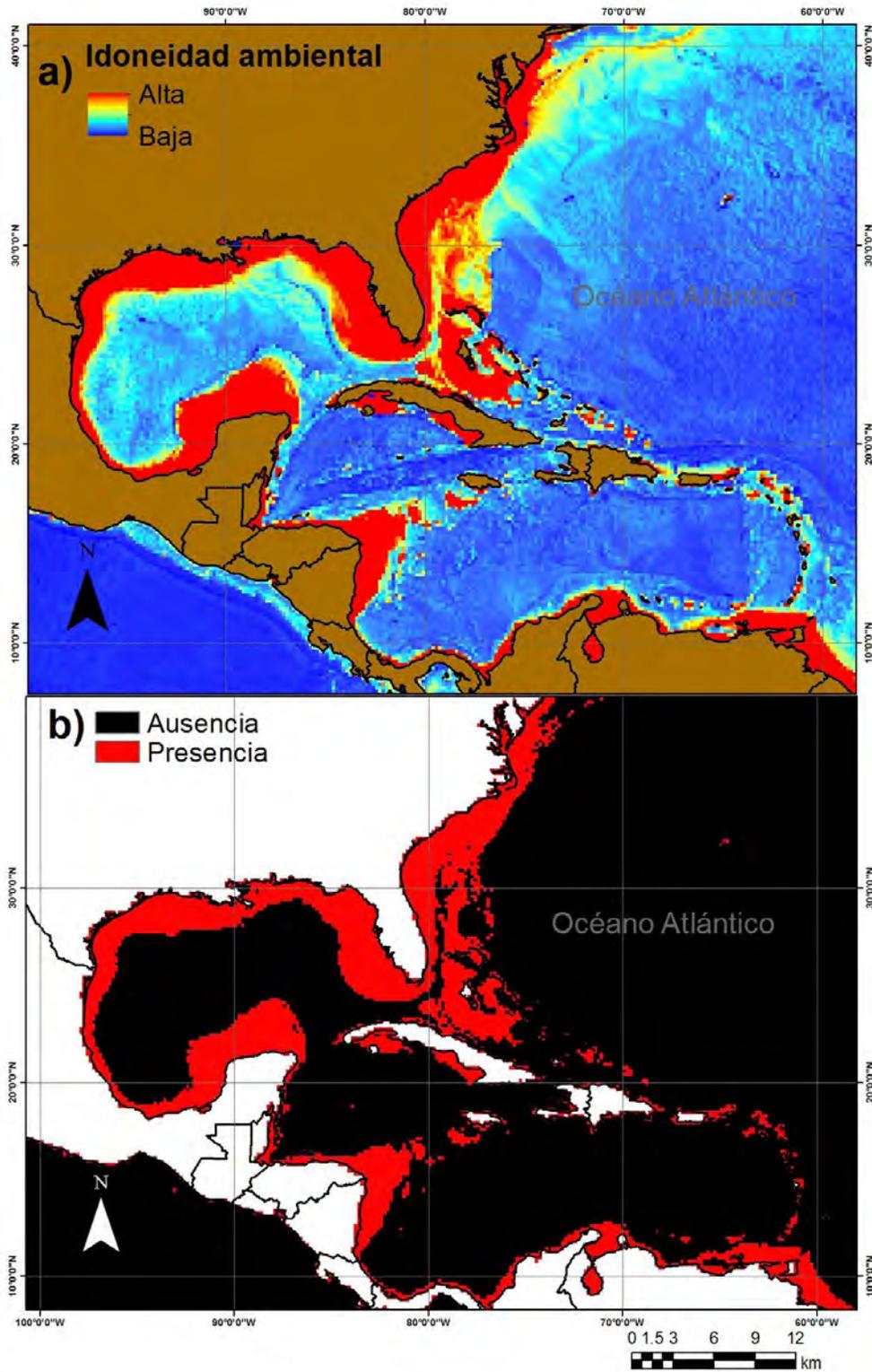


Fig. 13. Modelo de nicho ecológico de *Penaeus monodon* en el golfo de México. a) muestra la idoneidad ambiental estimada con Maxent. b) representa la presencia y la ausencia de condiciones ambientales potenciales para la supervivencia de esta especie.

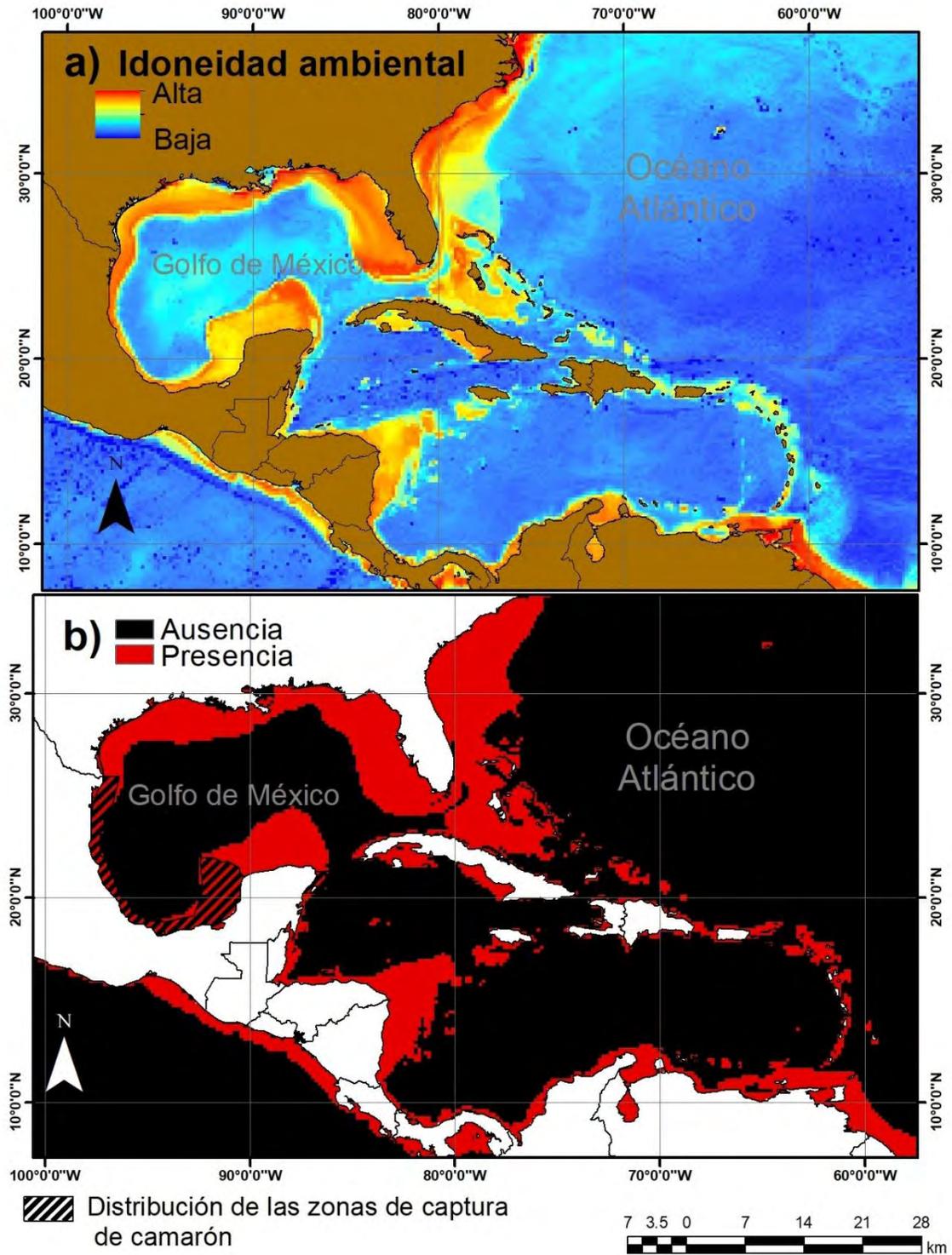


Fig. 14. Modelo de nicho ecológico de *Penaeus monodon* en el golfo de México. a) muestra la idoneidad ambiental estimada con Niche Analyst. b) representa la presencia y la ausencia de condiciones ambientales potenciales para la supervivencia de esta especie.

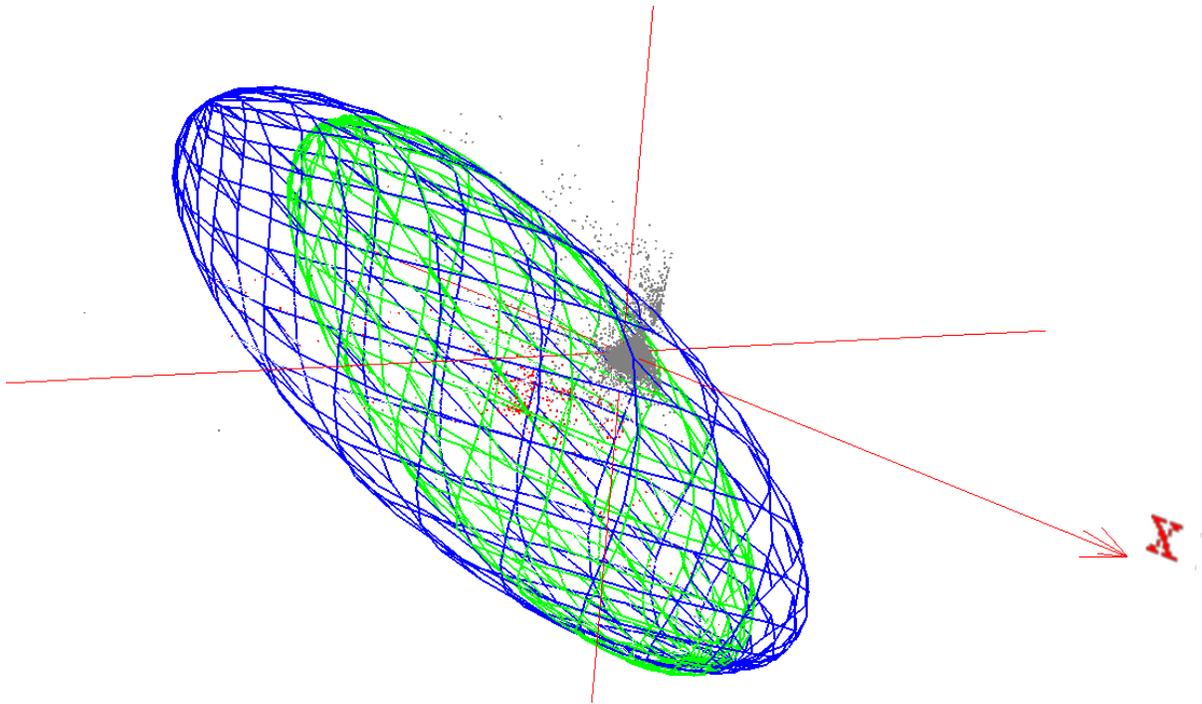


Fig. 15. Caracterización del nicho fundamental existente (N\*F- elipsoide de azul). Elipsoide de volumen mínimo (verde) representa los ambientes (No nativo) ocupados por esta especie en su zona nativa. Los puntos grises representan los entornos del mundo.

En el espacio ambiental el  $N_0$  por esta especie en su rango nativo (Fig. 13 – elipsoide verde) es más acotado que su N\*F. Sin embargo, esto no ocurre en cuanto a la representación geográfica del  $N_0$ , ya que las condiciones ambientales favorables para *Penaeus monodon* caracterizadas a partir de su rango nativo abarcan un área mayor (Fig. 15).

## Discusión

Este estudio presenta un primer acercamiento sobre la distribución potencial del camarón tigre asiático. Los modelos de distribución potencial tuvieron ajustes especie-específicos diferentes a los que están por defecto en el algoritmo, ya que se ha demostrado que al variar estos ajustes (factores de regularización y funciones), el desempeño y el sobreajuste (complejidad) de los modelos mejora en comparación con los ajustes por defecto (Warren & Seifert, 2011; Radosavljevic & Anderson, 2014).

Nuestros modelos confirman que el camarón tigre, posee la capacidad y el potencial de sobrevivir en una gran variedad de ambientes marinos; muchos de los cuáles todavía no han sido invadidos por la especie en diversas regiones del mundo. El potencial de invasión del camarón tigre es muy alto, como se muestra en nuestros mapas binarios. Esto se complementa con Tal potencial invasivo podría ser consecuencia de su amplia tolerancia ambiental, plasticidad ecológica, y competitividad (Córdoba-Murueta *et al.*, 1994; Knott *et al.*, 2012; Cintra *et al.*, 2011). Al mismo tiempo este organismo se ha encontrado en grandes sistemas de estuarios de relevancia biológica y comercial (Contreras, 1993), por ello es importante considerar la gran tolerancia térmica y de salinidades del camarón tigre. Es muy probable que los camarones tigre puedan desarrollar su ciclo de vida completo utilizando estas áreas como zonas de cría ya que, de acuerdo con Fuller *et al.*, (2014), *Penaeus monodon* presenta establecimiento de poblaciones a lo largo de la costa este de los Estados Unidos de América.

La distribución potencial de *Penaeus monodon* (Fig. 12) basado en su caracterización N<sub>O</sub>, comprende todo el Golfo de México, esto confirma nuestra hipótesis en donde se menciona que a partir de estos análisis es posible identificar en la región del Golfo de México la posible invasión del camarón tigre asiático.

### Impactos comerciales

Como se menciona anteriormente, las principales rutas de exportación provienen de los países asiáticos y la introducción en Latinoamérica y en Estados Unidos, incluyendo Hawái, fue con el propósito de su explotación acuícola (Briggs & Funge-Smith, 1996 citado por Rodríguez-Almaraz & García-Madrigal, 2014). Aunque en el caso de México, no está claro las vías de introducción (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2013). Se podría inferir que debido a las

ventajas que *Penaeus monodon* presenta sobre otras especies de camarón, tales como: 1) mayor tamaño, accediendo a un lucrativo mercado para camarones grandes, 2) y una alta tasa de reproducción (AQUACOP, 1979; Motoh, 1981) logro llegar a costas mexicanas.

Así mismo, nuestras estimaciones de idoneidad ambiental coinciden con Wakida-Kusunoki *et al.*, (2015), quienes identificaron las áreas de zona de captura de camarón en el Golfo de México y el mar caribe (Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Tabasco y Quintana Roo). Siendo la pesquería mexicana de camarón es la tercera más importante en cuanto al volumen de captura, (CONAPESCA, 2007). Adicionalmente para la península de Yucatán, Wakida-Kusunoki *et al.*, (2016) caracterizó la pesca de camarón en la zona costera de Campeche y Yucatán, en donde, la captura de camarón se realiza desde hace más de 20 años de forma artesanal. Por lo que la presencia de *Penaeus monodon* en esta zona es un problema importante y muy preocupante, debido al impacto potencial sobre tres especies, que son, de acuerdo con su orden de importancia comercial la pesca el camarón rosado *Farfantepenaeus duorarum*, el camarón rojo *Farfantepenaeus brasiliensis* y el camarón de roca *Sicyonia brevirostris*, (INP 2006).

#### Impactos a la biodiversidad

En la región del Golfo de México se encuentra grandes sistemas de estuarios importantes en términos de relevancia biológica (Morán-Silva *et al.*, 2014). De acuerdo con nuestros modelos, esta región es altamente favorable para su establecimiento, pudiendo afectar a la biodiversidad y a la supervivencia de las especies nativas de camarón (Rodríguez, 2001), a través de la competencia por los alimentos, y por el espacio (Dore & Frimodt, 1987). Debido a todas las características y ventajas antes mencionadas este camarón tiene un gran potencial de invasión, ya que, aunque en México su comercialización es casi nula, la demanda de este producto es alta en otros países.

Este trabajo reconoce ciertas limitantes tales como la sensibilidad de los modelos a la falta de datos georreferenciados, el sesgo de muestreo y descuidos de identificación en campo. De igual forma, existen pocos estudios relacionados a la distribución del camarón en México y estos se centran en temas a la genética y enfermedades, por lo que se dificulta la

obtención de información relevante para la toma de decisiones metodológicas, el desempeño de los modelos y su interpretación biológica y epidemiológica.

A pesar de estas limitaciones nuestro trabajo proporciona nuevas oportunidades para la detección temprana, predicción y prevención del arribo de especies exóticas, ayudando a las instituciones de control de vectores y el sector de pesca a identificar áreas donde el camarón tigre asiático aún no se ha registrado, pero puede estar presente. De igual forma aportan información para entender mejor este fenómeno sin altos costos de análisis, siendo fácilmente replicable y con resultados rápidos en comparación con estudios de campo. Por lo que la incorporación de otras herramientas de análisis (e.g. Maxent y NicheA) permitió aportar detalle ecológico y geográfico en las estimaciones de favorabilidad ambiental y condiciones adecuadas para el potencial establecimiento del camarón tigre. Ya que estas herramientas se han utilizado en diversos estudios enfocados a especies invasoras (e.g. Venette *et al.*, 2010; Nori *et al.*, 2011a; 2011b; Jiménez-Valverde *et al.*, 2011; Guisan *et al.*, 2013; Peterson *et al.*, 2011; Guisan *et al.*, 2014).

### **Recomendaciones**

Como respuesta ante las especies invasoras se han desarrollado diferentes medidas para controlar, contener o erradicar una gran gama de especies exóticas en las diferentes áreas afectadas en todo el mundo (Zavaleta *et al.*, 2001). De acuerdo con Wittenberg y Cock (2001), existen cuatro estrategias principales para lidiar con especies exóticas problemáticas que han establecido poblaciones en un área determinada: la erradicación, la contención, el control y la mitigación, sin embargo, diversos sectores, entre los que destaca el académico, han señalado la necesidad de darle mayor peso a implementar medidas de prevención y control (Amador-del-Ángel & Wakida-Kusunoki, 2014). Para esto:

- Se requiere la participación de diferentes instancias gubernamentales y académicas para llevar a cabo acciones estratégicas encaminadas a evitar la entrada a nuevas regiones del Golfo de México, así como, prevenir y contener la expansión de los organismos que están presentes en el territorio nacional y erradicarlas en la medida de lo posible, para evitar que afectan la biota y los ecosistemas del país.
- Es necesario aplicar programas preventivos, como el análisis de riesgo que realizó CONABIO (2017) para el camarón tigre asiático.

- Es imprescindible la adopción de medidas precautorias, como los análisis de riesgo, así como, la utilización de las de herramientas de análisis espacial, para las especies de importación comerciales que todavía no se encuentran en territorio nacional.
- En este mismo contexto, es necesario difundir listas negras (DOF: 07/12/2016) a los países cercanos, para que así se proteja toda la región ecológica.
- También es importante la aplicación de normas respecto a especies invasoras para aquellos cuerpos de agua aledaños a las áreas naturales protegidas.
- Debido a que se desconoce si existen poblaciones establecidas, es necesario realizar monitoreos en las zonas de importancia pesquera a largo plazo que permita definir tendencias poblacionales.
- Se requiere la adopción de la reglamentación internacional vigente sobre aguas de lastre.
- Es importante tomar en consideración la NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Asimismo, el acuerdo implementado por la SEMARNAT, DOF: 07/12/2016, menciona la prioridad atender las Áreas Naturales Protegidas que cuentan con cuerpos de agua continentales y marinos; en los hábitats críticos para la conservación de la vida silvestre; y en las áreas de refugio para proteger especies acuáticas, ya que el camarón tigre asiático representa una amenaza para la biodiversidad y la economía y causar severos impactos en los ecosistemas y en los servicios ambientales que proporcionan.
- Es menester implementar medidas de información a las localidades pesqueras, con ayuda de las instituciones pertinentes para lograr un futuro manejo de la especie, aunque su abundancia se desconoce.
- Es necesario dar a conocer esta información a las autoridades pertinentes y tomadoras de decisiones para evitar un daño ecológico.

## **Conclusión**

Esta es la primera vez que se utilizan modelos de nicho correlativos para investigar la invasión de *Penaeus monodon* en el Golfo de México. Estudios previos se habían centrado en describir las características fisiológicas de la especie. Asimismo, este es el primer trabajo en el que se evalúa el potencial de invasión del camarón tigre asiático mediante modelos de nicho. Se empleó una aproximación basada en envolturas multidimensionales (elipsoides y poliedros) sustentadas en teoría ecológica y fisiológica.

Los modelos de distribución potencial permiten tener una aproximación de las regiones en las cuales se prestar vital atención por la importancia comercial que representan los camarones nacionales que se encuentran expuestas en México. Pudiendo modificar el ecosistema por el potencial contacto entre otras estas especies.

Nuestros modelos ayudarán a las instituciones pesqueras a identificar áreas donde *Penaeus monodon* aún no se ha registrado, pero donde puede estar presente. Hacemos hincapié en que el Golfo de México tiene condiciones ambientales que potencialmente permiten la supervivencia del camarón tigre.

Finalmente, como Manejador Sustentable de zonas costeras, considero que este trabajo es una herramienta fundamental como medida de prevención, para esta especie, ya que la especie no presenta poblaciones establecidas y de acuerdo con los modelos, en muchos de los ambientes no se han reportado avistamientos, más sin embargo son adecuados para su establecimiento. En donde se pueden realizar estudios de monitoreos para la detención temprana.

## Bibliografía

- Aguado N.G. & J. Sayegh, 2007. Presencia del camarón tigre gigante *Penaeus monodon* (crustacea, penaeidae) en la costa del estado Anzoátegui, Venezuela. Bolívar Instituto de Oceanografía, 46(2): 107-111.
- Amador-del-Ángel, L. E., & Wakida-Kusunoki, A. T. (2014). Peces invasores en el sureste de México. Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, DF, 425-433.
- Anderson, R. P. (2013). A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297(1), 8-28.
- Araújo, M., Thuiller, W. y Pearson, R. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*. 33:1712-1728. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.
- Arreguín-Sánchez, F., & Arcos-Huitrón, E. (2011). La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*, 21(3), 431-462.
- Bahn, V. & B.J.McGill. (2013). Testing the predictive performance
- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón, & F. Villalobos. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222:1810-1819.
- Bell Graham. (1982). *The Masterpiece of Nature: the Evolution and Genetics of Sexuality*. Croom Helm, London.
- Benzei J.A.H., (2000). Population genetic structure in penaeid prawns. *Aquaculture Research*, 31: 95-119.
- Boschi, E. E. (1974). *Biología de los crustáceos cultivables en América Latina*. Food and Agriculture Organization of the United States.
- Branford, J.R. (1981). Sediment and distribution of penaeid shrimp in the Sudanese Red Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 349–354.
- Campbell, C. & Heck, W. (1997). An ecological perspective on sustainable development. *Principles of sustainable development*, 47-67.
- Chapman, R. W., Browdy, C. L., Savin, S., Prior, S., & Wenner, E. (2004). Sampling and evaluation of white spot syndrome virus in commercially important Atlantic penaeid shrimp stocks. *Diseases of aquatic organisms*, 59(3), 179-185.
- Cintra I.H.A., Paiva K.S., Botelho M.D.N. y Silva K.C.A. (2011). Presence of *Penaeus monodon* in the continental shelf of the State of Para, Northern Brazil (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Revista de Ciências Agrárias. Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 54 (3):314–317.
- Coelho P.A., M.C. Ferrao-Santo and M. Ramos-Porto, (2001). Ocorrência de *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 no litoral dos estados de Pernambuco e Alagoas (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Boletín Técnico Científico*, 9(1): 149-153.
- Colwell, R. K. y Rangel, T. F. (2009). Hutchinson's duality: the once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106, 19644–19650.
- CONABIO. (2017). Análisis de riesgo Rápido de *Penaeus monodon*. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México DF.

- CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de acceso. URL: <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>.
- CONAPESCA. 2007. Anuario estadístico de Pesca. México. [http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario\\_2007](http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario_2007)
- Córdoba-Murueta, J. H., Acosta-Ruíz, M. de J. & Voltolina-Lobina, D. (1994). Primer registro de *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) en las costas de Sinaloa, México. Rev. Invest. Científica, 5 (1), 31-32.
- Crooks, Jeffrey A. (2009). Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience*, 316-329.
- Dall, W., Rothlisberg, P.C., Staples, D.J. & Hill, B.J. (1990). *Advances in marine biology: biology of the Penaeidae*, Vol. 27. Elsevier Science & Technology Books, Oxford, UK (United Kingdom), 489 pp.
- Dalsgaard, A. 1998. The occurrence of human pathogenic *Vibrio* spp. and *Salmonella* in aquaculture. *International Journal of Food Science and Technology*, 33(2): 127–138.
- de Freitas, A.J. (1986). Selection of nursery areas by six southeast African Penaeidae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23: 901–908.
- Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing; 2014.
- Dore, I. & Frimodt, C. (1987). *An illustrated guide to shrimp of the world*. New York, Van Nostrand Reinhold, 232p.
- Duda Jr, T.F. & Palumbi, S.R. (1999). Population structure of the black tiger prawn, *Penaeus monodon*, among western Indian Ocean and western Pacific populations. *Marine Biology*, 134(4): 705–710.
- Dukes, Jeffrey S, & Mooney, Harold A. (2004). Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista chilena de historia natural*, 77(3), 411-437.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Elton, C. *Animal Ecology*. (1927). Sedgwick and Jackson, London.
- Escobar, L. E., H. Qiao, and A. T. Peterson. (2016). Forecasting Chikungunya spread in the Americas via data-driven empirical approaches. *Parasites & Vectors* 9:1.
- Faleiro, F., Machado, R. y Loyola, R. (2013). Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol Conserv.* 158:248-257. doi: 10.1016/j.biocon.2012.09.020.
- FAO (2016). GLOBEFISH. Globefish highlights.
- FAO, (2014). Cultured aquatic species information programme. *Penaeus monodon* cultured aquatic species information programme. Text by Kongkeo, H. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Penaeus\\_monodon/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Penaeus_monodon/en) (ultimo acceso 20/09/2017).
- FAO. (1970). Synopsis of the biological data on the jumbo tiger prawn *Penaeus monodon* Fabricius, 1798, by K.H. Mohamed, FAO Fisheries Synopsis No.93. In M.N. Mistakidis, ed. *Proceedings of the World Scientific Conference on the Biology and Culture of Shrimps and Prawns*. Mexico City, Mexico, 12–21 June 1967, pp. 1251–1266. FAO Fisheries Report, 57(4).

- FAO. (1980). FAO species catalogue. Vol. 1, Shrimps and prawns of the world: an annotated catalogue of species of interest to fisheries, by L.B. Holthuis, FAO Fisheries Synopsis No. 125, Vol. 1. Rome, FAO. 270p.
- FAO. (2017g). Global aquaculture production dataset 1950–2015 (FishstatJ). Available at: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac232e/AC232E00.htm>.
- FAO. 1985a. Shrimp hatchery design, operation and management, by P. Kungvankij, L.B. Tiro, Jr., B.J. Pudadera, Jr., I.O. Potestas, K.G. Corre, E. Borlongan, G.A. Talean, L.F. Bustilo, E.T. Tech, A. Unggui & T.E. Chua. NACA Training Manual Series No. 1, 95 pp. Bangkok, Network of Aquaculture Centres in Asia, Regional Lead Centre in the Philippines (available at <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac232e/AC232E00.htm>).
- FAO. (2006a). *Regional review on aquaculture development. Asia and the Pacific-2005*. FAO Fisheries Circular No. 1017/3. 97pp.
- FAO. (2006b). *Regional review on aquaculture development. Latin America and the Caribbean - 2005*. FAO Fisheries Circular No. 1017/3. 97pp.
- Fausto-Filho J., 1987. Registro da captura de *Penaeus monodon* Fabricius no litoral do estado do Maranhão, Brasil (Crustacea: Penaeidae). Arquivos Ciência Marinas, 26: 81-82.
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. Environmental Conservation, 24, 8–49.
- Giménez-Hurtado E., L. Pérez-Jar, B. Jaime-Ceballos, I. Fraga-Castro, R. Jiménez-Cabrera, D. Cabrera-Vilaon and A. Moreno-Urquiza, (2013). Capturando el camarón tigre *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) en las costas de Cuba. El Bohío, boletín electrónico 3:2 <http://www.cienciaybiologia.com> (último acceso 20/09/2017).
- Goldburg, R., y T. Triplett. (1997). *Murky waters*. Environmental Defense Fund, Nueva York.
- Gómez-Lemos L.A. and N. Hernando-Campos, 2008. Presencia de *Penaeus monodon* Fabricius (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) en aguas de La Guajira Colombiana. Boletín de Investigaciones Marino Costeras, 37(2): 221–225.
- Grey, D.L., Dall, W. & Baker, A. (1983). A guide to the Australian penaeid prawns. Darwin, NT Department of Primary Production, 140 pp.
- Grinnel, Joseph. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. The Auk, 34:427–433.
- Guisan, A., B. Petitpierre, O. Broennimann, C. Daehler, and C. Kueffer. (2014). Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 29:260-269.
- Guisan, A., R. Tingley, J. B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P. R. Sutcliffe, A. I. Tulloch, T. J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden, and C. Mantyka-Pringle. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology Letters 16:1424-1435.
- Gutiérrez, F. P. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras: propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. Radiology, 143, 29–36.
- Hudinaga, M. (1942). Reproduction, development and rearing of *Penaeus japonicus* Bate. Japanese Journal of Zoology, 10(2): 305–394.

- Hutchinson, G. (1957). Concluding Remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22(0):415–427.
- INP. (2006). Fundamento técnico para el establecimiento de vedas a la pesca de camarón en el Golfo de México y Mar Caribe (2006). Informe Técnico. Instituto Nacional de la Pesca.
- Jiménez-Valverde, A., A. T. Peterson, J. Soberón, J. Overton, P. Aragón, and J. M. Lobo. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13:2785-2797.
- Joyner, T., Lukhnova, L., Pazilov, Y., Temiralyeva, G., Hugh-Jones, M., Aikimbayev, A. y Blackburn, J. (2010). Modeling the potential distribution of *Bacillus anthracis* under multiple climate change scenarios for Kazakhstan. *PloS one*. 5(3):1-15. doi: 10.1371/journal.pone.0009596
- Kenway, M. & Hall, M.R. (2002). The supply of black tiger prawn broodstock for aquaculture. Australian Institute of Marine Science. (available at [www.aims.gov.au/pages/research/prawns/tiger-prawns/btp-broodstock/btp-broodstock-00.html](http://www.aims.gov.au/pages/research/prawns/tiger-prawns/btp-broodstock/btp-broodstock-00.html)).
- Knott D.M., P.L. Fuller, A.J. Benson and M.E. Neilson, (2014). *Penaes monodon*. USGS nonindigenous aquatic species database, Gainesville, FL, USA. On line <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1209> (último acceso 20/09/17).
- Koleff, P., González, A. I., & Born-Schmidt, G. (2010). Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 94.
- Korsu, Kai, Huusko, Ari, & Muotka, Timo. (2008). Ecology of alien species with social reference to stream salmonids. *Boreal environment research*, 13.
- Krueger, C., y B. May. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:66-77.
- Kueffer, C., P. Pyšek, and D. M. Richardson. 2013. Integrative invasion science: model systems, multi-site studies, focused meta-analysis and invasion syndromes. *New Phytologist* 200:615-633.
- Lafferty, K. (2009). The ecology of climate change and infectious diseases. *Ecology*. 90:88-900. doi: 10.1890/08-0079.1
- Lemes. P. y Loyola, R. (2013). Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. *PloS one*. 8(1):1-10. doi: doi.org/10.1371/journal.pone.0054323.
- Lightner, D. V. (1996). A handbook of shrimp pathology and diagnostic procedures for diseases of cultured penaeid shrimp.
- Lobo, J.M., Jimenez-Valverde, A. & Real, R. (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology & Biogeography*, 17, 145–151.
- Lodge, David M. (1993). Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in ecology & evolution*, 8(4), 133-137.

- López-Darias, M., Lobo, J.M. & Gouat, P. (2008) Predicting invasive species potential distribution: the exotic Barbary ground squirrel in the Canarian Archipelago and west Mediterranean region. *Biological Invasions*, 10, 1027–1040.
- López-Martínez, J., Vazquez, S. H., Valdivia, E. H., Romero, J. R., & Chávez, E. A. (2008). Influencia ambiental en la pesquería de camarón. DE MÉXICO, 115.
- Manchester, S. J. & Bullock, J. M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*. 37 (5): 845-864.
- Marte CL (1980) The food and feeding habit of *Penaeus monodon Fabricius* collected from Makato River, Aklan, Philippines (Decapoda Natantia). *Crustaceana* 38: 225–236, <http://dx.doi.org/10.1163/156854080X00139>.
- Martínez, P., Andrade, M. y Bidau, C. (2017). Potential effects of climate change on the risk of accidents with poisonous species of the genus *Tityus* (Scorpiones, Buthidae) in Argentina. *PeerJ Preprints*. doi: 10.7287/peerj.preprints.2829v1
- Martínez-Meyer, E., D. F. Díaz-Porras, A. T. Peterson, and C. Yañez-Arenas. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology Letters* 9:20120637.
- Mendoza, R. 2001. Engaging the industry: Examples from aquaculture in Mexico, en Preventing the introduction and spread of aquatic invasive species in North America: Workshop Proceedings, 28 a 30 de marzo de 2001. Commission for Environmental Cooperation of North America, pp. 9-10.
- Merow, C., Smith, M. & Silander, J.A. (2013) A practical guide to Maxent: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36, 1–12.
- Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD (2008) Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(9): 485–492, <http://dx.doi.org/10.1890/070064>.
- Monreal Gómez, M.A. & D.A. Salas-de-León. (1997). Circulación y estructura termohalina del Golfo de México, en M.F. Lavín (ed.), Contribuciones a la oceanografía física en México. Monografía 3. Unión Geofísica Mexicana, México, 183-199p.
- Monreal-Gómez, M. A., D. A. Salas-de-León y A. Gracia-Gasca. (2004). Golfo de México circulación y productividad. *Ciencias*, 76: 24-33.
- Mooney, H. A. & Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 98 (10): 5446-5451.
- Moran-Silva, Ángel., Jiménez-Badillo, María de Lourdes., Cházaro-Olvera, Sergio., Meiners, César., Galindo-Cortes, Gabriela., Oviedo Pérez, Jorge Luis., 2014. Primer registro de *Penaeus monodon*. BIOCYT, FES Iztacala, UNAM, 7(28): 509-514.
- Motoh, H. & Buri, P. (1981). Identification of postlarvae of the genus *Penaeus* appearing in shore waters. *Researches on Crustacea (Japan)*, 11: 86–94 (available at [ci.nii.ac.jp/vol\\_issue/nels/AN0008054X/ISS0000150991\\_en.html](http://ci.nii.ac.jp/vol_issue/nels/AN0008054X/ISS0000150991_en.html)).
- Motoh, H. (1979). Larvae of decapod Crustacea of the Philippines – III Larval development of the giant tiger prawn, *Penaeus monodon* reared in the laboratory. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45(10): 1201–1216.
- Muscarella, R., Galante, P. J., Soley-Guardia, M., Boria, R. A., Kass, J. M., Uriarte, M., & Anderson, R. P. (2014). ENM eval: An R package for conducting spatially

- independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1198-1205.
- Musig, Y. & Boonnom, S. (1998). Low salinity culture of *Penaeus monodon* Fabricius and its effect on the environment, p123. In T.W. Flegel, ed. *Advances in shrimp biotechnology*. Bangkok, National Center for Genetic Engineering and Biotechnology.
- Myles Hollander and Douglas A. Wolfe (1973), *Nonparametric Statistical Methods*. New York: John Wiley & Sons. Pages 115–120.
- Nori, J., Akmentins, M., Ghirardi, R., Frutos, N. y Leynaud, G. (2011a). American bullfrog invasion in Argentina: Where should we take urgent measures? *Biodivers Conserv.* 20(5):1125-1132. doi: 10.1007/s10531-011-0014-3
- Nori, J., Carrasco, P. y Leynaud, G. (2013). Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change*. 122:67-80. doi: 10.1007/s10584-013-1019-6
- Nori, J., Carrasco, P. y Leynaud, G. (2013). Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change*. 122:67-80. doi: 10.1007/s10584-013-1019-6
- Nori, J., Urbina-Cardona, J., Loyola, R., Lescano, J. y Leynaud, G. (2011b). Climate change and American bullfrog invasion: What could we expect in South America? *PloS one*. 6(10):1-8. doi: 10.1371/journal.pone.0025718.
- Ocampo, A. T. (2005). Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México. *Golfo de México*, 25.
- Overstreet, R.M., Lightner, D.V., Hasson, K.W., McIlwain, S. & Lotz, J.M. 1997. Susceptibility to Taura syndrome virus of some penaeid shrimp species native to the Gulf of Mexico and the Southeastern United States. *Journal of Invertebrate Pathology*, 69(2):165-176.
- Owens, H. L., L. P. Campbell, L. L. Dornak, E. E. Saupe, N. Barve, J. Soberón, and A. T. Peterson. (2013). Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling* 263:10-18.
- Panikkar, N. K. & Menon, M. K. (1956). Prawn fisheries of India [Pesquerias de camarones]. *Proc. Indo-Pacif. Fish. Coun*, 6 (2-3), 328-344.
- Pearman, P. B., A. Guisan, O. Broennimann, and C. F. Randin. 2008. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 23:149-158.
- Perez-Farfante I. and B. Kensley, 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera. *Memoires du Museum National D'histoire Naturelle*, Paris, France.
- Peterson, A. T., M. Papeş, and J. Soberón. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling. *Ecological Modelling* 213:63-72.
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)* (Vol. 56). Princeton University Press.
- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.

- Polechová, J & Storch, David. (2008). Ecological niche. In S. E. Jorgensen and B. D. Fath, editors, *Encyclopedia of Ecology*, pages 1088–1097. Oxford: Elsevier, 2 edition.
- Porcasi, X., Rotela, C., Introini, M., Frutos, N., Lanfri, S., Peralta, G., De Elia, E., Lanfri, M. y Scavuzzo, C. (2012). An operative dengue risk stratification system in Argentina based on geospatial technology. *Geospatial Health*. 6(3):31-42. doi: 10.4081/gh.2012.120
- Qiao, H., A. T. Peterson, L. P. Campbell, J. Soberón, L. Ji, and L. E. Escobar. 2016. NicheA: Creating virtual species and ecological niches in multivariate environmental scenarios. *Ecography*.
- Radosavljevic, A. y Anderson, R. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*. 41:629-643. doi: 10.1111/jbi.12227
- Richardson, D. M. and P. Pyšek. (2008). Fifty years of invasion ecology—the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14:161-168.
- SAGARPA (2013). Suspende SAGARPA importación de camarón de naciones asiáticas para proteger producción del país. [online] Available at: [http://170.80.31.82:82/bases/aaapumac/aaapumac2013.nsf/b3287bb975c3738086256e1600077d7/d52f2bb22838a12186257b650075f467/\\$FILE/restriccion%20import%20camaron%20ASIA.pdf](http://170.80.31.82:82/bases/aaapumac/aaapumac2013.nsf/b3287bb975c3738086256e1600077d7/d52f2bb22838a12186257b650075f467/$FILE/restriccion%20import%20camaron%20ASIA.pdf) [Accessed 29 Nov. 2018].
- Saupe, E., Papes, M., Selden, P. y Vetter, R. (2011). Tracking a medically important spider: Climate change, ecological niche modeling, and the brown recluse (*Loxosceles reclusa*). *PLoS One*. 6(3):1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0017731
- Saupe, E., V. Barve, C. Myers, J. Soberón, N. Barve, C. Hensz, A. Peterson, H. Owens, and A. Lira-Noriega. 2012. Variation in niche and distribution model performance: the need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling* **237**:11-22.
- Sax, D. F., J. J. Stachowicz, J. H. Brown, J. F. Bruno, M. N. Dawson, S. D. Gaines, R. K. Grosberg, A. Hastings, R. D. Holt, & M. M. Mayfield. (2007). Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:465-471.
- Sbrocco, E. J. and Barber, P. H. (2013) MARSPEC: ocean climate layers for marine spatial ecology. *Ecology* 94: 979. doi:10.1890/12-1358.1
- Schüttler, E. y C.S. Karez. 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo.
- Silas. E.G., Muthu M.S., Pillai, N.N. & George, K.V. (1978). Larval development – *Penaeus monodon* Fabricius. *Bulletin of the Central Marine Fisheries Research Institute*, 28: 2–12.
- Soberón, J. y Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics (Supplement 1)*, 2. ISSN 15469735. Recuperado de: <https://journals.ku.edu/jbi/article/view/4>
- Soto M., M. (2015). Especie invasora de camarón ya está presente en Costa Rica. *La Nación*. Consultado en octubre 2018 en: [http://www.nacion.com/vivir/ambiente/Especie-invasora-presente-CostaRica\\_0\\_1481051925.html](http://www.nacion.com/vivir/ambiente/Especie-invasora-presente-CostaRica_0_1481051925.html).

- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. A. X., ... & Martin, K. D. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *AIBS Bulletin*, 57(7), 573-583.
- Tatem, A.J., Hay, S.I. & Rogers, D.J. (2006) Global traffic and disease vector dispersal. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 6242–6247.
- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M. B., & Lavorel, S. (2004). Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*, 27(2), 165-172.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Sykes, M. T., & Araújo, M. B. (2006). Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12(1), 49-60.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. & Rouget, M. (2005) Niche-based modelling as a tool for *virgifera virgifera*: a bio-economic approach. *Journal of Applied Entomology*, 134, 395–408.
- Townsend Peterson, A., Papeş, M., & Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30(4), 550-560.
- Tyberghein, L., H. Verbruggen, K. Pauly, C. Troupin, F. Mineur, and O. De Clerck. 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21:272-281.
- Venette, R. C., D. J. Kriticos, R. D. Magarey, F. H. Koch, R. H. Baker, S. P. Worner, N. N. G. Raboteaux, D. W. McKenney, E. J. Dobesberger, and D. Yemshanov. (2010). Pest risk maps for invasive alien species: a roadmap for improvement. *Bioscience* 60:349-362.
- Wakida-Kusunoki A.T, R.I. Rojas-González, A. González-Cruz, L.E. Amador-Del Angel, J.L. Sánchez-Cruz and N.A. López-Tellez, (2013). Presence of giant shrimp *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 on the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *BioInvasions Records*, 2(4): 325-328.
- Wakida-Kusunoki, A. T., Arreguín-Sánchez, F., González-Cruz, A., & Ponce-Palafox, J. T. (2010). Análisis de la distribución espacial del esfuerzo pesquero de la flota camaronera mexicana en el Golfo de México y el mar Caribe por medio del sistema satelital de monitoreo de embarcaciones.
- Wakida-Kusunoki, A. T., De Anda-Fuentes, D., & López-Téllez, N. A. (2016). Presence of giant tiger shrimp *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) in eastern Peninsula of Yucatan coast, Mexico/Presencia del camarón tigre *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) en el oriente de la costa de la Península de Yucatán, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(1), 155.
- Wakida-Kusunoki, A. T., De Anda-Fuentes, D., & López-Téllez, N. A. (2016). Presence of giant tiger shrimp *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) in eastern Peninsula of Yucatan coast, Mexico/Presencia del camarón tigre *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) en el oriente de la costa de la Península de Yucatán, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(1), 155.
- Wakida-Kusunoki, A. T., Rojas-González, R. I., Toro-Ramírez, A., Medina-Quijano, H. A.,

- Wakida-Kusunoki, A. T., Rojas-González, R. I., Toro-Ramírez, A., Medina-Quijano, H. A., Cruz-Sánchez, J. L., Santana-Moreno, L. D., & Carrillo-Nolasco, I. (2016). Caracterización de la pesca de camarón en la zona costera de Campeche y Yucatán. *Revista Ciência e Pesquisa Unifor*, 24, 3-13.
- Warren, D. y Seifert, S. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*. 21(2):335-342. doi: 10.1890/10-1171.1
- Wittenberg, R., y M.J.W. Cock. (eds.). 2001. Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford, pp. xvii-228. [www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/e](http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/e)
- Yackulic, C.B., Chandler, R., Zipkin, E.F., Royle, J.A., Nichols, J.D., Campbell Grant, E.H. *et al.*, (2013) Presence-only modelling using Maxent: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 236–243.
- Yañez-Arenas, C., A. T. Peterson, K. Rodríguez-Medina, and N. Barve. 2015. Mapping Current and Future Potential Snakebite Risk in the New World. *Climatic Change* DOI:10.1007/s10584-015-1544-6.
- Yañez-Arenas, C., Díaz-Gamboa, L. Rodríguez-Pérez, A., Salmerón-Flores, A., PatrónRivero, C., López-Reyes, K., Rodríguez-Silva, E. & Buenfil-Ávila, A. 2016. Análisis de riesgo de tortugas con potencial invasor en México. Informe final entregado a la CONABIO y al PNUD en el marco del proyecto GEF 0089333 “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”. Unidad Académica de Yucatán -UNAM, México. 55 pp. + 5 Anexos.
- Yañez-Arenas, C., Martínez-Meyer, E., Mandujano, S., & Rojas-Soto, O. (2012). Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos*, 121(12), 2081-2089.
- Yañez-Arenas, C., Peterson, A., Mokondoko, P., Rojas-Soto, O. y Martínez-Meyer, E., (2014). The use of ecological niche modeling to infer potential risk areas of snakebite in the Mexican state of Veracruz. *PLoS One*. 9(6):1-9. doi: 10.1371/journal.pone.0100957
- Yañez-Arenas, C., Peterson, A., Rodríguez-Medina, K. y Barve, N. (2015). Mapping current and future potential snakebite risk in the new world. *Climatic Change*. 134(4):697-711. doi: 10.1007/s10584-015-1544-6.
- Zavaleta, E.S., R.J. Hobbs y H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends Ecol. Evol.* 16(8):454-459.